

**Pro gradu -tutkielma**

**Luontoarvojen ennustaminen  
ja huomiointi maankäytön suunnittelussa  
päiväperhosten (*Hesperioidea, Papilionoidea*) avulla**

**Anni Ala-Mettälä**



**Jyväskylän yliopisto**

Bio- ja ympäristötieteiden laitos

Ympäristötiede ja -teknologia

31.11.2011

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

Ala-Mettälä Anni: Luontoarvojen ennustaminen ja huomiointi maankäytön suunnittelussa päiväperhosten (*Hesperioidea*, *Papilionoidea*) avulla

Pro gradu -tutkielma: 51 s., 2 liitettä (6 s.)  
Työn ohjaajat: Professori Markku Kuitunen, FT Anssi Lensu  
Tarkastajat: FT Anssi Lensu, FT Anne Laita  
Marraskuu 2011

---

Hakusanat: Habitaatti, ekologinen ympäristöluokitus, GIS, luonnonsuojelu, paikkatieto, ympäristötyyppi

## TIIVISTELMÄ

Tämän tutkimuksen tarkoituksena oli tarkastella harvinaisuuden ja uhanalaisuuden käsitteitä, sekä lajien ja luontotyyppien yhteiskunnallisen kokonaisarvon muodostumista. Tavoitteena oli arvioida erilaisia menetelmiä, joilla luontoarvoja voisi ottaa huomioon maankäytön suunnittelussa. Keskeisessä osassa oli ekologisen ympäristöluokituksen kehittäminen ja tarkentaminen. Päiväperhosten on arvioitu olevan hyvä indikaattorilajiryhmä, jolloin niiden elinympäristöjä suojelemalla tulisi suojelluksi paljon muitakin lajeja. Tutkimuksessa etsittiin Suomen päiväperhoslajistolle arvokkaimpia elinympäristötyyppejä kirjallisuuteen perustuneen tietokannan sekä paikkatietotarkastelun avulla.

Tietokanta päiväperhosten suosimista luontotyypeistä koottiin perustuen kirjallisuudessa lajeille ensimmäisinä mainittuihin kahteen ympäristötyyppiin. Nämä tyypit kirjattiin ylös, minkä lisäksi tietokantaan kerättiin tiedot lajien yleisyydestä ruutuhavaintoihin perustuen, uhanalaisuusluokituksesta sekä lajin asemasta Suomessa. Tärkeimpiä elinympäristöjä tutkittiin pylväsdiagrammien avulla. Tulosten perusteella tärkein elinympäristö päiväperhosille oli lehtoniityt riippumatta siitä, otettiin siellä elävien lajien yleisyys, uhanalaisuus tai kotimaisuusaste painottamalla erityisesti huomioon. Tärkeimpiin elinympäristöihin kuuluivat myös viljelymaot ja pellon sekä tien- ja radanpienareet. Rämeeet olivat tärkeitä Suomen paikallisille perhoslajeille ja tunturit uhanalaisille lajeille. Tulokset olivat muun kirjallisuuden sekä lähtöoletusten mukaiset.

Paikkatietotarkastelua varten rakennettiin karttataso Keski-Suomesta, johon tulivat päiväperhosten ruutuhavaintojen lisäksi tiedot näillä ruuduilla olevien vesistöjen, niittyjen ja puistojen sekä tien- ja pellonpienareiden pinta-aloista. Karttatason perusteella tutkittiin, onko sellaisilla ruuduilla, joilla on tehty paljon päiväperhoshavaintoja, myös paljon perhosille tärkeitä elinympäristötyyppejä. Tärkeimpänä tuloksena tilastollisista analyyseistä saatiin, että havaintopäivien lukumäärä vaikutti tehtyihin perhoshavaintoihin enemmän, kuin mikään muodostettu pinta-alamuuttuja. Lisäksi puistojen sekä tienpienareiden pinta-ala pystyi jonkin verran selittämään havaintojen jakautumista. Tuloksiin vaikutti huomattavasti aineiston ei-systemaattinen keruutapa sekä havaintoruutujen suuri koko verrattuna pienipiirteiseen maastoon.

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

Ala-Mettälä Anni: Valuing nature and taking it into consideration in land use planning through butterflies (*Hesperioidea, Papilionoidea*)

Master thesis: 51 p., 2 appendices (6 p.)  
Supervisors: Professor Markku Kuitunen, PhD Anssi Lensu  
Inspectors: PhD Anssi Lensu, PhD Anne Laita  
November 2011

---

Key words: Conservation, habitats, habitat ranking method, GIS, nature type

## ABSTRACT

The objective of this thesis was to examine the concepts of rarity and endangerment as well as the way the total value of species and nature types is formed in a society. The aim was to evaluate how nature values could be taken into account in land use planning by different methods. Central part of the study was to evolve a habitat ranking method. Butterflies are acknowledged as good indicator species meaning that by protecting their habitats many other species would be protected at the same time. In this study, the most valuable habitats of Finnish butterflies were looked for through literature based database and GIS-study.

The database of the most important habitats of Finnish butterflies was compiled from literature. Habitat types, species frequency, endangerment and species current status in Finland were recorded for each species. The most valuable habitats were examined through charts. The grove meadows were the most important habitat for Finnish butterflies. Also arable lands and rail- and roadsides were important for butterflies. Pine swamps were especially important for the local Finnish butterfly species and mountains in Lapland for endangered butterfly species. The results achieved were along the same lines with the hypothesis of this study and previous literature.

In the GIS based part of this study a map layer of Central-Finland was built. Map layer consisted of the observation data of butterflies as well as the areas of waterways, meadows and parks, rail- and roadsides in Central-Finland. By means of the map layer it was studied if the total number of butterflies observed in an area would indicate the amount of important habitat types for butterflies in the same area. The most important result from the statistical analysis was that the observing effort was the main factor explaining the variation of the butterfly observations. In addition the area of parks and roadsides could explain the regional differences in butterfly observations to some extent. The results were greatly affected by the non-systematic way the butterfly observation data was collected and the large size of observation squares compared to the small scale variation of nature types inside the square.

# SISÄLLYSLUETTELO

<b>1 JOHDANTO</b> .....	<b>1</b>
<b>2 TUTKIMUKSEN TAUSTAA</b> .....	<b>3</b>
2.1 Luontoarvot ja niiden muodostuminen.....	3
2.1.1 Luontoarvot.....	3
2.1.2 Harvinaisuus ekologisena ominaisuutena .....	4
2.1.3 Lajien uhanalaisuus.....	5
2.1.4 Luontotyyppien uhanalaisuus .....	8
2.1.5 Luonnon taloudellinen arvottaminen .....	10
2.1.6 Luontoarvot lainsäädännössä.....	11
2.2 Luontoarvojen huomiointi maankäytön suunnittelussa .....	12
2.2.1 Luonnonsuojelusuunnittelu.....	12
2.2.2 Paikkatiedon käyttäminen luonnonsuojelussa .....	13
2.2.3 Ekologinen ympäristöluokitus .....	15
2.3 Päiväperhoset monimuotoisuuden ilmentäjinä.....	16
2.3.1 Biodiversiteetti-indikaattorien käyttö suojelusuunnittelussa .....	16
2.3.2 Päiväperhosten elinympäristöt .....	17
2.3.3 Päiväperhosten elinympäristöjen luokittelun erityispiirteet .....	18
2.3.4 Uhanalaiset päiväperhoset Suomessa .....	18
<b>3 AINEISTO JA MENETELMÄT</b> .....	<b>19</b>
3.1 Päiväperhostietokanta.....	19
3.1.1 Tietokannan kokoaminen.....	19
3.1.2 Tietokannan sisältö .....	19
3.1.4 Aineiston analysointi .....	21
3.2 Paikkatietotarkastelu.....	23
3.2.1 Aineistot.....	23
3.2.1 Aineiston analysointi .....	24
<b>4 TULOKSET</b> .....	<b>28</b>
4.1 Päiväperhosille tärkeimmiksi luokitellut elinympäristöt.....	28
4.2 Päiväperhosten elinympäristöt Keski-Suomessa .....	37
<b>5 TULOSTEN TARKASTELU</b> .....	<b>39</b>
5.1 Päiväperhosille tärkeimmät elinympäristöt .....	39
5.2 Päiväperhosten alueellinen jakautuminen ja paikallinen runsaus.....	41
5.3 Tutkimusmenetelmän arvo osana maankäytön suunnittelua .....	43
<b>6 JOHTOPÄÄTÖKSET</b> .....	<b>45</b>
<b>KIITOKSET</b> .....	<b>46</b>
<b>KIRJALLISUUS</b> .....	<b>47</b>
<b>LIITTEET</b>	

## 1 JOHDANTO

Biodiversiteetti on eliöyhteisöjen sekä siellä elävien eliölajien välistä ja sisäistä monimuotoisuutta, jonka ylläpitämiseksi ja suojelemiseksi toimitaan maailmanlaajuisesti. Suomi on sitoutunut osana kansainvälistä yhteisöä suojelemaan biodiversiteettiä biologista monimuotoisuutta koskevan yleissopimuksen (Biodiversiteettisopimus, SopS 78/1994) sekä Euroopan luonnonvaraisen kasviston ja eläimistön sekä niiden elinympäristöjen suojelusta tehdyn yleissopimuksen (Bernin sopimus, SopS 29/1986) mukaisesti. Suomen perustuslain (731/1999) mukaan vastuu luonnosta, sen monimuotoisuudesta, ympäristöstä sekä kulttuuriperinnöstä kuuluu kaikille.

Yhdistyneiden kansakuntien biodiversiteettisopimuksen päätavoitteet ovat biodiversiteetin suojelu ja kestävä käyttö sekä geenivaroista saatavien hyötyjen tasapuolinen ja oikeudenmukainen jako (Ympäristöministeriö 2007). Kansainvälisen yhteisön suojelusitoumuksesta huolimatta biodiversiteetti vähenee maailmanlaajuisesti ja yhä kiihtyvällä vauhdilla. Lajit harvinaistuvat tai kuolevat sukupuuttoon nopeudella, joka on jopa tuhatkertainen aikaisempiin sukupuuttoaaltoihin verrattuna (Chapin ym. 2000). Tutkijat pitävät lajien vähenemisen aiheuttajina yleistä ihmistoimintaa, elinympäristöjen häviämistä sekä ilmastonmuutosta (Chapin ym. 2000, Thomas ym. 2004, Kotiaho ym. 2005).

Biodiversiteetin vähenemisen tulisi hidastua ja hidastumisen tapahtua globaalilla, alueellisella sekä kansallisella tasolla (COP6 2002). Monimuotoisuuden suojelussa paikallistasolla keskeisessä asemassa on onnistunut maankäytön suunnittelu, jolla pystytään ohjaamaan rakentamista sekä sitä kautta turvaamaan tärkeiden luontokohteiden säilyminen luonnonvaraisena. Samaan aikaan on kuitenkin pystyttävä täyttämään myös muita yhteiskunnallisia tavoitteita ja suunnittelussa ottamaan huomioon muutkin kilpailevat intressit, kuten taloudelliset ja sosiaaliset edut (mm. Sarkar & Illoldi-Ranger 2010). Biodiversiteetin suojeluun on kehitetty useita suunnittelutyökaluja, joiden avulla voidaan tehdä esimerkiksi suojelaluevalintaa tai mallintaa sellaisia alueita, jonne suojelua tulisi keskittää toimimalla kuitenkin mahdollisimman kustannustehokkaasti.

Tämän tutkimuksen tavoitteena on tarkastella lajien harvinaisuuden ja uhanalaisuuden käsitteitä, sekä niitä ominaisuuksia, joiden perusteella lajien sekä erilaisten luontotyyppien

kokonaisarvo ja arvostus yhteiskunnassa muodostuu. Lisäksi tarkastellaan näiden arvokkaiden elinympäristöjen huomioon ottamista maankäytön suunnittelussa. Tutkimuksen keskiössä ovat paikkatietoihin perustuvat erilaiset luontoarvojen ennustamismenetelmät sekä Rossin ja Kuitusen (1996) kehittämä ekologinen ympäristöluokitus.

Tämän tutkimuksen kokeellisessa osassa kartoitetaan luontoarvoiltaan tärkeitä elinympäristöjä päiväperhosten (*Macrolepidoptera*) avulla. Biodiversiteettiä on vaikeaa mitata suoraan ja tutkimuksissa onkin käytetty erilaisia indikaattoreita kertomaan eri alueiden monimuotoisuudesta. Tässä tutkimuksessa rakennetaan päiväperhosten lajistotietokanta, johon kerätään kirjallisuudesta perhosten elinympäristökuvaukset, lajien esiintymisfrekvenssi eli yleisyys sekä uhanalaisuustiedot. Tietokannan avulla tutkitaan, mitkä elinympäristötyypit ovat päiväperhosten esiintymisen kannalta keskeisimpiä ja verrataan luokittelun tuloksia Rossin ja Kuitusen (1996) ekologisen ympäristöluokituksen tuloksiin. Tutkimuksen lähtöhypoteesina on, että erilaiset niityt ovat perhosille tärkein elinympäristötyyppi.

Tutkimuksen toisessa kokeellisessa osassa on tarkoitus paikkatietotarkastelun avulla tutkia, onko sellaisilla maantieteellisillä alueilla, joilla havaintojen perusteella esiintyy paljon päiväperhoslajeja, myös muita alueita enemmän perhosille tärkeinä pidettyjä ympäristötyyppejä. Myös ekologisen ympäristöluokituksen kannalta on keskeistä, että tärkeäksi todettujen elinympäristöjen määrä alueella on yhteydessä siihen kuinka paljon lajihavaintoja alueella tehdään, jolloin ympäristötyyppiä suojelemalla voisi olla varma, että samalla säästyy mahdollisimman paljon sekä päiväperhosia että muita lajeja. Paikkatietotarkastelun hypoteesina on, että ruuduilla, joilla on havainnoitu pitkällä aikajaksolla ja tehty paljon päiväperhosten laji- tai yksilömäärähavaintoja, on myös paljon perhosille tärkeitä ympäristötyyppejä, kuten niittyjä.

Luvussa 2 esitellään tutkimuksen taustaa: luontoarvojen muodostumista, lajien ja luontotyyppien harvinaisuutta sekä uhanalaiseksi luokittelua. Lisäksi tarkastellaan luontoarvojen huomiointia maankäytön suunnittelussa. Tutkimuksen metodologiset valinnat esitellään ja perustellaan luvussa 3, ja tuloksiin sekä niiden tarkasteluun ja johtopäätöksiin paneudutaan kappaleissa 4, 5 ja 6.

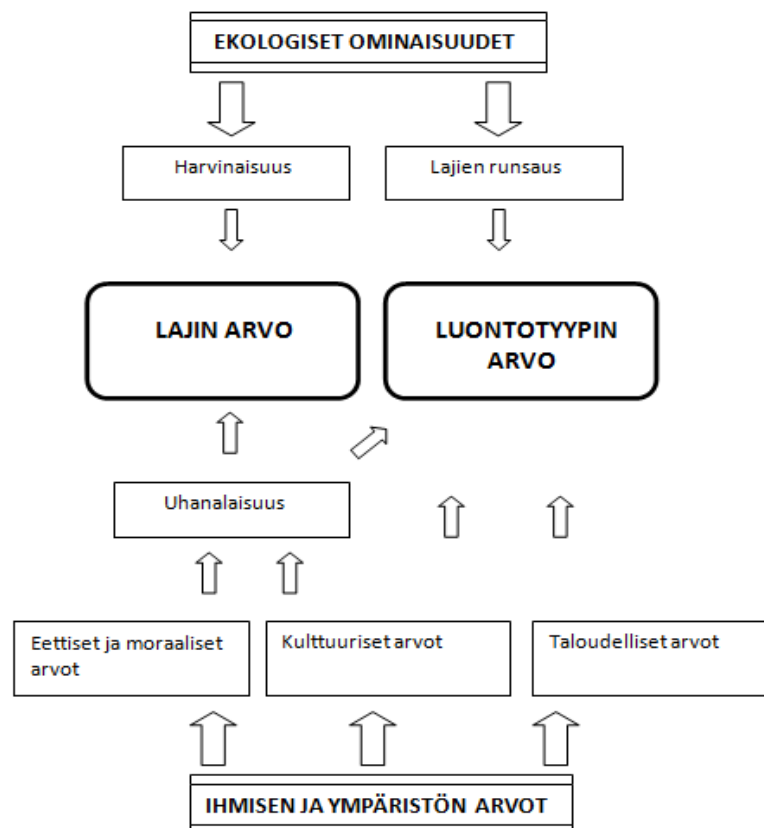
## 2 TUTKIMUKSEN TAUSTAA

### 2.1 Luontoarvot ja niiden muodostuminen

#### 2.1.1 Luontoarvot

Luonnon suojeleminen on lähtökohdiltaan ihmisten tekemä arvovalinta: luontoa suojellaan, koska sen monimuotoisuutta ja hyödyllisyyttä tai esteettisyyttä ja virkistävyyttä pidetään suojelun arvoisena. Tämä arvovalinta konkretisoituu suojeluun velvoittavassa lainsäädännössä sekä yhteiskunnallisissa käytännöissä. Taustalla on ympäristöfilosofiassa korostettu luonnon itseisarvon käsite, jolla tarkoitetaan luonnon arvoa itsessään ja sellaisenaan riippumattomana muista mahdollisista tekijöistä (Vilka 1997).

Luonnon itseisarvo on pohja luontoarvoille, jotka lopulta rakentuvat useista eri osatekijöistä. Ne ovat ihmisten rakentamia arvokokonaisuuksia, joissa yhdistyvät luonnon itseisarvon lisäksi muut ihmisen luonnolle antamat eettiset ja moraaliset arvot, lajin tai luontotyypin ekologiset ominaisuudet sekä ihmisen määrittämät taloudelliset ja kulttuuriset arvot (kuva 1) (Kuitunen 2009).



Kuva 1. Lajien ja luontotyyppien arvon muodostuminen ekologisten ominaisuuksien sekä ihmisten luonnolle antamien arvojen kokonaisuutena. (mukailten Kuitunen 2009).

Lajien ja luontotyyppien ekologisiin ominaisuuksiin kuuluvat esimerkiksi lajien levinneisyys, runsaus ja yleisyys, elinympäristövaatimukset sekä luontotyypin herkkyyys elottoman ympäristön muutoksille. Luonnon taloudellinen arvo on rahamääräistä tietoa lajeille annetusta arvosta ja keskeinen tekijä, kun luontoarvot tuodaan osaksi yhteiskunnallista keskustelua ja päätöksentekoa. Luonnon taloudelliseen arvottamiseen liitetään usein myös ekosysteemipalvelujen käsite, jolla tarkoitetaan luonnon ihmisille tarjoamien palveluiden kokonaisuutta (MA 2005, TEEB 2010). Lajeilla tai luontotyypeillä on kulttuurista arvoa esimerkiksi koulutus- tai virkistysmahdollisuuksien tarjoajina tai osana ihmisen ja luonnon yhteistä historiaa.

Ihmisten lajeille ja luontotyypeille antamiin arvoihin kuuluu olennaisena osana myös uhanalaisuuden käsite. Lukumääräisesti vähäiset lajit tai harvinaiset luontotyypit ovat ekologisin termein yhtä arvokkaita yleisempien lajien ja luontotyyppien kanssa, mutta ihmiset arvostavat harvinaisia ja uhanalaiseksi luokittelemiaan lajeja yleensä muita korkeammalle ja tällaisia lajeja suojelemalla suuntaavat toimintaansa luontoarvojen mukaisesti (mm. Gaston 1994, Gaston 1997, Niemelä 2000, Hilli & Kuitunen 2005).

### 2.1.2 Harvinaisuus ekologisena ominaisuutena

Biodiversiteettiä menetetään globaalisti yhä kiihtyvällä nopeudella. Maapallon eliölajisto kokee elämän historian kuudetta sukupuuttoaaltoa, jonka on aiheuttanut, aikaisemmista sukupuuttoaloista poiketen, luonnon katastrofien sijaan merkittävältä osiltaan ihmistoiminta (Chapin ym. 2000, Primack 2002, Wake & Vredenburg 2008). Lajeja häviää jopa tuhatkertaisella nopeudella verrattuna aikaisempiin sukupuuttoaltoihin (Chapin ym. 2000). Monimuotoisuuden lajitason vähenemisellä on lajisuhteiden muuttumisen kautta vaikutusta kokonaisuun eliöyhteisöihin sekä ekosysteemien sisäisiin prosesseihin (Chapin ym. 2000).

Kaikki lajit eivät ole yhtä alttiita sukupuutoille. Yleisesti herkempinä häviämislle pidetään harvinaisia lajeja. Harvinaisuuden biologinen määritelmä on kuitenkin monimuotoinen, eikä aina yksiselitteinen (Gaston 1997, Primack 2002). Harvinaisuus on suhteellista, eikä se ole lajille pysyvä ominaisuus, vaan lajin yleisyys tai harvinaisuus voi vaihdella ajassa (Gaston 1997). Yleensä harvinaiseksi katsotaan laji, jonka esiintymistiheys on matala tai joka esiintyy vain suppealla maantieteellisellä alueella (Gaston 1994, 1997). Muita lajin harvinaiseksi luokittelevia ominaisuuksia ovat vaateliaisuus elinympäristön ja ekolokeron suhteen tai eläminen ainoastaan pieninä populaatioina (Gaston 1997, Primack 2002). Laji



voi myös joutua niin sanottuun harvinaisuuden ansaan, jolloin lajille on harvinaisuuden tuloksena kehittynyt sellaisia ekologisia ominaisuuksia, jotka estävät sen yleistymisen silloinkin, kun ympäristötekijät muuttuvat lajille suotuisammiksi (Gaston 1997, Gaston & Kunin 1997).

Riippumatta harvinaisuuden määrittelyyn käytettävästä lajin ominaisuudesta, rajanveto yleisen ja harvinaisen lajin välille tehdään aina keinotekoisesti esimerkiksi käyttäen erilaisia lajien prosenttiosuuksia (Gaston 1994, 1997). Gaston (1994) on ehdottanut harvinaiseksi määriteltävien ne lajit, jotka kuuluvat lajien joukossa alimpaan neljännekseen runsaudessa tai elinalueen koossa mitattuna.

Harvinaisuudelle altistavien tai sukupuuttoon riskiä lisäävien ekologisten ominaisuuksien tunteminen voi olla hyödyksi biodiversiteetin suojelussa tai suojelutoimien kohdentamisessa (Kunin 1997, O'Grady ym. 2004, Kotiaho ym. 2005). Sukupuuttoalttiutta lisääviä ominaisuuksia on löydetty useissa tutkimuksissa (mm. Lahti ym. 1991, O'Grady ym. 2004, Kotiaho ym. 2005, Franzén & Johannesson 2007, Mattila 2008) vertaamalla yleisten sekä uhanalaisiksi luokiteltujen lajien ekologisia ominaisuuksia keskenään. Lahti ym. (1991) tutkimuksen perusteella Suomen uhanalaiset putkilokasvit elävät yleisiä lajeja useammin levinneisyysalueensa ääri rajoilla ja aloittavat kukinnan aikaisemmin. O'Grady ym. (2004) raportoivat tutkimustuloksissaan, että lajin aikuisten yksilöiden populaatiokokoo yhdessä populaatiokoon pitkän ajan trendin kanssa pystyivät parhaiten ennustamaan sukupuuttoon riskiä. Kotiaho ym. (2005) totesivat, että muutamien keskeisten ekologisten ominaisuuksien avulla on mahdollista löytää sellaisia vielä yleisiä perhoslajeja, joilla on suuri todennäköisyys harvinaistua tulevaisuudessa. Toisaalta voi olla vaikea erottaa yhden ominaisuuden vaikutusta sukupuuttoon riskiin, sillä ominaisuudet korreloivat keskenään, eikä kaikkia vaikuttavia tekijöitä aina tunneta (Mattila 2008). Yleisten ja harvinaisten lajien erottelu lajiominaisuuksien perusteella vaatii aina myös lajiryhmän ekologian hyvää tuntemusta, mikä ei läheskään kaikkien ryhmien osalta vielä toteudu (Kotiaho ym. 2005, Franzén & Johannesson 2007).

### 2.1.3 Lajien uhanalaisuus

Laji voi ekologisilta ominaisuuksiltaan täyttää harvinaisuuden kriteerit ja tulla luokitelluksi sellaiseksi. Harvinaisuus sinänsä ei kuitenkaan tee lajista vielä uhanalaista: laji voi olla aina esiintynyt rajoittuneella maantieteellisellä alueella tai elänyt pienissä populaatioissa harvinaistumatta enempää tai kuolematta sukupuuttoon (Gaston 1997). Uhanalaisuudessa

onkin kyse ihmisen luomasta lajien luokittelusta, joka perustuu lajin todennäköisyyteen kuolla sukupuuttoon ja sitä kautta niiden subjektiiviseen arvostukseen (IUCN 2001, Rassi ym. 2010).

Kansainvälinen luonnonsuojeluliitto (IUCN) julkaisi vuonna 1994 uudistetun ja sittemmin maailmanlaajuisesti käyttöön otetun uhanalaisten lajien luokittelujärjestelmän, jota on noudatettu Suomenkin lajien uhanalaisuutta arvioitaessa (mm. Rassi ym. 2001, 2010). IUCN:n luokituksen tavoitteena on tarjota globaaliin käyttöön uhanalaisuuden arviointimenetelmä, jota arvioijat voivat soveltaa yhdenmukaisella tavalla uhanalaisten lajien häviämisen riskin tunnistamiseksi (IUCN 2001). IUCN on sittemmin päivittänyt ja uudistanut luokitusta ja siitä tällä hetkellä voimassaoleva versio on julkaistu vuonna 2001 (Rassi ym. 2010).

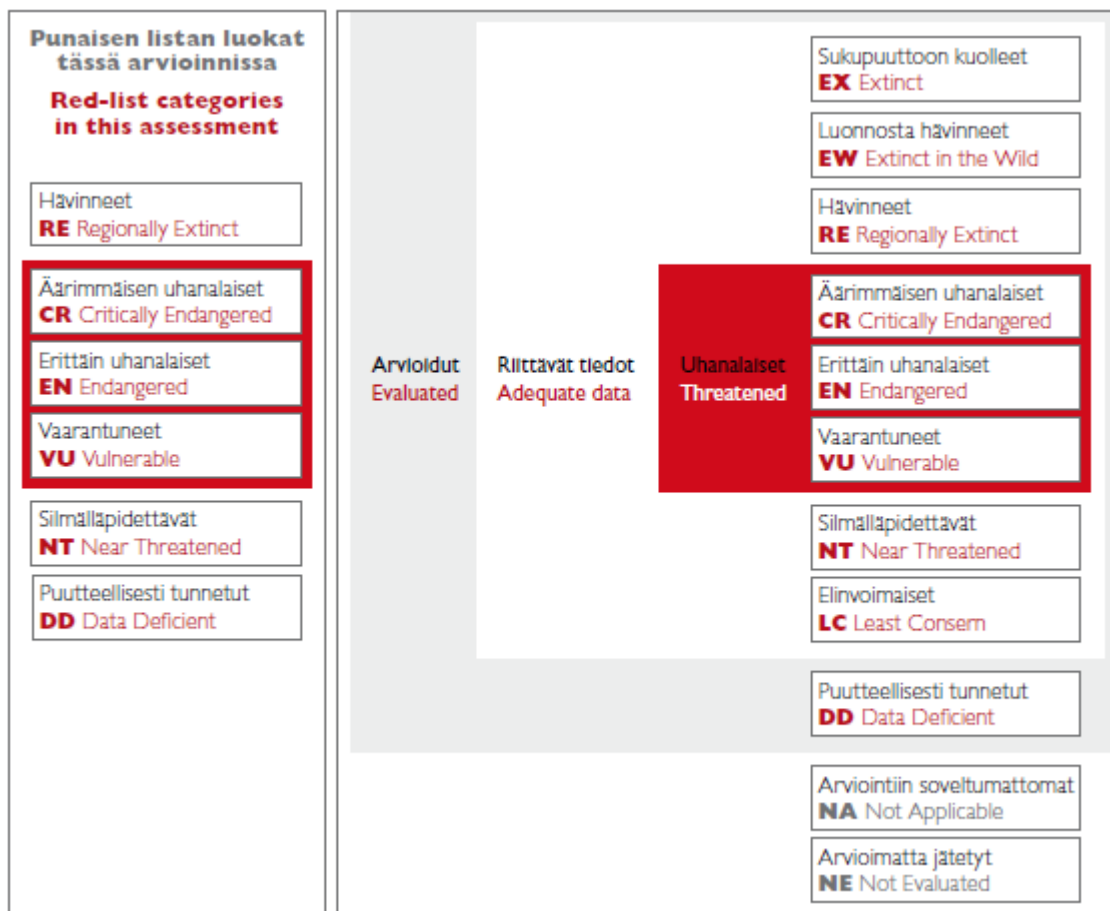
IUCN:n uhanalaisuusluokittelussa lajit sijoitetaan luokkiin perustuen lajin todennäköisyyteen kuolla sukupuuttoon ilman aktiivisia suojelutoimia: korkeampaan uhanalaisuusluokkaan sijoitetun lajin sukupuuttotodennäköisyys on suurempi kuin alempaan luokkaan sijoitetun (kuva 2) (IUCN 2001). Kaikki tunnetut eliölajit on mahdollista sijoittaa johonkin luokkaan ja uhanalaiset lajit ovat osa luokittelukokonaisuutta (kuva 2) (IUCN 2001, Rassi ym. 2010).

Uhanalaiseksi määritellään kolmeen luokkaan kuuluvat lajit: vaarantuneet (VU), erittäin uhanalaiset (EN) sekä äärimmäisen uhanalaiset (CR) (IUCN 2001). Laji tai alempi taksoni kuuluu johonkin kolmesta uhanalaisuusluokasta, kun se täyttää jonkin tai kaikki viisi uhanalaisuudelle asetettua kriteeriä, jotka perustuvat häviämisen alla olevan populaation ominaisuuksiin (IUCN 2001, Mannerkoski & Rytteri 2007). Tällaisia ominaisuuksia ovat esimerkiksi hyvin pieni populaatiokoko tai populaation nopea pieneneminen tai pirstoutuminen. Luokitteluhierarkiaan kuuluu, että korkeampaan uhanalaisuusluokkaan kuuluvat lajit täyttävät aina myös kaikkien alempien luokkien kriteerit (IUCN 2001). Globaaliin luokitukseen on myöhemmin lisätty paikallisesti, esimerkiksi maittain, sovellettavat kaksi luokkaa: arviointiin soveltumattomat (Not applicable, NA) sekä paikallisesti hävinneet (Regionally extinct, RE) (Mannerkoski & Rytteri 2007).

O'Grady ym. (2004) totesivat tutkimustulostensa perusteella, että IUCN:n populaatiokokoon ja sen muutoksiin pitkälti perustuvat uhanalaisuuden kriteerit ovat perusteltuja, kun taas esimerkiksi Mattila (2008) toteaa, että lajien ekologiset ominaisuudet

tulisi ottaa kriteereissä paremmin huomioon pelkkien määrällisten mittareiden lisäksi. Rodrigues ym. (2006) arvioivat IUCN:n luokittelulla kyllä olevan heikkouksia, mutta sen tarjoavan kuitenkin kattavaa ja tieteellisesti täsmällistä tietoa maapallon uhanalaisen lajiston tilasta.

Kansainvälisen luonnonsuojeluliiton maailmanlaajuisia luokittelua varten tehdyistä ohjeista julkaistiin kansallista soveltamista koskeva soveltamisohje vuonna 2003, jota on noudatettu vuonna 2010 julkaistussa Suomen lajien uhanalaisuusarvioinnissa (Rassi ym. 2010). Uhanalaiseksi luokiteltavat lajit (vaarantuneet (VU), erittäin uhanalaiset (EN), äärimmäisen uhanalaiset (CR)) sekä hävinneet (RE), silmälläpidettävät (NT) ja puutteellisesti tunnetut (DD) lajit muodostavat Suomen lajien Punaisen kirjan (kuva 2). Päivitetyt ohjeet sekä Suomen lajistosta kerääntynyt uusi tieto, ovat muuttaneet sekä tarkentaneet Suomen lajistosta aikaisemmin tehtyjä uhanalaisuusarviointeja (Rassi ym. 2010).



Kuva 2. IUCN:n ja Suomen uhanalaisuusluokituksen uhanalaisuusluokat. Kuvassa oikealla ovat IUCN:n maailmanlaajuiset uhanalaisuusluokat ja vasemmalla ne luokat, joita käytettiin Suomen lajien uhanalaisuus 2010-arvioinnissa (Rassi ym. 2010).

Vaikka Suomen lajistosta vielä yli puolet on arvioimatta, on Suomen uhanalaisuusarviointi maailmanlaajuisesti mitattuna kattava: Rassin ym. (2010) mukaan 45 % lajistosta on pystytty arvioimaan. Arvioiduista lajeista Punaisen listan lajeja on 23,2 % ja näistä uhanalaisia 10,5 %. Yleisimmät uhanalaisuuden syyt Suomen lajistolle ovat metsäelinympäristöissä tapahtuneet muutokset sekä avointen alueiden, kuten niittyjen, rantojen ja harjunrinteiden, sulkeutuminen. Ilmastonmuutoksen merkityksen arviointi Suomen lajiston uhanalaisuudelle on toistaiseksi vaikeaa muun muassa vähäisen tutkimustiedon takia, mutta näyttää siltä, että vaikka ilmastonmuutos ei vielä ole monenkaan lajin uhanalaistumisen syy, se on silmällä pidettäville sekä uhanalaisille lajeille merkittävä uhkatekijä (Rassi ym. 2010).

Suomen uhanalaisista lajeista suuri osa (36,2 %) elää ensisijaisesti metsissä. Myös rannoilla ja kallioilla elää molemmissa yli 10 prosenttia uhanalaisista lajeista. Perinne- ja muut ihmisen muuttamat ympäristöt ovat monelle eliölle tärkeitä toissijaisia elinympäristöjä, jollaisina myös soiden merkitys korostuu (Rassi ym. 2010).

Verrattuna edelliseen uhanalaisuusarviointiin Suomen lajiston 186 lajilla uhanalaisuuden kehityssuunnan arvioitiin aidosti parantuneen, mutta vastaavasti 356 lajilla tilanne aidosti huononi (Rassi ym. 2010). Metsissä ja kulttuuriympäristöissä uhanalaistuminen oli hieman hidastunut, mutta samaan aikaan soilla, vesistöissä, rannoilla, kallioilla ja tuntureilla selvästi kiihtynyt. Rassi ym. (2010) eivät myöskään tulevaisuudessa odota Suomen uhanalaisen lajiston tilan merkittävästi parantuvan mainiten syyksi ainakin ilmastonmuutoksen hillitsemisen haasteellisuuden, energiatarpeeseen tehtyjen metsähakkuiden lisääntymisen sekä lajisuojeluun osoitettujen määrärahojen riittämättömyyden. Suomi oli asettanut YK:n biodiversiteettisopimuksen puitteissa kansalliseksi tavoitteeksi pysäyttämään monimuotoisuuden köyhtyminen vuoden 2010 loppuun mennessä, mutta jo ennen uuden uhanalaisuusarvioinnin valmistumista oli selvää, ettei Suomi pääse asettamaansa tavoitteeseen (Rassi ym. 2010).

#### 2.1.4 Luontotyyppien uhanalaisuus

Harvinaisuus ja uhanalaisuus ovat ominaisuuksia, joilla yleensä kuvataan eliölajeja. Suomen luontotyyppien ensimmäisessä uhanalaisuusarvioinnissa (Raunio ym. 2008) korostettiin, että pelkkä lajinäkökulma on biodiversiteetin suojelun kannalta kapea, sillä luontotyypit paitsi tarjoavat elinympäristöt lajeille, ovat myös itsessään merkityksellisiä luonnon monimuotoisuudelle.

Suomen luontotyyppien uhanalaisuusarvioinnissa (Raunio ym. 2008) luontotyyppi määritellään rajattavissa olevaksi vesi- tai maa-alueeksi, jolla vallitsee samankaltaiset ympäristötekijät ja elää samankaltainen eliöstö ja joka näiltä ominaisuuksiltaan eroaa muista luontotyypeistä. Luontotyypille läheisiä käsitteitä ovat habitaatti, elinympäristö ja biotooppi (Raunio ym. 2008). Arvioinnin yhteydessä tällaisia luontotyyppinä eroteltiin tarkimmalla jakotasolla yli 380, joista 368 tiedot riittivät uhanalaisuusluokan määrittämiseen. Luontotyyppien uhanalaisuutta arvioitiin kahdella pääkriteerillä: pinta-alan vähenemisen sekä laadullisten muutosten aiheuttama uhka. Luontotyyppien uhanalaisuusarvioinnissa käytettiin IUCN:n eliölajien uhanalaisuusluokkia (kuva 2) sillä erolla, että luonnosta hävinneiden luokkaa (EW) ei käytetty ja luokka elinvoimaiset (LC) nimettiin luontotyyppien osalta säilyviksi (Raunio ym. 2008).

Niistä luontotyypeistä, joiden tiedot riittivät uhanalaisuusarvioinnin tekemiseen, 51 % on uhanalaisia koko Suomessa (Raunio ym. 2008). Äärimmäisen uhanalaisiksi luokiteltuja tyyppinä on koko maassa 14 %, joihin kuuluu muun muassa perinnebiotooppeja, eteläisiä jalopuulehtoja sekä lehtipuuvaltaisia kangasmetsiä. Uhanalaisuusarvioinnin tulosten perusteella Suomen maapinta-alasta 40 % edustaa uhanalaisia (CR, EN, VU), 40 – 50 % silmällä pidettäviä (NT) sekä 10 – 15 % säilyviä (LC) luontotyyppinä.

Luontotyyppien uhanalaisuusarvioinnin yhteydessä otettiin käyttöön myös käsite uusympäristöt, joilla tarkoitetaan ihmisen luomia tai muokkaamia elinympäristöjä, joilla on huomattava merkitys uhanalaistuneiden luontotyyppien eliölajiston elinympäristöinä (Raunio ym. 2008). Tällaisia elinympäristöjä ovat esimerkiksi hiekkaiset tienpientareet tai ratapenkereet. Nämä uusympäristöt voivat täydentää luontotyyppien suojelua silloin, kun ne kannattelevat osaa uhanalaistuneiden luontotyyppien lajistosta, vaikka eivät täysin voi korvata alkuperäistä elinympäristöä.

Keskeisimmiksi Suomen luontotyyppien uhanalaistumisen syiksi arvioitiin Raunio ym. (2008) uhanalaisuusarvioinnissa metsien uudistamis- ja hoitotoimet, vesien rehevöityminen, pellonraivaus sekä vesirakentaminen. Kun arvioitiin tulevaisuuden uhkatekijöitä Suomen luontotyypeille, edellä mainittujen syiden lisäksi esiin nousivat ilmastonmuutos, rehevöityminen sekä umpeen kasvaminen, samalla kun pellonraivauksen merkitys uhkana pieneni.

### 2.1.5 Luonnon taloudellinen arvottaminen

Osana luontoarvoja yhteiskunnassa arvotetaan lajeja ja luontotyyppejä niille annettun rahallisen arvon avulla. Luonnon taloudellinen arvo määritellään usein sen tarpeelliseksi kokemisen kautta. Ihmiset hyötyvätkin luonnosta monin tavoin sen tarjoamien elintärkeiden palvelujen kautta. Näitä etuja ja palveluita kutsutaan nykyään ekosysteemipalveluiksi (MA 2005, TEEB 2010). Niihin kuuluvat luonnon tarjoamat erilaiset raaka-aineet, vesi, materiaalit sekä geneettiset resurssit, ympäristöä säätelevät palvelut, kuten ilman- ja vedenlaadun kontrollointi tai tulvien estäminen sekä kaikenlaiset elämää tukevat palvelut, joihin kuuluvat esimerkiksi maaperän muodostus ja kasvien pölytys (Costanza ym. 1997, Daily ym. 2000, Balford ym. 2002, MA 2005, TEEB 2010). Lisäksi ekosysteemit tarjoavat monia kulttuuripalveluita, joihin kuuluvat esteettinen ja henkinen viehäytys, vapaa-ajan virkistys sekä luonnon koulutuksellinen arvo (MA 2005, TEEB 2010).

Biodiversiteetin nopea väheneminen tarkoittaa myös luonnon pääoman vähenemistä. Vuosituhannen ekosysteemi-arvioinnin (Millenium Ecosystem Assessment) (MA 2005) mukaan tällä hetkellä kaikista arvioiduista ekosysteemipalveluista 60 prosenttia hyödynnetään tai käytetään kestäättömällä tavalla. Näiden elintärkeiden etujen tulisi toimia voimakkaana kannustimena luonnon suojelemiseksi, mutta ongelmana on ollut vaikeus arvottaa luonnon pääomaa taloudellisin määrein ja markkinaperusteisesti (Balmford ym. 2002, Baumgärtner ym. 2006). Ympäristötaloustieteessä tätä ongelmaa kutsutaan markkinoiden epäonnistumiseksi. Syynä epäonnistumiselle nähdään olevan erityisesti ympäristöhyödykkeiden luonne hinnattomina julkishyödykkeinä, joista kukaan ei voi ansaita tuloa (Naskali ym. 2006). Lisäksi ongelmana ovat ympäristöhyödykkeiden ulkoiskustannukset, kun hinta ympäristöhyödykkeiden kuluttamisesta ei lankea kokonaisuudessaan sen käyttäjälle. Luonnonvarojen kestämaton käyttö on usein liitetty myös Hardinin (1968) kehittämään taloustieteen käsitteeseen yhteismaan ongelma (tragedy of commons): ihminen ylikuluttaa yhteisiä varoja, vaikka siihen ei kenelläkään olisi pitkällä aikavälillä varaa, koska lyhyen aikavälin hyödyt yksilölle ovat kustannuksia suuremmat (Uphoff & Langholz 1998).

Luonnon pääomalle sekä sen tarjoamille ekosysteemipalveluille on tutkimuksissa laskettu rahallisia kokonaisarvioita (mm. Costanza ym. 1997, MA 2005, TEEB 2010), mutta laskelmiin sisältyy huomattavaa epävarmuutta sekä tulkinnanvaraisuutta.

Ekosysteemipalveluiden kestävä käyttö vaatisi kuitenkin niiden kohtelua markkina-arvoisena pääomana, jonka vastuullinen hallinta takaisi elintärkeiden palveluiden saatavuuden jatkossakin (Daily ym. 2000, TEEB 2010).

Myös suojelupäätöksiä tehtäessä lajin tai luontotyyppin rahallinen arvo nousee keskeiseksi argumentiksi, koska raha useimmiten ohjaa yhteiskunnallista päätöksentekoa (Primack 2002). Lajien suojelua voidaan perustella niiden suoralla tämänhetkisellä käyttöarvolla tai potentiaalisella tulevaisuuden arvolla esimerkiksi lääkkeiden raaka-aineena. Lisäksi lajisuojelun tai suojelualueiden valinnassa voidaan käyttää taloudellisia perusteita (Primack 2002). Taloudellisten parametrien avulla voi olla mahdollista tehdä optimaalisia suojelualuerajauksia käytettävissä olevien määrärahojen puitteissa. Kustannustehokkuuden pohtiminen on perusteltua myös silloin, kun suuri rahallinen lisäpanostus tuo lajin suojeluun enää minimaalisen lisähyödyn (Shorgren ym. 1999). Tällöin varojen allokointi muualle voi olla suojelun toteutumisen kannalta kannattavampaa. Taloudellista arvoa käytetään myös silloin, kun rauhoitusmääräyksiä ei noudateta: ympäristöministeriö on antanut asetuksena (9/2002) ohjeelliset arvot rauhoitetuille eläin- ja kasvilajeille helpottamaan tuomioistuimia rauhoitusmääräysten rikkomusten käsittelyssä ja korvausten määrittelyssä.

Primack (2002) nostaa luonnon arvoksi myös olemassaolon arvon, jolla tarkoitetaan jo edelläkin mainittua luonnolle annettua ja etiiikkaan perustuvaa itseisarvoa. Olemassaolon arvoa voidaan arvioida rahallisesti ihmisten halukkuudella maksaa lajien, elinympäristöjen tai maiseman suojelusta. Esimerkiksi Koseniuksen (2010) väitöskirjatutkimuksessa suomalaiset ilmoittivat olevansa valmiita maksamaan kymmenistä satoihin euroihin vuodessa Itämeren pilaantumisen loppumisesta ja meren puhdistumisen alkamisesta.

#### 2.1.6 Luontoarvot lainsäädännössä

Lainsäädännöllisen ohjauksen avulla on mahdollista tuoda yhteisesti hyväksytyt luonnonsuojelutavoitteet osaksi yhteiskunnallisia käytäntöjä. Näin luontoarvot näkyvät myös lainsäädännössä. Ekologisesta lajien harvinaisuudesta sekä ihmisten arvioimasta sukupuuton todennäköisyydestä johdettu uhanalaisuuden käsite on lainsäädännössä tunnustettu kriteeri lajien suojelulle.

Suomi on sitoutunut osana kansainvälistä yhteisöä suojelemaan biodiversiteettiä biologista monimuotoisuutta koskevan yleissopimuksen (SopS 78/1994) sekä Euroopan

luonnonvaraisen kasviston ja eläimistön sekä niiden elinympäristöjen suojelusta tehdyn yleissopimuksen (Bernin sopimus, SopS 29/1986) mukaisesti. Nämä kansainväliset sopimukset ovat Suomea velvoittavaa kansainvälistä oikeutta. Luontotyyppien ja lajien suojelusta säädetään Suomessa luonnonsuojelulain (LSL, 1096/1996), jonka tavoitteena on muun muassa luonnon monimuotoisuuden ylläpitäminen. Lailla on saatettu täytäntöön Euroopan yhteisön biodiversiteetin suojelua koskevat direktiivit: luontotyyppien sekä luonnonvaraisen eläimistön ja kasviston suojelusta annettu neuvoston direktiivi (luontodirektiivi, 92/43/ETY) sekä luonnonvaraisten lintujen suojelusta annettu neuvoston direktiivi (lintudirektiivi, 79/409/ETY).

Luonnonsuojelulain tavoitteiden saavuttamiseksi suojelussa on pyrittävä lain 5 §:n mukaisesti Suomen luontotyyppien sekä luonnonvaraisten eliölajien suotuisan suojelutason saavuttamiseen sekä säilyttämiseen. Lajien kohdalla se tarkoittaa, että eliölaji pystyy pitkällä aikavälillä säilymään elinvoimaisena luontaisessa elinympäristössään (LSL 5:3). Lajien suojelemiseksi voidaan luonnonsuojelulain nojalla rauhoittaa sellaisia luonnonvaraisina esiintyviä kasvi- ja eläinlajeja, joiden olemassaolo on uhattuna (LSL 38:2). Luonnonsuojeluasetuksessa (LSA, 160/1997) voidaan säätää uhanalaiseksi sellainen luonnonvarainen laji, jonka luontainen säilyminen Suomessa on vaarantunut.

## **2.2 Luontoarvojen huomiointi maankäytön suunnittelussa**

### **2.2.1 Luonnonsuojelusuunnittelu**

Luonnonsuojelualueiden perustaminen on eliölajien ja luontotyyppien suojelun kulmakivi, mutta kokonaisvaltainen suojelusuunnittelu käsittää lisäksi luonnonsuojelutavoitteiden integroinnin osaksi kaikkea maankäytön suunnittelua (Margules & Pressey 2000, Pierce ym. 2005, Sarkar & Illoldi-Ranger 2010). Tehokkaan suunnittelun avulla voidaan parhaimmillaan ohjata rakentamista luonnon monimuotoisuuden turvaamisen kannalta suotuisampiin paikkoihin. Maa-alueiden ja -aineksen, vesien ja luonnonvarojen käytön sekä rakentamisen yhteydessä voidaan säästää lajeille tärkeitä elinympäristöjä ja niiden rakennepiirteitä, sekä toisaalta luoda uusia, lajeille soveltuvia, elinympäristöjä (Rassi ym. 2010).

Systemaattinen luonnonsuojelusuunnittelu (Margules & Pressey 2000) on kuusivaiheinen prosessi, joka on kehitetty suojelualuevalintaa varten. Siihen kuuluu muun muassa tiedonkeruuta suunnitteilla olevan alueen lajistosta, suojelutavoitteiden asettamista sekä



erilaisten sidosryhmien tunnistamista ja huomiointia (Margules & Pressey 2000, Sarkar & Illoldi-Ranger 2010). Työkalu tarjoaa kehyksen, jonka avulla biodiversiteetin suojele voidaan tuoda osaksi maankäytön suunnittelua ja alueellista päätöksentekoa sekä ottaa huomioon sosiaaliset ja poliittiset tekijät suunnittelualueella. Systemaattisen suojele suunnittelun puitteissa on myös kehitetty työkaluja, joiden avulla tulkittua dataa biodiversiteetistä voidaan tarjota kunnallisten päätöksentekijöiden tarpeisiin helposti käytettävässä muodossa, kuten karttoina, luonnonsuojele ja maankäytön suunnittelun välisen kuilun pienentämiseksi (Pierce ym. 2005).

Geneletti (2008) nostaa esiin kolme keskeistä ongelmaa, jotka vaikeuttavat luonnon monimuotoisuuden säilyttämis- ja suojele tarpeen huomioimista maankäytön suunnittelun yhteydessä. Ensinnäkin kattavaa tutkimustietoa eliölajien runsaudesta on usein tarjolla ainoastaan jo suojele piirissä olevilta alueilta, jonka lisäksi biodiversiteetistä kertova data on yleensä kuvailevaa tai määrällistä (kasvillisuuskartoituksia tai laji-inventointeja) ilman arvioita lajien tai alueiden suojele arvosta, ja näin ollen huonosti hyödynnettävissä maankäytöstä tehtävässä päätöksenteossa. Kolmanneksi Geneletti (2008) nostaa esiin toimivien spatiaalisten suunnittelutyökalujen puutteen, joka vaikeuttaa saatavillakin olevan luonnon monimuotoisuustiedon tehokasta hyödyntämistä.

Suomessa alueiden käyttöä ohjataan maankäyttö- ja rakennuslailla (MRL, 132/1999), jonka tavoitteena on muun ohella ekologisesti kestävä kehityksen edistäminen. Alueiden käyttöä ja rakentamista ohjataan yleis- ja asemakaavoilla (MRL 4:1) ja toisaalta merkittävien rakennushankkeiden suunnittelua YVA-menettelyllä (laki ympäristövaikutusten arviointimenettelystä, YVAL, 468/1994). Sekä kaavoituksen osana että YVA-menettelyn piiriin kuuluvien hankkeiden suunnittelun yhteydessä arvioidaan vaikutukset luontoon ja luonnonympäristöön (MRL 5:4, YVAL 2:1). Suunnittelun osana tehdään erilaisia luontoselvityksiä ja -kartoituksia, joilla pyritään integroimaan luonnon monimuotoisuuden suojele tavoitteet osaksi maankäytön suunnittelua.

### 2.2.2 Paikkatiedon käyttäminen luonnonsuojele

Paikkatietoihin perustuva eli GIS (Geographical Information Systems) -pohjainen luontoarvojen huomiointi mahdollistaa sijaintiin sidotun tiedon käyttämisen osana luonnonsuojele suunnittelua (Trewick 1999). Paikkatiedoissa on kyse sellaisen tiedon hallitsemisesta, missä ominaisuudet ovat sidottuja niiden maantieteelliseen sijaintiin. Trewickin (1999) kuvauksen mukaisesti GIS tallentaa tietoa kahden keskeisimmän

ominaisuuden mukaan: sijainnillinen ominaisuus (missä?) ja temaattinen ominaisuus (mitä?). Sijainti määritellään koordinaattien mukaan, jonka lisäksi paikkatietoihin voi kuulua useita temaattisia kerroksia, jotka sisältävät informaatiota esimerkiksi fyysisistä ja hallinnollisista kohteista, kuten vesistöjen rajoista, hallinnollisista rajoista, lajien elinpiireistä tai erilaisista ympäristötyypeistä. Luonnonsuojelussa paikkatiedon perusteella voidaan esimerkiksi tutkia eri ympäristötyyppien vaihtumista, kartoittaa ekosysteemien ominaisuuksia tai etsiä potentiaalisia elinympäristöjä, joista tiettyjä lajeja voi löytyä.

Paikkatietoaineistoja ovat myös satelliiteista saatavat monitaajuuskaistaiset kuva-aineistot, jos ne sidotaan maapallon pinnan koordinaatteihin. Satelliittikuviin perustuvaa sekä muuta kaukokartoitusaineistoa on käytetty luonnonsuojelussa viime vuosina runsaasti (Turner ym. 2003). Kaukokartoitusaineistoja käytetään esimerkiksi laskemalla ilmakuvista eliöyksilöitä, eläinjoukkoja tai eliöyhteisöjä, sekä käyttämällä hyödyksi niistä tunnistettavissa olevia erilaisia ympäristömuuttujia, kuten havaittavissa olevia ympäristötyyppejä, lajien esiintymisen ennustamiseksi. Aineistoja on onnistuneesti käytetty esimerkiksi tietyn kasvilajin tai alueen kasvilajiston kartoittamisessa, mutta kaukokartoitusaineiston käyttöön liittyy myös monia haasteita, kuten oikean mittakaavan valitseminen ja sen mukanaan tuomat kustannustehokkuuden ongelmat (Turner ym. 2003, Hilli & Kuitunen 2005).

Geneletti (2008) on parantanut biodiversiteetin huomioon otamisen mahdollisuuksia maankäytön suunnittelussa viemällä tutkimusalueen monimuotoisuuden kartalle. Kehittämässään GIS-pohjaisessa menetelmässä Geneletti jakoi biodiversiteetin erilaisiin teemoihin asiantuntija-arvioiden perusteella, ja antoi teemojen avulla monimuotoisuuden eri osa-alueille gradientin ja muodosti erilaisia varoalueita. Menetelmää testattiin onnistuneesti Italian Trentinossa. Puolestaan Norjan Oslon kunnan alueelle on kehitetty sähköinen, GIS-pohjainen suunnittelutyökalu, jonka avulla pyritään kehittämään kunnan aluetta kestävästi (Ønvik Pedersen ym. 2003). Työkalussa luontotyypit luokiteltiin kasvillisuuden, geologian ja lajiston mukaisesti, sekä painotettiin tulosta muun muassa uhanalaisuudella tai ympäristötyypin kansallisella tärkeydellä. Luokittelun avulla on tarkoitus helpottaa suunnittelijoiden luonnon monimuotoisuuden suojelun huomioon ottamista osana muita suunnittelutavoitteita.

### 2.2.3 Ekologinen ympäristöluokitus

Maankäytön suunnittelun alkuvaiheissa olisi tärkeää ottaa keskeiset luonto- ja luonnonsuojeluarvot huomioon, jolloin suunnittelu voitaisiin alusta saakka kohdentaa aiheuttamaan mahdollisimman vähän vahinkoa arvokkaille luontokohteille. Alkuvaiheen suunnittelussa korostuu suurimittakaavaisuus, laaja-alaisuus sekä kustannustehokkuus. Rossi ja Kuitunen (1996) kehittivät ekologisen ympäristöluokituksen yksinkertaiseksi menetelmäksi elinympäristöjen luokittelemiseksi maankäytön suunnittelun alkuvaiheessa ilman laajojen kenttätutkimuksien tarvetta.

Ekologinen ympäristöluokitus perustuu lähtökohdiltaan tunnettujen lajien todennäköisyyteen esiintyä tietyillä ympäristötyypeillä (Rossi & Kuitunen 1996). Menetelmässä elinympäristöille annetaan indeksi, johon vaikuttavat ympäristön kannattelemien eliölajien määrä. Uhanalaisiksi luokiteltujen lajien esiintymiselle tietyllä ympäristötyypillä annetaan korostettu asema painottamalla niitä erilaisilla kertoimilla (Rossi & Kuitunen 1996). Lajien määrä tietyllä luontotyypillä perustuu kirjallisuudesta kerättyihin tietoihin eri lajien elinympäristövaatimuksista sekä tärkeimmistä elinympäristöistä. Ympäristöluokitukseen kerättiin tekovaiheessa elinympäristötiedot Suomessa esiintyvistä putkilokasveista, nisäkkäistä, linnuista, sammakkoeläimistä sekä matelijoista noudattaen luonnonmaantieteellistä aluejakoa niin, että alueiden rajat noudattivat eliömaakuntien (Ahti ym. 1968) rajoja. Rossin ja Kuitusen (1996) mukaan on huomattava, että elinympäristöluokitus on käytettävissä aina rajatulle maantieteelliselle alueelle, ja erilaisilla alueilla ympäristötyyppien järjestys voi poiketa toisistaan esimerkiksi alueella elävien uhanalaisten lajien vuoksi. Rossi ja Kuitunen testasivat ekologisen ympäristöluokituksen käytettävyyttä alkuvaiheen tiesuunnittelussa ja myöhemmin sitä on testattu (Hilli & Kuitunen 2005) kasvillisuuden ennustamisessa satelliittiaineistojen avulla. Hilli ja Kuitunen (2005) pyrkivät parantamaan menetelmän käytettävyyttä alkuperäiseen verrattuna vähentämällä manuaalista työtä ja toteuttivat luokittelun siksi valmiiksi tulkitulla hilamuotoisella kaukokartoitusaineistolla.

Menetelmänä ekologinen ympäristöluokitus voi Rossin ja Kuitusen (1996) mukaan toimia tehokkaana työkaluna, joka mahdollistaa laajojen luontokohteiden huomioon ottamisen suunnittelun alkuvaiheessa sen sijaan, että joudutaan tyytymään muutamien ja ennalta arvokkaiksi tiedettyjen alueiden tarkastamiseen kentällä. Ekologisen ympäristöluokituksen käyttökelpoisuus perustuukin siihen, että sitä sovelletaan suunnittelun alkuvaiheessa, kun

mahdollisia toimenpiteitä vasta kartoitetaan ja tutkittavat alueet ovat niin laajoja, että niillä ei olisi mielekästä tai mahdollista tehdä maastotöitä.

## **2.3 Päiväperhoset monimuotoisuuden ilmentäjinä**

### 2.3.1 Biodiversiteetti-indikaattorien käyttö suojelusuunnittelussa

Biodiversiteettiä on monimutkaisena kokonaisuutena vaikea mitata suoraan, minkä vuoksi tutkijat ovat käyttäneet erilaisia korvikkeena toimivia indikaattoreita tiettyjen alueiden monimuotoisuuden arvioimiseksi (Blair 1999, Margules & Pressey 2000, Lewandowski ym. 2010). Indikaattorien käyttö perustuu biodiversiteetin osien avulla tehtyihin arvioihin suurempien kokonaisuuksien kehityksestä (Auvinen & Toivonen 2006). Lewandowski ym. (2010) nostavat kokooma-artikkelissaan esiin erilaisia indikaattoreita, joita on tutkimuksissa ehdotettu käytettäväksi ilmaisemaan alueiden biodiversiteettiä. Näihin kuuluu muun muassa abioottisia ympäristömuuttujia tai luonnon prosesseja, erilaisia kasviluokkia tai luontotyyppisiä, sekä lajien esiintymiseen, kuten lajien joukkoihin ja osajoukkoihin, perustuneita mittareita. Kun lajeja käytetään indikaattoreina, niiden kannan muutosten katsotaan kertovan jotakin koko elinympäristön muutoksesta (Auvinen & Tuovinen 2006). Rassi ym. (2010) korostavat erityisesti, että uhanalaiset lajit indikoivat alueiden suojelutarvetta ja useiden lajien samanaikainen esiintyminen alueella ilmentää yleensä huomattavaa suojeluarvoa

Kun lajeja käytetään indikoimaan toisiaan, eliötaksonin runsauden avulla voidaan ennustaa toisen, esimerkiksi suojelun kohteena olevan, taksonin esiintymistä samalla alueella. Taksonien korvaavuutta on tutkittu paljon, mutta tulokset ovat vaihdelleet riippuen tutkittujen lajiryhmien lisäksi muun muassa käytetyistä koealoista, maantieteellisestä mittakaavasta ja metodeista (Margules & Pressey 2000, Pressey 2004). Esimerkiksi Blairin (1999) tutkimuksen tulosten perusteella linnut ja päiväperhoset toimivat hyvin toistensa runsauden indikaattoreina arvioitaessa lajien monimuotoisuutta kaupungistumisen yhteydessä. Gaston ja Kunin (1997) varoittavat sukulaislajien ominaisuuksien käyttämisestä suojelutoimien suunnittelussa, koska lajien välillä voi olla ominaisuuksissa huomattavia, harvinaisuudesta johtuvia tai siihen johtaneita eroavaisuuksia. Margules ja Pressey (2000) kyseenalaistavat kokonaan biodiversiteetti-indikaattorien käytön, koska epäilevät minkään lajiryhmän pystyvän kuitenkaan luotettavasti ennustamaan toisen lajiryhmän esiintymistä samalla alueella.

Suomessa on käynnissä useita biodiversiteettiseurantoja, joiden toteuttaminen perustuu pitkälti harrastajien vapaaehtoistoimintaan. Monimuotoisuuden seurantoja tehdään noin 60 erilaista, joihin kuuluvat esimerkiksi pesimälinnuston seuranta, yö- ja päiväperhosseuranta sekä riistakolmiolaskennat. Tällaiset seurannat mahdollistavat laji-indikaattorien muodostamisen, joskaan sellaisia ei ole vielä paljoa toteutettu. Suomen kestävän kehityksen sekä kestävän maatalouden indikaattorikonaisuuksissa on biodiversiteettiä käsittelevät osiot. Laajin indikaattorien kokoelma on Suomen biodiversiteettiohjelman ohessa kerätty 75 erilaisen monimuotoisuusindikaattorin kokoelma (Hildén ym. 2005, Auvinen & Toivonen 2006).

### 2.3.2 Päiväperhosten elinympäristöt

Päiväperhoset ovat indikaattoriarvoltaan merkittävä lajiryhmä, ja niiden kannan kehityksen avulla olisikin mahdollista laatia maatalousympäristöjen, soiden sekä tuntureiden tilasta kertovat indikaattorit (Auvinen & Toivonen 2006). Tutkimuksissa päiväperhosten käyttöä indikaattoreina on tuotu esille erityisesti maatalousympäristön muutosten kuvaamisen yhteydessä (mm. Yli-Viikari ym. 2002, Kuussaari ym. 2007).

Suomessa on tavattu kaikkiaan 119 päiväperhoslajia, joista 97 on maassamme vakituisesti esiintyviä (Marttila 2005). Perhosista neljä lajia esiintyy kahtena alalajina: toinen alalaji Lapissa ja toinen muualla Suomessa. Lisäksi lajistoon kuuluu 14 ainoastaan Lapissa elävää perhoslajia. Useimmat päiväperhoslajit ovat tarkkoja elinympäristöstään (Marttila 2005). Luonnon elottomien tekijöiden lisäksi niiden toimeentulon peruslähtökohtiin kuuluu toukalle sopivan ravintokasvin saatavuus (Marttila 2005). Suuri osa Suomessa esiintyvistä päiväperhoslajeista elää paikallispopulaatioina hyvinkin pienipiirteisissä elinympäristöissä (Marttila 2005). Hanskin ja Kuussaaren (1995) mukaan Suomen perhoslajistosta 88 % elää selvärajaisissa ja paikallisissa yhdyskunnissa. Oikeanlaiset elinympäristöt ovat erittäin tärkeitä pieninä yhdyskuntina eläville Suomen päiväperhosille: jokaiselle lajille on löydettävä sen lajikohtaisiin vaatimuksiin soveltuva elinpaikka. Vaikka päiväperhoset useimmiten mielletään ketojen ja niittyjen lajeiksi, ovat suot ja metsät myös tärkeitä elinympäristöjä Suomen päiväperhoskannalle (Marttila 2005). Monet lajit viihtyvätkin metsien aukkopaikoilla ja reunoilla sekä metsäniityillä ja umpeenkasvaneilla hakkuuaukoilla (Marttila 2005).

Marttila (2005) kuvaa Suomen päiväperhosten elävän tällä hetkellä murroskautta: käsitykset lajien runsaudesta ovat muuttuneet, ja huomattavasti vähentynyt niittyjen määrä

on liitetty huoleen päiväperhosten vähenemisestä. Vuoden 2000 uhanalaisuusarvioinnista (Rassi ym. 2000) vuoden 2010 uuteen arviointiin (Rassi ym. 2010) uhanalaisten päiväperhosten määrä on lisääntynyt 28:sta 46:een. Kuitenkin samaan aikaan Marttila (2005) korostaa, että päiväperhosten elinympäristöt Suomessa ovat yllättävän usein alkujaan metsäympäristöjä, mikä saattaa tarkoittaa nykymuotoisen metsätalouden synnyttävän uusia, päiväperhosille sopivia, elinpaikkoja.

### 2.3.3 Päiväperhosten elinympäristöjen luokittelun erityispiirteet

Perhoslajiston eläminen pienipiirteisissä ja selvärajaississa ympäristöissä tuo haasteita niiden elinympäristöjen kuvailulle (Marttila 2005). Päiväperhosten elinympäristöjen luokittelussa onkin syytä ottaa huomioon lajien esiintyminen erilaisten ympäristöjen reunoilla: laji, jonka elinympäristöksi kirjallisuudessa kuvataan metsä tai suo, esiintyy usein esimerkiksi metsien aukkopaikoilla, metsäautoteiden läheisyydessä tai vaikkapa soiden reunoilla. Tällöin myös elinympäristövaatimusten tulkitseminen vaatii erityistä tarkkuutta sekä päiväperhosten lajityypillisen esiintymisen huomioon ottoa.

### 2.3.4 Uhanalaiset päiväperhoset Suomessa

Kirjallisuuden (Rassi ym. 2010) perusteella uhanalaisten ja silmälläpidettävien perhosten tärkeimpiä elinympäristöjä ovat auringon paahtamat ympäristöt, joita on yhtälailla rannoilla, metsissä kuin ihmisten luomissa ympäristöissäkin. Suomen luontotyyppien uhanalaisuusarvioinnissa (Raunio ym. 2008) uusympäristöiksi nimetyt ihmisten luomat ympäristöt, kuten sähkölinjat ja tienvarret, ovatkin korvanneet monia perhosten alkuperäisiä ympäristöjä. Jotkin korkeisiin uhanalaisuusluokkiin kuuluvat lajit, kuten muurahaissiniisi (*Glaucoopsyche arion*), ovat aikaisemmin olleet harjumetsien lajeja, mutta elävät nykyään ainoastaan ihmisten luomissa korvaavissa ympäristöissä. Suomen lajien uhanalaisuusarvioinnin perusteella perhosten uhanalaistumisen syyt eivät juuri ole muuttuneet viimeisimmän kymmenen vuoden tarkastelujakson aikana, vaan perhosia uhkaa edelleen eniten avointen ympäristöjen sulkeutuminen (Rassi ym. 2010).

## **3 AINEISTO JA MENETELMÄT**

### **3.1 Päiväperhostietokanta**

#### 3.1.1 Tietokannan kokoaminen

Tämän tutkimuksen empiirinen osa perustuu kirjallisuudesta saatavaan aineistoon. Tutkimuksen aineistoksi koottiin tietokanta Suomen päiväperhosten suosimista elinympäristöistä, sekä päiväperhosten levinneisyydestä käyttämällä uusinta saatavilla ollutta kirjallisuutta (tietokanta kokonaisuudessaan liitteessä 1).

Tietokanta kerättiin perustuen julkaistuun kirjallisuuteen Suomen päiväperhoslajistosta. Lajien tieteellinen nimistö perustuu uusimpaan luetteloon Suomen perhosista (Kullberg ym. 2002) sekä siitä julkaistuun päivitykseen (Kullberg 2009). Tiedot lajien elinympäristöistä kerättiin pääasiassa kirjasta Suomen päiväperhoset elinympäristössään (2005) ja tarvittaessa teoksesta Suomen päiväperhoset (1990). Lajien yleisyystiedot sekä tiedot lajien statuksesta Suomessa perustuvat teokseen Suomen suurperhosatlas (2000). Uhanalaisuustiedot perustuvat vuoden 2010 uhanalaisuusarviointiin (Rassi ym. 2010).

#### 3.1.2 Tietokannan sisältö

Lajin elinympäristöiksi valittiin teoksessa Suomen päiväperhoset elinympäristössään (2005) esitetyistä lajin eniten suosimista elinympäristöistä ne kaksi, jotka mainittiin ensimmäisenä noudattaen kirjassa käytettyä esittelyjärjestystä (liite 1). Osalle lajeista kirjallisuudessa ei esitetty useita elinympäristöjä ja näille lajeille kirjattiin tietokantaan ainoastaan yksi elinympäristö. Tarvittaessa tukeuduttiin vanhempaan kirjallisuuteen. Mainitut kaksi tärkeintä elinympäristöä sijoitettiin Rossin ja Kuitusen (1996) tutkimuksessaan käyttämiin 26 luontotyyppiin, jotka on listattu ja kuvailtu liitteessä 2. Näitä 26 luontotyyppiä käytettiin, koska tämä tutkimus oli osa suurempaa kokonaisuutta, jossa Rossin ja Kuitusen (1996) ekologista ympäristöluokitusta kehitettiin monipuolisemmaksi ja tarkemmaksi.

Lajin yleisyys- eli frekvenssitiedot perustuvat Suomen suurperhosatlaksen (2000) tietoihin. Teokseen on kerätty ruutuhavainnot päiväperhosista ennen vuotta 1988, sekä vuosilta 1988 – 1997 ja uusien lajien kohdalta vuoteen 1999 saakka (Huldén ym. 2000). Perhosten yleisyydellä eli frekvenssillä tarkoitetaan tässä havaintoruutujen lukumäärää. Havaintoruudut ovat kartastokoordinaattijärjestelmän yhtenäiskoordinaatiston

suorakulmaisia 10 x 10 km<sup>2</sup> ruutuja, joiden pinta-ala on siis 100 km<sup>2</sup> (Huldén ym. 2000). Tietokanta koottiin atlaksen uusista, vuosien 1988 – 1997 tai vuoteen 1999 ulottuneista, havainnoista. (liite 1).

Kotimaisella statuksella tarkoitetaan lajin kotimaisuutta ja se kertoo lajin tämänhetkisestä asemasta Suomessa (Huldén ym. 2000) (taulukko 1) (liite 1). Arvio lajin asemasta antaa lisäarvoa keskeisten elinympäristöjen löytämiseen aineistosta, mutta on syytä ottaa huomioon, että status on Huldén ym. (2000) mukaan kiistanalainen ja subjektiivinen sekä ainoastaan suuntaa antavana.

Taulukko 1. Suomen päiväperhosten kotimainen status eli tämän hetkinen asema Suomessa. Taulukossa on esitetty vain ne Huldén ym. (2000) mukaiset statukset, joita tietokannan päiväperhoslajit saivat.

numero	englanninkielinen status	suomenkielinen status
1	resident	kotimainen (paikalliset kannat)
2	fluctuating	fluktuoivat (vaihtelevat kannat)
3	migratory	vaeltaja
5	irruptive	harhailija (satunnaislöytöjä)
6	extinct	hävinyt

Muutamien lajien kohdalla niiden levinneisyystietoja ei löytynyt käytössä olleesta kirjallisuudesta (Tummavirnaperhonen (*Leptidea reali*), Alppisinappiperhonen (*Pontia callidice*), Pikkuhäiveperhonen (*Apatura ilia*), Kuusamaperhonen (*Limenitis camilla*)). Lisäksi muutamien kohdalla (Heinähiipijä (*Heteropterus morpheus*), Arosinappiperhonen (*Pontia chloridice*), Isonokkosperhonen (*Nymphalis xanthomelas*), Ruutuperhonen (*Melanargia galathea*), Ruskoniittyperhonen (*Coenonympha hero*), Ruostepapurikko (*Lasiommata megera*)) havaintoja ei ollut tehty lainkaan tarkasteluvuosien ajalta. Näistäkin lajeista niiden käyttämät elinympäristöt otettiin mukaan aineiston analysointiin, mutta lajit eivät näy tarkasteluissa, joissa mukana olivat päiväperhosten ruutuhavainnot.



### 3.1.4 Aineiston analysointi

Tutkimusaineiston analysointi suoritettiin PASW Statistics 18 -ohjelmalla. Tietokannan avulla tutkittiin, mitkä ovat päiväperhosten tärkeimmät ja eniten käyttämät ympäristötyypit. Elinympäristöt luokiteltiin pylvädiagrammien avulla perustuen kertoihin, joina kukin tyyppi tuli mainituksi perhoslajien ensimmäisenä tai toisena elinympäristönä. Lisäksi tarkastelu tehtiin yhdistämällä nämä kaksi lajien kohdalla mainittua elinympäristötyyppiä, jolloin tyypit tulivat arvotetuksi samalla tavoin riippumatta siitä ovatko ne lajille ensimmäisenä vai toisena mainittuja. Tämä on perusteltua myös siksi, että kirjallisuudessa lajille esitetyt elinympäristöt eivät välttämättä yksiselitteisesti ole tärkeysjärjestyksessä.

Elinympäristötyyppien tärkeysjärjestystä tarkasteltiin myös ottaen huomioon, että joillakin tyypeillä elää enemmän ruutuhavaintojen perusteella yleisiä, uhanalaisuusluokitukseltaan uhanalaisia tai kotimaiselta statukseltaan paikallisia lajeja. Tällaisten lajien huomiointi tehtiin painottamalla ympäristötyypillä eläviä lajeja eri tavalla ottaen painotuksen kriteeriksi esimerkiksi lajien uhanalaisuus. Näin kaikkein uhanalaisimmat lajit saivat suurimman painoarvon. Painotus tehtiin laskemalla luokille painoarvot. Arvojen saamiseksi käytettiin hyväksi Nijkkamp ym. (1990) sekä Rossin (1993) käyttämää monikriteerimenetelmiin pohjautuvaa laskutapaa, jonka avulla Rossi on alkuperäisen ekologisen ympäristöluokituksen yhteydessä laskenut painoarvot lajien uhanalaisuudelle.

Painoarvojen laskeminen on yksinkertaisempaa, jos muuttujat eli käytetyt painotuskriteerit ovat järjestysasteikollisia, koska näin mahdollisten painoarvojen joukko rajoittuu murto-osaan verrattuna tilanteeseen, jossa muuttujat eivät olisi luokiteltuja (Rossi 1993). Uhanalaisuusluokka sekä lajin kotimainen status olivat valmiiksi järjestysasteikollisia. Uhanalaisuusluokkia oli käytössä viisi: elinvoimaiset (LC), silmälläpidettävät (NT), vaarantuneet (VU), erittäin uhanalaiset (EN) sekä äärimmäisen uhanalaiset (CR). Myös lajin kotimaista statusta kuvasi viisi luokkaa: kotimaiset, fluktuoivat, vaeltajat, harhailijat sekä hävinneet (taulukko 1). Lajien yleisyyttä kuvaamaan käytetyt päiväperhosista koko Suomessa tehdyt ruutuhavainnot muutettiin järjestysasteikolliseksi lajin frekvenssiä kuvaavaksi luokkamuuttujaksi jakamalla havaintomäärät tasaisesti viiteen suuruusluokkaan (taulukko 2).

Taulukko 2. Suomen päiväperhoslajien vuosien 1988–1997/1999 ruutuhavainnoista muodostetun järjestysasteikollisen yleisyysmuuttujan kokoamiseen käytetty luokkajako. Lajeista tehtyjen ruutuhavaintojen määrät jaettiin viiteen luokkaan, jotka siten kuvaavat perhoslajin yleisyyttä.

luokka	lajista tehtyjen ruutuhavaintojen määrä havaintojaksolla
1	0–330
2	331–661
3	662–992
4	993–1323
5	1324–1654

Jos oletetaan, että painoarvojen summa on 1 ja todennäköisyysmassa tasaisesti jakautunut, voidaan järjestysasteikollisten muuttujien eli järjestyskriteerien painoarvojen odotusarvot laskea kaavaa (1) käyttäen (Nijkamp ym. 1990, Rossi 1993).

$$E(w_n) = \sum_{n=1}^J 1 \div J(J - n + 1) \quad (1)$$

missä  $E(w_n)$  on kriteerin  $n$  painoarvon odotusarvo ja  $J$  painotuskriteerien lukumäärä.

Kriteereitä oli kaikkien kolmen painotuksen (lajin yleisyys, lajin uhanalaisuus, lajin kotimainen status) osalta viisi ja näin ollen viidellä kriteerillä saadaan edellä esitettyä kaavaa käyttäen painoarvojen odotusarvoiksi 0,040, 0,090, 0,157, 0,257 ja 0,457. Koska ainoastaan painoarvojen välinen suhde on tässä tarkastelussa merkitsevä, voidaan painoarvot muuntaa niin, että ensimmäisen luokan painoksi tulee 1 (Rossi 1993). Tällöin odotusarvot kriteerien painoille ovat 1, 2,3, 3,9, 6,4 ja 11,4.

Painoarvojen laskemisen jälkeen painottaminen suoritettiin PASW Statistics -ohjelman Weight cases by -toiminnolla. Sen avulla jokaista muuttujan arvoa kohdellaan, kuten niitä olisi aineistossa niin paljon kuin painotuksen perusteella painoarvoksi saadaan (Levesque 2010). Toisin sanoen painotetut lajit saavat aineistossa suuremman merkityksen. Yleisyysluokituksen osalta suurimman painoarvon saivat lajit, joista oli tehty eniten

ruutuhavainnot, uhanalaisuusluokituksen osalta uhanalaisimmat lajit sekä kotimaisen statuksen osalta lajit, joiden kannat ovat paikallisia.

Painottamisen lisäksi jokaisella eri ympäristötyypillä elävien lajien yleisyyttä eli frekvenssiä tarkasteltiin myös viiksilaatikkokuvaajan avulla. Tarkoituksena oli tutkia, miten kullakin ympäristötyypillä elävien lajien yleisyys vaihteli eli esiintyikö joillakin ympäristötyypeillä enemmän yleisiä tai vastaavasti harvinaisempia lajeja. Tarkastelu tehtiin yhdistämällä tietokannassa perhoslajeille ensimmäisenä ja toisena mainitut elinympäristöt sekä tarkastelemalla koko Suomen ruutuhavainnot. Viiksilaatikat kuvasivat siten jokaisen elinympäristötyypin osalta siellä elävien perhoslajien yleisyyden vaihtelua.

## **3.2 Paikkatietotarkastelu**

### **3.2.1 Aineistot**

Tämän tutkimuksen toinen kokeellinen osa perustuu Suomessa tehtyihin, kirjattuihin ja koordinaattien avulla kartalle sijoitettuihin päiväperhoshavaintoihin. Aineisto saatiin Suomen päiväperhosseurannan (NAFI) tietokannasta. Suomessa toteutettava valtakunnallinen perhosseuranta perustuu vapaaehtoisten alan harrastajien tekemiin päiväperhoshavaintoihin, jotka kerätään Luonnontieteellisen keskusmuseon tietokantaan (Etelä-Karjalan Allergia- ja Ympäristöinstituutti 2011).

Tarkoituksena oli tutkia erityisesti sitä, selittäisikö perhosille suotuisien elinympäristöjen runsas määrä havaintoruudun sisällä sitä, miksi kyseisen ruudun sisällä tehdään enemmän perhoshavainnot verrattuna sellaisiin ruutuihin, joissa perhosille suotuisien elinympäristöjen määrä on vähäisempi. Mikäli tällaista riippuvuutta ei havaita, selittää runsaita havaintomääriä todennäköisesti enemmän aineiston keruussa käytetty havainnointitapa. Jos aineistoa ei kerätä systemaattisesti kaikilta alueilta vaan havainnot tehdään havainnoijien oman liikkumisen ohjaamana, perhoshavainnot tehdään vähemmän alueilla, joilta havaintopäiviä on kertynyt erityisen vähän, eikä niitä tehdä ollenkaan alueilla, joilla ei ole käyty havainnoimassa.

Tämän tutkimuksen aineistona on koonti päiväperhosseurannan havaintoruututiedoista vuosilta 1991 – 2010 ja se sisältää tiedot jokaisella 10 x 10 km<sup>2</sup> havaintoruudulla suoritettujen havaintopäivien lukumäärästä sekä kaikkien havaittujen lajien sekä yksilöiden määrästä. Havainnot ei tässä aineistossa ole eroteltu lajikohtaisesti.

Paikkatietotarkastelun toteuttamiseksi kartta-aineistoksi hankittiin Keski-Suomen käsittäviä karttaruutuja Maanmittauslaitoksen maastotietokannasta PaITuli-paikkatietopalvelun kautta. Maastotietokanta on maanmittauslaitoksen maastoa kuvaava aineisto, joka kattaa koko Suomen (Maanmittauslaitos 2010). Tietokantaan on kerätty tiedot maastosta sekä rakennetusta ympäristöstä ja se on tarkin valtakunnallinen paikkatietoaineisto (Maanmittauslaitos 2010). Tätä tutkimusta varten maastotietokannasta hyödynnettiin hallintorajoja, vesistö- ja tiestötietoja sekä tietoja niityistä, viljelymaista sekä puistoista.

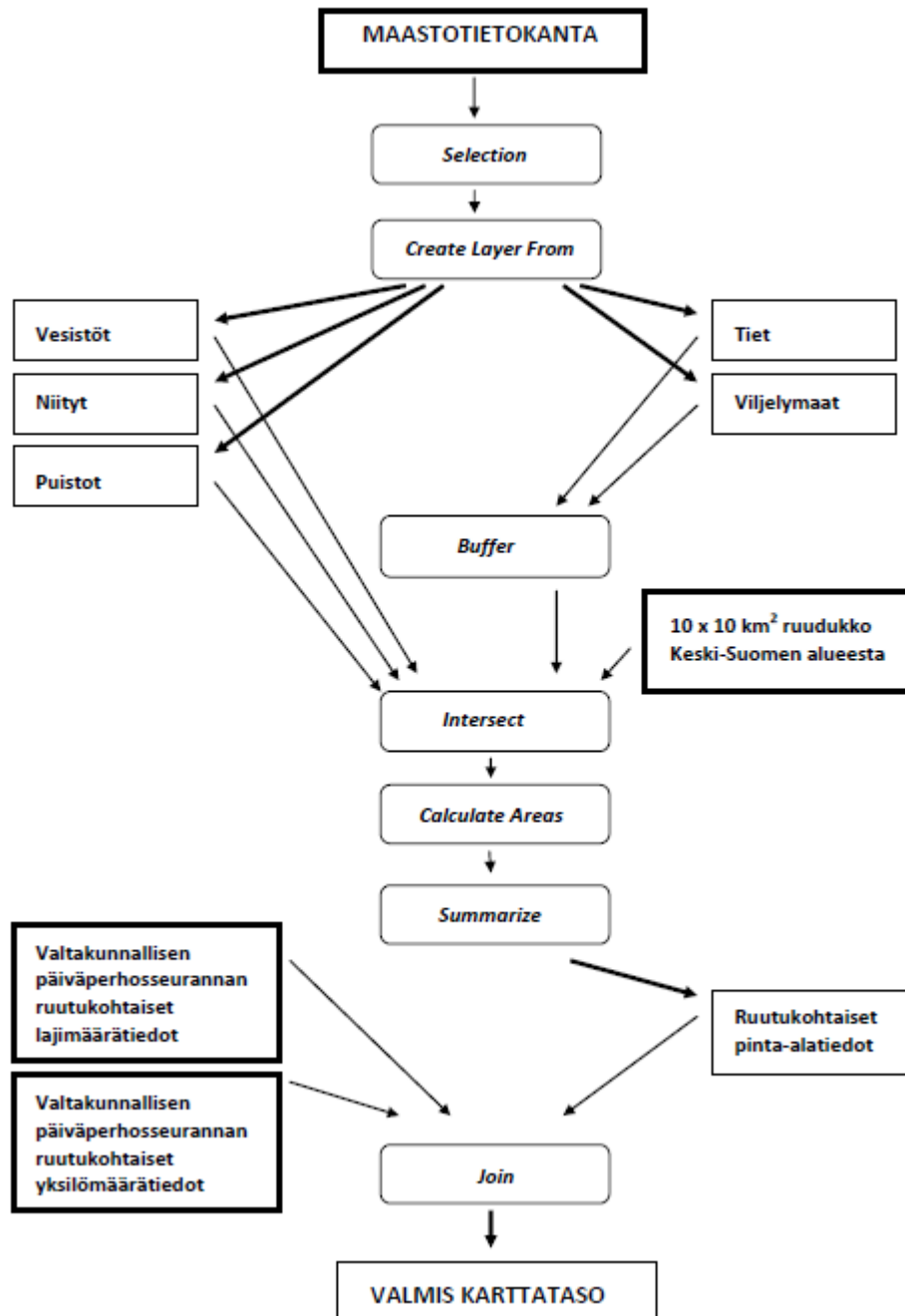
### 3.2.1 Aineiston analysointi

Paikkatietotarkastelut suoritettiin ArcGIS 9 Version 9.3.1 -ohjelmalla. Päiväperhosseurannasta kootuista ruututiedoista sekä maastotietokannan karttalehdistä koottujen karttatasojen avulla tarkasteltiin sellaisia Keski-Suomen alueella olevia 10 x 10 km<sup>2</sup> ruutuja, joissa on pitkällä seurannalla havaittu paljon päiväperhoslajeja ja tutkittiin, onko näillä ruuduilla myös paljon sellaisia maastotyyppisiä, jotka tutkimushypoteesin sekä tietokantatarkastelun perusteella ovat oletettavasti tärkeitä päiväperhosten esiintymiselle. Tällaisia maastoalueita, olivat niityt, tiestöt, viljelymaat sekä puistot, mistä teiden ja viljelymaiden osalta päädyttiin tarkastelemaan vain maastokohteiden reuna-alueita.

Tarkasteluun käytettiin maastotietokannan karttaruutuja Keski-Suomen alueelta, jotka yhdistettiin käytännön työn helpottamiseksi ArcGIS-ohjelman Merge-toiminnolla kahdeksi kokonaisuudeksi: eteläiseksi ja pohjoiseksi Keski-Suomeksi. Molemmista alueista, eteläisestä ja pohjoisesta Keski-Suomesta, valittiin erilleen maastotietokannan maastokohteet vesistöt (luokat 36200 ja 36313), niityt (luokka 32800), tiet (luokat 12111, -112, 12121, -122, 12131, -132 ja 12141), viljelymaat (luokat 32611 ja 32612) sekä puistot (32900) Select by Attributes- ja Create Layer From -toiminnoilla (kuva 3). Vesistöt huomioitiin tarkastelussa erikseen, jotta voitiin laskea niittyjen ja puistojen sekä teiden ja viljelymaiden reunojen pinta-alat suhteessa maapinta-alaan ilman ruuduilla olevia vesistöalueita.

Vesistöalueet, niityt ja puistoalueet leikattiin Intersect-toiminnon avulla Keski-Suomesta tehdyn 10 x 10 km<sup>2</sup> ruudukon kanssa, jolloin saatiin päiväperhosseurannan ruutujen kanssa yhtenevä tieto ruuduilla olevista vesistöistä sekä niitty- ja puistoalueista (kuva 3). Ruutukohtaiset vesistöjen sekä niittyjen pinta-alat saatiin Calculate Areas-toiminnolla laskemalla ensin jokaisen ruudulle osuvan niitty- ja vesialueen pinta-ala erikseen, sekä

yhdistämällä saadut pinta-alat sitten ruutukohtaisiksi summiksi ominaisuustietojen Summarize-toiminnolla.



Kuva 3. Yksinkertaistettu periaatekuva aineistojen muokkaamisesta sekä yhdistämisestä ArcGIS -ohjelmalla. Vahvimmin reunustetut kehykset kuvaavat alkuperäisiä aineistoja ja ohuemmin reunustetut ohjelmiston avulla muodostettuja karttatasoja. Suoritetut operaatiot on merkitty kuvaan kulmien osalta pyöristetyillä suorakaiteilla. Ohuilla nuolilla on kuvattu aineiston vieminen operaatioihin ja paksuilla nuolilla eri toimintojen suorittamisen jälkeen syntyneet kartta-aineistot. Valmiilla karttatasolla tarkoitetaan sitä aineistoa, joka paikkatieto-ohjelmistosta vietiin tilasto-ohjelmaan analysointia varten.

Teiden sekä viljelymaiden osalta haluttiin ottaa huomioon ainoastaan niiden reuna-alueet, jonka vuoksi näille maastokohteille laskettiin Buffer-toiminnolla reuna-alueet (kuva 3). Tienpientareiden sekä viljelymaiden pientareen leveydeksi valittiin 7,5 metriä. Esimerkiksi aikaisemmassa Tiehallinnon selvityksessä tienpientareiden kasvillisuudesta ja perhosista on tienpientareen keskileveytenä käytetty 2-10 metriä tien leveydestä riippuen (Jantunen ym. 2004).

Lopullisten pinta-alojen saamiseksi kaikki lasketut pinta-alat yhdistettiin samalle karttatasolle eteläisen ja pohjoisen Keski-Suomen osalta erikseen Join -toiminnon avulla. Samalla karttatasolla olivat silloin  $10 \times 10 \text{ km}^2$  ruutuja koskien lasketut vesistöjen, niittyjen, puistojen, tien- ja pellonpientareiden pinta-alat, sekä pistemuotoisista tiedoista karttatasot yhdistämällä siirretyt lajihavaintotiedot: lajien lukumäärät, yksilömäärät sekä havaintopäivien lukumäärät (kuva 3). Yhdistämisen jälkeen tämä karttataso tietoineen oli valmis tilastolliseen testaamiseen sekä mallinnukseen.

Paikkatieto-ohjelmiston avulla muodostetun karttatason ja pinta-alamuuttujien kykyä selittää päiväperhosten ruutukohtaisia havaintomääriä Keski-Suomen alueella testattiin tilastollisesti PASW Statistics 18 -ohjelmalla. Useimmat paikkatieto-ohjelmistolla muodostetuista muuttujista olivat jakaumaltaan vinoja tai sisälsivät paljon nollia. Ennen tilastollisia testejä muuttujille tehtiinkin muunnoksia (transformaatioita) niiden jakaumien symmetrisoimiseksi tarkoituksena tilastollisten testien ja regressiomallinnuksen oletusten täyttämisen. Regressionanalyysin edellytyksenä on, että mallin jäännösvirheet ovat normaalijakautuneita, että jäännösvirheiden suuruudet ovat riippumattomia vasteen suuruusarvosta ja että havainnot ovat riippumattomia toisistaan (Ranta ym. 1989). Näiden jäännösvirheiden normaalijakautuneisuuden varmistamiseksi aineiston selitettäville ja selittäville muuttujille jouduttiin tekemään logaritmi- ja neliöjuurimuunnoksia. Logaritmimuunnoksella (kaava 2) normaalijakautuneeksi saatiin pinta-alamuuttujista vesistöjen pinta-ala ja neliöjuurimuunnoksella (laskemalla neliöjuuri alkuperäisestä muuttujasta) tien- ja pellonpientareiden pinta-ala. Analyyseissä käytettiin muuttujina myös niittyjen ja puistojen pinta-alojen logaritmeja sekä havaintopäivien ja havaittujen yksilömäärien logaritmeja, vaikka nämä muuttujat eivät olleet aivan normaalijakautuneita edes transformaatioiden jälkeen.

$$x' = \ln(x + 1)$$

(2)

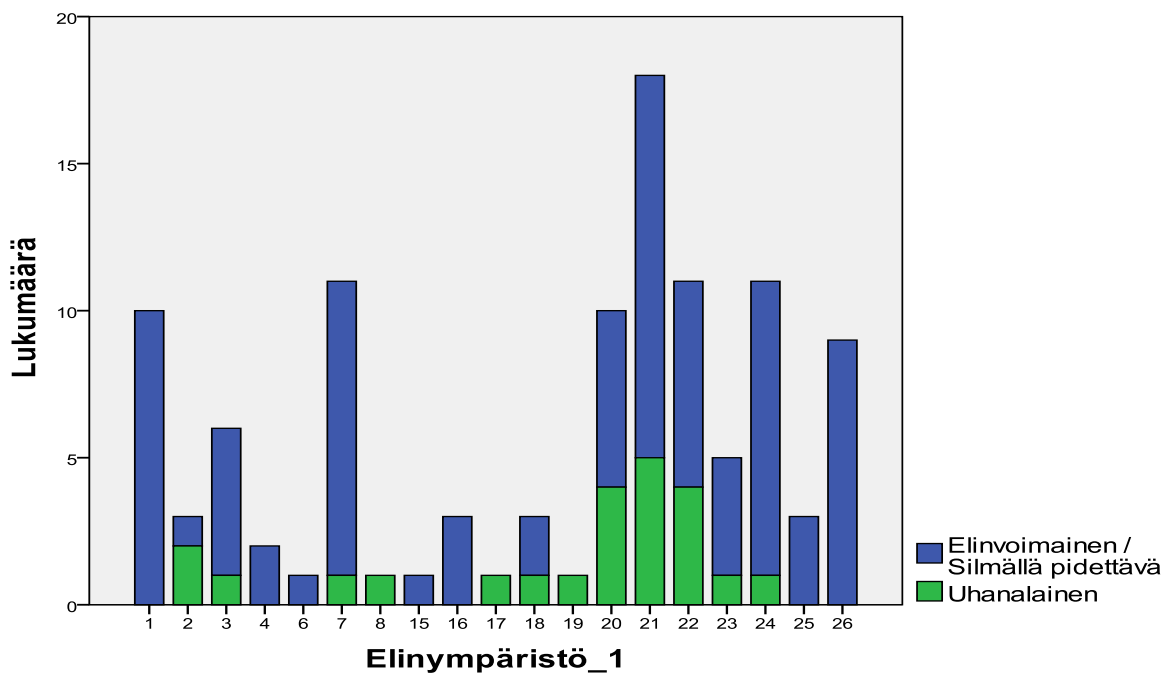
jossa  $x'$  on luonnollinen logaritmi alkuperäisestä luvusta  $x$ .

Johtuen siitä, että muunnoksista huolimatta kaikkien muuttujien osalta ei päästy normaalisuuteen, niiden välisiä riippuvuuksia testattiin ei-parametrisella järjestyslukuihin perustuvalla Spearmanin korrelaatioanalyysillä. Pinta-ala- ja havaintopäivämuuttujien kykyä selittää ruutukohtaisten perhoshavaintojen vaihtelua testattiin regressioanalyysin avulla. Havaintojen spatiaalista riippuvuutta ei tässä työssä lähdetty tarkastelemaan, koska spatiaalisen autokorrelaation huomioivia mallinnusmenetelmiä ei ole käytettävissä toteutukseen valitussa tilasto-ohjelmistossa.

## 4 TULOKSET

### 4.1 Päiväperhosille tärkeimmiksi luokitellut elinympäristöt

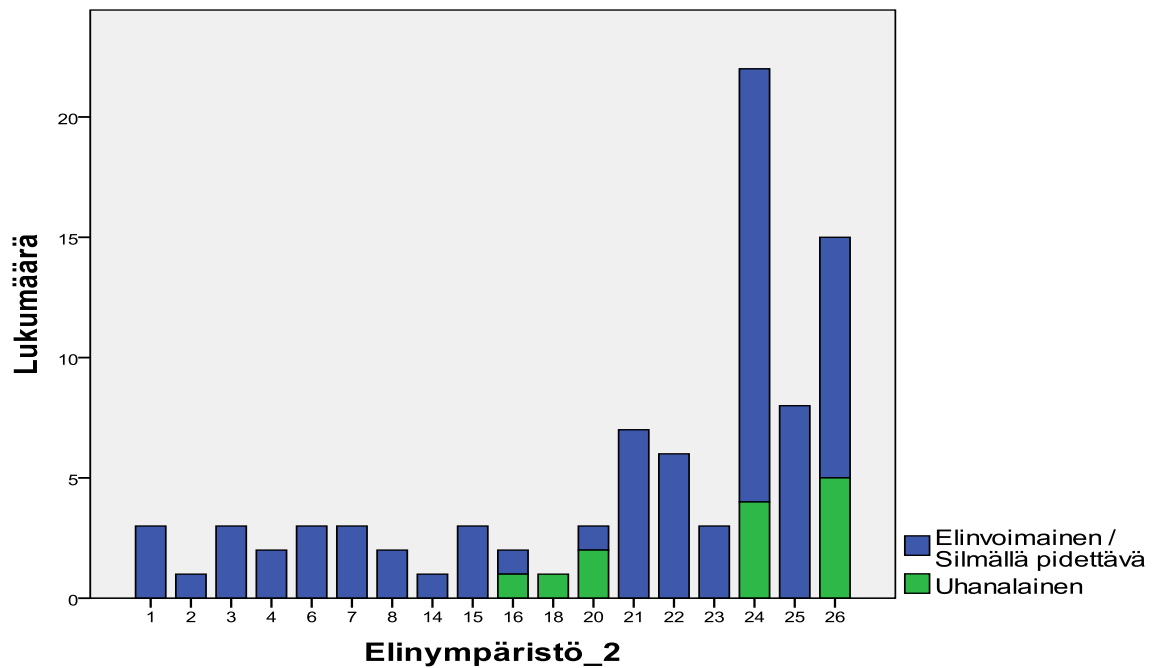
Tässä tutkimuksessa kirjallisuudesta kootun tietokannan perusteella päiväperhosten käyttämät elinympäristöt järjestettiin tärkeysjärjestykseen perustuen kertoihin, joina kukin ympäristötyyppi tuli mainituksi päiväperhoslajien suosimina elinympäristöinä. Tärkeimmät lajikuvauksissa ensimmäisinä mainitut elinympäristöt olivat tutkimusaineiston perusteella lehtoniityt (luokka 21) ja kuivat niityt (luokka 22) (kuva 4) (kaikkien luokkien nimet ja kuvaukset löytyvät liitteestä 2). Ihmisten luomien ja muokkaamien ympäristöjen merkitys Suomen päiväperhosille oli myös keskeinen. Luokka 24, johon kuuluvat viljelymaat, pellot, pellonpientareet ja peltoheitot sekä nurmet, laitumet ja pientareet, oli päiväperhosille kolmanneksi tärkein ensisijainen elinympäristö. Näiden lisäksi rämeet (luokka 7) nousi lähes yhtä tärkeäksi ympäristötyypiksi kuivien niittyjen sekä viljelymaiden rinnalle.



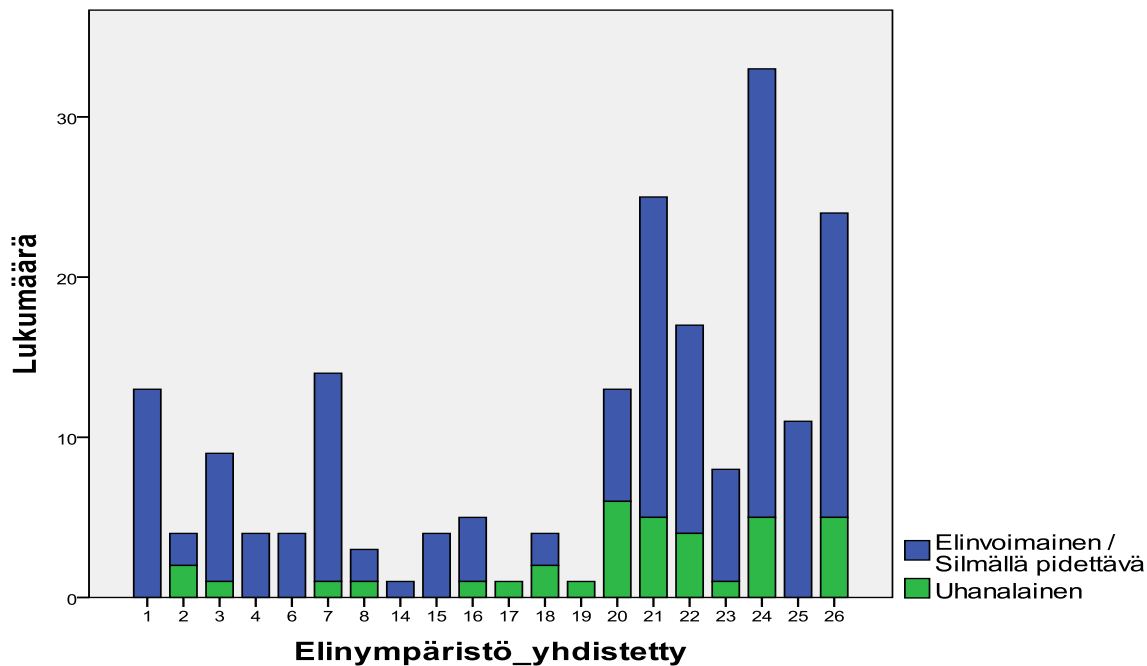
Kuva 4. Tietokannan perusteella kootut päiväperhosten tärkeimmät elinympäristöt perustuen kirjallisuudessa lajien kohdalla ensimmäisenä mainittuihin tärkeimpiin elinympäristöihin. Kuvaajassa näkyy myös uhanalaisten lajien osuus ympäristötyypin suosivista lajeista (alaosuudet pylväissä). Useimmiten tärkeimmäksi elinympäristöksi kirjallisuudessa mainittiin lehtoniityt (luokka 21), kedot ja kuivat niityt (22) sekä viljelymaat, nurmet ja laitumet (24) sekä rämeet (luokka 7).



Kun tarkasteltiin lajeille kirjallisuudessa toisena mainittuja elinympäristöjä (kuva 5) tai yhdistettiin ensimmäisenä ja toisena mainitut ympäristöt (kuva 6), tärkeimpien joukkoon nousivat myös kulttuurivaikutteiset elinympäristöt eli luokat 26 (tienpientareet, radan varret, ratapihat, satamat, kaatopaikat, joutomaat, painolastipaikat, sorakuopat, tien ojat ja kaivannot sekä kylämaat) sekä 25 (puistot, pihat, puutarhat ja hautausmaat). Nämä ympäristötyypit olivat useimmiten myös niitä elinympäristöjä, jotka kannattelevat monia uhanalaisiksi luokiteltuja päiväperhoslajeja.



Kuva 5. Päiväperhosille tärkeimmät elinympäristöt perustuen kirjallisuudessa lajien kohdalla toisena mainittuihin elinympäristöihin. Kuvaajassa näkyy myös uhanalaisten lajien osuus tiettyä ympäristötyyppiä suosivista lajeista. Useimmiten toiseksi tärkeimmäksi elinympäristöksi kirjallisuudessa mainittiin viljelymaat, nurmet ja laitumet (luokka 24), tien- ja ratapientareet ja muut kulttuurivaikutteiset paikat (26) sekä puistot, puutarhat ja hautausmaat (25).

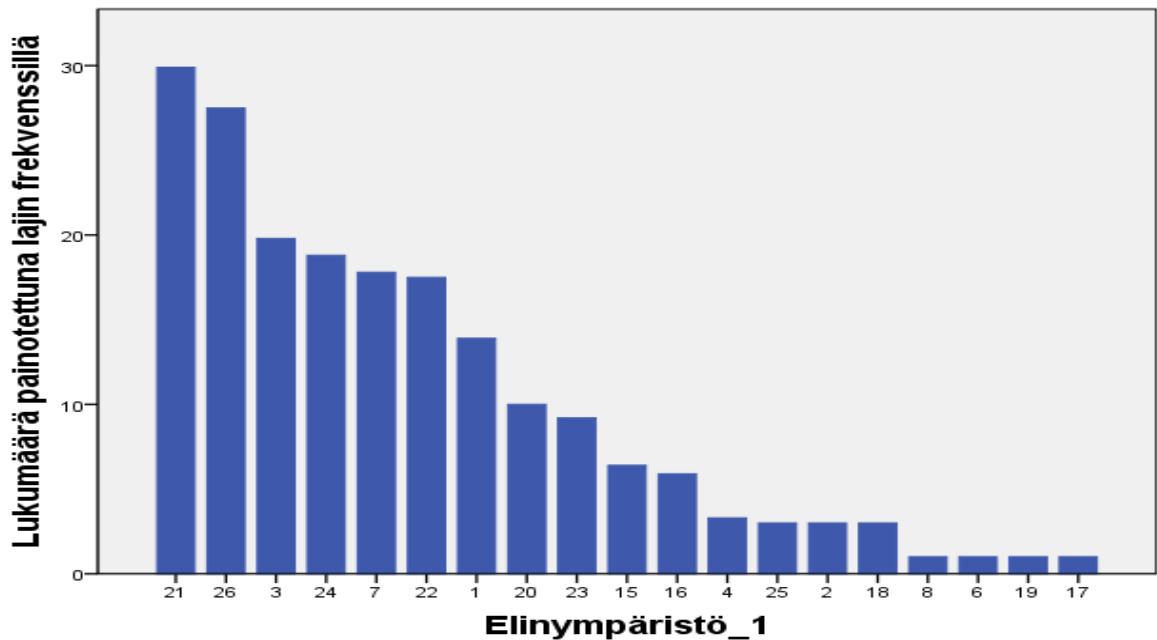


Kuva 6. Päiväperhosten tärkeimmät elinympäristöt, kun aineistossa ensisijaiset ja toiseksi tärkeimmät ympäristöt yhdistettiin. Näin tärkeimmäksi ympäristöksi nousivat viljelymaat, nurmet ja laitumet (luokka 24), toiseksi tärkeimmäksi lehtoniityt (21) ja kolmanneksi tien- ja ratapientareet ja muut kulttuurivaikutteiset paikat (26). Kuvajasssa näkyy myös uhanalaisten lajien osuus ympäristötyyppiä suosivista lajeista.

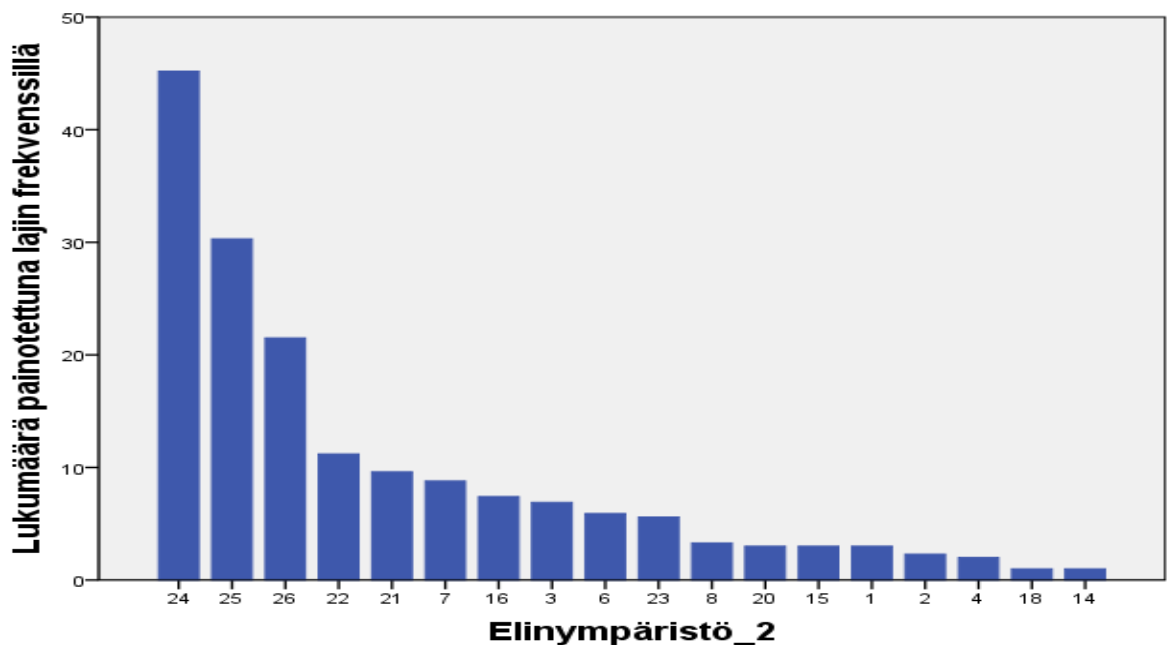
Ympäristötyyppien tärkeysjärjestystä tarkasteltiin myös painottamalla elinympäristötyyppiä Suomessa vuosina 1988–1997 tehtyjen päiväperhosten ruutuhavaintojen perusteella annetuilla painoarvoilla (kaava 1). Suurimman painon (painoarvot on esitetty sivulla 22) saivat havaintomäärien perusteella yleisimmät päiväperhoslajit ja niiden elinympäristöt. Lehtoniityt (luokka 21) olivat myös näin painottaen päiväperhosille tärkein elinympäristö (kuva 7). Sen sijaan toiseksi nousivat tie- ja ratapientareet sekä muut kulttuurivaikutteiset paikat (luokka 26) ja kolmanneksi kuivat kankaat (luokka 3) ohi ketojen ja kuivien niittyjen (luokka 22), jotka nyt putosivat tärkeysjärjestyksessä jonkin verran. Nämä tärkeimmiksi nousseet elinympäristöt kannattelevat paljon päiväperhosia.

Lajeille toisena mainittuja elinympäristöjä tarkasteltaessa tärkeimmiksi nousivat, lajien frekvenssien perusteella tehtyjen painotusten jälkeen, ihmisten muokkaamat ympäristöt: luokat 24 (viljelymaat, pellot, pellonpientareet ja peltoheitot sekä nurmet, laitumet ja pientareet), 25 (puistot, pihat, puutarhat ja hautausmaat) ja 26 (tienpientareet, radan varret, ratapihat, satamat, kaatopaikat, joutomaat, painolastipaikat, sorakuopat, tien ojat ja kaivannot sekä kylämaat) (kuva 8). Ensimmäisenä ja toisena mainittujen

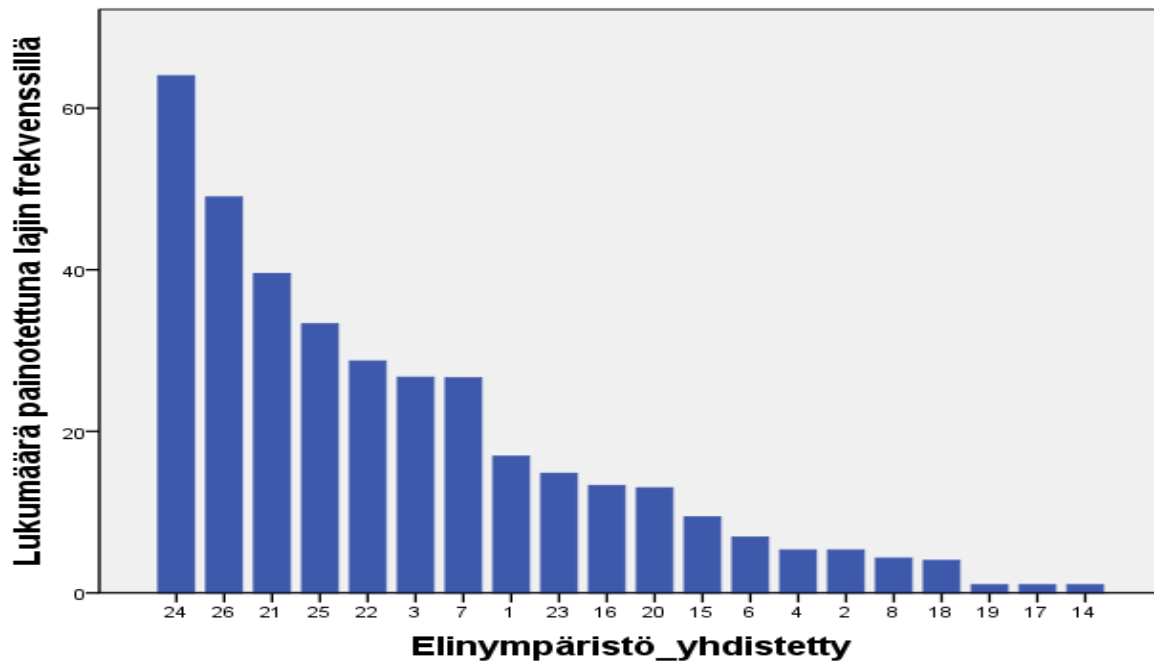
elinympäristötyyppien yhdistäminen ei enää nostanut muita tyyppejä useille lajeille tärkeiden joukkoon (kuva 9).



Kuva 7. Päiväperhosten ensimmäisenä mainitut tärkeimmät elinympäristöt, kun elinympäristötyyppejä painotettiin siellä esiintyvien lajien yleisyyden perusteella annetuin kertoimin. Lehtoniityt (luokka 21) olivat tärkein ympäristötyyppi, toiseksi tärkeimmäksi nousivat tie- ja ratapenkereet ja muut kulttuurivaikuttiset paikat (26) ja kolmanneksi kuivat kankaat (3).

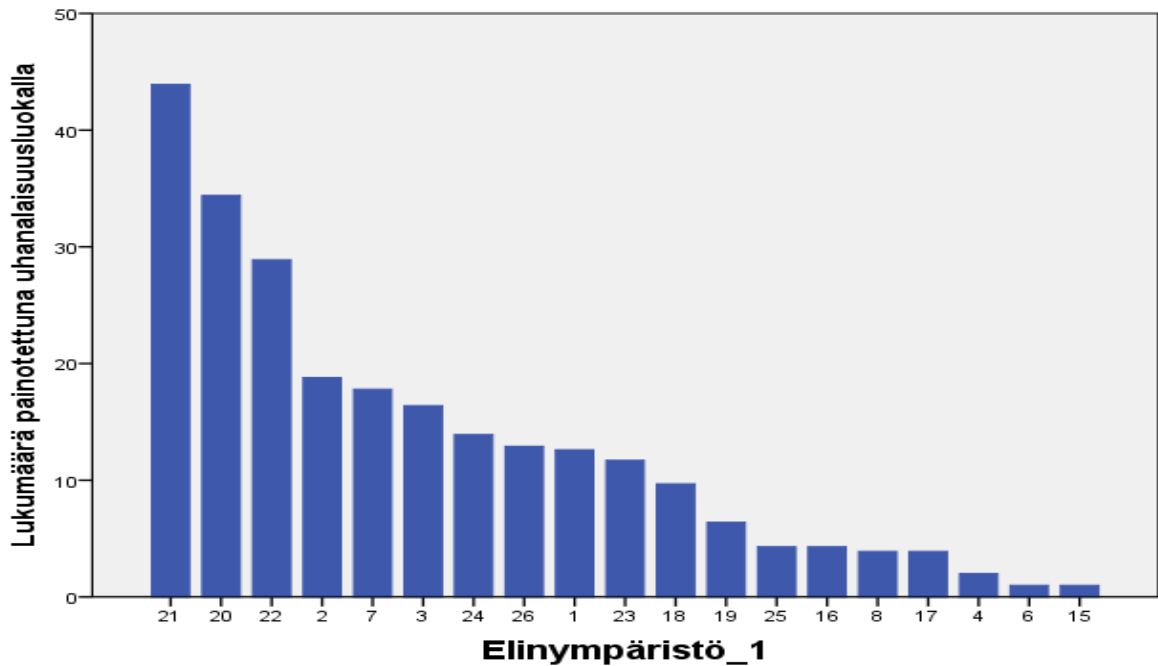


Kuva 8. Päiväperhosten toisena mainitut tärkeimmät elinympäristöt, kun elinympäristötyyppejä painotettiin siellä esiintyvien lajien yleisyydellä perusteella annetuin painokertoimin. Viljelymaat, nurmet ja laitumet (luokka 24) nousivat nyt tärkeimmäksi. Toisena olivat puistot, puutarhat ja hautausmaat (25) ja kolmantena tie- ja ratapenkereet ja muut kulttuurivaikuttiset paikat (26).

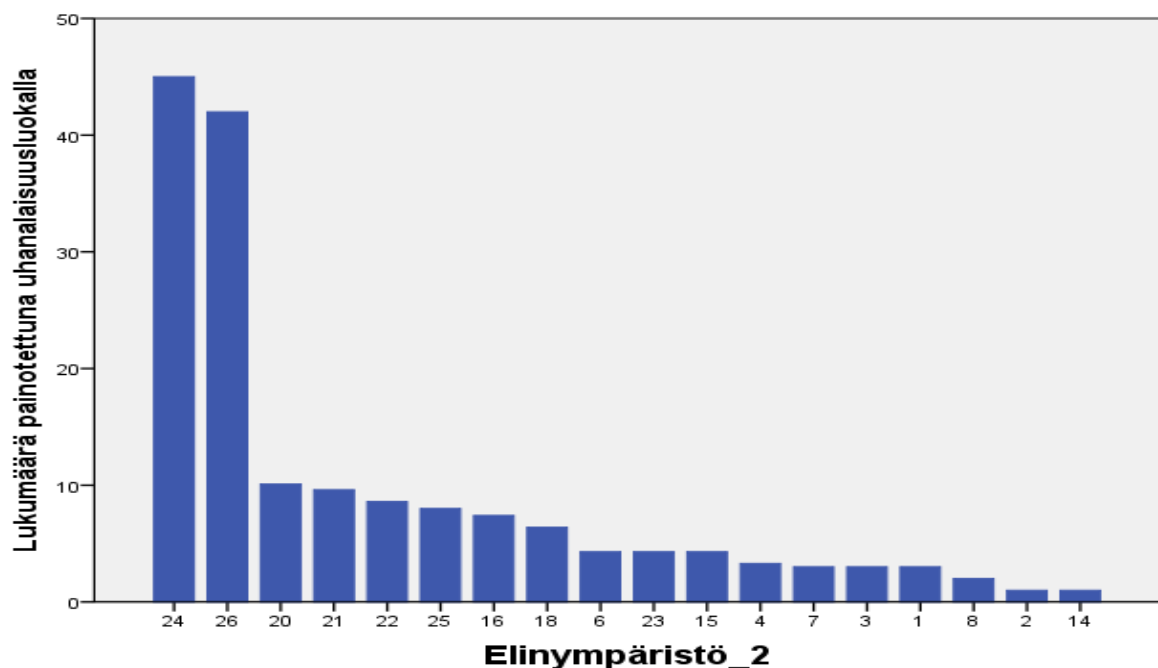


Kuva 9. Päiväperhosten tärkeimmät elinympäristöt, kun elinympäristötyyppejä painotettiin siellä esiintyvien lajien yleisyyden perusteella annetuin painokertoimin ja ensimmäisenä ja toisena mainitut tärkeimmät elinympäristöt yhdistettiin. Tärkeimmäksi elinympäristöksi saatiin tällä tavalla viljelymaat, nurmet ja laitumet (luokka 24), toiseksi tärkeimmäksi tie- ja ratapenkereet ja muut kulttuurivaikuttaneet paikat (26) ja kolmanneksi tärkeimmäksi lehtoniityt (21).

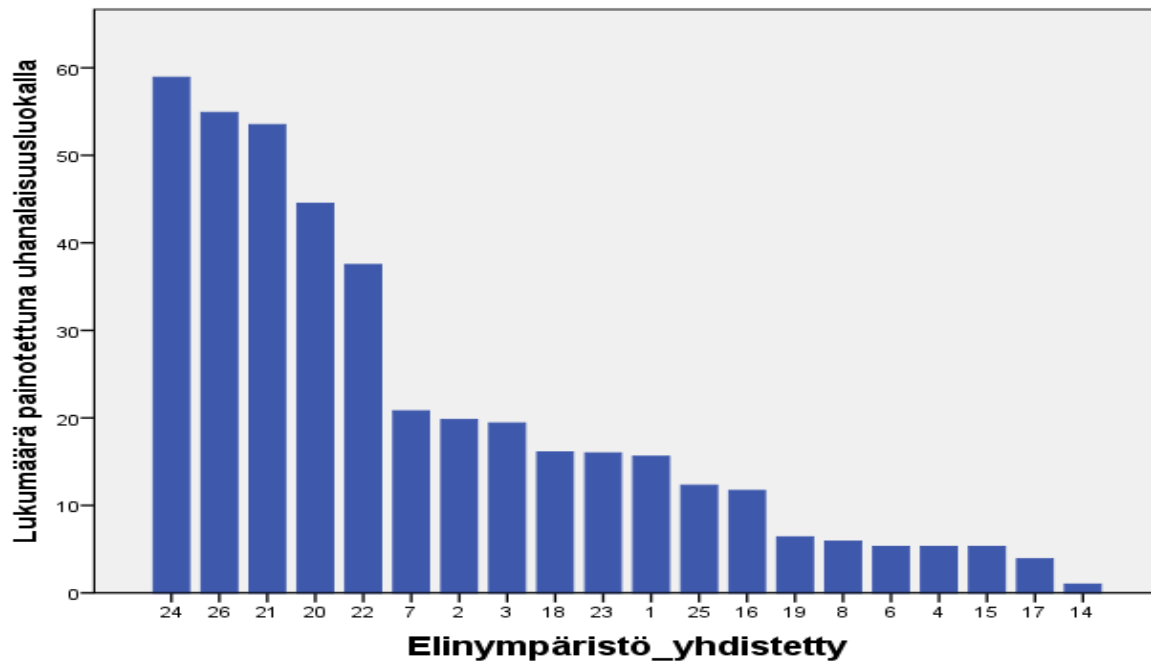
Päiväperhosten elinympäristötyyppejä painotettiin myös niillä elävien lajien uhanalaisuudella (kuvat 10, 11 ja 12) niin, että painotetuksi tulivat uhanalaisuusluokat elinvoimaiset (LC), silmällä pidettävät (NT), vaarantuneet (VU), uhanalaiset (EN) sekä äärimmäisen uhanalaiset (CR). Suurimman painon (kaavan 1 mukaisesti lasketun painoarvon) saivat äärimmäisen uhanalaiset lajit ja niiden ensimmäisenä ja toisena mainitut elinympäristöt. Näin tarkastellen voidaan huomata, että ympäristötyyppi voi olla tärkeä Suomen uhanalaisten perhoslajien elinympäristönä, vaikka siellä ei olisi määrällisesti paljon eri lajeja. Tällaisia elinympäristöjä ovat tunturit (luokka 20) (kuva 10), jotka eivät nousseet esiin aiemmissä analyyseissä. Toisaalta lehtoniityt sekä kuivat niityt (luokat 21 ja 22) olivat myös uhanalaisille lajeille tärkeimpien ympäristötyyppien joukossa. Ihmistoiminnan muokkaamista ympäristöistä uhanalaisia lajeja elää paljon sekä luokan 26 (tienpienareet, radan varret, ratapihat, satamat, kaatopaikat, joutomaat, painolastipaikat, sorakuopat, tien ojat ja kaivannot sekä kylämaat) ympäristötyypeillä, että luokan 24 (viljelymaat, pellot, pellonpienareet ja peltoheidot sekä nurmet, laitumet ja pienareet) tyypeillä, mutta ei niinkään puistoissa, pihoidilla, puutarhoissa tai hautausmailla (luokka 25) (kuvat 11 ja 12).



Kuva 10. Päiväperhosten ensimmäisenä mainitut elinympäristöt, kun elinympäristötyyppejä painotettiin siellä esiintyvien lajien uhanalaisuusluokituksen perusteella annetuilla painoilla. Uhanalaisille lajeille tärkeitä elinympäristöjä olivat lehtoniityt (luokka 21) ja kuivat niityt (22) sekä tunturit (20), jotka nousivat tällä tarkastelutavalla toiseksi tärkeimmäksi ympäristötyypiksi.

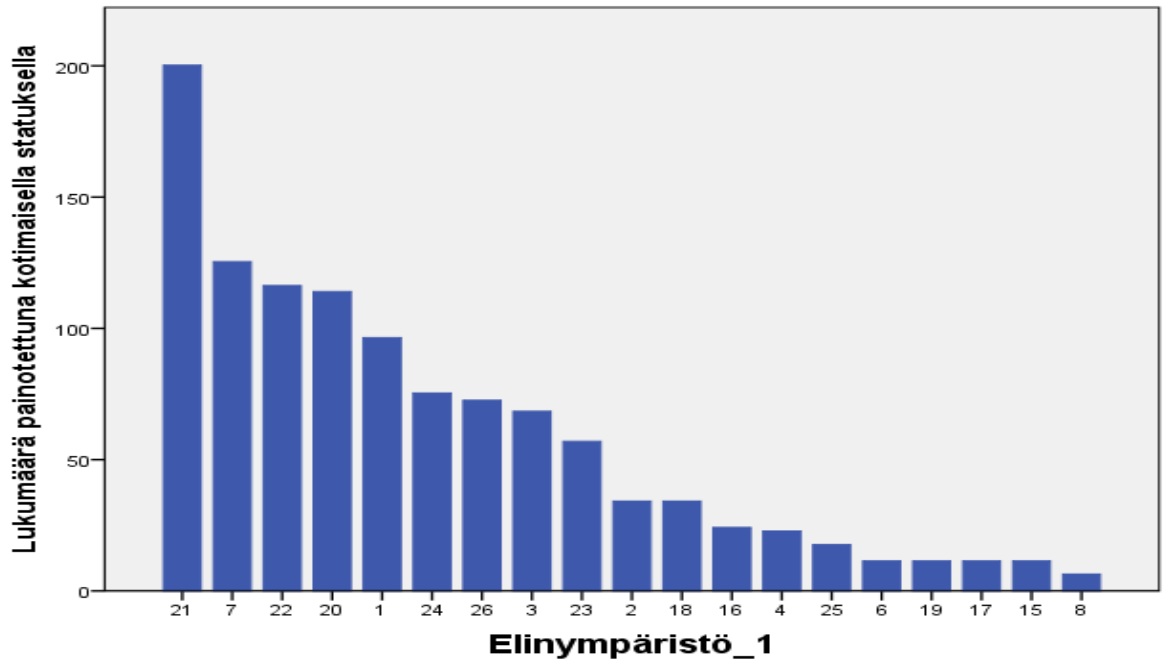


Kuva 11. Päiväperhosten toisena mainitut tärkeimmät elinympäristöt, kun tyyppiä painotettiin siellä esiintyvien perhoslajien uhanalaisuusluokituksen perusteella annetuilla painoituksilla. Tärkeiksi nousivat viljelymaat, nurmet ja laitumet (24) sekä tie- ja ratapientareet sekä muut kulttuurivaikutteiset paikat (luokka 26) ja jo ensimmäisenä mainituissa elinympäristöissä tärkeänä olleet tunturit (20).

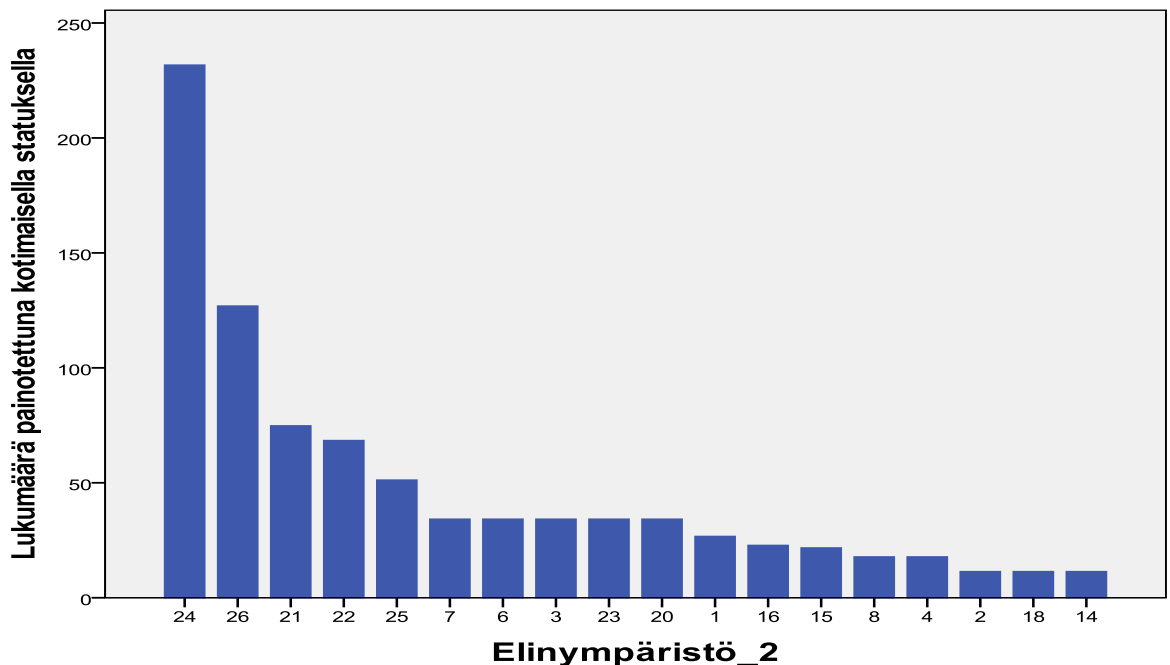


Kuva 12. Päiväperhosten tärkeimmät elinympäristöt, kun elinympäristötyyppejä painotettiin siellä esiintyvien lajien uhanalaisuusluokituksen perusteella annetuin painoin ja ensimmäisenä ja toisena mainitut ympäristötyypit yhdistettiin. Viljelymaat (luokka 24) olivat tärkein elinympäristötyyppi, joiden jälkeen seuraavaksi tärkeimpiä olivat tie- ja ratapenkereet sekä muut kulttuurivaikutteiset paikat (luokka 26) sekä lehtoniityt (luokka 21) ja tunturit (luokka 20).

Painottamalla päiväperhoslajeja niiden kotimaisen statuksen perusteella annetuin painotuskertoimin pystyttiin tarkastelemaan, vaikuttaako ympäristötyyppien tärkeysjärjestykseen Suomessa vakituisesti, vaihdellen tai satunnaisesti esiintyvien päiväperhoslajien mahdollisesti toisistaan poikkeavat elinympäristövaatimukset. Suurin paino (kaavan 1 mukaisesti laskettu painoarvo) annettiin lajeille, jotka esiintyvät Suomessa pysyvästi ja pienin vastaavasti Suomessa ainoastaan satunnaisesti esiintyville tai harhaileville lajeille (taulukko 1). Näinkin tarkastellen lehtoniityt (luokka 21) olivat tärkein ensisijainen elinympäristö (kuva 13). Toiselle sijalle nousi nyt rämeet (luokka 7) sekä kolmanneksi jo aikaisemmin tärkeimpien joukossa olleet kedot ja kuivat niityt (luokka 22). Analyysi tehtiin sekä kirjallisuudessa ensimmäisenä että toisena mainituille elinympäristöille, mutta toisena mainittujen elinympäristöjen tärkeysjärjestykseen kotimaisella statuksella painottaminen ei vaikuttanut enää niin, että uusia ympäristötyyppejä olisi noussut tärkeimpien joukkoon. Tärkeimpinä elinympäristöinä olivat jo useasti aikaisemmin tärkeiksi nousseet viljelymaat ja pellot (luokka 24) sekä tien- ja radanpientareet (luokka 26) (kuva 14).

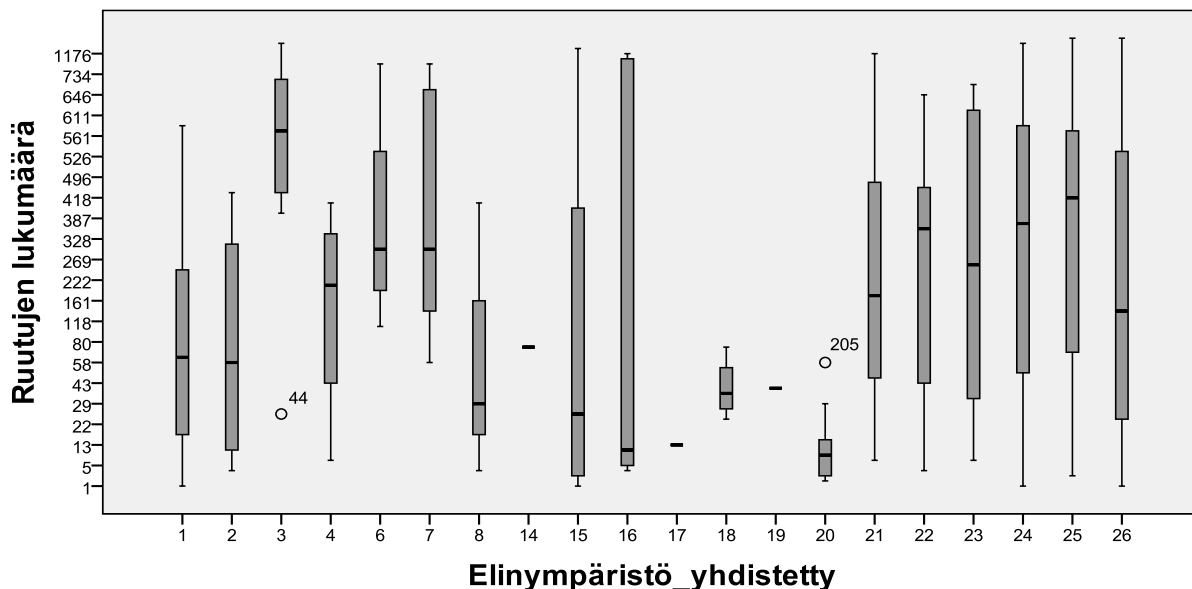


Kuva 13. Päiväperhosten tärkeimmät elinympäristöt, kun elinympäristötyyppejä painotettiin siellä esiintyvien lajien kotimaisella statuksella annetuilla painoin. Suurin paino annettiin vakituisesti maassamme esiintyville lajeille. Tärkein elinympäristötyyppi oli lehtoniityt (luokka 21), toiseksi tärkein rämeet (luokka 7) ja kolmanneksi tärkein kedot ja kuivat niityt (luokka 22).



Kuva 14. Päiväperhosten toisena mainitut tärkeimmät elinympäristöt, kun ympäristötyyppejä painotettiin siellä esiintyvien lajien kotimaisella statuksella annetuilla painokertoimin. Tärkeimpiä olivat viljelymaat ja -pellot (luokka 24), tien- ja radanpientareet (luokka 26) sekä lehtoniityt (luokka 21).

Edellisiä tarkasteluja vahvistamaan päiväperhoslajistolle tärkeitä elinympäristöjä tutkittiin myös sen perusteella, miten ympäristötyypillä elävien lajien kokonaislajimäärä vaihteli havaintoruutujen lukumäärällä, eli lajien yleisyydellä, mitattuna. Analyysi tehtiin yhdistämällä tietokannassa perhoslajeille ensimmäisenä ja toisena mainitut elinympäristötyypit sekä tarkastelemalla koko Suomen ruutuhavainnoja jaksolla 1988 – 1997. Lajien runsauden vaihtelu ruutujen lukumäärässä mitattuna oli huomattavaa (kuva 15), mikä tarkoittaa, että aineiston perusteella suurimmalla osalla päiväperhosten käyttämistä ympäristötyypeistä elää sekä yleisiä että harvinaisia lajeja. Samaan aikaan näyttää kuitenkin, että kuivilla kankailla (luokka 3) sekä nevoilla (luokka 6) ja rämeillä (luokka 7) elävät perhoslajit ovat frekvenssiltaan aina melko yleisiä, kun taas karuilla kallioilla (luokka 18) ja tuntureilla (luokka 20) elävät lajit ovat kaikki melko harvinaisia.



Kuva 15. Ympäristötyypillä elävien päiväperhosten yleisyys mitattuna lajista tehtyjen havaintoruutujen lukumäärällä. Suurimmalla osalla ympäristötyypeistä elää sekä ruutuhavainnoiltaan yleisiä että harvinaisia lajeja. Kuivilla kankailla (luokka 3), nevoilla (luokka 6) ja rämeillä (luokka 7) elävät lajit ovat yksilömäärältään kaikki melko runsaita, kun taas karuilla kallioilla (18) ja tuntureilla (20) elävät lajit melko harvinaisia.



## 4.2 Päiväperhosten elinympäristöt Keski-Suomessa

Tämän tutkimuksen toisessa empiirisessä osuudessa rakennettiin paikkatieto-ohjelmiston avulla karttataso Keski-Suomen päiväperhoshavainnoista kahdenkymmenen vuoden ajalta yhdistäen laji- ja yksilömäärähavaintoihin tiedot niittyjen, puistojen sekä teiden ja viljelymaiden reuna-alueiden pinta-aloista. Tarkastelun tavoitteena oli testata, pystyykö maastotietojen avulla mallintamaan alueita, jotka ovat päiväperhosten kannalta tärkeimpiä. Tulosten perusteella kaikista merkittävin selittäjä päiväperhosten paikalliselle runsaudelle sekä alueelliselle jakautumiselle oli havaintopäivien lukumäärä eli se, montako päivää ruudulla oli yhteensä havainnoitu perhosia kahdenkymmenen seurantavuoden aikana.

Paikkatietoanalyysin avulla rakennetut muuttujat, niittyjen ja puistojen sekä tien- ja pellonpientareiden pinta-aloista, eivät pystyneet merkittävästi selittämään perhoshavaintojen alueellista jakautumista Keski-Suomessa. Spearmanin korrelaatioanalyysin perusteella havaintopäivien lukumäärän logaritmi korreloi tilastollisesti erittäin merkitsevästi laskettujen yksilömäärien logaritmin kanssa ( $p = 0,920$ ,  $p < 0,001$ ) sekä lajimäärän kanssa ( $p = 0,920$ ,  $p < 0,001$ ). Näiden riippuvuuksien lisäksi korrelaatioanalyysin perusteella tilastollisesti erittäin merkitseviä korrelaatioita oli ainoastaan selittävien muuttujien, kuten tienpientareiden ja pellonreunojen, välillä, mutta ei itse vasteiden ja selittäjien välillä.

Pinta-alamuuttujien kykyä selittää lajien lukumäärää testattiin myös regressioanalyysillä, koska jokin näistä selittäjistä olisi voinut täydentää pelkästään havaintopäivien lukumäärään perustuvaa mallia. Regressiomalliin otettiin selitettäväksi muuttujaksi lajien lukumäärä ja selittäjiksi kaikki muunnoksilla korjatut pinta-alamuuttujat sekä havaintopäivien lukumäärä. Selittäjien valinta mukaan malliin suoritettiin Stepwise-menetelmällä. Regressioanalyysin tuloksena saatiin malli, jossa havaintopäivien lukumäärä oli ainoa malliin mukaan tullut selittävä muuttuja selitysasteella  $R^2 = 0,859$ . Malli oli tilastollisesti merkitsevä (Anova,  $df = 1$ ,  $p < 0,001$ ). Kun havaintopäivien lukumäärä jätettiin pois selittävien muuttujien joukosta, ainoa malliin mukaan tullut muuttuja oli puistojen pinta-alan logaritmi selitysasteella  $R^2 = 0,053$ . Tämäkin malli oli kuitenkin tilastollisesti merkitsevä (Anova,  $df = 1$ ,  $p = 0,026$ ). Kun malli tehtiin pakottamalla siihen kaikki selittävät muuttujat, saatiin tilastollisesti merkitsevä (Anova,  $df = 6$ ,  $p < 0,001$ ) malli selitysasteella  $R^2 = 0,861$ . Saatu selitysaste on vain hieman korkeampi kuin se, johon päästiin jo mallilla, jossa havaintopäivien lukumäärä oli ainoa selittävä muuttuja. Tämä

korostaa muiden selittävien muuttujien vähäistä merkitystä lajien lukumäärän jakautumisen selittämisessä.

Regressionanalyysillä testattiin myös tilastollisen mallin kykyä selittää päiväperhosten havaittujen yksilömäärien alueellista jakautumista. Yksilömäärän logaritmille tehtiin malli jättäen kuitenkin havaintopäivien lukumäärä pois selittäjien joukosta. Stepwise-menetelmällä ainoaksi selittäväksi muuttujaksi malliin tuli tienpientareiden pinta-alojen neliöjuuri selitysteella  $R^2 = 0,059$ . Malli oli tilastollisesti merkitsevä (Anova,  $df = 1$ ,  $p = 0,018$ ). Kun tässäkin malli tehtiin pakottamalla siihen mukaan kaikki selittävät muuttujat, myös havaintopäivien lukumäärä, saatiin tilastollisesti merkitsevä (Anova,  $df = 6$ ,  $p < 0,001$ ) malli selitysteella  $R^2 = 0,781$ . Havaintopäivien merkitys selittäjänä näkyy myös tässä mallissa: ilman sitä selitysteeksi jäi edellä mainittu 5,9 prosenttia.

## 5 TULOSTEN TARKASTELU

### 5.1 Päiväperhosille tärkeimmät elinympäristöt

Tutkimuksen tulosten perusteella voidaan todeta, että lehtoniityt ovat Suomen päiväperhosille tärkein ja arvokkain elinympäristö riippumatta siitä, painotetaanko lajien yleisyyttä, uhanalaisuutta tai kotimaisuusastetta. Samalla tavalla lähes yhtä tärkeitä elinympäristöjä ovat viljelymaat ja pellot sekä tien- ja radanpientareet. Kedot ja kuivat niityt, puistot ja puutarhat sekä kuivat kankaat ovat myös usein päiväperhosten eniten suosimien ympäristötyyppien joukossa. Rämeet ovat tärkeä elinympäristö Suomen paikallisille päiväperhosille, kun taas tunturien merkitys korostuu uhanalaisiksi luokitelluille lajeille. Suurimmalla osalla ympäristötyypeistä elää kuitenkin sekä yleisiä että harvinaisia lajeja.

Erityisesti lehtoniityt, mutta myös kedot ja kuivat niityt, ovat kolmen tärkeimmän ympäristötyypin joukossa lähes kaikissa tarkasteluissa, mikä oli odotettavissa aikaisemman tutkimustiedon perusteella (mm. Marttila 1990, Marttila 2005). Toisaalta Marttila (2005) toteaa soiden ja metsien olevan tärkeitä elinympäristöjä Suomen päiväperhoslajistolle, mutta nämä ympäristötyypit eivät tehdyissä analyyseissä nousseet kovinkaan usein kaikista tärkeimpien elinympäristöjen joukkoon. On kuitenkin huomattava, että suo- ja metsätyypit ovat useille lajeille tärkeitä ympäristötyyppejä, vaikka eivät olisi olleet heti kolmen tärkeimmän tyypin joukossa (mm. kuvat 4, 6 ja 7). Marttilan (2005) väitettä tukee myös se, että kuivat kankaat olivat tässä tutkimuksessa kolmanneksi tärkein ensisijainen elinympäristö, kun tyyppinä painotettiin lajien frekvenssillä. Suotyypeistä rämeet ovat toiseksi tärkein ensisijainen elinympäristö, kun painotus tehtiin lajien kotimaisuusasteella. Lisäksi sekä rämeet että nevat erottuvat niillä elävien lajien yleisyydessä: molempia suotyyppejä suosivat elinympäristöinänsä varsin yleiset lajit (kuva 15). Arvokkaiksi nousseiden elinympäristötyyppien osalta on syytä huomioida Marttilankin (2005) esiin nostama päiväperhosten esiintyminen reunoilla: tutkimuksen perusteella tärkeissä ympäristötyypeissä perhoset esiintyvät useimmiten tyyppien reunoilla, aukkopaikoilla tai rajapinnoilla.

Ihmisten luomat, voimakkaasti kulttuurivaikutteiset, elinympäristöt ovat tietokantatarkastelun perusteella päiväperhosille erittäin tärkeitä elinympäristöjä: sekä tien- ja radanpientareet että viljelymaat ja pellot, mutta myös puistot ja puutarhat, nousivat lähes

kaikissa tarkasteluissa tärkeimpien ympäristötyyppien joukkoon. Tämä on odotettu tulos, sillä esimerkiksi sekä Raunio ym. (2008) Suomen luontotyyppien, että Rassi ym. (2010) Suomen lajien uhanalaisuusarvioinnissa totesivat, että uusympäristöiksi nimetyt ihmisten luomat ympäristöt ovat korvanneet monia päiväperhosten alkuperäisiä elinympäristöjä ja lajit saattavat esiintyä enää ainoastaan näissä kulttuurivaikutteisissa ympäristöissä. Rassi ym. (2010) toteamus siitä, että monet lajit ovat siirtyneet alkuperäisistä, metsissä, rannoilla ja kallioilla sijainneista, paahteisista elinympäristöistään ihmisten luomiin vastaaviin, näyttäisi tämän tutkimuksen perusteella pitävän paikkansa. Tutkimuksessa ei kuitenkaan ollut käytössä vertailuaineistoa, jonka avulla olisi voinut luotettavasti arvioida päiväperhosten elinympäristövaatimusten muutosta esimerkiksi ihmisten muokkaamien ympäristöjen suuntaan. Tällaisten johtopäätösten vetämiseen liittyykin se taustaoletus, että tutkimusaineiston keräämiseen käytetyssä kirjallisuudessa muuttuneet elinympäristöt tulivat huomioiduiksi lajikuvausten yhteydessä.

Tutkimuksen tulosten perusteella ei juuri ole sellaisia ympäristötyyppisiä, jotka kannattelisivat nimenomaan uhanalaisiksi luokiteltuja päiväperhoslajeja. Pikemminkin näyttäisi, että uhanalaisia lajeja on paljon niillä tyypeillä, joilla ylipäätään on paljon lajeja. Tästä poikkeuksena ovat tunturit, jotka nousivat erityisen tärkeäksi elinympäristöksi ainoastaan silloin, kun huomioitiin tyyppillä elävät uhanalaiset perhoslajit. Tämä johtunee siitä, että tuntureilla kokonaisuudessaan elävien perhoslajien määrä ei ole kovin suuri. Tuntureiden merkitystä uhanalaisille perhoslajeille korostivat myös Rassi ym. (2010) Suomen lajien uhanalaisuusarvioinnissa.

On syytä huomioida, että tässä tutkimuksessa aineistona käytettiin koko Suomen päiväperhoslajeja sekä yleisyystietoja. Jos tutkimuksen laajuus olisi mahdollistanut, aineistoa olisi voinut jaotella eliömaantieteellisten vyöhykkeiden perusteella ja tulokset olisivat saattaneet olla erilaiset eri osissa maata. Myös Rossi ja Kuitunen (1996) korostavat ekoloisen ympäristöluokituksen olevan paikallisesti sovellettava. Esimerkiksi tunturien merkitys olisi korostunut enemmän, jos Pohjois-Suomea olisi tarkasteltu erikseen, eikä toisaalta pelkästään tuntureilla tavattavia päiväperhosia edes esiinny Etelä-Suomessa. Saatuja tuloksia tarkastellessa on myös syytä huomioida, että kerätessä aineistoa kirjallisuudesta jouduttiin välillä tulkitsemaan kuvattuja elinympäristövaatimuksia, jotta ympäristötyypit saatiin sopimaan käytettyyn Rossin (1993) sekä Rossin ja Kuitusen (1996)

26 ympäristöluokkaan. Tällaisella harkinnanvaraisuudella on saattanut olla vaikutusta luokittelun täsmällisyyteen joidenkin lajien kohdalla.

## **5.2 Päiväperhosten alueellinen jakautuminen ja paikallinen runsaus**

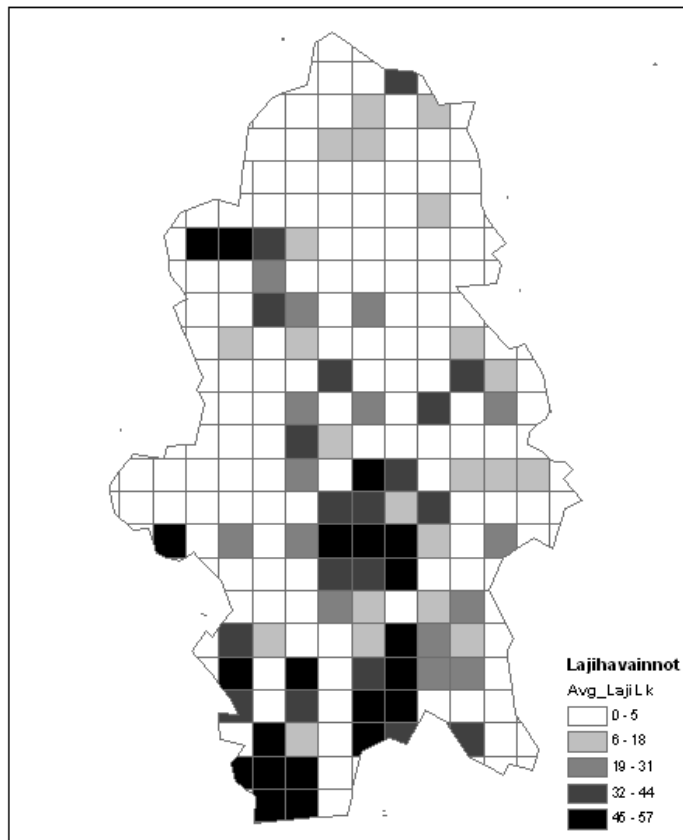
Tässä tutkimuksessa tehdyn paikkatietotarkastelun tulosten perusteella päiväperhoslajien lukumäärän alueellista vaihtelua Keski-Suomessa pystyi jonkin verran selittämään havaintoruuduilla olevien puistojen pinta-ala sekä havaittuja lajimääriä tienpientareiden pinta-ala. Tarkastelun perusteella ei kuitenkaan saatu aikaan erityisen kattavaa mallia, jossa ympäristötyypimuuttajat olisivat selittäneet perhosten alueellisen jakautumisen. Keskeisin tulos GIS-tarkastelusta oli, että tehtyjen perhoshavaintojen runsauteen vaikutti eniten käytetty tutkimusponnistus, eli kuinka paljon kutakin havaintoruutua oli havainnoitu kahdenkymmenen vuoden tarkastelujakson aikana.

Tulosten perusteella näyttäisi siis siltä, että muodostetuista elinympäristömuuttujista ainoastaan puistojen sekä tienpientareiden pinta-alat pystyivät jonkin verran selittämään päiväperhosten jakautumista Keski-Suomen alueella. Tällaiset ihmisen luomat ja voimakkaasti kulttuurivaikutteiset ympäristöt ovat aikaisempienkin tutkimuksien perusteella tärkeitä Suomen päiväperhoslajistolle (mm. Marttila 2005, Raunio ym. 2008, Rassi ym. 2010) ja nousivat merkittäviksi myös tämän tutkimuksen tietokantatarkasteluosuudessa (mm. kuvat 5 ja 6). On kuitenkin huomattava, että paikkatietotarkastelun osalta tulosta ei voida pitää kovin merkittävänä regressioanalyysissä saadun huonon selityksasteen vuoksi: puistoille 5,3 ja tienpientareille 5,9 prosenttia.

Huolimatta päiväperhosten tunnustetusta indikaattoripotentiaalista (Blair 1999, Yli-Viikari ym. 2002, Auvinen & Toivonen 2006, Kuussaari ym. 2007) lajien levinneisyyteen vaikuttaa niin moni muukin ekologinen tekijä, että voi olla vaikeaa rakentaa pelkästään ympäristötyyppien sopivuuteen perustuvaa mallia kuvaamaan lajiston alueellista jakautumista. Kivinen ym. (2007) totesivat tutkimustulostensa perusteella jopa, että ainoastaan harvinaisilla lajeilla alueellista levinneisyyttä rajoittaa sopivien ympäristötyyppien runsaus, kun taas yleisien lajien runsautta rajoittaa pääasiassa ilmasto ja sen mahdollinen muuttuminen. Tällainen päiväperhostenkin ekologiaan liittyvä moniulotteisuus saattoi vaikuttaa mallinnuksen lopputulokseen.

Päiväperhoshavaintojen sijoittaminen Keski-Suomen kartalle osoittaa, että lajimäärässä mitattuna eniten havaintoja oli päiväperhosseurannan puitteissa tehty Jyväskylän

kaupungin alueella sekä eteläisessä Keski-Suomessa (kuva 16). Nämä olivat aineiston perusteella myös sellaisia alueita, joissa havainnointia oli päivissä mitattuna tehty paljon.



Kuva 16. Päiväperhosten lajihavainnot Keski-Suomessa havaintojaksolla 1991–2010 laskentaruuduittain. Kuvassa on esitetty, kuinka monta eri lajia ruudulla on havaittu tutkimusjaksolla. Lajien määrässä mitattuna runsaimmat päiväperhosten esiintymät ovat Keski-Suomessa Jyväskylän kaupungin alueella sekä alueen eteläosissa. (Pohjakartta-aineisto © Maanmittauslaitos, 2010)

Suomen päiväperhosseurannan havaintotiedot perustuvat vapaaehtoisten alan harrastajien ilmoittamiin tietoihin, eikä aineiston keruussa ole toteutettu mitään alueellista systematiikkaa (Etelä-Karjalan Allergia- ja Ympäristöinstituutti 2011). On melko turvallista olettaa, että alan harrastajat tekevät havainnointia mieluiten lähellä asuinpaikkaansa tai sellaisilla alueilla, jossa he tietävät tekevänsä paljon havaintoja tai näkevänsä mielenkiintoisimpia tai harvinaisimpia lajeja. Tämä selittää hyvin tutkimuspanoksen voimakkaan vaikutuksen saatuihin tuloksiin ja voi myös olla, että seurannan epätasainen jakautuminen ruuduille vaikeuttaa muiden päiväperhosten esiintymiseen vaikuttavien tekijöiden havaitsemista.

Vaikka aineistoa on kerätty pitkältä aikaväliltä (20 vuotta) ja se on erittäin kattava, analyysyjä tehdessä ei pystytty ohittamaan havaintojen alueellista keskittymistä. Aineistoa

käsiteltäessä esimerkiksi sellaiset havaintoruudut, joilla oli tehty paljon havainnointia ja silti tehty vain vähän havaintoja tulivat kohdelluksi samalla tavalla, kuin ruudut, joissa havaintoja oli vähän havaintopäiviä ollessa myös vähän. Jos tutkimuksen laajuus olisi mahdollistanut, mallin ennustuskykyä olisi voinut parantaa esimerkiksi rakentamalla suodattimia havainnoille niin, että mukaan olisivat tulleet vain ruudut, joilla on tehty havaintoja tietyn vähimmäismäärän verran päiviä.

Toinen tekijä, joka saattoi tässä tutkimuksessa heikentää mallin selityskykyä, on havaintoruutujen koko.  $10 \times 10 \text{ km}^2$  ruudut ovat pinta-alaltaan niin suuria, että pienipiirteisessä maastossa yhden ruudun sisään voi mahtua useaa eri ympäristötyyppiä. Kuitenkaan tutkimuksessa käytössä olleen aineiston perusteella ei voida sanoa, missä kohtaa ruutua perhoshavainnot oli tehty, mikä on voinut vääristää tulosta, sillä yksittäisessä ruudussa tehdyt havainnot on voitu havainnoida hyvinkin rajallisella alueella, mistä huolimatta ne ovat aineistossa tulleet tulkituksi koko ruudun pinta-alalla tehdyiksi.

### **5.3 Tutkimusmenetelmän arvo osana maankäytön suunnittelua**

Tässä tutkimuksessa etsittiin Suomen päiväperhoslajistolle tärkeimpiä elinympäristöjä sekä rakentamalla ympäristötyyppien merkityksestä tietokanta että mallintamalla tärkeitä elinympäristöjä sekä havaittuja perhosia Keski-Suomen alueella paikkatietoja hyödyntäen. Tietokantatarkastelun perusteella tärkeimpiä ympäristötyyppejä päiväperhosille ovat lehtoniityt, kedot ja kuivat niityt sekä voimakkaasti kulttuurivaikutteiset ympäristöt ja viljelymaat. Paikkatietotarkastelussa tärkeimmäksi levinneisyyden selittäjäksi jäi käytetty tutkimuspanos, vaikka myös tässä tutkimuksen osassa kulttuurivaikutteisten ympäristöjen, puistojen ja tienpientareiden, pinta-aloilla oli jonkin verran merkitystä.

Verrattuna Rossin (1993) sekä Rossin ja Kuitusen (1996) alkuperäisen ekologisen ympäristöluokituksen avulla saatuihin tuloksiin, tässä tutkimuksessa päiväperhosista kootulla elinympäristötietokannalla saatiin osittain hyvinkin samankaltaisia tuloksia. Tarkastelussa päiväperhosten kannalta arvokkaiksi elinympäristöiksi nousseet lehtoniityt, kedot ja kuivat niityt sekä voimakkaasti kulttuurivaikutteiset ympäristöt ja viljelymaat olivat arvokkaimpien elinympäristötyyppien joukossa myös alkuperäisellä ekologisella ympäristöluokituksella arvoitettuna. Näin siitäkin huolimatta, että Rossi ja Kuitunen rakensivat luokituksensa putkilokasvien, nisäkkäiden, lintujen, sammakkoeläinten ja matelijoiden perusteella sekä antoivat uhanalaisuudelle erilaisia painotuskertoimia, kun taas tässä tutkimuksessa päiväperhoset olivat ainoa lajiryhmä, eikä uhanalaisuuden

painotuksia vaihdeltu. Toisaalta Rossin ja Kuitusen tuloksissa tärkeiksi nousseet järven ja joen rannat eivät olleet erityisen tärkeitä Suomen päiväperhosille. Saadut samankaltaiset tulokset antavat vahvistusta siitä, että ekologisella ympäristöluokituksella voisi olla käyttöpotentiaalia konkreettisenä työkaluna osana maankäytön esisuunnittelua.

Vaikka tässä tutkimuksessa ympäristötyyppimuuttujien avulla ei pystytty paikkatieto-ohjelmiston avulla rakentamaan selittävää mallia päiväperhosten alueelliselle jakautumiselle, on paikkatietoihin perustuvalla suojelusuunnittelulla muiden tutkimusten perusteella saatu hyviä tuloksia. Paikkatietoja on aikaisemmin käytetty hyväksi luonnonsuojelusuunnittelun parantamiseksi (mm. Pedersen ym. 2004, Geneletti 2008). Esimerkiksi Geneletti (2008) toteaa tulostensa perusteella oman paikkatietoihin perustuvan suunnittelutyökalunsa avulla saadun rohkaisevia tuloksia sen potentiaalista luonnonsuojelusuunnittelussa sekä ympäristövaikutusten arvioinnin apuvälineenä. Tämän tutkimuksen kanssa samaan alkuperäiseen ekologiseen ympäristöluokitukseen perustuneessa tutkimuksessa Hilli & Kuitunen (2005) puolestaan tulivat satelliittikuvatulkintaan perustuneessa tarkastelussaan tulokseen, jonka mukaan elinympäristöjen luokittelumenetelmää voisi käyttää suojelusuunnittelun alkuvaiheissa.

Suomen ympäristökeskuksen julkaisussa biodiversiteetin seurannasta ja indikaattoreista (Auvinen & Toivonen 2006) todetaan, että päiväperhosen avulla olisi mahdollisuus laatia maatalousympäristöjen, soiden sekä tuntureiden tilasta kertovat monimuotoisuus-indikaattorit. Myös tämän tutkimuksen tulokset vahvistavat kyseistä toteamusta, sillä erityisesti maatalousympäristöjen arvo saatiin tietokantatarkastelun tulosten perusteella esiin tarkastelemalla ainoastaan päiväperhosia. Vahvistusta päiväperhosten indikointikyvyille tuo myös uhanalaisten luontotyyppien tarkastelu yhdessä päiväperhosille tämän tutkimuksen perusteella tärkeiden elinympäristöjen kanssa: perhosille arvokkaimmiksi nousseista elinympäristöistä esimerkiksi perinnebiotoopeihin kuuluvista luontotyypeistä 93 prosenttia ja tuntureihin kuuluvista tyypeistäkin 15 prosenttia on luokiteltu uhanalaisiksi (Auvinen & Toivonen 2006). Lopulta päiväperhosten todellisen indikaattoriarvon kannalta keskeistä kuitenkin on, kuinka paljon ja kuinka harvinaisia lajeja elää päiväperhosten lisäksi niillä ympäristötyypeillä, jotka ovat Suomen päiväperhoskantojen säilymisen kannalta kaikkein tärkeimpiä.



## 6 JOHTOPÄÄTÖKSET

Tämän tutkimuksen tavoitteena oli tarkastella päiväperhosille arvokkaita elinympäristöjä maankäytön suunnittelun alkuvaiheiden tarpeisiin erilaisia luontotyyppisiä arvottamalla sekä paikkatietoja hyödyntämällä. Tutkimuksen tulosten perusteella lehtoniityt ovat Suomen päiväperhoslajistolle tärkein elinympäristö. Tärkeitä ovat myös monet ihmisten luomat elinympäristöt, erityisesti viljelymaat ja pellot sekä tien- ja radanpientareet. Paikkatietotarkastelussa ei pystytty luotujen ympäristötyyppimuuttujien perusteella rakentamaan mallia, joka olisi merkittävästi selittänyt päiväperhosten alueellista jakautumista Keski-Suomessa.

Päiväperhosista kootun tietokannan perusteella arvokkaimmiksi elinympäristöiksi nousi samoja ympäristötyyppejä, joita oli aikaisemmissakin tutkimuksissa arvotettu korkeimmalle eri lajiryhmiä käyttäen. Tämä antaa lisävahvistusta ekologisen ympäristöluokituksen käytettävyydelle ja mahdollisuudelle toimia karkeana suunnittelutyökaluna maankäytön suunnittelun alkuvaiheissa. Tämäkään tutkimus ei kuitenkaan poista niitä rajoitteita, joita luokituksella on todettu olevan: luokittelu vaatii paljon manuaalista työtä, siihen tarvitaan tietoja useista lajiryhmistä luotettavan tuloksen saamiseksi, ja lisäksi arvokkaimmiksi nousevat ympäristötyypit riippuvat aina maantieteellisestä vyöhykkeestä, jolloin yksi luokittelu ei ole suoraan sovellettavissa esimerkiksi koko Suomen alueelle.

Paikkatietotarkastelussa ei saatu sellaisia merkittäviä tuloksia, mitkä olisivat suoraan antaneet vahvistusta tarkastelun tutkimusmenetelmän käyttömahdollisuuksista maankäytön esisuunnittelussa. Aineistoon ja menetelmään liittyneitä heikkouksia korjaten olisi kuitenkin ollut mahdollista parantaa nyt heikoksi jäänyttä mallia. Jatkotutkimuksissa voisikin keskittyä lajiekologian ja aineistojen tuomiin haasteisiin sekä paneutua erilaisten kartta-aineistojen käyttöpotentiaaliin tällaisissa elinympäristömallinnuksissa.

Maankäytön suunnittelu on monitahoinen prosessi, jossa yhdistyvät toisaalta lainsäädännön, politiikan ja eri intressiryhmien usein ristikkäisetkin tavoitteet sekä tekninen, taloudellinen ja luonnontieteellinen tieto. Luonnon ja ympäristön kannalta laadukkaita maankäyttöratkaisuja pystytään tekemään silloin, kun käytössä on taloudelliset, toimivat ja tarkat työkalut luontoarvojen arvioimiseen. Toivottavasti tätä tavoitetta kohti pyritään jatkossakin maankäytön suunnittelun laadun parantamiseksi.

## **KIITOKSET**

Haluan kiittää ohjaajaani professori Markku Kuitusta tämän tutkielman tekoprosessin sekä koko yliopisto-opiskeluni aikana saamastani loppumattomasta tuesta ja rohkaisusta sekä oikeaan suuntaan osoittamisesta. Toista ohjaajaani FT Anssi Lensua kiitän erityisesti paikkatietoihin liittyneiden tutkielman osieni työstämiseen saaneestani kärsivällisestä avusta sekä tarkasta kommentoinnista työni viimeistelyvaiheessa. Lisäksi kiitän Anssia sekä FT Anne Laitaa tutkielmani tarkastajina toimimisesta. FM, YTM Aleks Räsästä kiitän hänen väitöskirjatyöhönsä liittyneestä kirjallisuuskatsauksesta, jonka avulla oli helpompi sukeltaa tutkimusartikkeleiden sekaan, sekä toivotan hänelle onnea ja menestystä väitöskirjatyöhön. Kiitän myös Kimmo Saarista Etelä-Karjalan Allergia- ja Ympäristöinstituutista, joka Suomen päiväperhosseurannan vetäjänä ystävällisesti toimitti minulle paikkatietotarkastelua varten tarvitsemani aineiston.

Kaunis ja erityinen kiitos kuuluu myös kanssaopiskelijoilleni Sinille ja Paulalle yhteisestä matkastamme maistereiksi, vanhemmilleni lakkaamattomasta tuesta ja kannustuksesta sekä Juholle vierelläni seisomisesta.

## KIRJALLISUUS

- Ahti, T., Hämet-Ahti, L. & Jalas, J. 1968: Vegetation zones and their sections in northwestern Europe. –*Annales Botanici Fennici* 5: 169 – 211.
- Auvinen, A-P. & Toivonen, H. 2006: Biodiversiteetin seuranta ja indikaattorit – Katsaus kansainvälisiin hankkeisiin ja ehdotuksia Suomen biodiversiteettiseurannan kehittämiseksi. 77 s. –*Suomen ympäristö* 33/2006.
- Balmford, A., Bruner, A., Cooper, P., Costanza, R., Farber, S., Greem, R.E., Jenkins, M., Jefferis, P., Jessamy, V., Madden, J., Munro, K., Myers, N., Naeem, S., Paavola, J., Rayment, M., Rosendo, S., Roughgarden, J., Trumper, K. & Turner, R.K. 2002: Economic reasons for conserving wild nature. –*Science* 297: 950 – 953.
- Baumgärtner, S., Becker, C., Faber, M. & Manstetten, R. 2006: Relative and absolute scarcity of nature. Assessing the roles of economics and ecology for biodiversity conservation. –*Ecological Economics* 59: 487 – 498.
- Blair, R.B. 1999: Birds and butterflies along an urban gradient: Surrogate taxa for assessing biodiversity? –*Ecological Applications* 9: 164 – 170.
- Chapin III, F.S., Zavaleta, E.S., Eviner, V.T., Naylor, R.L., Vitousek P.M., Reynolds, H.L., Hooper, D.U., Lavorel, S., Sala, O.E., Hobbie, S.E., Mack, M.C. & Diaz, S. 2000: Consequences of changing biodiversity. –*Nature* 405: 234 – 242.
- COP6. 2002: Strategic Plan for the Convention on Biological Diversity. Decision VI/26. <http://www.cbd.int/decision/cop/?id=7200>. Luettu 14.3.2011
- Costanza, R., d’Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O’Neill, R.V., Paruelo, J., Raskin, R.G., Sutton, P. & van den Belt, M. 1997: The value of the world’s ecosystem services and natural capital. –*Nature* 387: 253 – 260.
- Etelä-Karjalan Allergia- ja Ympäristöinstituutti. 2011: Seuranta vuodesta 1991. [http://www.ekay.net/index.php?group=00000010&mag\\_nr=10](http://www.ekay.net/index.php?group=00000010&mag_nr=10). Luettu 5.4.2011
- Franzén, M. & Johannesson, M. 2007: Predicting extinction risk of butterflies and moths (Macrolepidoptera) from distribution patterns and species characteristics. –*Journal of Insect Conservation* 11: 367 – 390.
- Gaston, K.J. 1994: *Rarity*. 205 s. –Chapman & Hall, Lontoo.
- Gaston, K.J. 1997: What is rarity? Teoksessa: Kunin, W.E. & Gaston, K.J. (toim.), *The Biology of Rarity*. 280 s. –Chapman & Hall, Lontoo.
- Gaston, K.J. & Kunin, W.E. 1997: Concluding comments. Teoksessa: Kunin, W.E. & Gaston, K.J. (toim.), *The Biology of Rarity*. 280 s. –Chapman & Hall, Lontoo.
- Geneletti, D. 2008: Incorporating biodiversity assets in spatial planning: Methodological proposal and development of a planning support system. –*Landscape and Urban Planning* 84: 252 – 265.
- Hardin, G. 1968: The tragedy of the commons. –*Science* 168: 1243 – 1248.
- Hildén, M., Auvinen, A-P. & Primmer, E. (toim.). 2005: Suomen biodiversiteettiohjelman arviointi. 251 s. –*Suomen ympäristö* 770/2005, Helsinki.
- Hilli, M. & Kuitunen, M. 2005: Testing the Use of a Land Cover Map for Habitat Ranking in Boreal Forests. –*Environmental Management* 35: 505 – 516.

- Huldén, L., Albrecht, A., Itämies, J., Malinen, P. & Wettenhovi, J. (toim.). 2000: Suomen suurperhosatlas. 328 s. –Suomen perhostutkijainseura ry., Luonnontieteellinen keskusmuseo. Viestipaino Oy.
- IUCN 2001: IUCN Red List Categories and Criteria: Version 3.1. 35 s. –IUCN Species Survival Commission.
- Jantunen, J., Saarinen, K., Valtonen, A., Hugg, T. & Saarnio S. 2004: Tienpientareet ja valtateiden liittymät kasvien ja perhosten elinympäristönä. 66 s. Tiehallinnon selvityksiä 9/2004, Helsinki.
- Kivinen, S., Luoto, M., Kuussaari, M. & Saarinen, K. 2007: Effects of land cover and climate on species richness of butterflies in boreal agricultural landscapes. – Agriculture Ecosystems & Environment 122: 453 – 460.
- Kosenius, A-K. 2010: Valuation of reduced eutrophication in the Gulf of Finland – Choice experiment with attention to heterogeneous and discontinuous preferences and respondent uncertainty. 83 s. Academic dissertation. –Department of economics and management, University of Helsinki.
- Kotiaho, J., Kaitala, V., Komonen, A. & Päivinen, J. 2005: Predicting the risk of extinction from shared ecological characteristics –Proceedings of the National Academy of Sciences 102: 1963 – 1967.
- Kuitunen, M. 2009: YMPS503 – Maisemavaikutusten arviointi: Luontoarvojen muodostuminen. Luentomuistiinpanot.
- Kullberg, J., Albrecht, A., Kaila, L. & Varis, V. 2002: Checklist of Finnish Lepidoptera – Suomen perhosten luettelo. –Sahlbergia 6(2): 45–190
- Kullberg, J. 2009: Suomen perhosten luettelo – päivitetty versio. <http://www.luomus.fi/elaintiede/hyonteiset/perhoset/index.htm>. Luettu 23.9.2010.
- Kunin, W.E. 1997: Introduction: on the causes and consequences of rare-common differences. Teoksessa: Kunin, W.E. & Gaston, K.J. (toim.), The Biology of Rarity. 280 s. –Chapman & Hall, Lontoo.
- Kuussaari, M., Heliölä, J., Pöyry, J. & Saarinen, K. 2007: Päiväperhosten kannankehitys maatalousluonnon monimuotoisuuden indikaattorina. Teoksessa: Salonen, J., Keskitalo, M. & Segerstedt (toim.), Peltoluonnon ja viljelyn monimuotoisuus. 331 s. –Maa- ja elintarviketalouden tutkimuslaitos, Jokioinen.
- Lahti, T., Kempainen, E., Kurtto, A. & Uotila P. 1991: Distribution and biological characteristics of threatened vascular plants in Finland. –Biological Conservation 55: 299 – 314.
- Laki ympäristövaikutusten arviointimenettelystä (468/1994)
- Levesque, R. 2010: Programming and Data Management for IBM SPSS Statistics 19 - A Guide for IBM SPSS Statistics and SAS Users. 442 s. –IBM Company. <http://www.spss.fi/images/stories/PDF/ibm-spss-progdatamgmt.pdf>. Luettu 28.12.2011
- Lewandowski, A., Noss, R.F. & Parsons D.R. 2010: The Effectiveness of Surrogate Taxa for the Representation of Biodiversity. –Conservation Biology 24: 1367 – 1377.
- Luonnonsuojeluasetus (160/1997)
- Luonnonsuojelulaki (1096/1996)

- MA 2005: Millenium ecosystem assessment, ecosystems and human well-being: synthesis. 137 s. –Island Press, Washington, DC.
- Maankäyttö- ja rakennuslaki (132/1999)
- Maanmittauslaitos 2010: Maastotietokanta. <http://www.maanmittauslaitos.fi/digituotteet/maastotietokanta>. Luettu 1.2.2011.
- Mannerkoski, I. & Rytteri, T. (toim.) 2007: Eliölajien uhanalaisuuden luokittelu – Maailman luonnonsuojeluliiton (IUCN) ohjeet. 146 s. –Suomen ympäristökeskus, Helsinki.
- Margules, C.R. & Pressey, R.L. 2000: Systematic Conservation Planning. –Nature 405: 242–253.
- Marttila, O., Haahtela, T., Aarnio, H. & Ojalainen, P. 1990: Suomen päiväperhoset. 362 s. –Kirjayhtymä, Helsinki.
- Marttila, O. 2005: Suomen päiväperhoset elinympäristössään. Käsikirja. 272 s. –Auris, Joutseno.
- Mattila, N. 2008: Ecological Traits as Determinants of Extinction Risk and Distribution Change in Lepidoptera. –Jyväskylä Studies in Biological and Environmental Science 188. 21 s.
- Naskali, A., Hiedanpää, J. & Suvantola, L. 2006: Biologinen monimuotoisuus talouskysymyksenä. 142 s. –Suomen ympäristö 48/2006, Helsinki.
- Niemelä, J. 2000: Luonnon ekologiset arvot. Teoksessa: Haapala, A. & Oksanen, M., Arvot ja luonnon arvottaminen. 231 s. –Gaudeamus, Helsinki.
- Nijkamp, P., Rietveld, P. & Voogd, H. 1990: Multicriteria Evaluation in Physical Planning. 220 s. –Elsevier, Amsterdam.
- O’Grady, J.J., Reed, D.H., Brook B.W. & Frankham, R. 2004: What are the best correlates of predicted extinction risk? –Biological Conservation 118: 513 – 520.
- Ønvik Pedersen, Å., Nyhuus, S., Blindheim, T. & Wergeland Krog O.M. 2003: Implementation of a GIS-based management tool for conservation of biodiversity within the municipality of Oslo, Norway. –Landscape and Urban Planning 68: 429 – 438.
- Pierce, S.M., Cowling, R.M., Knight, A.T., Lombard, A.T., Rouget, M. & Wolf, T. 2005: Systematic conservation planning products for land-use planning: Interpretation for implementation. –Biological Conservation 125: 441–458.
- Pressey, R.L. 2004: Conservation Planning and Biodiversity: Assembling the Best Data for the Job. –Conservation Planning and Biodiversity 18: 1677 – 1681.
- Primack, R.B. 2002: Essentials of Conservation Biology. 698 s. –Sinauer Associates, Sunderland, USA.
- Ranta, E., Rita, H. & Kouki, J. 1989: Biometria – Tilastotiedettä ekologeille. 569 s. – Yliopistopaino, Helsinki.
- Rassi P., Alanen A., Kanerva T. & Mannerkoski I. (toim.) 2001. Suomen lajien uhanalaisuus 2000. 432 s. –Ympäristöministeriö & Suomen ympäristökeskus, Helsinki.

- Rassi, P., Hyvärinen, E., Juslén, A. & Mannerkoski, I. (toim.) 2010: Suomen lajien uhanalaisuus – Punainen kirja 2010. 685 s. –Ympäristöministeriö & Suomen ympäristökeskus, Helsinki.
- Raunio, A., Schulman, A. & Kontula, T. (toim.) 2008: Suomen luontotyyppien uhanalaisuus – Osa 1: Tulokset ja arvioinnin perusteet. 264 s. –Suomen ympäristökeskus, Helsinki.
- Rodrigues, A.S.L., Pilgrim, J.D., Lamoreux, J.F., Hoffmann, M. & Brooks, T.M. 2006: The value of the IUCN Red List for Conservation. –TRENDS in Ecology and Evolution 21: 71 – 76.
- Rossi, E. 1993: Ekologinen ympäristöluokitus tiesuunnittelussa. 91 s. –Tielaitos, kehittämiskeskus, Helsinki.
- Rossi, E. & Kuitunen, M. 1996: Ranking of habitats for the assessment of ecological impact in land use planning. –Biological Conservation 77: 227–234.
- Sarkar, S. & Illoldi-Ranger P. 2010: Systematic Conservation Planning: An Updated Protocol. –Natureza & Conservação –Brazilian Journal of Nature Conservation 8: 19–26.
- Shogren, J.F., Tschirhart, J., Anderson, T., Whritenour Ando, A., Beissinger, S.R., Brookshire, D., Brown Jr., G.M., Coursey, D., Innes, R., Meyer, S.M. & Polasky, S. 1999: Why economics matters for endangered species protection. –Conservation Biology 13: 1257 – 1261.
- SopS 29/1986: Euroopan luonnonvaraisen kasviston ja eläimistön sekä niiden elinympäristöjen suojelusta tehty yleissopimus
- SopS 78/1994: Biologista monimuotoisuutta koskeva yleissopimus
- TEEB 2010: Mainstreaming the economics of nature: a synthesis of the approach, conclusions and recommendations of TEEB. The economics of Ecosystems and Biodiversity. 36 s. –TEEB. <http://www.teebweb.org>. Luettu 30.11.2010
- Thomas, C.D., Cameron, A., Green, R.E., Bakkenes, M., Beaumont, L.J., Collingham, Y.C., Erasmus, B.F.N., Ferreira de Siqueira, M., Grainger, A., Hannah, L., Hughes, L., Huntley, B., van Jaarsveld, A.S., Midgley, G.F., Miles, L., Ortega-Huerta, M.A., Townsend Peterson, A., Philips, O.L. & Williams S.E. 2004: Extinction risk from climate change. –Nature 427: 145 – 148.
- Treweek, Jo. 1999: Ecological Impact Assessment. 351 s. –Blackwell Science, Oxford.
- Turner, W., Spector, S., Gardiner, N., Fladeland, M., Sterling, E. & Steininger, M. 2003: Remote sensing for biodiversity science and conservation. –TRENDS in Ecology and Evolution 18: 306 – 314.
- Uphoff, N. & Langholz, J. 1998: Incentives for avoiding tragedy of the commons. – Environmental Conservation 25: 251 – 261.
- Vilkkä, L. 1997: The Intrinsic Value of Nature. Value inquiry books series. 160 s. – Rodopi, Amsterdam.
- Wake, D.B. & Vredenburg, V.T. 2008: Are we in the midst of the sixth mass extinction? A view from the world of amphibians. –Proceedings of the National Academy of Sciences 105: 11466 – 11473.

- Yli-Viikari, A., Risku-Norja, H., Nuutinen, V., Heinonen, E., Hietala-Koivu, E., Huusela-Veistola, E., Hyvönen, T., Kantanen, J., Raussi, S., Rikkonen, P., Seppälä, A. & Vehmasto, E. 2002: Agri-environmental and rural development indicators: a proposal. Agrifood Research Reports 5. 102 s. –Agrifood Research Finland, Jokioinen.
- Ympäristöministeriö. 2007: Luonnon puolesta – ihmisen hyväksi. Suomen luonnon monimuotoisuuden ja kestävän käytön strategia ja toimintaohjelma 2006-2016. 162 s. –Suomen ympäristö 35/2007, Helsinki.
- Ympäristöministeriön asetus rauhoitettujen eläinten ja kasvien ohjeellisista arvoista (9/2002)

## LIITE 1.

Tutkielman empiiristä osuutta varten kirjallisuudesta koottu tietokanta Suomen päiväperhoslajiston elinympäristöistä sekä esiintymisestä. Elinympäristö\_1 on kirjallisuudessa ensimmäisenä mainittu ja elinympäristö\_2 toisena mainittu. Kotim\_status kertoo lajin asemasta Suomessa (taulukko 1). Ruudut vyöh12 ovat havaintojaksolla tehdyt havainnot Etelä-Suomessa sekä Ahvenanmaalla ja etelärannikolla. Uh\_luokka on lajille Suomen lajin uhanalaisuusarvioinnissa 2010 annettu uhanalaisuusluokka. Elinvoimaisten lajien (LC) osalta luokkaa ei ole kirjattu taulukkoon.

Nimi_Lat	Nimi_Suom	Nro	Elinympäristö_1	Elinympäristö_2	Kotim_status	Ruudut_Suomi	Ruudut_väh	Ruudut_vyöh12	Uh_luokka
Pyrgus malvae	Mansikkakirjosiipi	1	22	3	1	389	27	362	
Pyrgus alveus	Tummakirjosiipi	2	26	22	1	118	0	118	NT
Pyrgus andromedae	Tunturikirjosiipi	3	20		1	5	5	0	NT
Pyrgus centaureae	Suokirjosiipi	4	7	6	1	115	83	32	NT
Carterocephalus palaemon	Keltatäplähiipijä	5	23	21	1	162	82	80	NT
Carterocephalus silvicola	Mustatäplähiipijä	6	4	8	1	416	48	368	
Heteropterus morpheus	Heinähiipijä	7	23	16	5	0	0	0	
Thymelicus lineola	Lauhaniipijä	8	24	22	1	611	70	541	
Hesperia comma ssp. comma	Etelänvalkotäpläpaksupää	9	22	24	1	33	0	33	VU
Hesperia comma ssp. catena	Pohjanvalkotäpläpaksupää	10	20		1	2	2	0	VU
Ochlodes sylvanus	Piippopaksupää	11	24	26	1	561	62	499	
Parnassius apollo	Apollo	12	19	18	1	35	0	35	EN
Parnassius mnemosyne	Pikkuapollo	13	21		1	31	0	31	VU
Papilio machaon	Ritariperhonen	14	16	24	1	949	163	786	
Iphiclides podalirius	Purjeperhonen	15	25	24	5	4	0	4	
Leptidea sinapsis	Virnaperhonen	16	21	24	1	552	51	501	
Leptidea reali	Tummavirnaperhonen	17	22	26				0	
Aporia crataegi	Pihlajaperhonen	18	24	21	2	381	20	361	
Pieris brassicae	Kaaliperhonen	19	24	25	3	387	39	348	
Pieris rapae	Naurisperhonen	20	24	25	3	304	26	278	
Pieris napi	Lanttuperhonen	21	26	24	1	902	203	699	
Pontia daplidice	Sinappiperhonen	22	24	26	3	53	1	52	
Pontia chloridice	Arosinappiperhonen	23	24	26	3	0	0	0	
Pontia callidice	Alppisinappiperhonen	24	20					0	
Anthocharis cardamines	Auroraperhonen	25	21	16	1	1176	203	973	
Colias palaeno	Suokeltaperhonen	26	7	6	1	935	365	570	



Nimi_Lat	Nimi_Suom	Nro	Elinympäristö_1	Elinympäristö_2	Kotim_status	Ruudut_Suomi	Ruudut_väh	Ruudut_vyöh12	Uh_luokka
Colias hyale	Vaaleakeltaperhonen	27	24	26	3	64	0	64	
Colias hecla	Lapinkeltaperhonen	28	17	20	1	13	13	0	VU
Colias tyche	Tunturikeltaperhonen	29	20		1	3	3	0	NT
Colias crocea	Etelänkeltaperhonen	30	24	26	3	4	0	4	
Gonepteryx rhamni	Sitruunaperhonen	31	15	25	1	1267	91	1176	
Thecla betulae	Ruostenopsasiipi	32	1	21	1	44	0	44	
Quercusia quercus	Tamminopsasiipi	33	1	21	1	44	0	44	
Satyrium w-album	Jalavanopsasiipi	34	25		1	3	0	3	NT
Satyrium pruni	Tuominopsasiipi	35	1	21	1	88	0	88	
Callophrys rubi	Kangasperhonen	36	3	7	1	711	126	585	
Lycaena phlaeas	Pikkukultasiipi	37	26	22	1	398	28	370	NT
Lycaena helle	Luhtakultasiipi	38	23	24	1	19	18	1	EN
Lycaena dispar	Isokultasiipi	39	16	15	2,5	5	0	5	NT
Lycaena virgaureae	Loistokultasiipi	40	24	22	1	646	106	540	
Lycaena hippothoe	Ketokultasiipi	41	21	24	1	290	31	259	NT
Cupido minimus	Pikkusiniisiipi	42	2	26	1	19	0	19	EN
Cupido argiades	Kannussinisiipi	43	24	26	3	1	0	1	VU
Celastrina argiolus	Paatsamasiniisiipi	44	1	24	1	526	43	483	
Scolitantides vicrama	Harjusiniisiipi	45	2		1	4	0	4	CR
Scolitantides orion	Kalliosiniisiipi	46	18		1	24	0	24	EN
Glaucopsyche alexis	Virnasiniisiipi	47	21	26	1	87	1	86	VU
Glaucopsyche arion	Muurahaissiniisiipi	48	3	26	1	25	0	25	CR
Plebeius argus	Kangassinisiipi	49	7	3	1	563	82	481	
Plebeius idas	Ketosiniisiipi	50	3	22	1	504	112	392	
Aricia artaxerxes	Lehtosiniisiipi	51	21	1	1	233	32	201	
Plebeius nicias	Huhtasiniisiipi	52	1	21	1	63	23	40	NT
Aricia eumedon	Ruskosiniisiipi	53	21	24	1	299	60	239	
Albulina optilete	Juolukkasiniisiipi	54	7	3	1	650	218	432	
Plebeius glandon	Tundrasiniisiipi	55	20		1	2	2	0	EN
Polyommatus semiargus	Niittysiniisiipi	56	21	24	1	496	86	410	
Polyommatus amandus	Hopeasiniisiipi	57	22	25	1	527	60	467	
Polyommatus icarus	Hohtosiniisiipi	58	22	26	1	465	91	374	

Nimi_Lat	Nimi_Suom	Nro	Elinympäristö_1	Elinympäristö_2	Kotim_status	Ruudut_Suomi	Ruudut_väh	Ruudut_vyöh12	Uh_luokka
Apatura iris	Häiveperhonen	59	1	26	2	15	0	15	
Apatura ilia	Pikkuhäiveperhonen	60	1	26				0	
Limenitis populi	Haapaperhonen	61	26	4	2	153	1	152	
Limenitis camilla	Kuusamaperhonen	62	1					0	
Nymphalis polychloros	Kirsikkaperhonen	63	25	1	3	5	0	5	
Nymphalis xanthomelas	Isonokkosperhonen	64	24	25	3	0	0	0	
Nymphalis vaualbum	Valkotäplänokkosperhonen	65	1	15	3	1	0	1	
Nymphalis antiopa	Suruvaippa	66	3	24	1	1316	284	1032	
Nymphalis io	Neitoperhonen	67	1	25	2	418	8	410	
Vanessa atalanta	Amiraali	68	26	25	3	623	67	556	
Vanessa cardui	Ohdakeperhonen	69	26	25	3	509	69	440	
Nymphalis urticae	Nokkosperhonen	70	26	25	2	1654	329	1325	
Nymphalis c-album	Herukkaperhonen	71	1	24	1	579	49	530	
Araschnia levana	Karttaperhonen	72	21	26	1	22	0	22	
Argynnis paphia	Keisarinviitta	73	21	24	2	80	0	80	
Argynnis laodice	Etelänhopeatäplä	74	16	8	2	4	0	4	
Argynnis aglaja	Orvokkihopeatäplä	75	24	21	1	523	72	451	
Argynnis niobe	Rinnehopeatäplä	76	2	22	1	161	2	159	
Argynnis adippe	Ketohopeatäplä	77	22	26	1	445	7	438	
Issoria lathonia	Helmihopeatäplä	78	26	24	2	43	0	43	NT
Brenthis ino	Angervohopeatäplä	79	23	24	1	598	91	507	
Boloria napaea	Tunturihopeatäplä	80	20		1	11	11	0	NT
Boloria aquilonaris	Suohopeatäplä	81	7	6	1	328	99	229	
Boloria eunomia	Rämehopeatäplä	82	7	23	1	353	124	229	
Boloria selene	Niittyhopeatäplä	83	23	24	1	697	156	541	
Boloria freija	Muurainhopeatäplä	84	7		1	201	89	112	NT
Boloria polaris	Pohjanhopeatäplä	85	20		1	12	12	0	VU
Boloria thore ssp. thore	Etelänpurohopeatäplä	86	1	4	1	10	10	0	NT
Boloria thore ssp. borealis	Pohjapurohopeatäplä	87	21	23	1	10	0	10	NT
Boloria frigga	Rahkahopeatäplä	88	7		1	147	75	72	
Boloria improba	Kääpiöhopeatäplä	89	20		1	2	2	0	EN
Boloria titania	Lehtohopeatäplä	90	21	24	1	22	0	22	EN

Nimi_Lat	Nimi_Suom	Nro	Elinympäristö_1	Elinympäristö_2	Kotim_status	Ruudut_Suomi	Ruudut_väh	Ruudut_vyöh12	Uh_luokka
Boloria euphrosyne	Pursuhopeatäplä	91	3	7	1	734	220	514	
Boloria chariclea	Tundrahopeatäplä	92	20		1	22	22	0	NT
Melitaea cinxia	Täpläverkkoperhonen	93	22		1	26	0	26	EN
Melitaea diamina	Tummaverkkoperhonen	94	21	16	1	12	0	12	EN
Melitaea athalia	Ratamoverkkoperhonen	95	21	24	1	468	42	426	NT
Euphydryas maturna	Kirjoverkkoperhonen	96	21	24	1	217	0	217	
Euphydryas iduna	Lapinverkkoperhonen	97	20		1	10	10	0	NT
Euphydryas aurinia	Keltaverkkoperhonen	98	21	24	1	22	0	22	EN
Melanargia galathea	Ruutuperhonen	99	22	23	5	0	0	0	
Hipparchia semele	Hietahainäperhonen	100	18	14	1	77	0	77	
Erebia ligea	Metsänokiperhonen	101	21	24	1	640	113	527	
Erebia polaris	Ruijannokiperhonen	102	22		1	26	26	0	NT
Erebia disa	Kairanokiperhonen	103	7	20	1	58	58	0	VU
Erebia embla	Suonokiperhonen	104	7		1	133	102	31	
Erebia pandrose	Lapinnokiperhonen	105	23	15	1	54	54	0	
Oeneis norna	Sarakylmänperhonen	106	18	20	1	29	29	0	NT
Oeneis bore	Paljakkakylmänperhonen	107	20		1	14	14	0	NT
Oeneis jutta	Rämekylmänperhonen	108	7		1	222	81	141	NT
Maniola jurtina	Tummahäränsilmä	109	22		1	43	0	43	VU
Maniola lycaon	Idänhäränsilmä	110	22	26	6,5	4	0	4	EN
Aphantopus hyperantus	Tesmaperhonen	111	26	23	1	624	59	565	
Coenonympha pamphilus	Keltaniittyperhonen	112	22	26	1	365	58	307	
Coenonympha tullia	Saraikkoniittyperhonen	113	6	7	1	269	75	194	
Coenonympha hero	Ruskoniittyperhonen	114	16	21	5	0	0	0	
Coenonympha glycerion	Idänniittyperhonen	115	22	24	1	257	9	248	
Pararge aegeria	Täpläpapurikko	116	4	1	1	251	7	244	
Lasiommata megera	Ruostepapurikko	117	24	22	6	0	0	0	EN
Lasiommata maera	Tummapapurikko	118	21	26	1	556	28	528	
Lasiommata petropolitana	Metsäpapurikko	119	3	2	1	445	53	392	
Lopinga achine	Kirjopapurikko	120	8		2	29	0	29	VU
	YHTEENSÄ	120				30757		25464	46

## **LIITE 2.**

Tietokannan kokoamisessa käytetyt Rossin ja Kuitusen (1996) mukaiset luontotyypit. Liitteessä on eritelty kaikista 26 luontotyypistä ainoastaan ne, joita tietokantaan sisältyy.

### **1. Lehdot ja lehtimetsät**

Lehdot, lehtomaiset kankaat ja lehtipuuvaltaiset metsät yleensä sekä tällaisten reunamat. Puusto on hyväkasvuista ja aluskasvillisuudessa on runsaasti ruohoja ja heiniä.

### **2. Harjumetsät**

Vallitsevana kasvillisuutena on kuivan kangasmetsän kasvillisuus. Harjujen rinteillä on paikoin savea, joka pitää maan huokoisena. Harjujen päivärinteet ovat lämpötaloudellisesti edullisia kasvupaikkoja.

### **3. Kuivat kankaat**

Yleensä mäntypuuvaltaisia metsiä, joiden aluskasvillisuudessa on lähinnä jäkälää sekä varpuja.

### **4. Tuoreet kankaat**

Kuusivaltaisia metsiä, joiden kenttäkerroksessa mustikka on valtalajina. Heinä ja ruoholajistot ovat runsaita, mutta jäkälää on vain niukasti.

### **6. Nevat**

Nevat ovat aukeita soita, joissa ruohoja ja varpuja on niukasti. Rahkasammalien lisäksi sarat ovat nevoille leimaa antavia kasveja.

### **7. Rämeet**

Rämeille on ominaista runsas varvikko. Puusto on tavallisesti kitukasvuista mäntyä.

### **8. Korvet**

Korvet ovat tavallisesti kuusivaltaisia soita, joiden turvekerros on melko ohut. Korpikasvillisuudessa on enemmän ruohoja, mutta vähemmän varpuja kuin rämeillä.

### **14. Itämeren rannat**

Lajisto vaihtelee rannan laadun mukaan. Kalliorantojen kasvillisuus on niukkaa, mutta alavilla rannoilla aallokon tuoma lahoava kasviaines voi aikaansaada reheviä kasviyhdyskuntia.

### **15. Järven- ja joenrannat sekä puron- ja ojanvarret**

Varsinaiset rannat sekä puron- ja ojanvarret ovat samassa luokassa, koska niillä esiintyy samantyyppistä lajistoa.

### **16. Luhdat, luhta- ja tulvarannat sekä rantaniityt**

Luokkia, joiden kasvillisuudessa liikkuvien pintavesien vaikutus on leimaa antavaa. Puustossa on usein tervaleppää.

### **17. Rantahietikot ja sorarannat**

Rantojen alatyyppejä.

### **18. Karut kalliot**

Karujen kallioiden putkilokasvilajisto ei yleensä erotu merkittävästi ympäröivästä metsäkasvillisuudesta. Kalliojyrkkien erityinen pienilmasto voi kuitenkin tarjota elinpaikkoja monille uhanalaisille lajeille.

### **19. Kalkkipitoiset kalliot**

Kalkkia sisältävien kivilajien muodostamat kalliot ovat kasvualustana suotuisia ja kasvisto on usein hyvin monilajista.

## **20. Tunturit**

Tuntureilla tarkoitetaan sekä metsävyöhykkeen tunturien puuttomia lakiosia sekä sen pohjoispuolista tunturipaljakkaa.

## **21. Lehtoniityt**

Lehtoniityt ovat niittyjen ja metsien väliasteita. Puu- ja pensassaarekkeiden suojassa säästyneet ruohikot ja toisaalta aurinkoiset niittyaukiot muodostavat vaihtelevia yhdistelmiä.

## **22. Kedot ja kuivat niityt sekä hiekkaiset mäenrinteet, hietikot, piennarniityt ja hakamaat**

Tälle monimuotoiselle ryhmälle on ominaista verraten kuiva ja niukkaravintainen kasvualusta sekä vähäinen varjostus.

## **23. Kosteat, tuoreet ja rehevät niityt sekä luhtaniityt**

Jokivarsien niityt on alun perin raivattu pajupensaikoista tai koivu- ja kuusivaltaisista tulvametsistä. Suoniityt on enimmäkseen raivattu lihavista kuusikkokorvista.

## **24. Viljelymaat, pellot, pellonpientareet ja peltoheitot sekä nurmet, laitumet ja pientareet**

Ihmisten täysin muokkaamalla kulttuurikasvupaikoilla tavataan viljelykasvien lisäksi sinne ilmaantuvia luonnonkasveja. Peltoheitoilla maatalouskäyttö on loppunut alle viisi vuotta sitten.

## **25. Puistot, pihat, puutarhat ja hautausmaat**

Osa vanhan kulttuurin piirissä esiintyneestä monipuolisesta kasvilajistosta löytyy myös kaupunkiympäristöstä.

## **26. Tienpientareet, radan varret, ratapihat, satamat, kaatopaikat, joutomaat, painolastipaikat, sorakuopat, tien ojat ja kaivannot sekä kylämaat tms.**

Vaihtelevia ja täysin kulttuurivaikutteisia paikkoja, joille kulkeutuu ihmisen toimesta monien kasvilajien siemeniä.