

Pohjois-Suomen vanhojen metsien linnusto ja metsämaiseman muutos

Mikko Mönkkönen, Esa Huhta, Jyrki Mäkelä ja Ari Rajasärkkä

Suomen linnusto on muuttunut huomattavasti viimeisten vuosikymmenten aikana (Väisänen ym. 1998). Metsälinnuston osalta muutos on koskenut erityisesti vanhaa metsää elinympäristökseen vaativia lajeja. Niiden kannat ovat vähentyneet keskimäärin puoleen 1940–1950-luvun tasosta, kun ”keskimääräisen metsälinnun” kanta on samaan aikaan yleensä runsastunut. Vanhan metsän lintujen taantuminen on ollut selkeintä Pohjois-Suomessa (Haila & Järvinen 1990), missä myös metsämaisemassa tapahtunut muutos 1950-luvulta alkaen on ollut melkoinen. Näiden pitkäaikaismuutosten syyksi on esitetty monia metsätalouden aiheuttamia muutoksia, esimerkiksi metsien pirstoutuminen, metsien ikärakenteen muutokset, metsälaidunnuksen päättyminen, puulajien lukumääräsuhteissa tapahtuneet muutokset, soiden metsätaloudellinen kuivatus, lahoppuuston väheneminen metsissä ja metsänhoidon seurauksena vähentynyt puuston tiheys ja monimuotoisuus (ks. esim. Järvinen ym. 1977, Helle & Järvinen 1986, Väisänen ym. 1986, Virkkala 1990).

Useiden vanhan metsän lintulajien kannat ovat vähentyneet suhteellisesti enemmän kuin vanhan metsän pinta-ala. Esimerkiksi lapintiaisen, pohjantikan ja kuukkelin kannat ovat taantuneet Pohjois-Suomessa liki 75 % 1940-luvulta 1990-luvun alkuun mennessä, vaikka pudotus vanhojen (>100 v) metsien osuudessa metsäpinta-alasta samana ajanjaksona on ollut ”vain” 47 %, 58:sta 31 %:iin (Metsäntutkimuslaitos 1997). Tämä tarkoittaa sitä, että näiden lajien esiintyminen jäljellä olevissa sopivissakin elinympäristöissä on käynyt harvemmaksi (Väisänen ym. 1986) esimerkiksi metsämaiseman pirstoutumisen takia.

Metsien pirstoutuminen johtaa moniin muutoksiin metsissä asuvien lajien kannalta. Ensinnäkin sopivan elinympäristön pinta-ala pienenee. Toiseksi jäljelle jäänyt pinta-ala usein esiintyy maisemassa laikkuina, jolloin laikukoko voi rajoittaa lajien populaatioita. Kolmanneksi laikut sijaitsevat maisemassa eri tavalla eristyneinä muista sopivan elinympäristön laikuista (Andrén 1994). Neljänneksi pirstoutuminen johtaa usein reuna-alueiden määrän lisääntymiseen ja sitä kautta lisääntyneeseen reunavaikutukseen, mikä saattaa vaikuttaa lajien populaatioihin maisemassa (Harrison & Bruna 1999). Yleensä pirstoutumisen vaikutuksiksi kutsutaan laikukkoon ja laikkujen eristyneisyyden merkitystä lajien populaatioille (Fahrig 1997) erotuksena puhtaasti elinympäristön pin-

ta-alan pienenemisen (*habitat loss*) seurauksista ja reunavaikutuksesta (*edge effects*).

Yksinkertaisin tapa tutkia, onko linnustossa nähtävissä metsien pirstoutumisen (muuta kuin puhtaasti pinta-alan vähenemisestä johtuvia) vaikutuksia, on käyttää lähtökohtana satunnaismallia (*random sample hypothesis*, Connor & McCoy 1979, Haila 1983). Jos pirstoutuneessa maisemassa metsälaikkujen linnusto on todettavissa satunnaisotokseksi laajemman, yhtenäisen alueen linnustosta, voidaan ajatella, että pirstoutuminen, esimerkiksi laikukkoon pieneneminen, ei ole vaikuttanut lajien populaatioihin. Jos taas laikkujen linnusto poikkeaa esimerkiksi lajistonsa tai lajien runsauksien suhteen satunnaisesta otoksesta, on pirstoutumisen (joko laikukkoon tai



Lapintiaisen on taantunut suhteellisesti enemmän kuin vanhojen metsien pinta-ala. © Heikki Ketola.

The Siberian Tit.

Taulukko 1. Tässä tutkimuksessa mukana olevat vanhan metsän alueet, niiden pinta-ala, lintulaskentojen reittikilometrit, kunkin alueen etäisyys Suomen itärajaan ja laskentojen perusteella havaittu linnuston kokonaistiheys ja lajimäärä.

Table 1. Old forest reserves included in this study with their area, line transect kilometers censused, distance to the Finnish-Russian border, and the observed total density and numbers of birds.

Alue Name	Pinta-ala Area km ²	Linjaa Line transects km	Etäisyys Distance km	Tiheys Sp. density p/km ²	Lajimäärä No. of species
Paanajärvi	1040,0	166,4	-20	114,6	50
Oulanka	266,5	315,1	0	120,5	49
Kovasvaara	9,8	4,8	0	193,2	25
Kuntivaara	2,6	5,4	2	108,2	24
Oravisuo	4,5	5,0	2	80,3	19
Valtavaara	9,2	217,3	21	137,1	50
Sukerijärvi	24,7	29,2	25	171,9	30
Pää-Äjy	21,0	43,1	32	124,1	36
Kätkyvaara	4,0	5,3	36	81,4	21
Riisitunturi	119,5	102,9	45	107,3	40
Ottavaara	8,9	6,0	71	125,3	22
Mustanrinta	61,1	51,7	76	76,8	36
Jäniskaira	41,2	10,8	79	117,2	23
Palotunturi	12,2	5,3	84	68,8	19
Korouoma	23,8	13,4	91	173,4	34
Soppana	11,4	9,8	101	104,5	30
Auttiköngäs	3,7	3,6	101	218,8	28
Herankaira	16,2	6,5	105	107,8	18
Runkaus	93,7	95,4	165	176,3	38
Louevaara	19,4	9,8	170	161,3	30
Mustiaapa	58,9	35,1	175	157,8	33
Kilsiaapa	85,7	27,5	185	125,0	28
Koutusjärvi	14,2	8,5	205	116,4	26
Yhteensä Total		1177,9			59

laikun eristyneisyyden) merkitys havaittavissa.

Tässä työssä tutkimme, onko Pohjois-Suomen metsälinnustossa havaittavissa metsän pirstoutuneisuuden vaikutuksia vanhan metsän linnuston rakenteessa vai voidaanko linnuston erot eri vanhojen metsien alueiden välillä tulkita puhtaasti satunnaisotannasta johtuviksi eroiksi. Käytämme aineistona vanhojen metsien suojealueilta vuosina 1986–1999 kerättyä linjalaskenta-aineistoa.

Pohjois-Suomen metsämaisemassa vanhat metsät esiintyvät enemmän tai vähemmän eristyneinä laikkuina verrattuna Venäjän puoleisiin metsiin. Tämä asetelma mahdollistaa pirstoutumisen vaikutusten selvittämisen vertaamalla linnuston rakennetta Suomen ja Venäjän metsissä. Lähtökohtana on, että Oulangan ja Paanajärven kansallispuistojen linnusto edustaa pirstoutumatonta lähtötilannetta. Oulanka ja

Paanajärvi muodostavat yhtenäisen vanhan metsän alueen Suomen ja Venäjän rajan molemmin puolin.

Aineisto ja menetelmät

Paanajärven kansallispuisto sijaitsee Venäjän Karjalassa Pohjois-Kuusamon kohdalla heti rajan takana. Kansallispuiston pinta-ala on 1 040 km² ja puiston metsät ovat itseasiassa vain osa suurempaa metsäaluetta, Venäjän Karjalan vihreää vyöhykettä. Vaikka metsän korjuu on alueella viime vuosina lisääntynyt, vihreä vyöhyke on edelleen jotakuinkin yhtenäinen metsäalue. Paanajärven kansallispuisto on noin neljä kertaa suurempi kuin Suomen puolella valtakuntien rajaan yhteydessä oleva Oulangan kansallispuisto (267 km²) Kuusamon ja Sallan rajalla. Vertailualueiksi valittiin 21 suojealueutta, joiden etäisyys

itärajaan vaihteli yhdestä 205 km²:iin (taulukko 1). Nämä alueet ovat Oulangasta Länsi-Lappiin ulottuvalla noin 70 km leveydellä vyöhykkeellä.

Tutkimuksen aineisto koostuu Metsähallituksen keräämästä suojealueiden lintulaskentatuloksista täydennettynä itse kerätyillä aineistoilla. Kultakin alueelta linnut laskettiin linjalaskentamenetelmällä siten, että tavoitteena oli saada yksi linjakilometri alueen jokaista maaneliökilometriä kohti. Joillakin alueilla tämä tavoite on ylittynytkin (taulukko 1). Tässä tutkimuksessa ovat mukana vain metsälinnut, eli laskentatuloksista on karsittu pois kaikki suo- ja vesilintulajit, ja lajien tiheydet on laskettu metsäpinta-alaa kohti.

Jaomme linnut kahteen luokkaan perustuen niiden elinympäristövaatimuksiin käyttäen hyväksi Raivion ja Hailan (1990) luomaa luokitusta (liite 1). Meidän tutkimuksessamme vanhan metsän lajit kattaa Raivion ja Hailan (1990) ryhmät ”Mature forest specialists” ja ”Old forest specialists”. Vaikka varsinkin ensin mainitun ryhmän lajeja tavataan eri ikäisissä metsissä, ne selvästi suosivat vanhaa metsää. Raivion ja Hailan listauksesta puuttuville lajeille käytimme omaa kokemustamme ja julkaistuja tietoja (esim. Helle 1985). Vanhan metsän lajit jaettiin eräissä tarkasteluissa vielä paikkalintuihin ja muuttolintuihin.

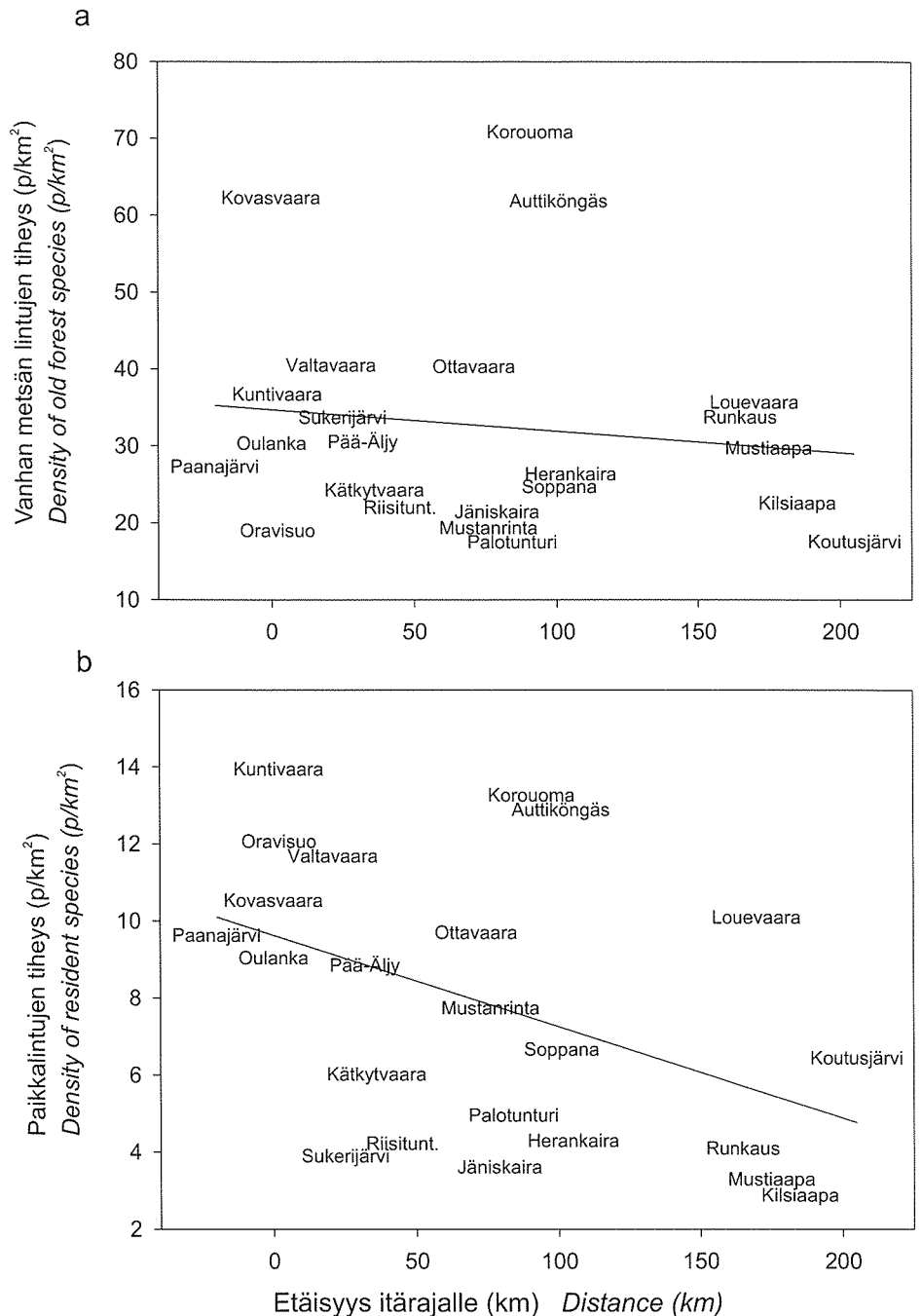
Tunnettua on, että lajimäärä korreloi positiivisesti aineiston näytekoon kanssa: mitä enemmän näytteessä on yksilöitä, sitä enemmän siinä todennäköisesti on myös lajeja. Siksi lajimäärää eri kokoisissa näytteissä ei suoraan voi verrata toisiinsa, vaan lajimäärää on korjattava näytekoolla. Käytimme odotetun lajimäärän laskemisessa eri kokoisille näytteille rarefaktio-menetelmää, joka huomioi alkuperäisen aineiston lajien runsaussuhteet (James & Rathbun 1981). Satunnaismallina lajimäärälle pidimme Oulangan ja Paanajärven yhdistetyn aineiston lajimäärää ja lajien runsausjakaumaa. Tuotimme tästä aineistosta odotetun lajimäärän kuvaajan. Samaan kuvaan sijoitimme sitten kunkin vertailualueen lajimäärän näytekoon mukaiselle paikalle. Kullekin alueelle voidaan laskea poikkeama tästä odotetusta lajimäärästä eli kuinka kaukana piste on odotetun käyrän ylä- tai alapuolella. Jos satunnaismalli kuvaa riittävän luotettavasti lajimäärää eri alueilla, tulisi vertailualueiden lajimääräpisteiden olla jotakuinkin Oulangan–Paanajärven aineiston ennustamalla tasolla ja toisaalta poikkeamien tästä ennusteesta tulisi olla sekä positiivisia että negatiivisia.

Tulokset

Aineisto käsittää kaikenkaikkiaan 29 101 pari havaintoa 59 metsälintulajista. Linnuston kokonaistiheys vaihtelee 70 ja 220 p/km² välillä eri alueilla (taulukko 1). Oulangan ja Paanajärven linnuston kokonaistiheydet ovat jotakuinkin aineiston keskitasoa tai vähän sen alle (kaikkien alueiden keskiarvo 129 p/km²). Kokonaistiheys osoittaa lievää noususuuntausta Paanajärveltä länteenpäin mentäessä, mutta tulos ei ole tilastollisesti merkitsevä ($r = 0.20$, $df = 21$, $P > 0.10$). Myöskään vanhan metsän lajien tiheys ei merkitsevästi muutu etäisyyden itärajaan kasvaessa ($r = -0.13$, $df = 21$, $P > 0.10$), vaikka aineistossa on nyt havaittavissa negatiivinen suuntaus (kuva 1a). Jos tarkastellaan pelkästään vanhan metsän paikkalintujen tiheyksiä, havaitaan aineistossa selkeä ja merkitsevä tiheyden lasku kohti länttä ($r = -0.45$, $df = 21$, $P < 0.05$; kuva 1b). Oulanka ja Paanajärvi eivät tosin tässä tarkastelussa osoita mitenkään poikkeavan korkeita paikkalintutiheyksiä, mutta tiheydet ovat kuitenkin selvästi yli aineiston keskitason.

Havaittu lajimäärä ei muutu aineistossa etäisyyden itärajaan kasvaessa, vaikka negatiivinen trendi on havaittavissa niin kokonaislajimäärässä kuin vanhan metsän lajien ja paikkalintujen lajimäärässäkin (kuva 2). Kuten edellä todettiin havaitun lajimäärän tarkasteluun liittyy menetelmällinen ongelma ja siksi onkin mielekkäämpää analysoida odotettua lajimäärää, kun näyteko on huomioitu. Kuvaan 3 olemme tulostaneet odotetun lajimäärän kehitystä kuvaavan käyrän Oulangan ja Paanajärven yhdistetyssä aineistossa vanhan metsän lajeille. Lajimäärä kasvaa aluksi voimakkaasti näytekoon kasvaessa, mutta kasvu tasaantuu nopeasti, kun noin 400 yksilön näyte on kerätty. Yksittäiset pisteet kuvassa 3 edustavat 21 vertailualueita. Kuten kuvasta nähdään yhtä aluetta (Oravisuo) lukuunottamatta alueiden lajimäärä on joko satunnaismallin mukaan odotetun kaltainen (2 aluetta) tai tätä alhaisempi (17 aluetta).

Edellä oleva tarkastelu osoittaa selkeästi, että satunnaismalli ei riitä selittämään vanhan metsän lajien lajimäärää ja että lajimäärä Suomen puoleisilla vanhan metsän alueilla on alhaisempi kuin vastaavan kokoisissa otoksissa Oulangan–Paanajärven aineistossa (merkkitesti, $P < 0.001$). Kun tarkastellaan eri alueiden poikkeamia tästä odotetusta lajimäärästä havaitaan, että erotus negatiiviseen suun-



Kuva 1. Vanhan metsän lintujen tiheys eri alueilla suhteessa etäisyyteen itärajalta erikseen (a) kaikille vanhan metsän lajeille ja (b) paikkalintulajeille.

Fig. 1. Total density of birds preferring old forests (a), and density of resident old forest birds (b), in relation to the distance from the Finnish-Russian border.

taan kasvaa lievästi etäisyyden itärajalta kasvaessa (kuva 4), mutta tämä trendi ei ole merkitsevä ($r = -0.19$, $df = 19$, $P > 0.10$). Tässä aineistossa on selkeästi kaksi poikkeavaa havaintoa. Sukerijärvellä, vain noin 25 km päässä itärajalta, on 10 lajia vähemmän vanhan metsän lintuja kuin vastaavan kokoisessa näytteessä Oulangan–Paanajärven aineistosta. Pellon Koutusjärvellä lähellä Suomen länsirajaa on jotakuinkin odotettu määrä lajeja. Kun nämä kaksi poikkeavaa havaintoa poiste-

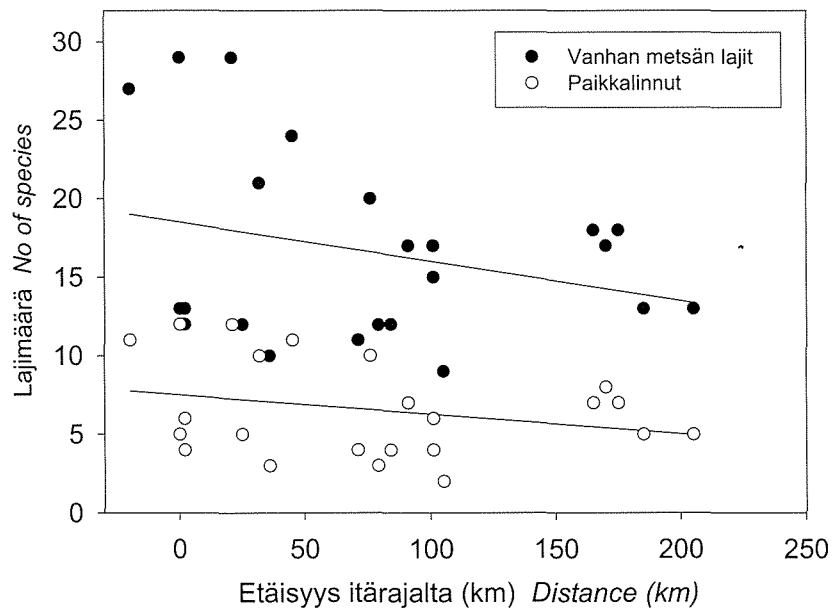
taan aineistosta saadaan lajimäärän poikkeaman ja etäisyyden itärajalta välille merkitsevä korrelaatio ($r = -0.52$, $df = 17$, $P < 0.05$). Ilman näitä poikkeavia alueita aineistosta laskettu regressiosuoran kulmakertoimen osoittaa, että lajimäärä laskee noin 2,5 lajia jokaista itärajalta länteenpäin kulkettua 100 km kohti (kuva 4). Koutusjärvellä on noin kuusi lajia enemmän kuin regression perusteella tällä etäisyydellä olisi odotettavissa ja Sukerijärvellä noin kahdeksan lajia liian vähän.

Tulosten tarkastelu

Tulokset osoittavat, että satunnaismalli ei riitä selittämään vanhojen metsien lintujen lajimäärää Suomen suojelualueilla. Vaikka linnuston kokonaistiheys ei vaihtelekaan etäisyyden itärajalle mukaan, vanhan metsän lajien (varsinkin paikkalintujen) tiheys ja lajimäärä alenevat Paanajärveltä ja Oulangalta länteenpäin mentäessä. Mitä ilmeisimmin maiseman pirstoutuminen vaikuttaa vanhojen metsien linnuston rakenteeseen Suomen suojelualueilla.

Tulosta on mielenkiintoista verrata kirjallisuudessa esitettyihin arvioihin siitä, missä vaiheessa pirstoutuminen on edennyt niin pitkälle, että vaikutukset alkavat näkyä lajien populaatioissa ja yhteisöissä. Kun alun perin yhtenäisestä maisemasta aletaan poistaa alkuperäistä elinympäristöä pala palalta, jossain vaiheessa saavutetaan raja, jonka jälkeen yhdenkin palan poistaminen johtaa maiseman rikkoutumiseen eli jäljellä olevan elinympäristön katkeamiseen toisistaan erillään oleviin palasiin. Jos tämä maiseman muuttaminen on tapahtunut sijoittamalla poistettava kappale satunnaisesti maisemaan, on osoitettu, että kriittinen raja-arvo maiseman katkeamiselle on noin 59 % jäljellä olevaa elinympäristöä. Tätä alemmissa elinympäristön peittävyyksissä elinympäristö esiintyy maisemassa kahtena tai useampana kappaleena, eli maisema on pirstoutunut. Muunnelliset tavat sijoittaa poistettava kappale johtaa yleensä alempiin raja-arvoihin (With 1997).

Edellä kuvatut lähestymistavat kuvaavat maiseman fyysistä pirstoutumista, eikä niistä voida suoraan johtaa raja-arvoja lajien kykyyn asuttaa maisemia. Andrén (1994) kokosi yhteen julkaistua tutkimustietoa lintujen ja nisäkkäiden vasteista maiseman pirstoutumiselle käyttäen hyväksi samanlaista satunnaismalliin perustuvaa lähestymistapaa kuin tässä artikkelissa. Hänen tulostensa mukaan lintu- ja nisäkäspopulaatioissa ja -yhteisöissä pirstoutumisen vaikutukset alkavat näkyä vasta, kun maisemasta on poistettu 70–90 % alkuperäisestä elinympäristöstä. Tätä tulosta on tulkittu siten, että linnut ja nisäkkäät yleensä selviävät hyvin, mikäli tuota mainittua 10–30 % raja-arvoa lajien elinympäristön määrässä ei ole alitettu. On mielenkiintoista todeta, että tämän tutkimuksen mukaan pirstoutumisen vaikutuksia on nähtävissä, vaikka varttuneiden metsien peitossa (>100 vuotiaiden) on vielä yli 30 % metsien pinta-alasta (Etelä-Lappi



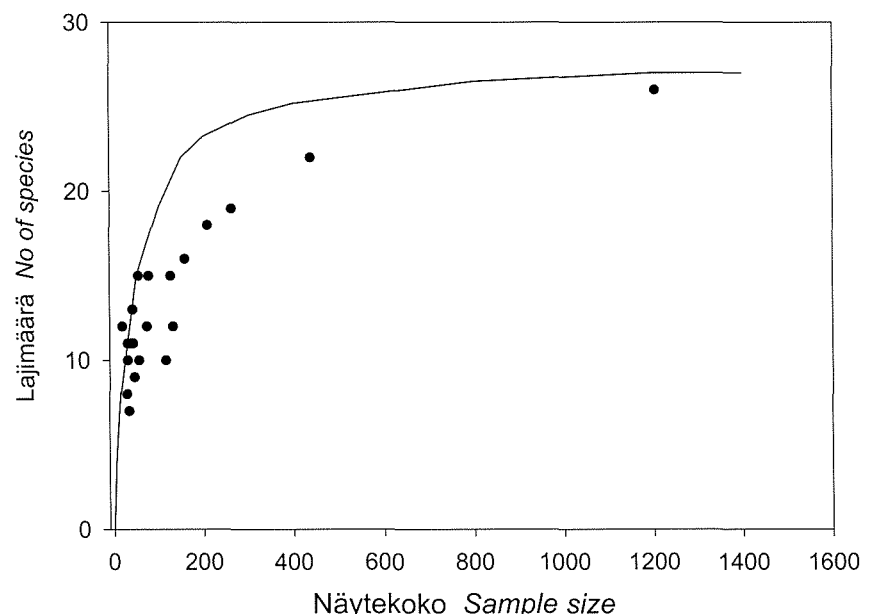
Kuva 2. Vanhan metsän lintujen lajimäärät suhteessa etäisyyteen itärajalta.

Fig. 2. Species richness of old forest birds species in relation to the distance from the Finnish-Russian border. Dark circles = all old forest species, open circles = residents.

33 %, Pohjois-Pohjanmaa 37 %; Metsäntutkimuslaitos 1997).

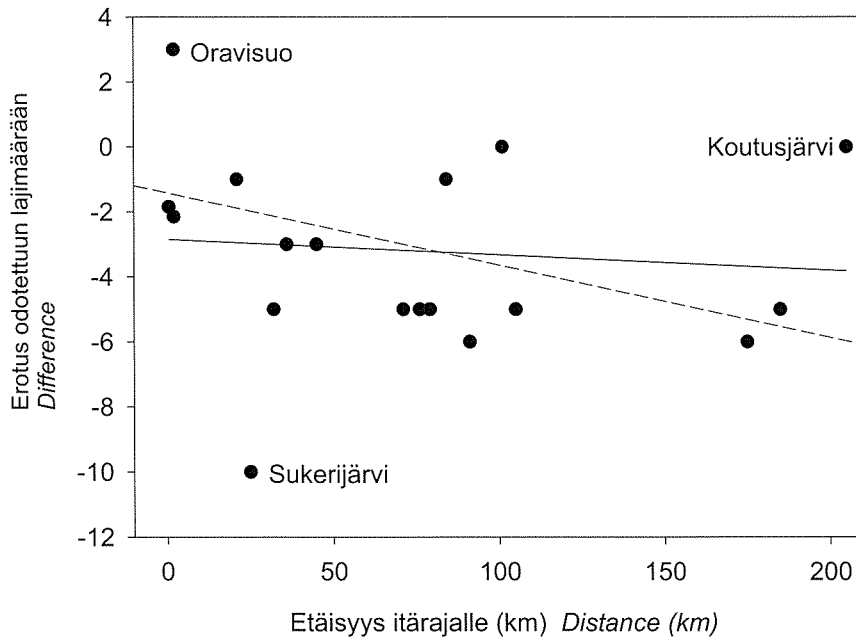
Andrénin (1994) tulosten suoraa soveltamista luonnonsuojelutarkoituksiin onkin syytä arvioida kriittisesti mm. siksi, että tulos perustuu pitkälti yleisistä ja runsaslukuisista lajeista kerättyyn aineistoon (Mönkkönen & Reunanen 1999). Luonnonsuojelullisestihan olisi arvokkaampaa

tietää kriittiset raja-arvot uhanalaisille ja harvalukuisille lajeille, jotka ovat suurimmassa vaarassa hävitä alueen lajistosta. Luonnollisesti riittävän suurien aineistojen keruu näistä lajeista esimerkiksi kriittisten raja-arvojen arvioimiseksi on kovin työlästä. Toisaalta kyseisiä yleistettyjä raja-arvoja sovellettaessa helposti unohdetaan se, että pinta-ala tai prosenttiosuus



Kuva 3. Näytekokoon (parimäärä) ja vanhojen metsien lintujen lajimäärän välinen suhde Paanajärven–Oulangan linnustossa rarefaktio-menetelmällä laskettuna (käyrä). Muiden mukana olevien alueiden havaittu lajimäärä on esitetty pisteinä suhteutettuna alueen havaittuun parimäärään.

Fig. 3. Rarefaction curve for the old forest bird assemblage of Paanajärvi–Oulanka data combined. Observed species richness of old forest species in relation to sample size for 21 separate old forest areas is indicated with circles.



Kuva 4. Kuvan 3 perusteella laskettu havaitun ja Paanajärven–Oulangan linnuston (satunnaismallin) perusteella odotetun lajimäärän erotus suhteessa etäisyyteen itärajasta. Yhtenäinen viiva kuvaa koko aineistosta laskettua regressiosuoraa ($y = -0.0093x - 2.692$) ja katkoviiva regressiota ilman Sukerijärveä ja Koutusjärveä ($y = -0.024x - 1.348$).

Fig. 4. The difference between the observed and expected number of species, calculated from data presented in Fig. 3, in relation to the distance from the Finnish-Russian border. The continuous line gives the regression calculated for all data ($y = -0.0093x - 2.692$), the dashed line denotes regression without the two outliers (Sukerijärvi and Koutusjärvi) ($y = -0.024x - 1.348$).

pinta-alasta ei ole yhdenkään lajin elinympäristöä. Lajien elinympäristövaatimukset poikkeavat toisistaan ja olisi ekologisesti perustelematonta väittää, että eri lajit reagoisivat maisemarakenteeseen ja sen muutoksiin samalla lailla. Maisemassa, missä toisen lajin silmin on yli 30 % sopivaa elinympäristöä, voi tiukemmin vaatimuksin varustetun lajin havaintojen mukaan olla lähes täysin asuinkelvoton.

Mielenkiintoinen havainto on, että kaikkein läntisin alue, Pellon Koutusjärvi, oli selkeästi yleisestä vanhojen metsien lintujen lajimäärän alenevasta suuntauksesta poikkeava. Koutusjärven metsissä lajimäärä oli juuri kuin satunnaisotos Paanajärven–Oulangan linnustoa ja siellä siis oli noin kuusi vanhan metsän lajia enemmän kuin regressio etäisyyden ja lajimäärän välillä (kuva 4) ennustaa. Mahdollinen tai jopa todennäköinen selitys havainnolle on se, että Suomen länsirajan takana Ruotsin Lapissa metsämaisema on huomattavan yhtenäinen verrattuna suomalaisiin maisemiin. Esimerkiksi nuorten, alle 60-vuotisten metsien osuus metsäpinta-alasta Ruotsin puolella on keskimäärin alle 30 % ja useilla alueilla vielä pienempi (Edenius & Elmberg 1997), mutta Suomessa 43 % Etelä-Lapissa ja 51 % Pohjois-Pohjanmaalla (Metsäntutkimuslaitos 1997). Sukerijärvi

puolestaan on hyvin soinen alue, missä metsät esiintyvät suurimmillaan vain muutamien kymmenien hehtaarien laakkuina soiden keskellä. Vanhojen metsien osuus Sukerijärven pinta-alasta on 23 %, kun se aineiston muilla alueilla on keskimäärin 61 %. Alue on siis luontaisesti pirstoutunut, mikä saattaa selittää sen odotettua huomattavasti pienemmän lajimäärän.

Tulokset osoittavat, että metsämaiseman pirstoutumisen vaikutukset ulottuvat maisemaan jätetyille suojelualueille. Tämän tutkimuksen mukaan useiden neliökilometrienkään kokoiset alueet eivät ole riittävän suuria puskuroimaan ympäröivän maiseman vaikutusta linnustoon (ks. myös Väisänen ym. 1986). Voidaan siis päätellä, että suuretkaan, useiden neliökilometrien kokoiset suojelualueet eivät ole tarpeeksi suuria luontaisen linnuston rakenteen säilyttämiseksi, mikäli suojelualueiden ulkopuoliset metsät ovat tehokkaan metsätalouden piirissä. Mitä enemmän ja mitä tehokkaammin metsiä suojelualueiden ulkopuolella hyödynnetään metsätaloudellisesti, sitä suurempia tulee suojelualueiden olla. Tai toisin päin, luonnonsuojelualueiden arvo ja merkitystä voidaan parantaa muuttamalla metsänkäsittelytapoja suojelualueiden ulkopuolisissa metsissä paremmin metsälajien elinympäristövaatimukset huomi-

oiviksi. Tämä mahdollisesti pienentäisi myös pysyvien suojelualueiden perustamisen tarvetta. Virkkalan (1991) tulokset osoittavat, että hyvin suuret suojelualueet, kuten Urho Kekkosen kansallispuisto yli 1000 km² alueineen, ovat riittävän suuria säilyttämään lintulajien tiheydet ”luontaisella” tasolla.

Tässä tutkimuksessa ei kuitenkaan suoraan mitattu maiseman rakennetta suojelualueiden ympärillä. Mahdollisesti kuvissa 1, 2 ja 4 havaittu vaihtelu lajien tiheyksissä ja lajimäärässä voidaan osittain selittää maiseman rakenteen kautta. Tämä jääköön tulevien tutkimusten tehtäväksi.

Kiitokset

Kiitämme lukuisia laskentoihin osallistuneita henkilöitä. Tämä tutkimus on osa Suomen biodiversiteettitutkimusohjelmaa (FIBRE), jonka puitteissa Maj ja Tor Nesslingin säätö on rahoittanut tutkimustamme.

Summary: Effects of forest fragmentation on bird assemblages in northern Finnish old forest reserves, Oulanka–Paanajärvi area as a reference

Bird populations have shown drastic changes in Finland during the past few decades (Väisänen et al. 1998). These changes have been particularly pronounced among forest birds in northern Finland where the forest landscapes have also changed markedly since the 1950s. Many old growth forest bird species such as the Siberian Jay, Siberian Tit, or Three-toed Woodpecker have decreased even more than could be predicted based on the decline in the proportion of old forests, their preferred habitat. This suggests that forest fragmentation may be one reason for their population trends.

The current forest landscape in northern Finland is seriously fragmented due to intensive forestry, whereas in adjacent areas in Russian Karelia it is relatively unfragmented. This provides an experimental set-up where fragmentation effects can be assessed. In this study we tested the effects of forest fragmentation on bird densities and species richness in remnant old forest areas in Finland using the data from Paanajärvi (Russia) and Oulanka national parks (Finland) as a reference area. Paanajärvi and Oulanka together form a large old forest area (total area about 1 300 km²), which is a part of an even larger contiguous forest area called the Russian Green Belt. In addition to the Oulanka–Paanajärvi area 21 old forest reserves in northern Finland were surveyed for their bird assemblages. In the absence of forest fragmentation effects (patch size and patch isolation) bird abundance can be adequately described as random samples drawn from a larger pool of species and individuals (random sample hypothesis, see Haila 1983). If fragmentation effects are involved we should observe lower densities and species richness in Finnish forest fragments than in the Oulanka–Paanajärvi area, and the difference should be more pronounced the further away the areas are located from this reference area.



Pohjantikka on vanhojen metsien tyypilajeja. © Heikki Ketola
The Three-toed Woodpecker

Total bird densities in Oulanka and Paanajärvi areas are quite close to average total densities in other Finnish forest reserves (Table 1). When focusing on old forest birds only (for classification of species, see Appendix 1) we found that their densities, particularly those of resident old forest birds, decreased as the distance to the Finnish-Russian border increased (Fig. 1). Observed species richness did not vary with the distance to the border. However, the observed species richness of old growth forest birds were significantly less in Finnish forest reserves than expected based on the random sample hypothesis, i.e. less than in random samples of respective sample size drawn from the combined Oulanka–Paanajärvi data (Fig. 3). These negative deviances between observed and expected species richness tended to increase with the distance from the reference area, particularly when the two outliers were omitted (Fig. 4). The results clearly indicate that forest birds assemblages in northern Finnish forest reserves are affected by the fragmentation of the landscape due to commercial forestry. This suggests that even fairly large reserves (several km²) are not large enough to buffer against the effects of an unsuitable surrounding landscape. These results emphasise the importance of management practices in commercial forests as an enhancement to the value and usefulness of forest reserves. The more intensively commercial forests are managed, the larger reserves need to be in order to maintain the 'original' species assemblages.

Kirjallisuus

- Andrén, H. 1994: Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. – *Oikos* 71:355–366.
- Connor, E. F. & McCoy, E. D. 1979: The statistics and biology of the species-area relationships. – *Am. Nat.* 113:791–833.
- Edenius, L. & Elmberg, J. 1997: Landscape level effects of modern forestry on bird communities in North Swedish boreal forests. – *Landscape Ecology* 11:325–338.
- Fahrig, L. 1997: Relative effects of habitat and fragmentation on population extinction. – *J. Wildlife Manage.* 61:603–610.
- Haila, Y. 1983: Land birds on northern islands: a sampling metaphor for insular colonisation. – *Oikos* 41: 334–351.
- Haila, Y., & Järvinen, O. 1990: Northern conifer forests and their bird species assemblages. – *Teoksessa: Keast, A. (toim.), Biogeography and ecology of forest bird communities: 61–85. SPB Academic Publishing, The Hague, The Netherlands.*
- Harrison, S. & Bruna, E. 1999: Habitat fragmentation and large-scale conservation: what do we know for sure? – *Ecography* 22:225–232.
- Helle, P. 1985: Habitat selection of breeding birds in relation to forest succession in Northeastern Finland. – *Ornis Fennica* 62: 35–41.
- Helle, P., & Järvinen, O. 1986: Population trends of North Finnish land birds in relation to their habitat selection and changes in forest structure. – *Oikos* 46: 107–115.
- James, F.C. & Rathbun, S. 1981: Rarefaction, relative abundance, and diversity of avian communities. – *The Auk* 98:785–800.
- Järvinen, O., Kuusela, K. & Väisänen, R. A. 1977: Effects of modern forestry on the number of breeding birds in Finland in 1945–1975. – *Silva Fennica* 11:284–294.
- Metsäntutkimuslaitos 1997: Metsätalostollinen vuosikirja 1997. – Gummerus Oy, Jyväskylä.
- Mönkkönen, M. & Reunanen, P. 1999: On critical thresholds in landscape connectivity: a management perspective. – *Oikos* 84: 302–305.
- Raivio, S., & Haila Y. 1990: Bird assemblages in silvicultural habitat mosaics in southern Finland during the breeding season. – *Ornis Fennica* 67: 73–83.
- Väisänen, R.A., Järvinen, O. & Rauhala, P. 1986: How are extensive, human-caused habitat alterations expressed on the scale of local bird populations in boreal forest? – *Ornis Scand.* 17: 282–292.
- Väisänen, R.A., Lammi, E. & Koskimies, P. 1998: Distribution, numbers and population changes of Finnish breeding birds. (In Finnish with English summary). – Otava, Helsinki.
- Virkkala, R. 1990: Ecology of the Siberian Tit *Parus cinctus* in relation to habitat quality: effects of forest management. – *Ornis Scand.* 21:139–146.
- Virkkala, R. 1991: Population trends of forest birds in a Finnish Lapland landscape of large habitat blocks: consequences of stochastic environmental variations or regional habitat alteration? – *Biological Conservation* 56: 223–240.
- With, K. A. 1997: The application of neutral landscape models in conservation biology. – *Conservation Biology* 11: 1069–1080.

Kirjoittajien osoitteet / Authors' addresses

MM: Biologian laitos
PL 3000
FIN-90014 Oulun yliopisto

EH: Turun yliopisto
Biologian laitos
Ekologian ja systematiikan osasto
FIN-20014 Turku

JM: Nissinvaarantie 29
FIN-93600 Kuusamo

AR: Metsähallitus
Pohjanmaan–Kainuun luontopalvelut
PL 81
FIN-90101 Oulu

Saapunut / Received 3.3.2000

Liite 1. Oulangan ja Paanajärven metsälintulajien tiheydet (p/km^2) linjalaskentojen perusteella. Koodisarakeessa lajit on luokiteltu vanhan metsän lajeihin (V) ja talousmetsälajeihin (T) käyttäen Ravion ja Hailan luokitusta. Vanhan metsän lajit sisältävät Raivion ja Hailan lajiryhmät 'mature forest specialists' ja 'old forest specialists'. Lajit on myös jaettu kahteen ryhmään muuttotavan mukaan: (P) paikkalinnut, (M) muuttolinnut sisältäen osittaismuuttajat.

Appendix 1. Densities (pairs/ km^2) of forest bird species in Oulanka and Paanajärvi national parks based on line transect censuses. Species were classified (Code) into old forest species (V) and managed forest species (T) using the method of Raivio & Haila (1990). Old forest species comprise the 'mature forest specialists' and 'old forest specialists' of Raivio & Haila. Additionally, species were classified into residents (P) and migrants (M), the latter group including partial migrants.

Laji Species	Koodi Code	Oulanka p/km^2	Paanajärvi p/km^2	Laji Species	Koodi Code	Oulanka p/km^2	Paanajärvi p/km^2
<i>Bonasa bonasia</i>	VP	1,45	1,24	<i>Ph. collybita</i>	VM	0,20	0,60
<i>Tetrao tetrix</i>	TP	0,11	0,09	<i>Ph. trochilus</i>	TM	29,42	26,17
<i>Tetrao urogallus</i>	VP	1,43	1,01	<i>Regulus regulus</i>	VM	0,41	1,68
<i>Scolopax rusticola</i>	TM	0,22	0,31	<i>Muscicapa striata</i>	VM	10,35	9,13
<i>Tringa ochropus</i>	TM	0,63	0,53	<i>Ficedula parva</i>	VM	0,04	0
<i>Columba palumbus</i>	TM	0	0,06	<i>F. hypoleuca</i>	VM	3,14	1,09
<i>Cuculus canorus</i>	TM	0,61	0,56	<i>Parus montanus</i>	TP	0,96	0,81
<i>Jynx torquilla</i>	TM	0,02	0	<i>P. cinctus</i>	VP	1,30	0,20
<i>Dryocopus martius</i>	VP	0,04	0,08	<i>P. cristatus</i>	VP	0,13	0,45
<i>Dendrocopos major</i>	VP	0,53	0,36	<i>P. major</i>	VP	0,73	0,46
<i>Picoides tridactylus</i>	VP	0,65	0,32	<i>Certhia familiaris</i>	VP	0,88	1,20
<i>Anthus trivialis</i>	TM	5,96	1,96	<i>Perisoreus infaustus</i>	VP	1,07	1,09
<i>Bombycilla garrulus</i>	VM	0,15	0,27	<i>Corvus corone</i>	TM	0,08	0,03
<i>Troglodytes troglodytes</i>	VM	0,19	0,89	<i>Corvus corax</i>	TP	0,03	0,08
<i>Prunella modularis</i>	TM	0,10	0,44	<i>Fringilla coelebs</i>	TM	5,20	6,50
<i>Erithacus rubecula</i>	TM	1,45	2,24	<i>F. montifringilla</i>	TM	23,67	22,18
<i>Tarsiger cyanurus</i>	VM	0,05	0,18	<i>Carduelis spinus</i>	TM	5,14	9,70
<i>Phoenicurus phoenicurus</i>	VM	5,68	2,33	<i>C. flammea</i>	TM	5,27	3,55
<i>Turdus merula</i>	TM	0	0,14	<i>Loxia leucoptera</i>	VM	0,47	0,59
<i>Turdus pilaris</i>	TM	0,11	0,49	<i>L. curvirostra</i>	VM	1,98	0,75
<i>Turdus philomelos</i>	TM	1,74	2,02	<i>L. pytyopsittacus</i>	VP	0,43	1,09
<i>Turdus iliacus</i>	TM	1,69	3,23	<i>Loxia sp.</i>	VM	1,23	0,69
<i>Turdus viscivorus</i>	VM	0,44	0,27	<i>Pinicola enucleator</i>	VP	0,09	0
<i>Sylvia curruca</i>	TM	0	0,03	<i>Pyrrhula pyrrhula</i>	VP	1,10	3,30
<i>Sylvia borin</i>	TM	0	0,23	<i>Emberiza rustica</i>	TM	3,65	2,51
<i>Phylloscopus trochiloides</i>	VM	0,06	0,45				
<i>Ph. borealis</i>	TM	0,02	0,31	Tiheys yhteensä Total density		120,5	114,6
<i>Ph. sibilatrix</i>	VM	0,18	0,68	Lajimäärä Number of species		49	50