

**Pro Gradu – tutkielma**

**Matkailun linnustovaikutukset Länsi-Lapissa**

**Matti Aalto**



**Jyväskylän yliopisto**

Bio- ja ympäristötieteiden laitos

Ympäristötieteet

20.5.2008

JYVÄSKYLÄN YLIOPISTO, Matemaattis-luonnontieteellinen tiedekunta

Bio- ja ympäristötieteiden laitos

Ympäristötieteet

AALTO, M. : Matkailun linnustovaikutukset Länsi-Lapissa

Pro Gradu – tutkielma: 37 s.

Työn ohjaajat: Prof. Markku Kuitunen, FT Pekka Sulkava

Tarkastajat: Prof. Markku Kuitunen, Prof. Mikko Mönkkönen

Toukokuu 2008

Hakusanat: häirintä, linnut, matkailu

## TIIVISTELMÄ

Matkailu on lisääntynyt viime vuosikymmeninä voimakkaasti, ja Suomessa monet matkailukohteet ovat keskittyneet Pohjois-Suomeen. Puhdas ja alkuperäinen luonto ovat Lapin matkailuvaltteja ja onkin haasteellista säilyttää nämä matkailuvaltit samalla kun matkailijamäärät lisääntyvät. Linnut kuuluvat oleellisena osana alkuperäiseen ekosysteemiin ja ovat myös kiehtovia monen matkailijan mielestä. Matkailun linnustovaikutuksia onkin tärkeätä selvittää niin matkailun itsensä kuin luonnonsuojelun kannalta. Tässä Pallas-Yllästunturin kansallispuistossa ja sen läheisyydessä tehdyssä tutkimuksessa selvitettiin miten pesimäaikainen linnusto muuttuu matkailun vaikutuksesta. Linnuston pistelaskentoja (5 min havainnointia / piste) tehtiin 360 pisteellä ja laskennat toistettiin vuosina 2004, 2005 ja 2006. Pisteitä laskettiin kansallispuiston retkeilyreiteillä ja niiden linnustoa verrattiin vastaavilla biotoopeilla luonnontilaisessa ympäristössä oleviin pisteisiin. Lisäksi laskentoja tehtiin matkailijoiden käyttämällä taukopaikoilla ja puiston ympäristössä olevilla kulttuuriympäristön kohteilla. Matkailu vaikuttaa Länsi-Lapin linnustoon lähinnä elinympäristöjen muuttumisen kautta. Taajamissa ja muissa kulttuuriympäristön kohteissa on keskimäärin muita alueita runsaampi linnusto. Näiden alueiden lajisto poikkeaa kuitenkin paljon alueen alkuperäisestä lajistosta. Suuri osa kulttuuriympäristössä menestyvistä lajeista on muutenkin ihmisen seuralaisena laajasti levinneitä. Retkeilyreitit, jota kuljetaan jalan tai hiihtäen, vaikutukset linnustoon ovat hyvin vähäiset. Linnut eivät näytä häiriintyvän Pallas-Ylläs kansallispuiston matkailijamäärästä tai polkujen talleantumisesta vaan pesivät yhtä mielellään lähellä retkeilyreittejä kuin kauempanakin. Taukopaikoilla, joilla retkeilijät viettävät huomattavasti pitempiä aikoja kuin yksittäisellä polun pisteellä, linnusto on runsaampi kuin luonnontilaisilla alueilla. Suurin runsauteen vaikuttava tekijä on taukopaikkojen sijainti keskimääräistä linturikkaammassa ympäristössä, kuten vesistöjen lähellä. Tutkimus antoi kuitenkin viitteitä siitä, että retkeilyllä saattaa olla negatiivisia vaikutuksia yksittäisiin lajeihin. Näin voi olla etenkin harvalukuisten lajien kohdalla, joiden havaintomäärät näissä pistelaskennoissa eivät riitä päätelmien tekemiseen. Silti näiden pistelaskentojen perusteella voi todeta, että luontomatkoilijan ei kannata poiketa merkityltä reitiltä suurempien lintumäärien tai parempien lintulajien toivossa, vaan keskimääräiset lintujen havaitsemismahdollisuudet ovat vähintään yhtä hyvät retkeilyreiteillä kuin muualla maastossakin.

UNIVERSITY OF JYVÄSKYLÄ, Faculty of Science  
Department of Ecological and Environmental Science

AALTO, M.: Impacts of Nature-based Tourism on Birds in Western Finnish Lapland

Master of Science Thesis: 37 p.

Supervisors: Prof. Markku Kuitunen, PhD Pekka Sulkava

Inspectors: Prof. Markku Kuitunen, Prof. Mikko Mönkkönen

May 2008

---

Key Words: avifauna, birds, human disturbance, recreation, tourism

## ABSTRACT

Nature-based tourism is growing rapidly worldwide. In Finland, national parks are the major attractions for nature-based tourism. Tourism has caused changes in vegetation, deterioration of soil, and accumulation of rubbish in the camp sites of the national parks. The aim of this study was to find out what impacts nature-based tourism has on bird communities along the trails and near the camp sites of Pallas-Yllästunturi national park. Habitat change, disturbance and human caused resources, like supplemental food and hiding places, were assumed to have impacts on species and even bird communities. Bird communities were censused by point counts (5 minutes observation per point) in 360 different sites. Censuses were replicated in three consecutive years: 2004, 2005 and 2006. Point count censuses were done as a gradient from urban areas (villages/tourist centres) to camping sites and walking trails. Control areas were selected from biotopes similar to the walking trails and placed some 300 to 500 metres away from the trail. Tourism affects on birds mainly through habitat change. As predicted, urban areas functioned as hot spot areas for birds. Still, the avifauna of urban areas differs a lot from the native fauna of Western Lapland. Many common widespread species were enhanced remarkably in the urban areas. Walking trails have very small impact on avifauna and it seems that Lapland's bird communities do not suffer from nature-based tourism on current visitor pressure. The bird communities of the camp sites were richer than the ones of the control sites. Although changes in bird densities between camp sites and control areas are most likely due to the more flourishing biotope of the camp sites. On the other hand it has been shown that tourism has negative impacts on certain (endangered) species, such as large predators, that could not be counted with this method. One interesting point of this study was also that birds are as easy to find by walking on walking trail as by walking in intact nature. So, tourists don't need to walk off trail to see the species they want.

## Sisältö

<b>1. JOHDANTO</b> .....	<b>5</b>
<b>2. AINEISTO JA MENETELMÄT</b> .....	<b>7</b>
2.1. Tutkimusalue .....	7
2.2. Linnuston pistelaskennat .....	8
2.3. Tilastollinen analysointi .....	11
<b>3. TULOKSET</b> .....	<b>13</b>
<b>3.1. Laji- ja parimäärien sekä yksittäisten lajien esiintymisen erot matkailualueiden ja luonnontilaisten alueiden välillä</b> .....	<b>13</b>
3.1.1. Laji- ja parimäärätaulukot .....	13
3.1.2. Retkeilyreittien linnusto .....	15
3.1.3. Taukopaikkojen linnusto .....	15
3.1.4. Kulttuuriympäristön linnusto.....	16
3.1.5. Lajikohtaiset havaintomäärät.....	18
<b>3.2. Lintuyhteisöjen erot matkailualueiden ja luonnontilaisten alueiden välillä</b> 18	
3.2.1. Lintuyhteisöjen vertailu DCA-analysillä.....	18
3.2.2. Retkeilyreittien lintuyhteisöt .....	20
3.2.3. Taukopaikkojen lintuyhteisöt .....	21
3.2.4. Kulttuuriympäristön lintuyhteisöt.....	21
3.2.5. Biotoopin merkitys lintuyhteisövertailussa .....	21
<b>3.3. Yleisimpien varpuslintujen pohjois-eteläsuuntaisen esiintymisen erot matkailun vaikutusten alaisten alueiden ja luonnontilaisten alueiden välillä</b> ....	<b>23</b>
<b>3.4. Laji- ja parimäärien sekä yksittäisten lajien esiintymisen erot laskentavuosien välillä</b> .....	<b>25</b>
<b>4. TULOSTEN TARKASTELU</b> .....	<b>25</b>
4.1. Retkeilyreittien linnustovaikutukset.....	25
4.2. Taukopaikkojen linnustovaikutukset .....	26
4.3. Lintujen havaitsemismahdollisuudet merkityiltä reiteiltä .....	27
4.4. Elinympäristöjen muuttumisen linnustovaikutukset.....	27
4.5. Linnustovaikutusten tarkastelua lajeittain .....	29
4.6. Vuosien väliset erot linnustossa.....	32
<b>5. JOHTOPÄÄTÖKSET</b> .....	<b>33</b>
<b>KIITOKSET</b> .....	<b>34</b>
<b>KIRJALLISUUS</b> .....	<b>35</b>

## 1. JOHDANTO

Matkailu on lisääntynyt viime vuosikymmeninä voimakkaasti, ja Suomessa monet matkailukohteet, kuten kansallispuistot ja laskettelukeskukset, ovat keskittyneet Pohjois-Suomeen. Nämä Lapin ympärivuotiset urheilu-, viihde- ja luontomatkailukohteet keräävät vuosi vuodelta enemmän kävijöitä. Ympäristössä matkailun vaikutukset näkyvät selvimmän rakennetun ympäristön lisääntymisenä, muuna elinympäristön muuttumisena ja ihmistoiminnan aiheuttamana häirintänä. Puhdas ja alkuperäinen luonto ovat Lapin matkailuvaltteja ja onkin haasteellista säilyttää nämä matkailuvaltit samalla kun matkailijamäärät lisääntyvät.

Suomessa kansallispuistot ovat suosittuja luontomatkailukohteita. Reitit, taukopaikat ja muut valmiit rakenteet sekä laaja pinta-ala houkuttelevat suomalaisia kansallispuistoihin (Sievänen 2001). Kansallispuistojen tärkein tehtävä on kuitenkin luonnonsuojelu (Metsähallitus 2002), ja luonnonsuojelulliset päämäärät voivat olla ristiriidassa virkistyskäytön kanssa (Kangas 2005, Gill 2007). Arvokkaihin kohteisiin kohdistuvalla retkeilyllä on myös positiivisia vaikutuksia esimerkiksi ihmisten luontoarvostuksen kasvamisen ja koulutuskäytön muodossa (Metsähallitus 2002, Gill 2007).

Toistaiseksi matkailun ympäristövaikutusten tutkiminen on Suomessa keskittynyt lähinnä maaston kulumiseen ja kasvillisuuteen (Kangas 2005). Maaston kulumista ja kasvillisuusmuutoksia on havaittu muun muassa Pallas-Yllästunturin kansallispuistossa (Törn 2007). Samalla alueella Koivuniemi (2006) havaitsi sekä kävijämäärän että luontotyypin vaikuttavan kasvillisuuden kulumiseen retkeilijöiden taukopaikoilla. Heinäkasvit kestävät tallausta huomattavasti varpukasveja sekä jäkäliä paremmin ja vieraslajit valtaavat tallatuilla alueilla tilaa herkiltä alkuperäisiltä lajeilta. Pohjoisessa matkailun aiheuttamaa rasitusta lisää luonnon hidas palautuminen tallauksesta ja maanmuokkauksesta. Heikkilä (2007) havaitsi matkailun vaikuttavan myös Pallas-Yllästunturin kansallispuiston nisäkkäisiin. Erityisesti ketun, metsäjäniksen ja piennisäkkäiden tiheydet olivat taukopaikoilla ympäristöä korkeampia, eikä yhdenkään lajin havaittu kärsivän matkailusta.

Linnut kuuluvat oleellisena osana alkuperäiseen ekosysteemiin ja ovat myös kiehtovia monen matkailijan mielestä. Matkailun linnustovaikutuksia onkin tärkeää selvittää niin matkailun itsensä kuin luonnonsuojelun kannalta. Havaitut muutokset kasvillisuudessa ja

nisäkäslajistossa sekä muutokset mahdollisesti myös hyönteislajistossa ja määrissä voivat johtaa muutoksiin linnustossa. Eliöyhteisön muuttumisen lisäksi matkailijoiden aiheuttama häiriö voi olla merkittävä linnustoon vaikuttava tekijä. Lajiryhmänä linnut ovat suhteellisen helppoja seurata ja usein muun luonnon muutokset näkyvät linnustossa, joten linnut voivat toimia luonnon tilan indikaattoreina.

Ihmisen linnuille aiheuttaman häiriön vaikutukset ovat olleet jo pitkään esillä linnustonsuojelullisena kysymyksenä (Hockin ym. 1992, Hill ym. 1997). Yksittäisten lintulajien vasteita ihmisen aiheuttamaan häiriöön on tutkittu melko paljon, mutta matkailun ja muun luonnon virkistyskäytön vaikutuksista lintulajistoon ja -määriin on edelleen olemassa vähän tutkimustietoa (Drewitt 2007, Gill 2007, Sutherland 2007). Pelkkä käyttäytymisvaste, kuten aikainen pakeneminen ihmisen tullessa paikalle, ei välttämättä osoita suurempaa altistumista häirinnälle, vaan kyse voi olla paikan vaihtamisen helppoudesta, kun sopivaa biotooppia on runsaasti (Gill 2001). Populaatiotasolla näkyvät häirinnän vaikutukset voivat vaihdella sopivan elinympäristön asuttamatta jäämisestä (Gill ym., 1996, Mallord ym. 2007) huonontuneeseen pesimätulokseen ja lisääntyvään kuolleisuuteen (West ym. 2002, Langston ym. 2007, Murison ym. 2007, Stillman ym. 2007).

Vertailemalla matkailukohteiden linnustoa luonnontilaiseen ympäristöön voidaan selvittää matkailun linnustovaikutuksia populaatio- ja lintuyhteisötasolla. Tässä Länsi-Lapissa tehdyssä tutkimuksessa etsittiin vastauksia seuraaviin kysymyksiin:

1. Onko lintujen laji- ja parimäärissä tai yksittäisten lajien esiintymisessä eroa matkailun vaikutuksen alaisten alueiden (retkeilyreitit, taukopaikat, kulttuuriympäristö) ja luonnontilaisten alueiden välillä?
2. Eroaako matkailun vaikutuksen alainen (retkeilyreitit, taukopaikat, kulttuuriympäristö) lintuyhteisö luonnontilaisesta lintuyhteisöstä?

Tutkimustulosten perusteella selvitettiin myös:

3. Onko tutkimusalueella yleisimpien varpuslintujen pohjois-eteläsuuntaisessa esiintymisessä eroa matkailun vaikutuksen alaisten alueiden ja luonnontilaisten alueiden välillä?

4. Oliko tutkimusalueella lintujen lajimäärissä, parimäärissä tai yksittäisten lajien esiintymisessä eroa kolmen perättäisen vuoden välillä?

## 2. AINEISTO JA MENETELMÄT

### 2.1. Tutkimusalue

Tämän tutkimuksen maastotyöt on tehty Pallas-Yllästunturin kansallispuistossa sekä sen läheisyydessä olevissa luonto-, matkailu- ja kulttuurikohteissa. Tutkimusalue sijoittuu Enontekiön, Muonion, Kittilän ja Kolarin kuntien alueelle Länsi-Lappiin. Pallas-Yllästunturin kansallispuisto on Suomen suosituin kansallispuisto käyntikertojen ollessa yli 300 000 vuosittain (Metsähallitus 2008). Viimeisten vuosikymmenten aikana puiston retkeilykäyttö on ollut jatkuvassa kasvussa. Voimakkainta retkeilyä on kevättalvella sekä kesä- ja ruska-aikana.

Kansallispuisto rakentuu lähes 100km pitkän Ounasselänteen tunturiketjun ympärille. Tunturiketjua ympäröivät tasankomaat ovat 200-300m merenpinnan yläpuolella ja pääosin pyöreälakiset tunturit kohoavat 400-500m korkeammalle. Puiston pohjoisosa kuuluu Metsäläpin kasvillisuusvyöhykkeeseen ja eteläosa Peräpohjolan vyöhykkeeseen. Tunturien paljakkavyöhyke on alapaljakkaa, jossa vallitsevat jäkälävaltaiset variksenmarjakankaat ja kurjenkanervakankaat. Metsänrajapuuna tuntureilla on tunturikoivu, vaikka eteläosassa tunturikoivuvyöhyke ei olekaan yhtä selvä kuin pohjoisessa. Alueen metsissä pääpuulajit ovat kuusi, mänty ja koivu. Kuusen levinneisyys ei kuitenkaan ulotu puiston pohjoisosiin. Kansallispuiston suot ovat pääosin karuja ja puuttomia luonnontilaisia aapasoi. Yleisimpiä suotyyppisiä ovat soiden laitojen sara- ja nevarämeet, jotka keskiosia kohden mentäessä vaihtuvat sara- ja rimpinevoiksi (Metsähallitus 2008).

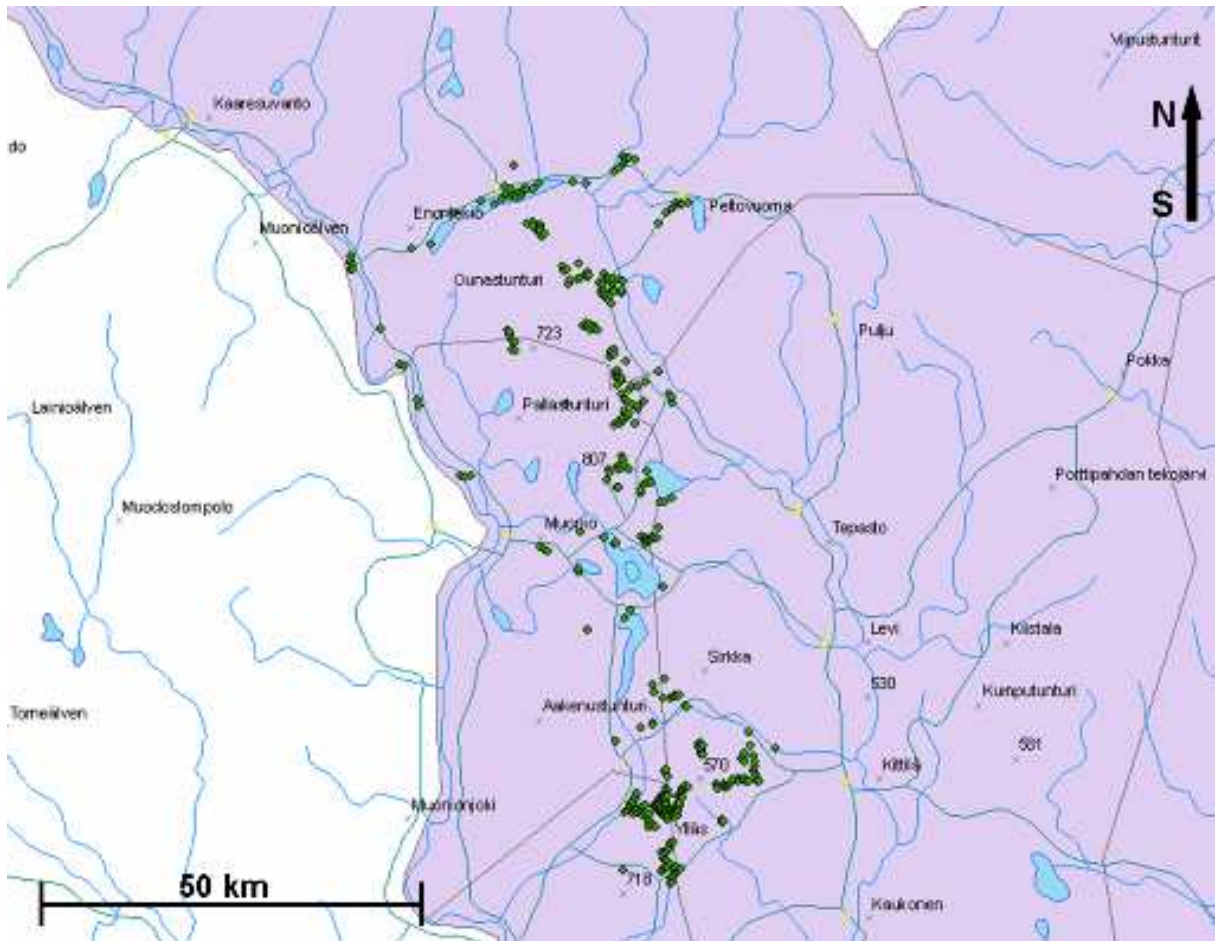
Tutkimusalueella Metsähallitus (julkaisematon) on selvittänyt lintulajistoa ja tiheyksiä linjalaskennoilla (321,9 km) vuosina 1998–2006. Pajulintu (*Phylloscopus trochilus*) ja järripeippo (*Fringilla montifringilla*) ovat puiston kaksi runsainta lajia muodostaen yli 40 % alueen linnuston parimäärästä. Muita yleisiä varpuslintuja ovat niittykirvinen (*Anthus pratensis*), urpiainen (*Carduelis flammea*), harmaasieppo (*Muscicapa striata*), leppälintu (*Phoenicurus phoenicurus*), punakylkirastas (*Turdus iliacus*), keltävästäräkki (*Motacilla flava*) ja vihervarpunen (*Carduelis spinus*), jotka yhdessä edustavat noin 30 % linnustosta. Kaikki

alueella yleiset varpuslinnut kuuluvat myös koko Suomen yleisimpien lintulajien joukkoon, vaikka osalla levinneisyys onkin painottunut Pohjois-Suomeen (Väisänen 1998). Kansallispuiston alueella pesii runsaasti soiden ja tunturien kahlaajia, yleisimpinä liro (*Tringa glareola*) ja kapustarinta (*Pluvialis apricaria*). Kansallispuiston linjalaskennoissa on havaittu yhteensä 86 lajia.

## **2.2. Linnuston pistelaskennat**

Tämä tutkimus on toteutettu maalinnuston pistelaskennoilla, jotka on laskettu Helsingin Eläinmuseon pistelaskentaohjeiden (Väisänen 2005) mukaisesti. Pistelaskennassa lasketaan tietyltä pisteeltä 5 minuutin aikana havaitut lintujen parimäärät ja eritellään yli ja alle 50 m säteellä pisteestä havaitut parit. Tutkimuksessa oli 360 laskentapistettä, joilla laskennat toistettiin kesäkuun aikana vuosina 2004–2006. Yhteensä pisteitä laskettiin 1085 kappaletta (kolmea pistettä ei laskettu joka vuosi). Kolmelle vuodelle hajautetulla laskennalla saatiin varmemmin mukaan myös sellaisia lajeja, jotka eivät ole runsaita joka vuosi. Laskentapisteesi jaettiin neljään erityyppiseen ympäristöön: luonnontilainen ympäristö, retkeilyreitit, retkeilijöiden taukopaikat sekä kulttuuriympäristö. Laskentapisteesi sijoittuvat kaikissa ryhmissä tasaisesti 1020 km<sup>2</sup> laajuisen kansallispuiston eri puolille. Laskentapisteesi sijainti on esitetty Kuvassa 1.





Kuva 1. Laskentapisteen sijainnit. Vihreä täplä kuvaa yhtä pistettä.

Kansallispuiston merkityillä retkeilyreiteillä laskettiin 294 pistettä. Pisteet on valittu tasaisesti kattamaan kansallispuiston retkeilyreitistön eri biotooppeja. Laskenta-alueen pohjoisosassa retkeilyreitipisteille (126 kpl) on laskettu kontrollipisteet vastaavilta biotoopeilta luonnontilaisesta ympäristöstä. Ne sijaitsivat 300–500 metrin etäisyydellä tutkimuspisteestä. Etelämpänä, Ylläksen seudulla, retkeilyreitipistettä vastaava kontrolli voi olla useiden kilometrien päässä, eivätkä biotoopitkaan välttämättä vastaa toisiaan. Retkeilyreitit- ja kontrollipisteiden lisäksi tutkimuksessa on tehty pistelaskentoja kaikilla kansallispuistossa ja sen läheisyydessä olevilla autiotuvilla, laavuilla, kodilla, tulipaikoilla ja lintutorneilla. Näistä käytetään jatkossa nimitystä taukopaikat. Retkeilyreitit-, kontrolli- ja taukopaikkapisteen biotoopit jakautuvat seuraavasti: metsä 477, avotunturi 99, puustoinen suo 87, tunturikoivikko 56 ja avosuo 30. Biotoopit eivät vaihdu luonnossa selvärajaisesti, joten rajatapauksiakin löytyy kaikista ryhmistä. Pisteiden biotoopit on määritetty Metsähallituksen kartta-aineistosta ja luontotyyppi-inventointitiedoista yksittäisille pisteille vuonna 2006, koska

aineisto ei ollut aiemmin käytettävissä. Joissain tapauksissa suuri osa linnuista voi olla havaittu eri biotoopilta kuin mikä pisteelle on määritetty. Näin voi olla esimerkiksi puustoisien suon ja avosuon rajalla tai avotunturin ja tunturikoivikon/metsän rajalla olevan pisteen kohdalla. Kuitenkin biotooppien karkea rajausta vain viiteen ryhmään pitää rajatapausten määrän pienenä ja jälkeinpäin tehdyn biotooppijaon käyttökelpoisena. Jako useampiin ryhmiin tai useamman biotoopin määrittäminen yhdelle pisteelle olisi monimutkaistanut asiaa, eikä sellainenkaan biotooppijako olisi välttämättä vastannut linnuston kannalta merkittäviä elinympäristöeroja edes yhtä hyvin kuin nykyinen valinta.

Puiston ympäristössä olevilla kulttuuriympäristön kohteilla on tehty laajasti laskentoja. Tämä pisteryhmä sisältää asutusalueita, taajamien keskustoja, maaseutuasutusta, peltoja, matkailukeskuksia, lentokentän, kaatopaikan, jäteveden puhdistamon, urheilukentän, hautausmaan yms. Kohteet edustavat kattavasti seudun koko rakennettua ympäristöä. Kulttuuriympäristön pisteitä laskettiin yhteensä 336 kappaletta, joista 60 oli pääosin peltomaisemassa. Pisteet laskettiin aamulla kello 3.00–10.00 välisenä aikana. Laskentajärjestystä ja laskenta-aikaa ei suunniteltu etukäteen vaan se muotoutui vuosittain erilaiseksi laskijan reittisuunnitelmien mukaan. Laskenta-alueen pohjoisosassa, joka sisältää noin puolet pisteistä, koe ja kontrolli laskettiin aina saman aamuna hyvin peräkkäin. Etelämpänä, Ylläksen seudulla, näin ei välttämättä ollut. Laskennat toteutettiin neljän lintulaskijan voimin. Sama laskija laski aina laskemaansa retkeilyreitipistettä vastaavan kontrollin.

### 2.3. Tilastollinen analysointi

Aineistosta testattiin lintutiheyksien ja lajimäärien eroja erilaisilla pisteillä. Tiheyseroja testattiin myös lajikohtaisesti. Tutkimusalueen pohjoisosassa laskettujen retkeilyreitti- ja kontrollipisteiden välille tämä voitiin tehdä pareittaisesti, koska tiettyä retkeilyreittipistettä vastasi aina vastaavalta biotoopilta valittu kontrolli. Pareittaiset vertailut tehtiin Wilcoxonin testillä, sillä pari- ja lajimäärät eivät noudattaneet normaalijakaumaa. Normaaliutta testattiin Kolmogorov-Smirnovin testillä. Lajikohtaisissa vertailuissa täytyy huomioida, että testeissä keskimäärin joka 20 lajin tilastollisen merkitsevyyden ( $p < 0,05$ ) selittää sattuma. Tämä on huomioitava varsinkin lajeilla, joiden havaintomäärä on pieni. Silti myös harvalukuiset lajit on esitetty tuloksissa, sillä on ilmeistä, että suurella osalla niistäkin erot ovat todellisia.

Tutkimusalueen eteläosassa kontrollipisteitä ei ollut valittu yhtä huolellisesti kuin pohjoisosassa, joten niiden osalta pareittainen vertailu ei ollut mahdollista. Taukopaikkapisteitä ja kulttuuriympäristön pisteitä oli laskettu eri määrät ja luonnollisesti biotooppikin oli niissä muihin ryhmiin nähden erilainen, joten niitäkään ei verrattu pareittain, vaan ryhminä. Analysoinnit tehtiin SPSS ohjelmalla ja käytetyt testit on ilmoitettu tuloksien yhteydessä.

Lajikohtaisissa vertailuissa käytettiin Wilcoxonin-testin ja Mann-Whitneyn U-testin exact-laskutapaa, kahta runsainta lajia, pajulintua ja järripeippoja lukuun ottamatta. Taukopaikkapisteitä verrattiin retkeilyreittien ja kontrollien yhdistettyyn ryhmään, sillä näin vertailuryhmään saatiin kattavammin mukaan kansallispuiston eri biotoopit. Muuten retkeilyreittipisteillä hieman painottuu avotunturi ja kontrolleilla on enemmän metsäisiä pisteitä. Samasta syystä kulttuuriympäristöä verrattiin kaikkiin kansallispuiston pisteisiin eli taukopaikkojen, retkeilyreittipisteiden ja kontrollien yhdistettyyn ryhmään. Taukopaikkojen ryhmässä on muuta kansallispuistoa enemmän vesistön lähellä olevia pisteitä, joita on myös kulttuuriympäristöissä. Vertailuryhmien yhdistämistä puolsi myös se, että ihmissilmään suurin ero neljän pisteryhmän elinympäristögradientissa on kulttuuriympäristön ja taukopaikkojen välillä, toiseksi suurin taukopaikkojen ja retkeilyreittien välillä ja pienin retkeilyreittien ja kontrollien välillä. Toinen mahdollisuus olisi ollut verrata kulttuuriympäristöä ja taukopaikkapisteitä kontrollipisteistä rajattuun ryhmään, jossa olisi ollut tasaisesti kaikki

kansallispuiston biotoopit. Tällainen jako olisi kuitenkin pienentänyt vertailuryhmän niin pieneksi, ettei tuloksia olisi saatu kuin hyvin yleisten lajien osalta.

Laskentapisteiden lintuyhteisöjen eroja tarkasteltiin Canoco-ohjelman DCA-analyysin avulla. Ohjelma laskee laskentapisteiden keskinäisiä suhteita näytematriisista, johon on syötetty kullakin pisteellä esiintyvät lajit sekä niiden parimäärät. Samankaltaiset pisteet sijaitsevat n-ulotteisessa avaruudessa lähekkäin ja toisistaan poikkeavat kaukana toisistaan. Ensimmäinen akseli selittää mahdollisimman suuren osan aineiston vaihtelusta, toinen mahdollisimman suuren osan ensimmäisen akselin ulkopuolelle jääneestä vaihtelusta ja niin edelleen. Akselien ominaisarvot kuvaavat sitä, kuinka suuren osan edellisillä akseleilla selittämättä jääneestä pisteiden lintuyhteisöjen eroista kukin akseli selittää. Aineistosta testattiin pisteen ryhmän (retkeilyreitti, kontrolli, taukopaikka, kulttuuriympäristö), biotoopin, pisteen sijainnin (koordinaatit), laskentavuoden ja laskijan merkitystä pisteitä luokiteltaessa. Yhdellä retkeilyreittipisteellä ei havaittu lainkaan lintuja vuonna 2004, joten Canoco jätti tämän nollatuloksen pois DCA-analyyseistä. Vaikka nollatulos on sinänsä oikea, ei sen poisjäämisellä suuressa aineistossa ole merkitystä.

Yleisimmistä varpuslinnuista tarkasteltiin myös pohjois-eteläsuuntaista esiintymistä laskentatuloksista kootuilta levinneisyyskartoilta. Kartoilta katsottiin lajikohtaisesti levinneisyyksiä ja etsittiin lajinsisäisiä pohjois-etelä suuntaisia esiintymiseroja erilaisten elinympäristöjen välillä. Vertailut toteutettiin silmämääräisellä karttatarkastelulla. Karttatarkastelussa käytettiin ArcGIS 9 – ohjelmaa. Mikäli kartoilta oli nähtävissä elinympäristöjen välisiä levinneisyyseroja, pohdintaa jatkettiin jakamalla laskentapistees pohjois-etelä suunnassa kolmeen ryhmään. Jokaisesta ryhmästä laskettiin lajin keskimääräinen pisteellä havaittu parimäärä erikseen eri ympäristöille. Eri ympäristöjen keskimääräisten parimäärien prosentuaalisia osuuksia verrattiin ryhmien välillä. Tämän tutkimuksen tutkimusalue on lintujen levinneisyysalueisiin nähden niin pieni, että levinneisyystarkastelun tulokset ovat lähinnä suuntaa antavia.

### 3. TULOKSET

#### 3.1. Laji- ja parimäärien sekä yksittäisten lajien esiintymisen erot matkailualueiden ja luonnontilaisten alueiden välillä

##### 3.1.1. Laji- ja parimäärätaulukot

Kulttuuriympäristössä ja taukopaikoilla sekä laji- että parimäärät olivat luonnontilaisia alueita ja retkeilyreittejä runsaampia (Kruskall- Wallis,  $p < 0,001$ ) (Taulukot 1 ja 2, Kuvat 2 ja 3). Laji- ja parimäärien sekä yksittäisten lajien esiintymisen eroja on tarkasteltu erikseen retkeilyreittien, taukopaikkojen ja kulttuuriympäristön osalta seuraavissa kappaleissa.

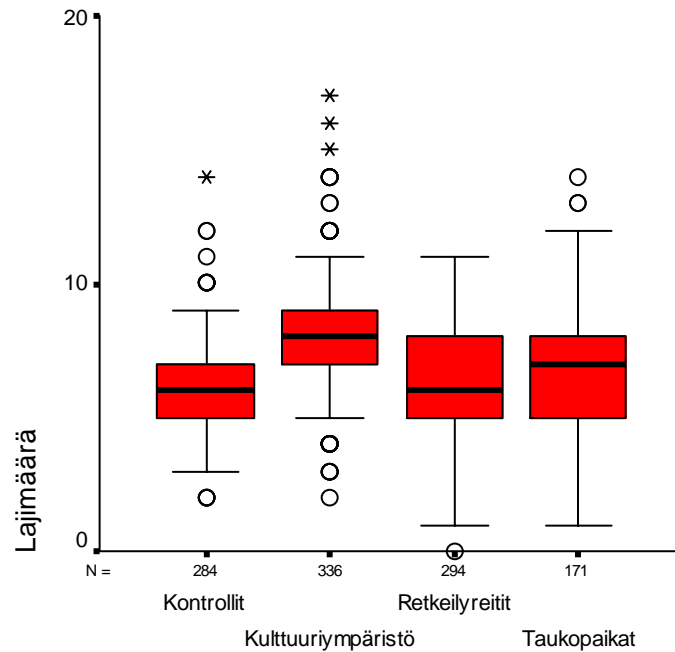
Taulukko 1. Lintujen kokonaislajimäärä sekä keskimääräiset laji- ja parimäärät ja niiden keskihajonnat eri ympäristöissä laskettuilla pisteillä. Määrät on esitetty erikseen kaikkien havaittujen parien ja alle 50 m säteellä pisteestä havaittujen parien osalta. Retkeilyreitit  $n = 294$ , kontrollit  $n = 284$ , taukopaikat  $n = 171$ , kulttuuriympäristö  $n = 336$ .

		Lajimäärä	Lajeja/piste	Pareja/piste
<b>Retkeilyreitit</b>	<b>kaikki</b>	<b>66</b>	<b>6,11</b>	<b>10,96</b>
	$\sigma$		2,13	4,34
	alle 50m	37	1,20	1,32
	$\sigma$		1,41	1,24
<b>Kontrollit</b>	<b>kaikki</b>	<b>65</b>	<b>6,13</b>	<b>10,95</b>
	$\sigma$		1,88	3,80
	alle 50m	44	1,33	1,46
	$\sigma$		1,47	1,29
<b>Taukopaikat</b>	<b>kaikki</b>	<b>63</b>	<b>6,84</b>	<b>12,06</b>
	$\sigma$		2,26	4,65
	alle 50m	41	1,83	2,03
	$\sigma$		1,71	1,44
<b>Kulttuuriympäristö</b>	<b>kaikki</b>	<b>75</b>	<b>8,00</b>	<b>13,03</b>
	$\sigma$		2,27	4,17
	alle 50m	49	1,54	1,89
	$\sigma$		2,06	1,31

Taulukko 2. Laji- ja parimäärien erot eri pisteryhmissä. Taulukossa on esitetty Mann Whitney U-testin testisuureet ja p-arvot. Arvot on esitetty erikseen kaikkien havaittujen parien ja alle 50 m säteellä pisteestä havaittujen parien osalta. Retkeilyreitit  $n = 294$ , kontrollit  $n = 284$ , taukopaikat  $n = 171$ , kulttuuriympäristö  $n = 336$ .

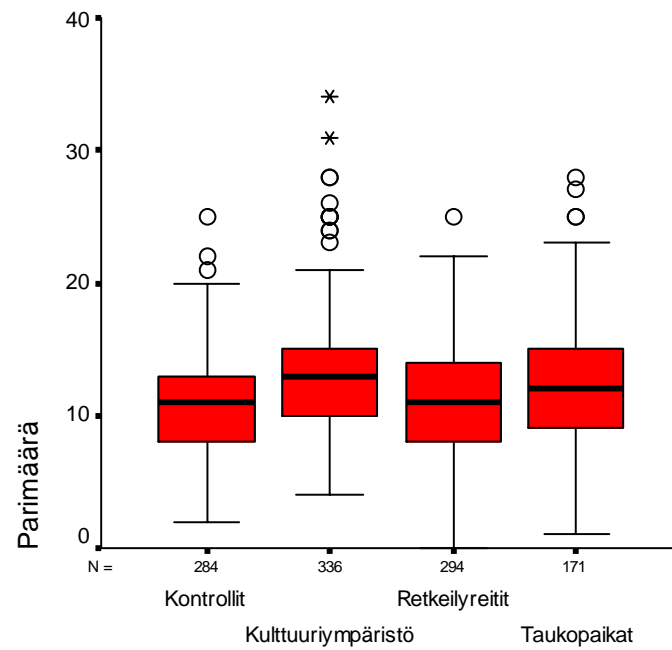
	Lajimäärä				Parimäärä			
	kaikki		alle 50m		kaikki		alle 50m	
	Z	p	Z	p	Z	p	Z	p
Retkeilyreitit vrt kontrollit	-0,46	<b>0,643</b>	-1,17	0,240	-0,56	<b>0,579</b>	-1,24	0,215
Taukopaikat vrt kontrollit	-3,39	<b>0,001</b>	-3,57	0,000	-2,43	<b>0,015</b>	-3,70	0,000
Retkeilyreitit vrt taukopaikat	-2,92	<b>0,003</b>	-4,61	0,000	-1,93	<b>0,053</b>	-4,82	0,000
Kulttuuriympäristö vrt kontrollit	-10,48	<b>0,000</b>	-2,52	0,012	-6,49	<b>0,000</b>	-2,09	0,036
Kulttuuriympäristö vrt taukopaikat	-5,28	<b>0,000</b>	-1,45	0,148	-2,62	<b>0,009</b>	-2,07	0,038
Kulttuuriympäristö vrt retkeilyreitit	-9,62	<b>0,000</b>	-3,79	0,000	-5,39	<b>0,000</b>	-3,47	0,001

## Lajimäärät



## Alue

## Parimäärät



## Alue

Kuvat 2 ja 3. Havaitut laji- ja parimäärät eri ympäristöissä lasketuilla pisteillä. Paksu musta viiva kuvaa aineiston mediaaniarvoa. Laatikon ylä- ja alareuna ovat ylä- ja alakvartiilit eli 25 % arvoista on laatikon alapuolella ja 25 % yläpuolella. Viikset kuvaavat aineiston vaihteluväliä. Yli 1,5 kertaa kvartiilivälin päässä kvartiilista olevat havainnot on merkitty ympyröillä ja yli 3 kvartiilivälin päässä olevat asteriskeilla.

### 3.1.2. Retkeilyreittien linnusto

Linnusto retkeilyreiteillä ja kontrollipisteillä oli hyvin samanlainen. Pareittain laskettujen pisteiden osalta luonnontilaisilla alueilla olleilla kontrollipisteillä havaittiin keskimäärin enemmän lajeja kuin retkeilyreittipisteillä (Taulukko 3). Havaitut parimäärät eivät sen sijaan poikenneet toisistaan. Havaituista 61 lajista 2 esiintyi merkitsevästi runsaampana kontrollipisteillä ja 1 retkeilyreittipisteillä. Retkeilyreittien ja kontrollipisteiden välillä ei ollut eroa alle 50m säteellä laskentapistestä havaituissa laji- tai parimäärissä. Tilanne oli vastaava myös kaikki laskentapistet huomioon otettuna (Taulukot 1 ja 2).

Taulukko 3. Lintulajit, joiden parimäärissä oli merkitsevä ero retkeilyreittipisteiden ja kontrollipisteiden pareittaisissa vertailuissa. Taulukossa on ilmoitettu Wilcoxonin testin testisuureet, p-arvot ja niiden pisteparien määrä, joilla on tehty vähintään yksi havainto paria kohden sekä se, kummalla pisteryhmällä laji oli runsaampi. Vastaavat arvot on ilmoitettu myös laji- ja parimäärille sekä 50m säteellä laskentapistestä havaituille laji- ja parimäärille. N = 126.

Laji	Species	Z	p	havaintomäärä	Runsaampi pisteryhmä
metsäkirvinen	<i>Anthus trivialis</i>	-2,35	0,020	32	kontrolli
pikkukuovi	<i>Numenius phaeopus</i>	-2,20	0,043	25	kontrolli
kirjosieppo	<i>Ficedula hypoleuca</i>	-2,31	0,035	9	retkeilyreitti
parimäärä		-1,15	0,250	126	
lajimäärä		-2,00	0,045	126	kontrolli
parimäärä alle 50m		-0,29	0,775	91	
lajimäärä alle 50m		-0,45	0,654	91	

### 3.1.3. Taukopaikkojen linnusto

Taukopaikkojen linnusto oli sekä laji- että parimäärillä mitaten retkeilyreitti- ja kontrollipisteitä runsaampi (Taulukko 2, Kuvat 2 ja 3). Taukopaikoilla 12 lajia esiintyi runsaampana kuin muilla kansallispuistossa lasketuilla pisteillä (Mann Whitney U-testi,  $p < 0,05$ ) (Taulukko 4). Muilla kansallispuiston pisteillä taukopaikkoja runsaampina esiintyivät vain kapustarinta (Mann Whitney U-testi,  $Z = -2,41$ ,  $p = 0,017$ ) ja metsäkirvinen (*Anthus trivialis*) (Mann Whitney U-testi,  $Z = -3,93$ ,  $p < 0,001$ ). Taukopaikoilla havaitut linnut painoutuivat lähelle laskentapistettä (Taulukot 1 ja 2). Linnuista 16,8 % havaittiin alle 50 m säteellä laskentapistestä, kun vastaavat luvut ovat retkeilyreiteillä 12,1 %, kontrollipisteillä 13,4 % ja kulttuuriympäristössä 14,5 %.

Taulukko 4. Taukopaikoilla muita metsäpisteitä (retkeilyreitit + kontrollit) runsaampina esiintyvät lajit, lajien pisteillä havaitut parimäärät sekä Mann Whitney U-testin testisuureet ja p-arvot verrattaessa taukopaikkojen parimääriä muiden pisteiden parimääriin.

Laji	Species	Pareja taukopaikkapisteillä (n = 171)		Pareja retkeilyreitillä ja kontrollipisteillä (n = 578)		Z	p
		yhteensä	keskiarvo	yhteensä	keskiarvo		
Liro	<i>Tringa glareola</i>	19	0,11	34	0,06	-2,10	0,037
Rantasipi	<i>Actitis hypoleucos</i>	5	0,03	1	0,00	-3,54	0,003
Västäräkki	<i>Motacilla alba</i>	22	0,13	3	0,01	-7,89	<0,001
Sinirinta	<i>Luscinia svecica</i>	16	0,09	8	0,01	-4,92	<0,001
Pensasasku	<i>Saxicola rubetra</i>	13	0,08	20	0,03	-2,44	0,019
Ruokokerttunen	<i>Acrocephalus schoenobaenus</i>	6	0,04	1	0,00	-3,06	0,009
Tiltalti	<i>Phylloscopus collybita</i>	3	0,02	0	0,00	-3,19	0,012
Pajulintu	<i>Phylloscopus trochilus</i>	589	3,44	1584	2,74	-4,07	<0,001
Kirjosieppo	<i>Ficedula hypoleuca</i>	37	0,22	59	0,10	-4,12	<0,001
Talitiainen	<i>Parus major</i>	24	0,14	15	0,03	-5,46	<0,001
Kuukkeli	<i>Perisoreus infaustus</i>	12	0,07	17	0,03	-2,12	0,027
Pajusirkku	<i>Emberiza schoeniclus</i>	18	0,11	23	0,04	-3,01	0,003

#### 3.1.4. Kulttuuriympäristön linnusto

Kulttuuriympäristöjen linnusto oli selvästi muita alueita runsaampi. Sekä lajeja että pareja havaittiin kulttuuriympäristössä enemmän kuin muilla alueilla (Taulukot 1 ja 2, Kuvat 2 ja 3). Kulttuuriympäristössä 26 lajia esiintyi runsaampana (Taulukko 5) ja 17 harvalukuisempana (Taulukko 6) kuin muilla alueilla (Mann Whitney U-testi,  $p < 0,05$ ). Vain kulttuuriympäristön pisteillä havaittuja lajeja oli 15.



Taulukko 5. Kulttuuriympäristössä kansallispuistoa (retkeilyreitit + kontrollit + taukopaikat) runsaampana esiintyvät lajit, lajien pisteillä havaitut parimäärät sekä Mann-Whitneyn U-testin testisuureet ja p-arvot verratessa kulttuuriympäristön parimääriä muiden pisteiden parimääriin.

Laji	Species	Pareja kulttuuriympäristön pisteillä (n = 336)		Pareja muilla pisteillä (n = 749)		Z	p
		yhteensä	keskiarvo	yhteensä	keskiarvo		
Kurki	<i>Grus grus</i>	5	0,01	1	0,00	-2,78	0,012
Suokukko	<i>Philomachus pugnax</i>	3	0,01	0	0,00	-2,59	0,030
Pikkukuovi	<i>Numenius phaeopus</i>	31	0,09	33	0,04	-2,55	0,009
Liro	<i>Tringa glareola</i>	44	0,13	53	0,07	-3,15	0,002
Rantasipi	<i>Actitis hypoleucos</i>	13	0,04	6	0,01	-3,56	0,001
Sepelkyyhky	<i>Columba palumbus</i>	7	0,02	0	0,00	-3,96	<0,001
Suopöllö	<i>Asio flammeus</i>	9	0,03	0	0,00	-4,24	<0,001
Käpytikka	<i>Dendrocopos major</i>	9	0,03	5	0,01	-2,71	0,010
Kiuru	<i>Alauda arvensis</i>	8	0,02	0	0,00	-4,24	<0,001
Törmäpääsky	<i>Riparia riparia</i>	80	0,24	1	0,00	-6,78	<0,001
Haarapääsky	<i>Hirundo rustica</i>	17	0,05	0	0,00	-6,01	<0,001
Räystäspääsky	<i>Delichon urbicum</i>	158	0,47	8	0,01	-10,69	<0,001
Västaräkki	<i>Motacilla alba</i>	25	0,07	25	0,03	-2,80	0,005
Räkättirastas	<i>Turdus pilaris</i>	103	0,31	20	0,03	-11,91	<0,001
Ruokokerttunen	<i>Acrocephalus schoenobaenus</i>	9	0,03	7	0,01	-2,71	0,010
Kirjosieppo	<i>Ficedula hypoleuca</i>	352	1,05	96	0,13	-17,64	<0,001
Sinitäinen	<i>Parus caeruleus</i>	3	0,01	0	0,00	-2,59	0,030
Talitiainen	<i>Parus major</i>	143	0,43	39	0,05	-13,21	<0,001
Harakka	<i>Pica pica</i>	183	0,54	0	0,00	-18,58	<0,001
Varis	<i>Corvus corone cornix</i>	182	0,54	26	0,03	-16,17	<0,001
Varpunen	<i>Passer domesticus</i>	103	0,31	0	0,00	-11,57	<0,001
Peippo	<i>Fringilla coelebs</i>	143	0,43	92	0,12	-8,05	<0,001
Viherpeippo	<i>Carduelis chloris</i>	117	0,35	8	0,01	-14,44	<0,001
Punatulkku	<i>Pyrrhula pyrrhula</i>	18	0,05	17	0,02	-2,81	0,008
Keltasirkku	<i>Emberiza citrinella</i>	65	0,19	0	0,00	-11,29	<0,001
Pajusirkku	<i>Emberiza schoeniclus</i>	32	0,10	41	0,05	-2,48	0,015

Taulukko 6. Kulttuuriympäristössä kansallispuistoa (retkeilyreitit + kontrollit + taukopaikat) harvalukuisempana esiintyvät lajit, lajien pisteillä havaitut parimäärät sekä Mann-Whitneyn U-testin testisuureet ja p-arvot verratessa kulttuuriympäristön parimääriä muiden pisteiden parimääriin.

Laji	Species	Pareja kulttuuriympäristön pisteillä (n = 336)		Pareja muilla pisteillä (n = 749)		Z	p
		yhteensä	keskiarvo	yhteensä	keskiarvo		
Pyy	<i>Bonasa bonasia</i>	0	0,00	10	0,01	-2,13	0,037
Kapustarinta	<i>Pluvialis apricaria</i>	6	0,02	54	0,07	-3,18	0,002
Käki	<i>Cuculus canorus</i>	143	0,43	475	0,63	-4,97	<0,001
Pohjantikka	<i>Picoides tridactylus</i>	1	0,00	22	0,03	-2,79	0,005
Metsäkirvinen	<i>Anthus trivialis</i>	24	0,07	202	0,27	-6,56	<0,001
Niittykirvinen	<i>Anthus pratensis</i>	13	0,04	198	0,26	-5,85	<0,001
Rautiainen	<i>Prunella modularis</i>	2	0,01	27	0,04	-2,68	0,009
Punarinta	<i>Erithacus rubecula</i>	1	0,00	45	0,06	-3,72	<0,001
Leppälintu	<i>Phoenicurus phoenicurus</i>	279	0,83	756	1,01	-2,42	0,016
Kivitasku	<i>Oenanthe oenanthe</i>	4	0,01	33	0,04	-2,03	0,049
Laulurastas	<i>Turdus philomelos</i>	56	0,17	296	0,40	-6,28	<0,001
Kulorastas	<i>Turdus viscivorus</i>	0	0,00	13	0,02	-2,43	0,013
Harmaasieppo	<i>Muscicapa striata</i>	16	0,05	85	0,11	-3,45	0,001
Kuukkeli	<i>Perisoreus infaustus</i>	4	0,01	29	0,04	-2,29	0,029
Järripeippo	<i>Fringilla montifringilla</i>	369	1,10	1862	2,49	-11,92	<0,001
Vihervarpunen	<i>Carduelis spinus</i>	78	0,23	292	0,39	-3,79	<0,001
Urpiaainen	<i>Carduelis flammea</i>	210	0,63	553	0,74	-2,09	0,037

### 3.1.5. Lajikohtaiset havaintomäärät

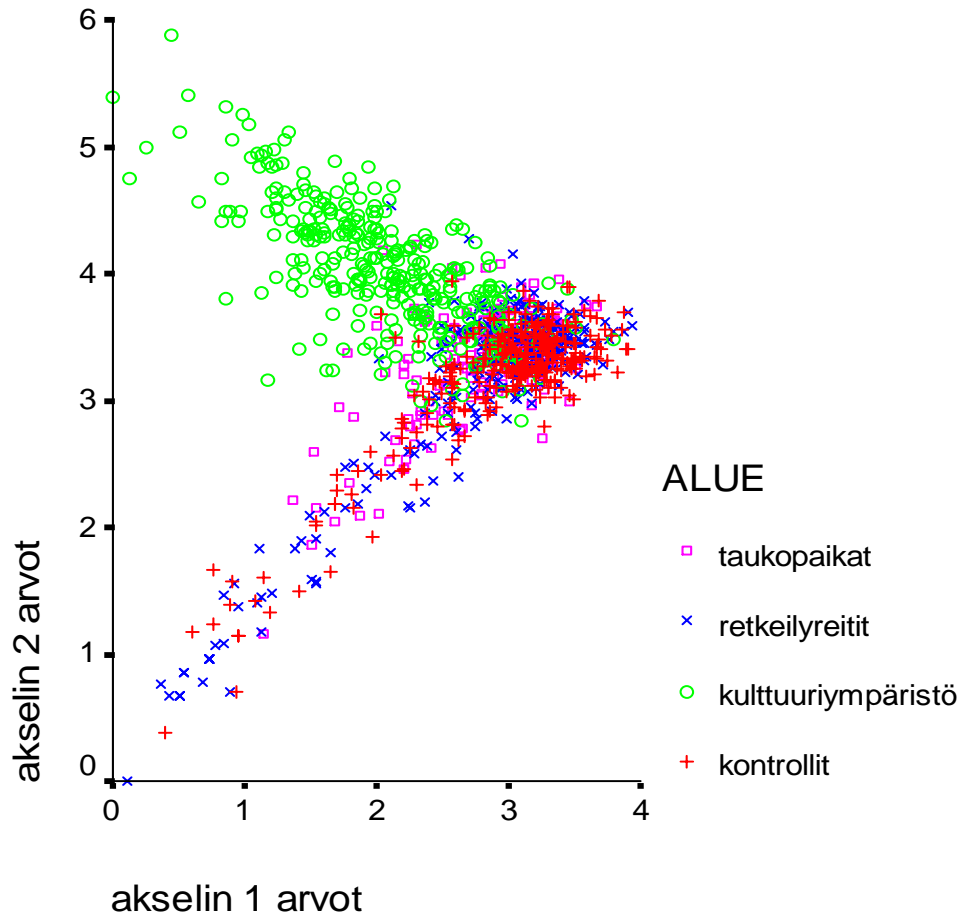
Pistelaskennoissa havaittiin yhteensä 97 lajia ja 12 773 paria (yksittäinenkin lintu tulkitaan pariaksi). Yleisimmin havaittuja lajeja olivat pajulintu, järripeippo, leppälintu, urpiaainen ja käki (*Cuculus canorus*). Suuri osa lajeista oli harvalukuisia: 45 lajista tehtiin alle 10 havaintoa. Kaikki havaitut lajit ja niiden parimäärät näkyvät Liitteessä 1.

## 3.2. Lintuyhteisöjen erot matkailualueiden ja luonnontilaisten alueiden välillä

### 3.2.1. Lintuyhteisöjen vertailu DCA-analyysillä

Myös Canoco-ohjelmalla tehty DCA-analyysi osoitti eri pisteryhmien lintuyhteisöissä olevan eroja. Analyysin kaikkien neljän akselin akseliarvot erosivat merkitsevästi eri pisteryhmien välillä (Kruskall-Wallis,  $p < 0,001$ ) (taulukko 7, kuva 4). Analyysissä akselin 1 ominaisarvo oli 0,47, akselin 2 arvo 0,44, akselin 3 arvo 0,25 ja akselin 4 arvo 0,20. Canoco-

analyysin tuloksia on tarkasteltu erikseen retkeilyreittien, taukopaikkojen ja kulttuuriympäristön osalta seuraavissa kappaleissa.



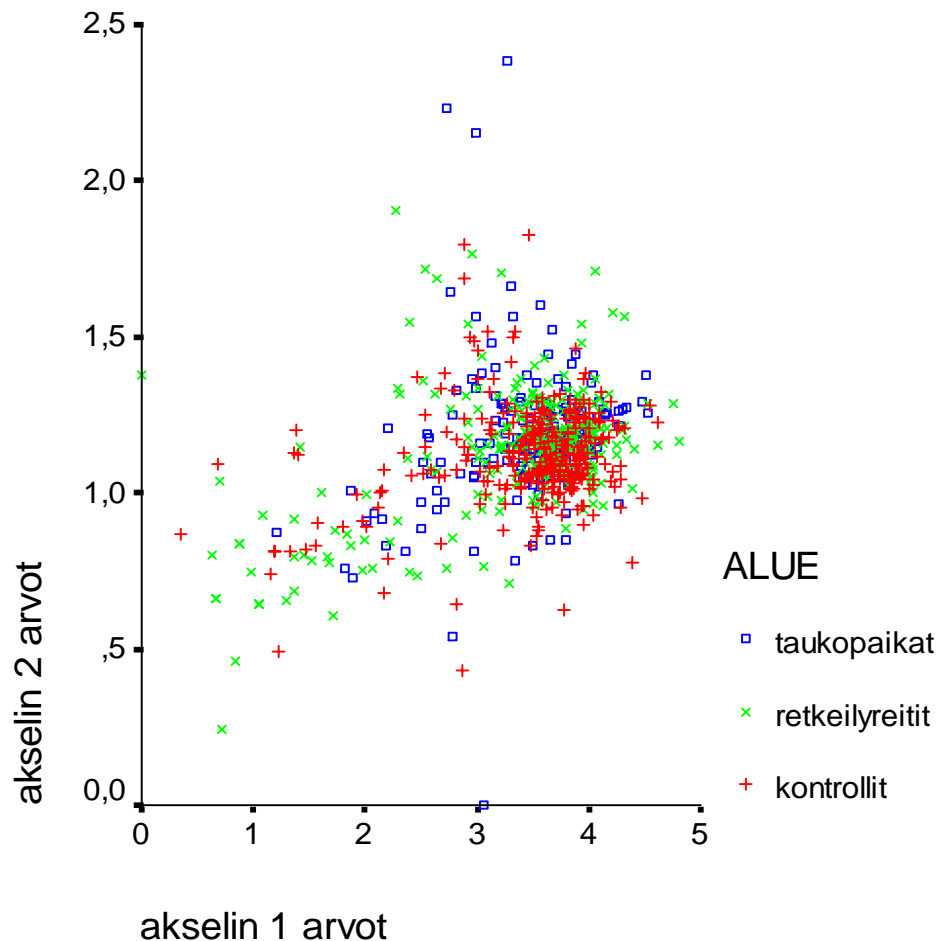
Kuva 4. Laskentapisteiden akseliarvojen sijoittuminen DCA-analyysin akselien 1 ja 2 määräämään koordinaatistoon ryhmittäin, kun analyysissä on mukana kaikki laskentapisteeet.

Taulukko 7. Canoco-ohjelman DCA-analyysin akseliarvojen erot eri pisteryhmissä. Taulukossa on esitetty Mann Whitneyn U-testin testisuureet ja p-arvot. Kulttuuriympäristö n = 335, retkeilyreitit n = 293, taukopaikat n = 171, kontrollit n = 284, pareittain lasketut reitit ja kontrollit n = 126.

	akseli 1		akseli 2		akseli 3		akseli 4	
	Z	p	Z	p	Z	p	Z	p
Retkeilyreitit vrt. kontrollit	-2,24	0,025	-1,72	0,086	-0,54	0,593	-1,55	0,121
Parittaiset reitit vrt. kontrollit	-0,45	0,652	-0,28	0,778	-1,24	0,214	-0,79	0,432
Taukopaikat vrt. kontrollit	-4,49	<0,001	-3,43	0,001	-1,56	0,118	-1,24	0,214
Retkeilyreitit vrt. taukopaikat	-2,56	0,010	-1,94	0,052	-2,08	0,037	-0,17	0,869
Kulttuuriympäristö vrt. kontrollit	-15,13	<0,001	-17,77	<0,001	-10,60	<0,001	-10,84	<0,001
Kulttuuriympäristö vrt. taukopaikat	-11,89	<0,001	-13,62	<0,001	-7,77	<0,001	-8,28	<0,001
Kulttuuriympäristö vrt. retkeilyreitit	-13,45	<0,001	-17,01	<0,001	-11,03	<0,001	-9,58	<0,001

### 3.2.2. Retkeilyreittien lintuyhteisöt

Lintuyhteisöt reitti- ja kontrollipisteillä olivat hyvin samanlaisia. Tämä havaittiin myös DCA-analyysissä (Taulukko 7). Pareittain laskettujen pisteiden osalta DCA-analyysin akseliarvot eivät eronneet millään akselilla. Kaikki pisteet mukaan luettuna retkeilyreittien ja kontrollien akseliarvot erosivat toisistaan akselilla 1. Tähän eroon vaikutti todennäköisesti eniten se, että kaikkien pisteiden biotoopit eivät vastanneet toisiaan. Pisteiden samankaltaisuus näkyy myös kuvista, joihin laskentapisteen on sijoitettu DCA-analyysin akselien 1 ja 2 arvojen mukaan (Kuvat 4 ja 5). Niissä retkeilyreitti ja kontrollipisteet ovat sekaisin toistensa kanssa, vaikka mukana on kaikki pisteet.



Kuva 5. Laskentapisteiden akseliarvojen sijoittuminen DCA-analyysin akselien 1 ja 2 määräämään koordinaatistoon pisteryhmittäin, kun analyysi on tehty ilman kulttuuriympäristön pisteitä. Ilman kulttuuriympäristöjä tehdyssä analyysissä akselin 1 ominaisarvo oli 0,51 ja akselin 2 arvo 0,27.

### 3.2.3. Taukopaikkojen lintuyhteisöt

Taukopaikkojen lintuyhteisöt poikkesivat sekä retkeilyreittien että kontrollipisteiden lintuyhteisöistä (Taulukko 7). Taukopaikkojen akselin 1 arvot olivat merkittävästi erilaiset sekä retkeilyreitti- että kontrollipisteisiin verrattuna. Taukopaikat erosivat kontrollipisteistä myös akselilla 2 ja retkeilyreitistä akselilla 3. Kuvassa (4) taukopaikat erottuvat hieman reitti- ja kontrollipisteistä kulttuuriympäristön pisteiden suuntaan, joten jollain taukopaikoilla oli kulttuuriympäristömäisiä piirteitä.

### 3.2.4. Kulttuuriympäristön lintuyhteisöt

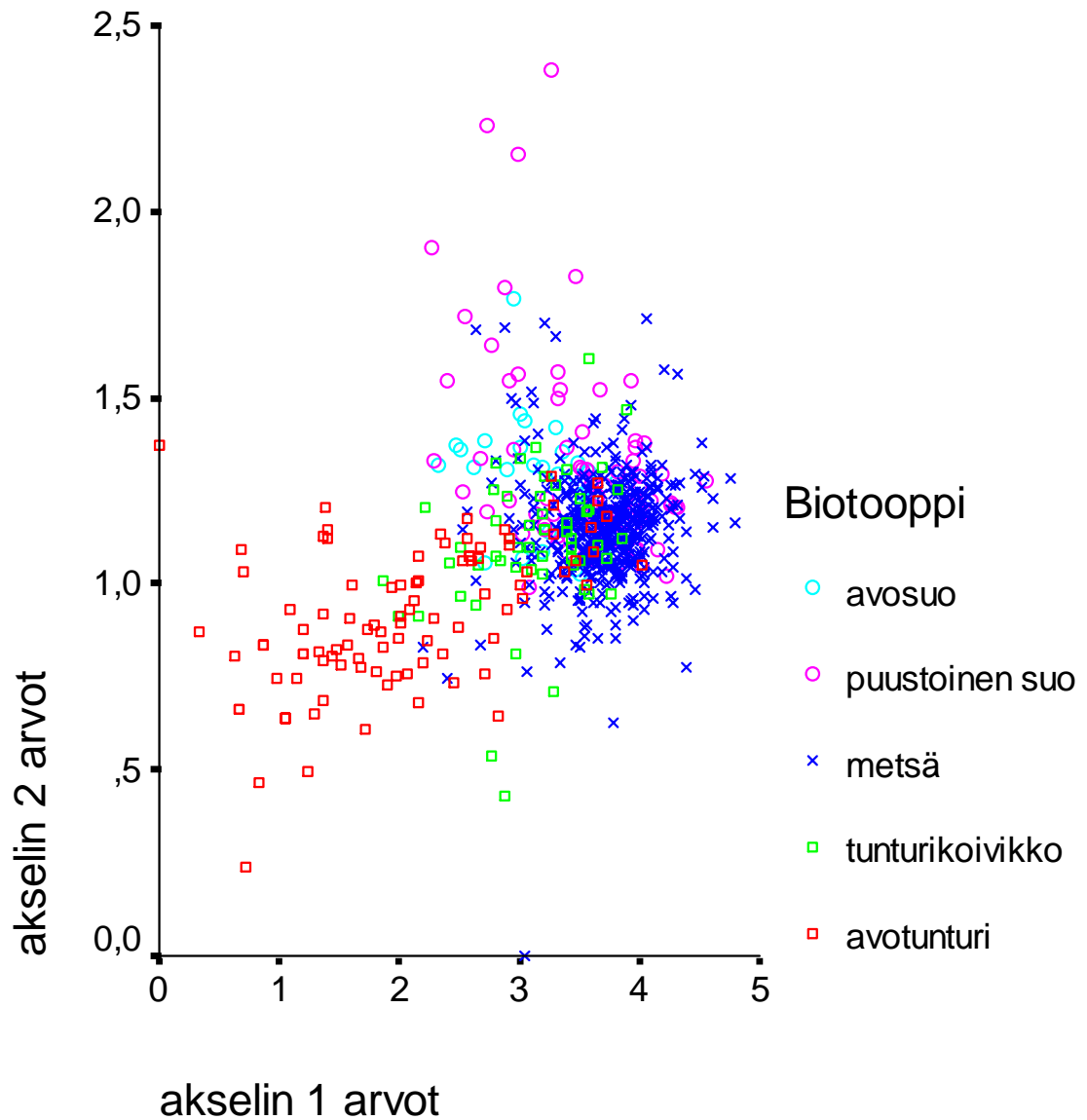
Kulttuuriympäristön linnusto oli selvästi erilainen muihin pisteryhmiin verrattuna. Kun laskentapisteen sijoittaa kuvaan DCA-analyysin akselien 1 ja 2 arvojen mukaan, kulttuuriympäristön pisteet erottuvat omana ryhmänään, mutta muiden ryhmien pisteet ovat pääosin sekaisin toistensa kanssa (Kuva 4). Kulttuuriympäristö eroaa muista ryhmistä kaikkien neljän akselin akseliarvojen perusteella (Taulukko 7). Erojen näkyminen kaikilla akseliarvoilla merkitsee sitä, että analyysin mukaan kulttuuriympäristön ja muiden pisteiden linnustoeroja selittäviä tekijöitä on vähintään neljä.

### 3.2.5. Biotoopin merkitys lintuyhteisövertailussa

Biotooppi oli merkittävin tekijä, joka selittää pisteiden välisiä linnustoeroja. Kuvassa 6 kaikki viisi biotooppia näkyvät jokseenkin omana rykelmänään, vaikka selvimminkin erottuvatkin avotunturi, puustoinen suo ja metsä. Laskentapisteen linnusto vaihteli paljon myös saman pisteryhmän sisällä pääosin biotoopin vaikutuksesta. Tämän huomaa parhaiten vertaamalla Kuvia 5 ja 6. Kuvasta 5 nähdään myös, että vaihtelu ei ollut samanlaista eri pisteryhmissä vaan esimerkiksi kontrolleilla pisteet ovat tiiviimmässä kasassa kuin retkeilyreiteillä. Kun tarkastellaan akseliarvojen keskiarvoja, erot eri pisteryhmien välillä ovat kulttuuriympäristöä lukuun ottamatta hyvin pieniä (Taulukko 8). Monissa ryhmissä pisteiden erilainen hajonta aiheuttaa merkitsevyyden Mann-Whitneyn U-testissä.

Taulukko 8. Canoco-analyysin akselien 1 ja 2 keskiarvot ja keskihajonnat eri pisteryhmissä. Kulttuuriympäristö n = 335, retkeilyreitit n = 293, taukopaikat n = 171, kontrollit n = 284, pareittain lasketut reitit ja kontrollit n = 126.

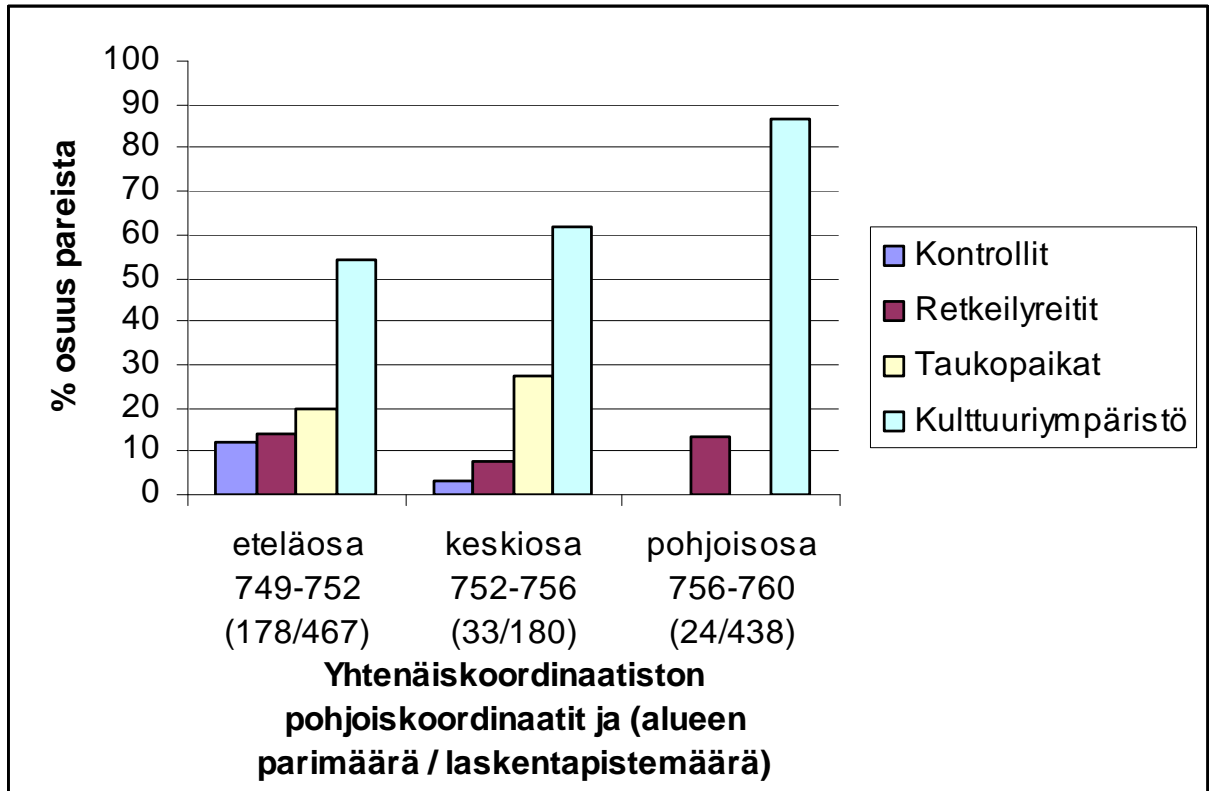
	Akseli 1		Akseli 2	
	keskiarvo	keskihajonta	keskiarvo	keskihajonta
Retkeilyreitit	2,79	0,76	3,11	0,75
Kontrollit	2,93	0,64	3,12	0,55
Taukopaikat	2,78	0,48	3,32	0,45
Kulttuuriympäristö	2,06	0,63	4,03	0,50
Pareittaiset retkeilyreitit	2,42	0,89	2,75	0,89
Pareittaiset kontrollit	2,54	0,75	2,87	0,70



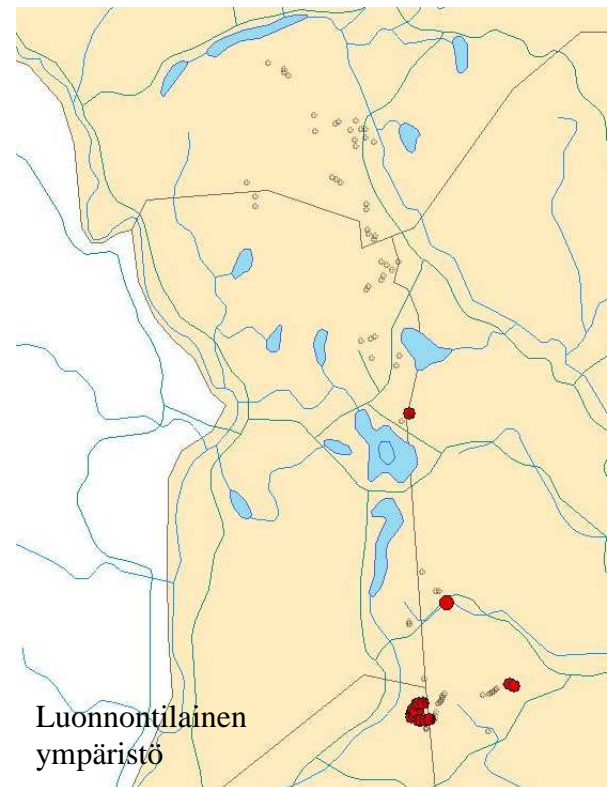
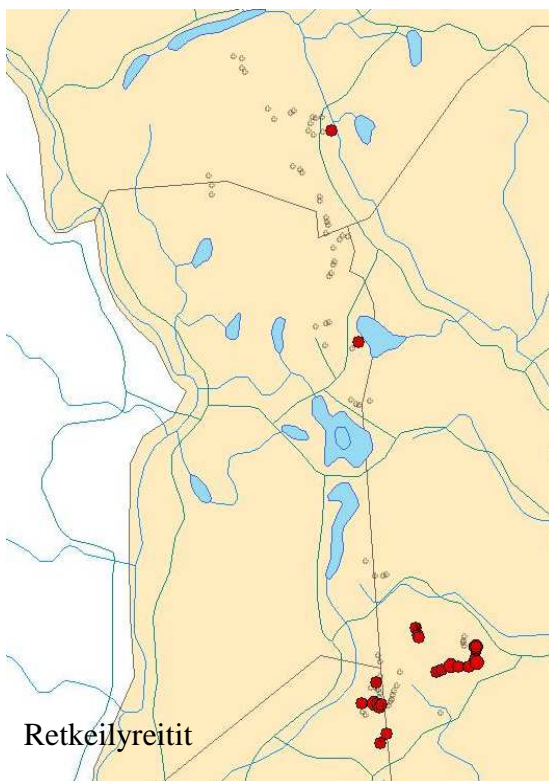
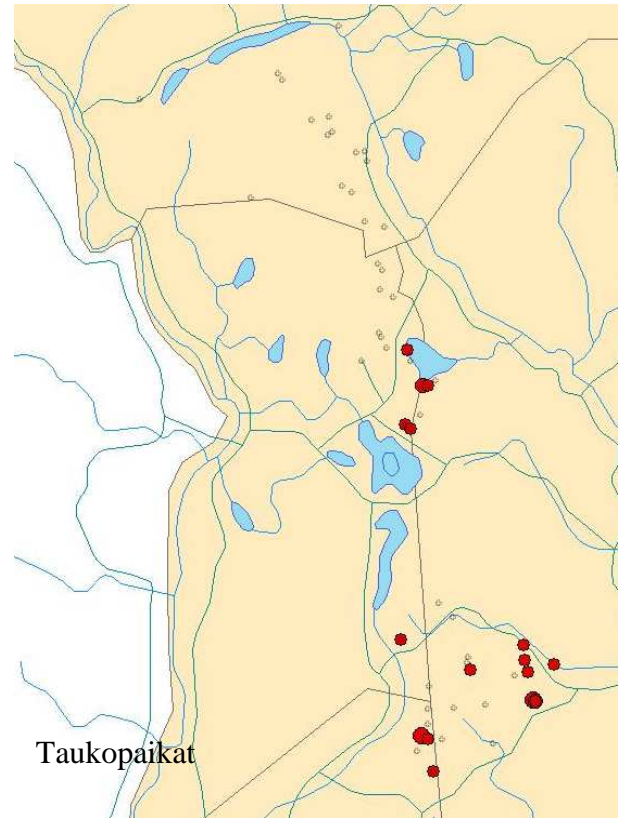
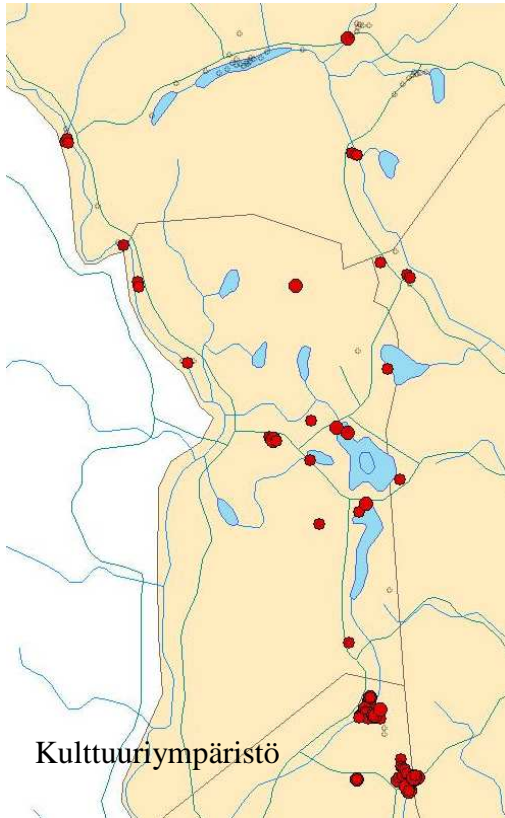
Kuva 6. Laskentapisteen akseliarvojen sijoittuminen DCA-analyysin akselien 1 ja 2 määräämään koordinaatistoon biotoopeittain. Analyysi on tehty ilman kulttuuriympäristön pisteitä.

### 3.3. Yleisimpien varpuslintujen pohjois-eteläsuuntaisen esiintymisen erot matkailun vaikutusten alaisten alueiden ja luonnontilaisten alueiden välillä

Peippoja (*Fringilla coeleps*) esiintyy tutkimusalueen eteläosassa kaikissa ympäristöissä, mutta pohjoiset havainnot ovat lähes yksinomaan kulttuuriympäristöstä (Kuvat 7-11). Muiden yleisten varpuslintujen pohjois-eteläsuuntainen esiintyminen ei vaihdellut tutkimuksen ympäristötyypeittäin.



Kuva 7. Eri ympäristöissä elävien peipponen prosentuaalinen osuus havaitusta kokonaismäärästä kolmella eri pohjois-eteläsuuntaisella alueella.



Kuvat 8, 9, 10 ja 11. Peipon esiintyminen erityyppisissä ympäristöissä. Mitä suurempi punainen ympyrä on, sitä useampia pareja pisteellä on havaittu. Pieni tyhjä rasti kuvaa pistettä, jolla lajia ei ole havaittu lainkaan.



### 3.4. Laji- ja parimäärien sekä yksittäisten lajien esiintymisen erot laskentavuosien välillä

Koko aineistoa tarkasteltaessa vuosi 2006 poikkeaa parimääriltään sekä vuodesta 2004 että vuodesta 2005 (Taulukko 9). Lajimäärissä ei sen sijaan ole eroa vuosien välillä. Kun aineisto jaetaan kahteen osaan, huomataan kuitenkin, että Pallaksen seudulla vuosi 2006 poikkeaa sekä laji- että parimääriltään molemmista aiemmista vuosista. Pallaksen seudulla myös laskija vaihtui vuodeksi 2006. Ylläksen seudulla laskijan pysyessä samana vuosien väliset vaihtelut olivat aivan erilaisia kuin Pallaksella. Vuodet 2004 ja 2006 poikkesivat toisistaan sekä lajimääriltään että parimääriltään. Vuoden 2005 parimäärä poikkesi vuodesta 2004 ja lajimäärä vuodesta 2006. Koko aineistoa tarkasteltaessa 28 lajin määrät vaihtelivat vuosien välillä (Kruskall-Wallis,  $p < 0,05$ ).

Taulukko 9. Vuosien väliset erot laji- ja parimäärissä. Taulukossa on esitetty Mann-Whitneyn U-testin testisuureet ja p-arvot koko aineistosta sekä erikseen Pallaksen ja Ylläksen ympäristöistä.

		Koko aineisto		Pallaksen seutu		Ylläksen seutu	
		N = 1085		N = 519		N = 566	
		Z	p	Z	p	Z	p
Lajimäärä	2004 vrt. 2005	-0,29	0,773	-0,24	0,814	-0,73	0,464
Lajimäärä	2004 vrt. 2006	-1,27	0,204	-2,38	0,017	-4,05	<0,001
Lajimäärä	2005 vrt. 2006	-0,94	0,347	-2,01	0,045	-3,38	0,001
Parimäärä	2004 vrt. 2005	-1,22	0,221	-0,56	0,573	-2,52	0,012
Parimäärä	2004 vrt. 2006	-3,25	0,001	-7,39	<0,001	-3,65	<0,001
Parimäärä	2005 vrt. 2006	-4,34	<0,001	-6,87	<0,001	-1,03	0,304

## 4. TULOSTEN TARKASTELU

### 4.1. Retkeilyreittien linnustovaikutukset

Retkeilyreitit, jota kuljetaan jalan tai hiihtäen, vaikutukset pesimälinnustoon olivat hyvin vähäiset. Linnut eivät näytä juuri häiriintyvän Pallas-Ylläs kansallispuiston matkailijoista, vaan pesivät yhtä mielellään lähellä retkeilyreittejä kuin vähän kauempanakin. Myöskään polkujen tallaantuminen tai muu retkeilijöiden aiheuttama muutos ei siis näytä muuttavan linnustoa. Vaikka kontrollipisteillä havaittu lajimäärä oli retkeilyreitipisteitä suurempi, yksittäisiä lajeja tarkasteltaessa ero näkyi merkitsevänä vain 2 lajissa. Lisäksi kirjosiippoja (*Ficedula hypoleuca*) havaittiin enemmän retkeilyreiteiltä. Lajimäärien ero johtuukin siitä, että useiden lajien parimäärät jakautuivat kontrollipisteillä hieman tasaisemmin pisteiden kesken, kun taas retkeilypisteillä oli enemmän sekä suuria määriä että nollatuloksia.

Aikaisemmissa tutkimuksissa retkeilyreittien linnustovaikutuksista on saatu joko vastaavia tuloksia tai pystytty osoittamaan selvempää häiriövaikutusta. Matkailijamäärät, matkailun laatu, paikallinen lintulajisto sekä elinympäristö ovat suurimpina tekijöinä vaikuttamassa häiriön suuruuteen. Matkailureittien linnustoa on verrattu luonnontilaiseen ympäristöön mm. Argentiinassa, missä lajirunsaus ja diversiteetti olivat alhaisempia reitin varrella (Heil ym. 2007). Matkailijamäärien lisääntyminen lisää lintujen häiriintymistä (Burger & Gochfeld 1998, Pearce Higgins ym. 2007), joten tilanne voi tulevaisuudessa olla Lapissakin toinen, mikäli kansallispuistojen vetovoima kasvaa edelleen. Runsaasti retkeilyillä alueilla, kuten Espanjalaisissa puistoissa lajirunsauden ja lintutiheyden on havaittu vähenevän kävelijämäärän lisääntyessä (Fernández-Juricic 2000). Myös Hollannissa tehdyissä tutkimuksissa (van der Zande & Vos 1984, van der Zande ym. 1984) lintutiheyden havaittiin vähenevän virkistyskäytön lisääntyessä. Koiria ulkoiluttaessa häiriön on havaittu olevan pelkkiä ihmisiä suurempaa (Banks & Bryant 2007). Lajirunsauden ja lintutiheyden lisäksi lajikoostumuksen on havaittu muuttuvan polkujen läheisyydessä luonnontilaiseen alueeseen verrattuna (Miller ym. 1998). Vaikka tässä tutkimuksessa häiriön vaikutus yksittäisiin lajeihin havaittiinkin vain hyvin vähäisenä, voi se silti olla suuntaa antava merkki tulevasta kehityksestä. Vilkkaammin retkeilyillä alueilla on havaittu selvemmin joidenkin lajien vähenevän alueen virkistyskäytön lisääntyessä, kun taas toisiin virkistyskäytöllä ei ole ollut merkittävää vaikutusta (van der Zande ym. 1984, Heil ym. 2007). Joillakin lajeilla häiriön vaikutuksen on havaittu riippuvan myös biotoopista (van der Zande ym. 1984, Murison ym. 2007). Häiriön määrää on kuitenkin pystytty huomattavasti vähentämään hyväkuntoisilla poluilla, jotka pitävät retkeilijät reitillä (Finney ym. 2005, Pearce Higgins ym. 2007). Lapissakin retkeilyreitit ovat paikoin levinneet maastoon, mutta niiden vaikutukset eivät ainakaan toistaiseksi näy linnustossa.

#### **4.2. Taukopaikkojen linnustovaikutukset**

Taukopaikoilla, joilla retkeilijät viettävät huomattavasti pitempiä aikoja kuin yksittäisellä polun pisteellä, linnusto oli runsaampi kuin muualla kansallispuistossa. Tästä ei kuitenkaan voi päätellä matkailijoiden houkuttelevan lintuja, vaan pääsyy runsauteen on taukopaikkojen sijainti keskimääräistä rehevämmässä ympäristössä. Tätä ajatusta tukee rehevän ympäristön lajien, pajulinnun, sinirinnan (*Luscinia svecica*) sekä tilitin

(*Phylloscopus collybita*) esiintyminen taukopaikoilla muuta kansallispuistoa runsaampana. Avointa elinympäristöä suosivat lajit, kapustarinta ja metsäkivinen sen sijaan ovat taukopaikoilla harvalukuisempia. Oma vaikutuksensa linnuston runsauteen voi olla matkailijoiden aiheuttamalla taukopaikkojen lähiympäristön rehevöitymisellä ja käymälöiden takia mahdollisesti lisääntyneellä hyönteismäärällä. Tätä ei kuitenkaan voitu erottaa taukopaikkapisteen ja muiden kansallispuiston pisteiden välillä olleesta merkittävästä luontaisesta biotooppierosta. Taukopaikkojen rehevämmästä lähiympäristöstä kertoo myös muita pisteitä suurempi alle 50 m säteellä laskentapisteen havaittujen lintujen prosentuaalinen osuus. Taukopaikat ovat usein veden äärellä, ja neljä kahdestatoista taukopaikoilla muuta kansallispuistoa runsaampana esiintyvistä lajista onkin vesistöriippuvaisia. Rehevän ympäristön lajien ja vesistöriippuvaisten lajien lisäksi taukopaikoilla yleisiä ovat kirjosieppo, talitiainen (*Parus major*) ja västäräkki (*Motacilla alba*), jotka hyödyntävät taukopaikkojen pesäpönttöjä tai -koloja sekä kuukkeli, joka kärkeä matkailijoiden ruuantähteitä ravinnoksi. Avomaalla tai puoliavoimella pesivän pensastaskun (*Saxicola rubetra*) havaintojen painottuminen taukopaikoille saattaa johtua lajin tavasta käyttää ihmisen tekemiä rakennelmia tähytyspaikkoina, joista pensastasku on ollut helppo havaita.

#### **4.3. Lintujen havaitsemismahdollisuudet merkityiltä reiteiltä**

Tämän tutkimuksen tulosten perusteella voi myös todeta, että luontomatkailijan ei kannata poiketa merkityiltä reitiltä suurempien lintumäärien tai parempien lintulajien toivossa, vaan lintujen havaitsemismahdollisuudet ovat vähintään yhtä hyvät retkeilyreiteillä kuin muualla maastossakin. Minkään lajin esiintyminen ei merkittävästi painottunut luonnontilaisille alueille. Kansallispuiston laskentoihin osuneet suurimmat harvinaisuudetkin, virtävästäräkki (*Motacilla cinerea*) ja idänuunilintu (*Phylloscopus trochiloides*), havaittiin retkeilyreiteiltä.

#### **4.4. Elinympäristöjen muuttumisen linnustovaikutukset**

Matkailu vaikuttaa Länsi-Lapin pesimälinnustoon lähinnä elinympäristöjen muuttumisen kautta. Taajamissa ja muissa kulttuuriympäristön kohteissa oli keskimäärin muita alueita runsaampi linnusto. Näiden alueiden linnusto poikkesi kuitenkin paljon alueen alkuperäisestä linnustosta eli linnustosta, jota tässä tutkimuksessa selvitettiin luonnontilaisilla

kontrollipisteillä. Vastaavia tuloksia on saatu muillakin alueilla (Blair 1996, Carrascal & Palomino 2005). Suurin vaikuttava tekijä linnuston runsauteen ja lajiston erilaisuuteen on ihmisen muuttama elinympäristö, josta monet ihmisen aiheuttamaa häiriötä sietävät lajit hyötyvät ravinnon saannin parantumisen ja pesäpaikkojen muodossa. Hyötyvät lajit ovat pääosin ihmisen seuralaisina laajasti levinneitä, kuten harakka (*Pica pica*), varis (*Corvus corone cornix*) ja varpunen (*Passer domesticus*). Ihmisen muuttamassa elinympäristössä elävillä lajeilla onkin havaittu olevan väljemmät elinympäristövaatimukset (Bonier ym. 2007). Yksi kulttuuriympäristön suurempaan lintutiheyteen vaikuttava tekijä saattaa kuitenkin olla asutuksen raivaaminen reheville alueille, joilla on alun perinkin ollut ympäröiviä seutuja runsaampi linnusto. Kaupunkimaisessa asutuksessa linturunsaus yleensä vähenee (Hohtola 1978, Blair 1996, Clergeau ym. 1998, Melles ym. 2003), mutta tämän tutkimuksen tutkimusalueella niin kaupunkimaista ympäristöä oli korkeintaan yksittäisissä laskentapisteissä. Peipon levinneisyyden ulottuminen pohjoisemmaksi kulttuuriympäristöissä kuin luonnontilaisilla alueilla on mielenkiintoista. Tähän voi olla syynä luontaisesti sopivampi elinympäristö, mutta myös kilpailijoiden kärsiminen ympäristön muuttumisesta ja sitä kautta mahdollisuus selviytyä pohjoisempana elintilan vapautuessa. Vastaavaa voisi olla havaittavissa myös harvalukuisemmilla lajeilla. Toisaalta peiponkin osalta tutkimusalue olisi saanut olla laajempi asian kunnolliseen todentamiseen.

Suuri osa alkuperäisestä lajistosta on joutunut vetäytymään kulttuuriympäristöjen raivauksen tai sinne siirtyneiden ihmisen seuralaisina elävien lajien tieltä. Useat runsaat metsälajit, kuten järripeippo, leppälintu, urpiainen ja käki esiintyvät kulttuuriympäristöissä selvästi luonnontilaisia alueita harvalukuisempina. Vanhan metsän lajit kuukkeli (*Perisoreus infaustus*), pohjantikka (*Picoides tridactylus*) ja pyy (*Bonasa bonasia*) puuttuvat lähes kokonaan kulttuuriympäristöistä. Näille metsälajeille sopiva elinympäristö on pienentynyt, joten lajit kuuluvat kulttuuriympäristön lisääntymisestä kärsijöihin. Kuukkeli, pohjantikka ja käki kuuluvat Suomen uhanalaisuusluokituksen mukaan silmälläpidettäviin lajeihin, kuten myös kulttuuriympäristön laji, varpunen (Uhanalaisten lajien II seurantatyöryhmä 2000).

Sekä tämän tutkimuksen perusteella että aiempien tutkimusten valossa näyttäisi siltä, että matkailun vaikutus linnustoon riippuu paikallisista olosuhteista, kuten lintulajistosta, elinympäristöstä ja matkailun laadusta. Tuloksia ei voida useinkaan yleistää laajalle alueelle. Esimerkiksi Australiassa tehdyssä lähinnä rantamatkailua koskevassa tutkimuksessa lajisto

luonnontilaisilla alueilla oli matkailualueita monipuolisempi, mutta yksilömäärä sen sijaan oli suurempi matkailualueilla (Densmore & French 2005). Suomessa Mäkelä (1993) on tehnyt linnustovertailun matkailukeskus Rukan ja kahden läheisen luonnontilaisen alueen välillä Kuusamossa. Luonnontilaisilla alueilla lintutiheydet olivat korkeampia, mutta lajimäärä ei poikennut merkittävästi alueiden välillä. Lajikoostumus oli kuitenkin selvästi muuttunut matkailukeskuksen vaikutuksesta.

#### 4.5. Linnustovaikutusten tarkastelua lajeittain

Tässä osiossa tarkastellaan matkailun linnustovaikutuksia lajeittain tai lajiryhmittäin. Lajit on esitetty systemaattisessa järjestyksessä (AERC TAC 2003) lajien löytämisen helpottamiseksi ja ryhmittäisen tarkastelun mahdollistamiseksi, joten lajien järjestys ei ole suhteessa linnustovaikutusten määrään.

Kanalintujen osalta aineisto jäi näissä pistelaskennoissa pieneksi. Tutkimusalueella esiintyvistä viidestä kanalintulajista tehtiin yhteensä vain 33 havaintoa, joten pistelaskenta ei sovellu kanalintutkimukseen kovinkaan hyvin. Suuntaa antavia havaintoja saatiin kuitenkin kanalintujen pienemmistä määristä kulttuuriympäristöissä. Retkeilyreittien vaikutuksesta kanalintuihin on pienestä aineistosta vaikea sanoa mitään.

Päiväpetolinnuillakaan pistelaskenta ei ole sopiva menetelmä matkailun vaikutusten selvittämiseen. Petolinnut ovat niin harvalukuisia, että haukka- ja kotkahavaintoja tehtiin näissä pistelaskennoissa vain 11. Matkailun vaikutus päiväpetolintuihin vaihtelee paljon lajeittain, sillä petolintujen elinympäristöt ja häiriöalttius poikkeavat toisistaan. Haittavaikutuksia on aiemmin todettu olevan ainakin maakotkille (*Aquila chrysaetos*) (Jokimäki ym. 2007).

Kahlaajalajisto luonnontilaisilla alueilla ja kulttuuriympäristössä on hyvin erilaista. Lapissa kahlaajia esiintyy soilla, tuntureilla, rannoilla ja pelloilla. Näistä rannat ja pellot ovat sellaisia elinympäristöjä, joita on kulttuuriympäristössä runsaasti. Soille tai tuntureille kyliä ei useinkaan ole rakennettu, joten tunturien ja soiden lajit, kuten kapustarinta, eivät esiinny kulttuuriympäristössä niin runsaina kuin luonnontilaisemmilla alueilla. Tuntureiden ja soiden pikkukuovi (*Numenius phaeopus*) on kuitenkin löytänyt pelloista uuden pesimäbiotoopin ja esiintyy kulttuuriympäristöissä kansallispuistoa runsaampana. Rantojen lajina myös rantasipejä (*Actitis hypoleucos*) esiintyi kulttuuriympäristössä luonnontilaisia alueita enemmän.

Yleisistä kahlaajista sekä soilla että rannoilla esiintyvät taivaanvuohi (*Gallinago gallinago*) ja valkoviklo (*Tringa nebularia*) olivat yhtä runsaita kulttuuriympäristössä kuin luonnontilaisemmillaakin alueilla. Vastaavia elinympäristöjä hyödyntäviä liroja (*Tringa glareolus*) oli yllättäen kylien lähetyillä kansallispuistoa enemmän. Ainoa havaittu selkeä peltolaji oli harvalukuinen kuovi (*Numenius arquatus*).

Kahlaajien varoittelun on havaittu lisääntyvän ihmisen aiheuttaman häiriön lisääntyessä (Pearce-Higgins ym. 2007). Tässäkin tutkimuksessa useat kahlaajahavainnot tehtiin varoitusänten perusteella. Vaikka lähes kaikki kahlaajalajit varoittavat kovasti ihmisen ollessa lähistöllä, vain pikkukuovin havaittiin välttävän retkeilyreittejä. Englannin nummilla on saatu vastaavia tuloksia: retkeilypolun läheisyydellä ei ollut vaikutusta kapustarinnan (yleisin kahlaaja Pallas-Ylläs kansallispuistossa) tai suosirrin (*Calidris alpina*) pesäpaikan valintaan tai pesintämenestykseen. Poikasaikaan kapustarinnat kuitenkin välttivät retkeilypolun läheisyyttä (Pearce-Higgins ym. 2007). Tämän tutkimuksen maastotyöt tehtiin kahlaajien haudonta-aikaan, joten poikasaikaan, noin kuukautta myöhemmin, tulokset olisivat voineet olla erilaisia. Polun vaikuttamattomuudesta pesäpaikan valintaan saatiin Pallas-Ylläs kansallispuistossakin mielenkiintoinen havainto, kun keräkurmitsan (*Charadrius morinellus*) pesä löytyi keskeltä retkeilypolkua polun haarautuessa kahdeksi muutaman metrin matkalle. Pesän kolmesta munasta selvisi maastoon kolme poikasta. Pikkukuovinkaan kohdalla retkeilyreitien aiheuttaman häiriön toteaminen varmuudella ei ole mahdollista, sillä kyse on pienestä aineistosta (29 havaintoa).

Kaikki tämän tutkimuksen 9 suopöllöhavaintoa tehtiin kulttuuriympäristöissä peltojen yllä lentelevistä linnuista, joten suopöllö on hyötynyt peltojen raivauksista sopiviksi myyränsaalistusmaiksi. Muut pöllöt ovat niin harvalukuisia ja vaikeita havaita pistelaskennoilla, ettei niistä voi tämän tutkimuksen perusteella sanoa mitään.

Tikoista pohjantikka on selvästi metsälaji, joka karttaa kulttuuriympäristöjä. Käpytikka (*Dendrocopos major*) taas viihtyy kulttuuriympäristöissä. Muut tikat ovat näitä kahta lajia harvalukuisempia, mutta niiden esiintymiseen ei matkailulla näyttäisi juurikaan olevan vaikutusta.

Kiuru (*Alauda arvensis*) ei esiintyisi Lapissa ilman ihmisen vaikutusta, sillä niitä havaittiin vain tyypillisessä elinympäristössään, pelloilla. Myös pääskyjen esiintyminen

painottuu kyliin. Vain yksittäisiä havaintoja tehtiin kulttuuriympäristöpisteiden ulkopuolella. Haarapääskyn (*Hirundo rustica*) ja räystäspääskyn (*Delichon urbicum*) lisäksi näin oli siis myös törmäpääskyllä (*Riparia riparia*), jolle sopivia pesätörmiiä voisi periaatteessa löytyä luonnontilaisiltakin paikoilta.

Sekä metsä- että niittykirvinen (*Anthus pratensis*) esiintyvät tutkimusalueella yleisenä. Metsäkirvisten selvä painottuminen kontrollipisteille antaisi viitteitä siitä, että ei kovin arkana pidetty laji saattaisi häiriintyä retkeilyreiteillä kulkevista ihmisistä. Myös tieliikenteen linnustovaikutuksia koskevassa tutkimuksessa on havaittu merkkejä metsäkirvisen muita lajeja aremmasta reviirin valinnasta (Kuitunen ym. 1998). Taukopaikoilla molempia kirvisiä havaittiin muita kansallispuiston pisteitä vähemmän. Todennäköisesti suurin syy tähän on taukopaikkojen sijainti keskimäärin muuta puistoa metsäisemmissä paikoissa, mitkä sopivat kirvisille avointa ja puoliavointa ympäristöä huonommin. Silti osasyynä saattaa olla lintujen häiriintyminen taukopaikkojen ihmisistä. Kulttuuriympäristöä molemmat kirviset karttavat sopivamman pesimisympäristön löytyessä luonnontilaisemmilta alueilta.

Rautiainen (*Prunella modularis*), punarinta (*Erithacus rubecula*), leppälintu, laulurastas (*Turdus philomelos*) ja kulorastas (*Turdus viscivorus*) suosivat eheitä metsäkokonaisuuksia ja olivat kulttuuriympäristöissä kansallispuistoa harvalukuisempia. Räkättirastas (*Turdus pilaris*) sen sijaan pesii mielellään ihmisen seuralaisena puoliavoimissa kulttuuriympäristöissä. Lapissa harvalukuinen ruokokerttunen (*Acrocephalus schoenobaenus*) taas pesii kylien ja taukopaikkojen lähellä olevien rehevien vesistöjen äärellä.

Kirjosiepon ja talitiaisen esiintyminen painottui kyliin ja taukopaikoille, minkä voisi ajatella johtuvan sopivista pesäpöntöistä. On kuitenkin ilmeistä, että lajit hyötyvät ihmisen seuralaisena olosta myös muuten kuin pönttöjen muodossa, sillä sopivia pesäkoloja löytyisi kansallispuiston metsistäkin runsaasti. Kirjosieppoja havaittiin myös retkeilyreittien lähetyvillä luonnontilaisia alueita enemmän eli ihmisen vaikutus näkyy taukopaikkojen lisäksi ehkä jopa poluilla näitä lajeja suosivasti. Usein itse kolonsa kaivertavia kolopesijöitä, hömötiaisia (*Parus montanus*) ja lapintiaisia (*Parus cinctus*), havaittiin tasaisesti kaikissa ympäristöissä, joten näihin lajeihin matkailulla ei pesimäaikana näyttäisi olevan vaikutusta.

Varis ja harakka ovat selvimpiä kulttuuriympäristön lajeja. Varislinnuista kuukkeli sen sijaan välttää kulttuuriympäristöjä, mutta suosii taukopaikkoja. Kuukkelin esiintymistä voisi

selittää hyötyminen ihmisen jätteistä saadusta ravinnosta, mutta häviäminen kilpailussa muille varislinnuille, vaikkakin tämän todentamiseen vaadittaisiin tarkempia havaintoja.

Peippolinnut jakautuvat kahteen kastiin: järripeippo, urpiainen ja vihervarpunen karttavat kulttuuriympäristöjä, kun taas peippo ja viherpeippo suosivat niitä. Järripeippo, urpiainen ja vihervarpunen ovat Lapin yleisimpiä lintuja, joten ne esiintyvät myös kulttuuriympäristöissä, vaikkakin metsäseutuja harvalukuisempina. Varpunen ja keltasirkku (*Emberiza citrinella*) ovat selkeitä kulttuurilajeja, jotka eivät Lapissa ilman ihmistä menestyisi, sillä niitä ei havaittu ollenkaan kulttuuriympäristön ulkopuolella. Käpylintujen (*Loxia ssp.*) pesintä oli jo laskenta-aikaan kesäkuussa pääosin ohi ja lentopoikueita havaittiin tasaisesti kaikissa pisteryhmissä. Punatulkkuhavaintojen (*Pyrrhula pyrrhula*) painottuminen kulttuuriympäristön pisteille pesimäaikaan on mielenkiintoista, sillä lajille sopivia pesimäkuusikoita löytyy enemmän muiden laskentapisteen lähietäisyydeltä. Pajusirkku (*Emberiza schoeniclus*) elää vesistöjen äärellä, joten lajia havaittiin rantapainotteisissa ryhmissä, kulttuuriympäristöissä ja taukopaikoilla, muita pisteryhmiä enemmän.

#### **4.6. Vuosien väliset erot linnustossa**

Vaikka tämän tutkimuksen lintulaskentoja tehtiin kolmena vuonna, ei tulosten perusteella pysty sanomaan paljoakaan vuosittaisesta vaihtelusta, vaan siihen tarvittaisiin pitempiä aikasarjoja. Koska vuosittainen vaihtelu oli erilaista Pallaksella ja Ylläksellä, on vaikeata osoittaa, ettei laskijan vaihtumisella olisi vaikutusta vuosien välisiin eroihin Pallaksen seudulla. Vaihtelua havaittiin kuitenkin 28 lajilla, joten vaihtelua todennäköisesti on olemassa, vaikka osa siitä voikin johtua laskijasta tai sattumasta.



## 5. JOHTOPÄÄTÖKSET

Tutkimustulosten mukaan kansallispuiston retkeilijöiden vaikutus linnustoon on vähäistä. Tulokset eivät kuitenkaan välttämättä päde sellaisten harvalukuisten lajien osalta, joiden havaintomäärä pistelaskennoissa ei ollut riittävä päätelmien tekemiseen. Tällaiset lajit, kuten maakotka, ovat usein myös uhanalaisia. Niiden suojelulle on annettava erityistä arvoa ja vaikutuksia tutkittava lajikohtaisesti erikseen. Tilanne saattaa jatkossa muuttua myös yleisempien lajien osalta, mikäli matkailijamäärät lisääntyvät tai painottuvat uusille alueille. Odotettavissa olevaa lisääntyvää retkeilyä on tärkeä suunnata jatkossakin pääreiteille, kuten Hetta-Pallas – reitille, jotta kansallispuiston syrjäisemmille alueille jää elintilaa rauhallisia erämaita vaativille lajeille. Pääreittien pitäminen helposti kuljettavassa kunnossa on tärkeä tekijä, joka vähentää retkeilijöiden tarvetta ja innostusta poiketa reitiltä. Hetta-Pallas reitti antaa matkailijalle erittäin edustavan kuvan niin kansallispuiston linnustosta kuin muustakin luonnosta, joten uusia reittejä ei ole tarpeen rakentaa. Retkeilyn suuntaaminen mahdollisimman lyhyelle reittikilometrimäärälle pitää mahdolliset haittavaikutukset pienemmällä alueella.

Taukopaikkojen osalta tilanne on sama kuin reiteilläkin. Olemassa olevat rakenteet on hyvä säilyttää ja suunnata leiriytymistä ja levähtämistä niille, jotta mahdollinen matkailun aiheuttama rasitus ei leviä koskemattomille alueille. Vaikka olemassa olevat taukopaikat onkin rakennettu keskimääräistä linturikkaammille alueille, ei niitä ole tarpeen siirtää, sillä taukopaikka vaatii kuitenkin veden läheisyyttä, mikä yleensä tarkoittaa myös runsaampaa linnustoa. Mikäli on tarpeen rakentaa uusi taukopaikka, on sen sijaintia mietittävä myös linnuston kannalta ja selvitettävä mahdollisten sijaintivaihtoehtojen linnusto etukäteen.

Linnustovaikutuksia on hyvä seurata säännöllisesti mahdollisten tulevien muutosten huomaamiseksi. Seurantatarve riippuu matkailijamäärissä tai muussa kansallispuiston käytössä tapahtuvista muutoksista, eikä seurannan tarvitse olla vuosittaista. Seuranta on hyvä toteuttaa esimerkiksi osalla tässä tutkimuksessa laskettuja reitti- ja taukopaikkapisteistä. Kontrollipisteet taukopaikoille ja tutkimusalueen eteläosan pisteille on jatkossa valittava huolellisemmin. Vuosittaiset erot linnustossa ovat sen verran vähäisiä, ettei perättäisiä vuosia ole tarpeen laskea, kuten tässä tutkimuksessa tehtiin. Perättäisten vuosien laskeminen on höydyllistä vain, mikäli niiden välillä kansallispuiston käytössä tapahtuu selkeitä muutoksia.

Harvaan asuttuna alueena Lapissa on toistaiseksi hyvät edellytykset alkuperäisen linnuston säilymiselle, eikä kulttuuriympäristön määrä ole uhka alkuperäisille lajeille. Etenkin lomarakentaminen on kuitenkin kasvussa ja kasvun voi olettaa myös jatkuvan lähitulevaisuudessa. Myös ilmastonmuutos saattaa parantaa Lapin asumisedellytyksiä, mikä voi johtaa rakentamisen lisääntymiseen. Matkailun ja rakentamisen lisäksi monet muut ihmisen aiheuttamia tekijät voivat heikentää alkuperäisen lajiston elinolosuhteita. Esimerkiksi metsätaloudella on usein matkailua merkittävämmät linnustovaikutukset. Tämän tutkimuksen tulokset linnuston muuttumisesta kulttuuriympäristöissä, yhdistettynä lisääntyvään rakentamiseen, metsäteollisuuteen ja ilmaston muutoksen aiheuttamaan elinympäristöjen muuttumiseen luovat epävarmuutta myös Lapin alkuperäislajistolle. Niin linnuston kuin muun luonnon tulevaisuus onkin tärkeää ottaa huomioon elinympäristöjä muokkaavaa ihmistoimintaa suunniteltaessa myös Lapissa, sillä toistaiseksi yleiset elinympäristöt voivat useiden tekijöiden yhteisvaikutuksesta myös huveta nopeasti alkuperäisille lajeille riittämättömiksi.

## **KIITOKSET**

Tutkimuksen ovat toteuttaneet Metsähallitus ja Metsäntutkimuslaitos. Tutkimus on myös osa *Matkailukeskusten ympäristövaikutusten laajuus ja tyypit* (LABECO)-tutkimusta, jossa tarkastellaan matkailun ekologista kestävyyttä. LABECO kuuluu Lapin yliopiston Arktisen keskuksen koordinoimaan EU LIFE hankkeeseen, *Matkailualueet maisemalaboratorioina* (LANDSCAPE LAB). Työ on tehty osaksi EU-Life projektin rahoituksella. Kiitos mukana olleille tahoille: Metsähallitukselle, Metsäntutkimuslaitokselle ja Lapin Yliopistolle. Laskentoja tekivät lisäksi Mikko Putkonen, Pirkka Aalto ja Esa Aalto. Kiitos heille suuresta työpanoksesta. Kiitos myös ohjaajille, Markku Kuituselle ja Pekka Sulkavalle, jotka ovat selvittäneet monta epäselvää asiaa tätä työtä varten. Hyviä kommentteja ovat antaneet myös Ari Aalto, Anssi Lensu ja Yrjö Norokorpi.

## KIRJALLISUUS

- AERC TAC 2003: AERC TAC's Taxonomic recommendations. Saatavilla internetissä: <http://www.aerc.eu/DOCS/AERCTAC.pdf>
- Banks P. B. & Bryant J. V. 2007: Four-legged friend or foe? Dog walking displaces native birds from natural areas. *Biol. Lett.* 3: 611-613.
- Blair R. B. 1996: Land use and avian species diversity along an urban gradient. *Ecol. Appl.* 6: 506-519.
- Bonier F., Martin P. R. & Wingfield J. C. 2007: Urban birds have broader environmental tolerance. *Biol. Lett.* 3: 670-673.
- Burger J. & Gochfeld M. 1998: Effects of ecotourists on bird behaviour at Loxahatchee National Wildlife Refuge, Florida. *Environ. Conserv.* 25: 13-21.
- Carrascal L. M. & Palomino D. 2005: Preferencias de habitat, densidad y diversidad de las comunidades de aves en Tenerife (Islas Canarias). *Animal Biodiversity and Conservation* 28.2: 101-119.
- Clergeau P., Savard L. J-P., Mennechez G. & Falardeau G. 1998: Bird abundance and diversity along an urban-rural gradient: A comparative study between two cities on different continents. *The Condor* 100: 413-425.
- Densmore P & French K. 2005: Effects of recreation areas on avian communities in coastal New South Wales' parks. *Ecological management & restoration* 6: 182-189. Saatavilla internetissä: <http://www.blackwell-synergy.com/doi/pdf/10.1111/j.1442-8903.2005.00235.x?cookieSet=1>
- Drewitt A. L. 2007: Birds and Recreational disturbance. *Ibis* 149 (Suppl. 1): 1-2.
- Fernández-Juricic E. 2000: Local and regional effects of pedestrians on forest birds in a fragmented landscape. *The Condor* 102: 247-255.
- Finney S. K., Pearce-Higgins J. W. & Yalden D. V. 2005: The effect of recreational disturbance on an upland breeding bird, the golden plover *Pluvialis apricaria*. *Biol. Conserv.* 121: 53-63.
- Gill J. A. 2007: Approaches to measuring the effects of human disturbance on birds. *Ibis* 149 (Suppl. 1): 9-14.
- Gill J. A., Norris K. & Sutherland W. J. 2001: Why behavioural responses may not reflect the population consequences of human disturbance. *Biol. Conserv.* 97: 265-268.
- Gill J. A., Sutherland W. J. & Watkinson A. R. 1996: A method to quantify the effects of human disturbance on animal populations. *J. Appl. Ecol.* 27: 562-577.
- Hill D., Hockin D., Price D., Tucker G., Morris R. & Treweek J. 1997: Bird disturbance: improving the quality and utility of disturbance research. *J. Appl. Ecol.* 34: 275-288.
- Heikkilä T. 2007: Luontomatkailun vaikutukset nisäkäs populaatioihin Pallas-Yllästunturin kansallispuiston taukopaikoilla. Pro gradu – tutkielma, Helsingin yliopisto, Bio- ja ympäristötieteiden laitos, 59s.
- Heil L., Fernández-Juricic E., Renison D., Cingolani A. M. & Blumstein D. T. 2007: Avian responses to tourism in the biogeographically isolated high Córdoba Mountains, Argentina. *Biodiversity and conservation* 16: 1009-1026.
- Hockin D., Ounsted M., Gorman M., Hill D., Keller V. & Barker M. A. 1992: Examination of the effects of disturbance on birds with reference to its importance in ecological assessments. *J. Environ. Manage.* 36: 253-286.

- Hohtola E. 1978: Differential changes in bird community structure with urbanisation: a study in Central Finland. *Ornis Scandinavica* 9: 94-100.
- Jokimäki J., Huhta E., Kaisanlahti-Jokimäki M., Ukkola M. & Helle P. 2007: The ecological impacts of tourism, the case of the Golden Eagle (*Aquila chrysaetos*). Nature and tourism: Tools for sustainability, Abstract book, Lapin yliopisto, Rovaniemi: 39. Saatavilla internetissä: [http://www.arcticcentre.org/includes/file\\_download.asp?depid=21742&fileid=10818&file=20070525144102.pdf&pdf=1](http://www.arcticcentre.org/includes/file_download.asp?depid=21742&fileid=10818&file=20070525144102.pdf&pdf=1)
- Kangas K. 2005: Matkailun ekologiset vaikutukset Pohjois-Suomessa. Julkaisussa: Luonto, matkailu ja aluekehitys. Naturpolis Kuusamo, koulutus- ja kehittämisspalvelut. Kuusamo 2005. Saatavilla internetissä: [http://edu.kuusamo.fi/oamk/matke/luonto\\_matkailu\\_aluekehitys.pdf](http://edu.kuusamo.fi/oamk/matke/luonto_matkailu_aluekehitys.pdf)
- Koivuniemi P. 2006: Retkeilijöiden aiheuttama kasvillisuuden kuluminen ja roskaantuminen Pallas-Ounastunturin taukopaikoilla. Pro gradu – tutkielma. Jyväskylän yliopisto, Bio- ja ympäristötieteiden laitos, 58s.
- Kuitunen M., Rossi E. & Stenroos A. 1998: Do highways influence density of land birds. *Environ. Manage.* 22: 297-302.
- Langston R. H. W., Liley D., Murison G., Woodfield E. & Clarke R. T. 2007: What effects do walkers and dogs have on the distribution and productivity of breeding European Nightjar *Caprimulgus europaeus*? *Ibis* 149 (Suppl. 1): 27-36.
- Mallord J. W., Dolman P. M., Brown A. F. & Sutherland W. J. 2007: Linking recreational disturbance to population size in a ground-nesting passerine. *J. Appl. Ecol.* 44: 185-195.
- Melles S., Glenn S. & Martin K. 2003: Urban bird diversity and landscape complexity: Species-environment associations along a multiscale habitat gradient. *Conservation Ecology* 7: 5.
- Metsähallitus 2002: Luonnonsuojelualueiden hoidon periaatteet, Metsähallituksen luonnonsuojelualueiden tavoitteet, tehtävät ja hoidon yleislinjat. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja B 63, Vantaa 2002, 47s. Saatavilla internetissä: <http://julkaisut.metsa.fi/julkaisut/pdf/luo/b63.pdf>
- Metsähallitus 2008: Pallas-Yllästunturin kansallispuiston hoito- ja käyttösuunnitelma. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja C 36. Jyväskylä 2008, 114s. Saatavilla internetissä: [http://julkaisut.metsa.fi/julkaisut/pdf/luo/c36\\_teksti.pdf](http://julkaisut.metsa.fi/julkaisut/pdf/luo/c36_teksti.pdf)
- Miller S. G., Knight R. L. & Miller C. K. 1998: Influence of recreational trails on breeding bird communities. *Ecological Applications* 8: 162-169.
- Murison G., Bullock J. M., Day J., Langston R., Brown A. F. & Sutherland W. J. 2007: Habitat type determines the effects of disturbance on the breeding productivity of the Dartford Warbler *Sylvia undata*. *Ibis* 149 (Suppl. 1): 16-26.
- Mäkelä J. 1993: Hiihtokeskus karkottaa linnut Rukalta. *Linnut* 28 (1).
- Pearce-Higgins J. W., Finney S. K., Yalden D. W. & Langston R. H. W. 2007: Testing the effects on recreational disturbance on two upland breeding waders. *Ibis* 149 (Suppl. 1): 45-55.
- Sievänen T. (toim) 2001: Luonnon virkistyskäyttö 2000. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 802. 204 s.
- Stillman R. A. West A. D. Caldow R. W. G. & Le V. dit Durell S. E. A. 2007: Predicting the effect of disturbance on coastal birds. *Ibis* 149 (Suppl. 1): 73-81.
- Sutherland W. J. 2007: Future directions in disturbance research. *Ibis* 149 (Suppl. 1): 120-124.
- Törn A. 2007: Sustainability of nature-based tourism. Oulu university press, Oulu, 55s.

- Uhanalaisten lajien seurantatyöryhmä 2001: Suomen lajien uhanalaisuus 2000. Ympäristöministeriö, Helsinki, 432s.
- van der Zande A. N., Berkhuizen J. C., van Latesteijn H. C., ter Keurs W. J. & Poppelaars A. J. 1984: Impact of outdoor recreation on the density of a number of breeding bird species in adjacent to urban residential areas. *Biol. Conserv.* 30: 1-39.
- van der Zande A. N. & Vos P. 1984: Impact of semi-experimental increase in recreation intensity on the densities of birds in groves and hedges on a lake shore in the Netherlands. *Biol. Conserv.* 30: 237–259.
- Väisänen R. A., Lammi E. & Koskimies P. 1998: Muuttuva pesimälinnusto. Otava, Keuruu, 567s.
- Väisänen R. A. 2005: Maalintujen Pistelaskentaohjeet. Helsingin Eläinmuseo 2005.  
<http://www.fmh.helsinki.fi/seurannat/pistelaskenta/pistelaskentaohje.pdf> [luettu 14.2.2007]
- West A. B., Gross-Custard J. D., Stillman R. A., Caldow R. W. G., Le V. dit Durell S. E. A. & McGrorty S. 2002: Predicting the impacts of disturbance on shorebird mortality using a behaviour-based model. *Biol. Conserv.* 106: 319–328.

Liite 1. Pistelaskennoissa havaitut lajit ja niiden havaintomäärät sekä lajien keskimääräinen parimäärä pistettä kohti eri ympäristöissä. Kun ruutu on tyhjä, lajia ei ole havaittu kyseisessä elinympäristössä. Keskiarvot on pyöristetty kahden desimaalin tarkkuudella, joten myös arvo 0,00 esiintyy hyvin pienissä parimäärissä.

Laji	Species	Parimäärä yhteensä	Kontrollit	Retkeilyreitit	Tauko-paikat	Kulttuuriympäristö
Metsähanhi	<i>Anser fabalis</i>	3		0,01	0,01	
Pyy	<i>Bonasa bonasia</i>	10	0,01	0,01	0,01	
Riekko	<i>Lagopus lagopus</i>	9	0,01	0,01	0,02	0,00
Kiiruna	<i>Lagopus muta</i>	5	0,01	0,00	0,01	0,00
Teeri	<i>Tetrao tetrix</i>	6		0,00	0,01	0,01
Metso	<i>Tetrao urogallus</i>	3	0,00		0,01	0,00
Kanahaukka	<i>Accipiter gentilis</i>	1		0,00		
Varpushaukka	<i>Accipiter nisus</i>	1				0,00
Piekana	<i>Buteo lagopus</i>	2	0,01			
Maakotka	<i>Aquila chrysaetos</i>	1			0,01	
Tuulihaukka	<i>Falco tinnunculus</i>	4	0,00		0,01	0,01
Ampuhaukka	<i>Falco columbarius</i>	2		0,00		0,00
Kurki	<i>Grus grus</i>	6		0,00		0,01
Keräkurmitsa	<i>Charadrius morinellus</i>	2	0,00	0,00		
Kapustarinta	<i>Pluvialis apricaria</i>	60	0,07	0,10	0,03	0,02
Jänkäsirriäinen	<i>Limicola falcinellus</i>	3	0,01		0,01	
Suokukko	<i>Philomachus pugnax</i>	3				0,01
Jänkäkurppa	<i>Lymnocyptes minimus</i>	6	0,01	0,01		
Taivaanvuohi	<i>Gallinago gallinago</i>	40	0,04	0,03	0,06	0,03
Pikkukuovi	<i>Numenius phaeopus</i>	64	0,07	0,03	0,02	0,09
Kuovi	<i>Numenius arquata</i>	2				0,01
Mustaviklo	<i>Tringa erythropus</i>	5			0,01	0,01
Valkoviklo	<i>Tringa nebularia</i>	30	0,02	0,02	0,05	0,03
Metsäviklo	<i>Tringa ochropus</i>	4	0,01			
Liro	<i>Tringa glareola</i>	97	0,06	0,06	0,11	0,13
Rantasipi	<i>Actitis hypoleucos</i>	19		0,00	0,03	0,04
Tunturikihi	<i>Stercorarius longicaudus</i>	1	0,00			
Sepelkyyhky	<i>Columba palumbus</i>	7				0,02
Käki	<i>Cuculus canorus</i>	618	0,60	0,68	0,61	0,43
Hiiripöllö	<i>Surnia ulula</i>	4	0,00	0,00		0,01
Lapinpöllö	<i>Strix nebulosa</i>	1				0,00
Suopöllö	<i>Asio flammeus</i>	9				0,03
Tervapääsky	<i>Apus apus</i>	1		0,00		
Käenpiika	<i>Jynx torquilla</i>	6		0,01	0,01	0,01
Palokärki	<i>Dryocopus martius</i>	11	0,01	0,01	0,02	0,01
Käpytikka	<i>Dendrocopos major</i>	14	0,00	0,01		0,03
Pikkutikka	<i>Dendrocopos minor</i>	1				0,00
Pohjantikka	<i>Picoides tridactylus</i>	23	0,05	0,02	0,01	0,00
Kiuru	<i>Alauda arvensis</i>	8				0,02
Törmäpääsky	<i>Riparia riparia</i>	81	0,00			0,24
Haarapääsky	<i>Hirundo rustica</i>	17				0,05
Räystäspääsky	<i>Delichon urbicum</i>	166		0,00	0,04	0,47
Metsäkivinen	<i>Anthus trivialis</i>	226	0,31	0,31	0,13	0,07
Niittykivinen	<i>Anthus pratensis</i>	211	0,27	0,29	0,21	0,04
Keltävästäräkki	<i>Motacilla flava</i>	76	0,06	0,08	0,08	0,07
Virtävästäräkki	<i>Motacilla cinerea</i>	1			0,01	
Västääräkki	<i>Motacilla alba</i>	50	0,01	0,00	0,13	0,07
Tilhi	<i>Bombycilla garrulus</i>	41	0,05	0,04	0,04	0,03

Koskikara	<i>Cinclus cinclus</i>	1			0,01	
Peukaloinen	<i>Troglodytes troglodytes</i>	8	0,01	0,01		
Rautiainen	<i>Prunella modularis</i>	29	0,02	0,04	0,04	0,01
Punarinta	<i>Erithacus rubecula</i>	46	0,05	0,04	0,11	0,00
Sinirinta	<i>Luscinia svecica</i>	40	0,01	0,02	0,09	0,05
Mustaleppälintu	<i>Phoenicurus ochruros</i>	1035	1,16	0,96	0,84	0,83
Pensastasku	<i>Saxicola rubetra</i>	59	0,04	0,03	0,08	0,08
Kivitasku	<i>Oenanthe oenanthe</i>	37	0,02	0,07	0,03	0,01
Räkättirastas	<i>Turdus pilaris</i>	123	0,02	0,02	0,04	0,31
Laulurastas	<i>Turdus philomelos</i>	352	0,37	0,46	0,32	0,17
Punakylkirastas	<i>Turdus iliacus</i>	364	0,36	0,32	0,43	0,28
Kulorastas	<i>Turdus viscivorus</i>	13	0,02	0,01	0,02	
Ruokokerttunen	<i>Acrocephalus schoenobaenus</i>	16	0,00		0,04	0,03
Lehtokerttu	<i>Sylvia borin</i>	4	0,00		0,01	0,01
Idänuunilintu	<i>Phylloscopus trochiloides</i>	1		0,00		
Sirittäjä	<i>Phylloscopus sibilatrix</i>	3	0,00	0,01		
Tiltalti	<i>Phylloscopus collybita</i>	3			0,02	
Pajulintu	<i>Phylloscopus trochilus</i>	3167	2,63	2,84	3,44	2,96
Hippiäinen	<i>Regulus regulus</i>	4	0,00	0,01		
Harmaasieppo	<i>Muscicapa striata</i>	101	0,13	0,09	0,13	0,05
Kirjosieppo	<i>Ficedula hypoleuca</i>	448	0,06	0,15	0,22	1,05
Hömötiainen	<i>Parus montanus</i>	16	0,01	0,02	0,01	0,02
Lapintiainen	<i>Parus cinctus</i>	14	0,01	0,02	0,01	0,01
Sinitiainen	<i>Parus caeruleus</i>	3				0,01
Talitiainen	<i>Parus major</i>	182	0,01	0,04	0,14	0,43
Isolepinkäinen	<i>Lanius excubitor</i>	1		0,00		
Närhi	<i>Garrulus glandarius</i>	2				0,01
Kuukkeli	<i>Perisoreus infaustus</i>	33	0,03	0,03	0,07	0,01
Harakka	<i>Pica pica</i>	183				0,54
Varis	<i>Corvus corone cornix</i>	208	0,02	0,04	0,05	0,54
Korppi	<i>Corvus corax</i>	71	0,04	0,05	0,07	0,10
Kottarainen	<i>Sturnus vulgaris</i>	1				0,00
Varpunen	<i>Passer domesticus</i>	103				0,31
Peippo	<i>Fringilla coelebs</i>	235	0,10	0,12	0,17	0,43
Järripeippo	<i>Fringilla montifringilla</i>	2231	2,58	2,41	2,46	1,10
Viherpeippo	<i>Carduelis chloris</i>	125	0,01	0,00	0,02	0,35
Vihervarpunen	<i>Carduelis spinus</i>	370	0,36	0,39	0,44	0,23
Uрпиainen	<i>Carduelis flammea</i>	763	0,81	0,67	0,74	0,63
Tundraurpiainen	<i>Carduelis hornemanni</i>	1				0,00
Kirjosiipikäpylintu	<i>Loxia leucoptera</i>	41	0,02	0,07	0,04	0,02
Pikkukäpylintu	<i>Loxia curvirostra</i>	86	0,14	0,06	0,05	0,06
Isokäpylintu	<i>Loxia pytyopsittacus</i>	28	0,03	0,02	0,04	0,02
Pikku-/ isokäpylintu	<i>Loxia curvirostra / pytyopsittacus</i>	79	0,07	0,09	0,07	0,06
Taviokuurna	<i>Pinicola enucleator</i>	3	0,00	0,00	0,01	
Punatulkku	<i>Pyrrhula pyrrhula</i>	35	0,02	0,02	0,03	0,05
Lapinsirkku	<i>Calcarius lapponicus</i>	3	0,00	0,01		
Keltasirkku	<i>Emberiza citrinella</i>	65				0,19
Pohjansirkku	<i>Emberiza rustica</i>	2	0,00		0,01	
Pikkusirkku	<i>Emberiza pusilla</i>	1				0,00
Pajusirkku	<i>Emberiza schoeniclus</i>	73	0,04	0,04	0,11	0,10