

Metson elinympäristöt talousmetsissä

Janne Miettinen



Photo: Janne Miettinen

Metsolle keskeisten metsän rakennepiirteiden tunnistaminen ja säilyttäminen talousmetsissä ovat tärkeitä kannanhoidon edellytyksiä. Suomalaiset talousmetsät saavuttavat metsolle soveliaan rakenteen jo 30–40 vuodessa, mutta niiden käyttökelpoisuus metsoympäristönä voi taantua paboin barvennusten myötä. Ainakin maiseman metsäpeitteisyys, mustikan ja männyn tarjollaolo, latvuspeitto ja suoja maanpinnan läheisyydessä ovat metsolle tärkeitä metsän rakennepiirteitä. Erityisesti alikasvoksen säästäminen, esimerkiksi pienialaisina riistatibeikköinä, luo turvapaikkoja petoja vastaan.

Metsäkanalinnut ovat olleet pitkään merkittäviä ravinnon lähteitä ja toimeentulon parantajia suomalaisille. Edelleenkin ne ovat metsästäjien keskuudessa arvostetuinta riistaa (Leinonen & Ermala 1995) ja niiden metsästys suurinta kiinnostusta herättävä metsästysmuoto (Toivonen 2009). Riistataloudellisen merkityksen lisäksi metso *Tetrao urogallus* on myös ekologinen indikaattorilaji, koska muiden metsälajien on havaittu olevan runsaita siellä, missä on elinvoimaiset metsokannat (Storch 2000, Suter ym. 2002, Pakkala ym. 2003). Tämän

lisäksi metso toimii myös sateenvarjolajina. Tämä ominaisuus tulee esiin vaikkapa pyyn *Bonasa bonasia* ja teeren *Tetrao tetrax* kautta. Kaikkien kolmen lajin elintavat ovat hyvin samankaltaiset; niiden poikuevaihe on hyvin samantyyppinen, ja ne viettävät lumettomaan aikaan pääosan ajastaan maassa. Pyy elinpiiri on kuitenkin pienempi kuin metsolla, ja teeri on metsoa vähemmän vaateliias elinympäristöjensä suhteen. Sateenvarjolajin, tässä tapauksessa metson, elinympäristövaatimusten toteutuessa monien muidenkin metsälajien tarpeet

täytyvät. Siten metson eteen tehty työ voi olla hyvin palkitsevaa, sillä se edistää muiden lajien kautta myös koko metsäluonnon monimuotoisuutta.

Metsokannat ovat taantuneet pahoin koko sen levinneisyysalueella. Suomessa kanta pieni 1960-luvun ja 1980-luvun lopun välillä noin puoleen, mutta 1990-luvun alun jälkeen kanta on ollut suhteellisen vakaa (Helle ym. 2003). Merkittävimpinä kehityksen taustatekijöinä pidetään metsätalouden aiheuttamia elinympäristömuutoksia, joihin kuuluu muun muassa elinympäristöjen määrän väheneminen, laadullinen taantuminen ja pirstoutuminen (esim. Helle & Helle 1991, Kurki ym. 2000, Storch 2000). Myös vahvistuneita pienpetokantoja, liiallista metsästystä ja epäedullisia muutoksia ilmastossa on esitetty mahdollisiksi syiksi (esim. Helle & Helle 1991, Storaas ym. 1999, Moss ym. 2001). Vahvistuneet pienpetokannat ja liiallinen metsästys ovat myös vahvasti yhteydessä metsätalouteen. Henttosen (1989) vaihtoehtosaalistushypoteesin mukaan heinittyneet uudistusalat ylläpitävät suuria myyräkantoja, joita saalistavat pienpedot runsastuvat ja kohdistavat saalistustaan myös metsäkanalintuihin. Näin tapahtuu etenkin runsaasti vaihtelevien myyräkantojen ollessa alhaiset. Tihentyvän metsäautotieverkoston myötä myös metsästys on helpottunut (Lindén 1991).

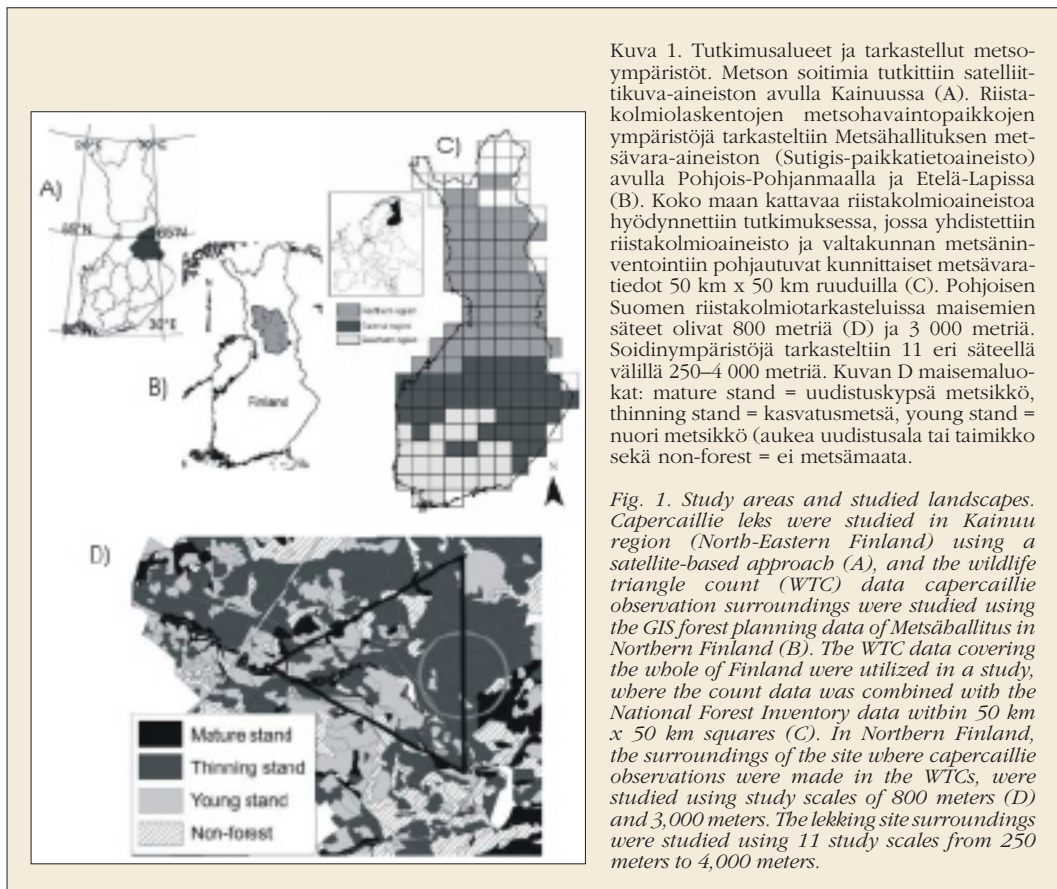
Metsäkanalintuihin kohdistuvan metsästyspaineen rajoittamisella on vaikutusta lintukantoihin (Lindén & Sorvoja 1992). Pienpetojen metsästyksellä voidaan parantaa metsäkanalintujen selviytymistä petojen saalistukselta, mutta yleensä peto-
poistojen tulokset ovat lyhytaikaisia (Marcström ym. 1988). Metsästyksen sääntelyn ohella metsökannan hoidossa tärkeimpänä menetelmänä voidaan pitää elinympäristöjen hoitoa. Sen vaikutukset metsökantaan ovat pitkävaikutteisia – vaikuttavathan elinympäristöjen määrän kasvu ja laadun paraneminen pitkäaikaisesti metsojen selviytymiseen esimerkiksi petojen saalistukselta. Suomen metsämaan kokonaisalasta vain 3.2 % on tiukan, kaikki metsän käsittelyt estävän suojelun piirissä (Anon. 2005) ja suurin osa metsistä on tavallisia talousmetsiä. Erilaisilla suojeluohjelmilla voidaan elinympäristöjä säilyttää vain pienellä osalla Suomen kokonaisalasta. Siten metson sekä monien muiden metsälajien elinympäristöjen hoidon on tarpeen olla osa talousmetsien luonnonhoitoa. Tällöin hoitotoimia on mahdollista toteuttaa riittävän laaja-alaisina ja niillä voidaan vaikuttaa merkittävästi lajien kantoihin alueellisella tai valtakunnallisella tasolla.

Metson elinympäristötarpeet ovat monimuotoiset. Yhden yksilön eliniiri on yhtenä vuodenaikana tyypillisesti useita satoja hehtaareja (mm. Rolstad & Wegge 1989a, Storch 1993), ja yksilön vuoden mittaan käyttämän alueen koko voi olla

jopa 30–80 km² (Wegge & Rolstad 2002, Sirkiän (2010) mukaan). Myös sukupuolten elinympäristövalinnoissa on eroja, ja koppeloiden on havaittu suosivan nuorempia metsiä kuin kukkojen (Rolstad 1989a). Lisäksi selviytymisen kannalta kriittisessä poikasvaiheessa on omat erityistarpeensa, sillä poikaset ovat aluksi lentokyvyttömiä ja ensimmäisinä elinviikkoinaan hyönteisravinnon varassa (Lindén 1981, 2002). Aikuisten lintujen hengissä säilymisen on viime vuosikymmeninä havaittu jopa parantuneen, mutta poikasten kuolleisuus on noussut (Ludwig 2007). Sopivien poikueympäristöjen pieni määrä lienee yksi metsökantaa rajoittavista tekijöistä, mutta elinympäristöjen hoidon olisi tarpeen kattaa metson molemmat sukupuolet, eri ikävaiheet, paikallispopulaation tarpeet sekä populaatioiden väliset yhteydet (esim. Lindén ym. 2000). Elinympäristöjen hoidon mittakaavat ulottuvat siten metsikkötasolta laajalle maisematasolle. Metson elinympäristöjen hoito talousmetsissä on aiemmin kohdistunut pääasiassa metson soittimien hoitoon (Valkeajärvi & Ijäs 1987, Helle ym. 1999). Siinä keskeisin tavoite on ollut maisematason metsäpeitteisyyden säilyttäminen ja yleisin menetelmä kiertoajan jatkaminen. Metsikkötason elinympäristön hoidossa menetelmänä on suositeltu metson hakomapuiden säästämistä (Valkeajärvi & Ijäs 1987).

Metson elinympäristöön vaikutuksensa on myös metsänomistajien valinnoilla. Metsänomistajien tavoitteet moninaistuvat, ja puuntuotannon sekä taloudellisen tuoton lisäksi monet metsänomistajat asettavat metsilleen myös monia muita tavoitteita. Valtaosa (69 %) metsänomistajista voidaan luokitella joko monitavoitteiseksi tai virkistyskäyttöä painottavaksi (Karppinen ym. 2002) eli monet haluaisivat ottaa huomioon erilaisia virkistys- ja luontoarvoja, kuten riistalajien runsauden ja lajiston monimuotoisuuden. Metsän eri käyttömuotoja yhteensovittavan monitavoitteisen metsätalouden (esim. Kangas & Kokko 2001) edistämiseksi on siten metsänomistajakunnassa selvä tilaus. Sillä voidaan edistää myös metsätalouden toiminnan ja yleistä hyväksyttävyyttä kansalaisten keskuudessa, ja siten parantaa koko metsäsektorin tulevaisuuden toimintaedellytysten säilymistä.

Tämä kirjoitus perustuu väitöskirjatyöhöni (Miettinen 2009), jossa tarkastelin metson elinympäristöjä suomalaisissa talousmetsissä 1990-luvulla ja 2000-luvun alussa. Tässä artikkelissa esittelen metsolle tärkeitä metsän rakennepiirteitä ja menetelmiä, joilla metson elinympäristöjen hoito voidaan yhteensovittaa talousmetsien hoitoon. Uudet menetelmät voivat olla sovellettavuudeltaan helppoja ja kustannusvaikutuksiltaan pieniä. Siksi ne voisivat tarjota metsänomistajille aiempaa paremmat edellytykset monitavoitteisen sekä eko-



Kuva 1. Tutkimusalueet ja tarkastellut metsäympäristöt. Metson soittimia tutkittiin satelliittikuva-aineiston avulla Kainuussa (A). Riistakolmiolaskentojen metsohavaintopaikkojen ympäristöjä tarkasteltiin Metsähallituksen metsävara-aineiston (Sutigis-paikkatietoaineisto) avulla Pohjois-Pohjanmaalla ja Etelä-Lapissa (B). Koko maan kattavaa riistakolmioaineistoa hyödynnettiin tutkimuksessa, jossa yhdistettiin riistakolmioaineisto ja valtakunnan metsäinventointiin pohjautuvat kunnittaiset metsävaratiedot 50 km x 50 km ruuduilla (C). Pohjoisen Suomen riistakolmiotarkasteluissa maisemien säteet olivat 800 metriä (D) ja 3 000 metriä. Soidinympäristöjä tarkasteltiin 11 eri säteellä välillä 250–4 000 metriä. Kuvan D maisemaluokat: mature stand = uudistuskypsä metsikkö, thinning stand = kasvatusmetsä, young stand = nuori metsikkö (aukea uudistusala tai taimikko sekä non-forest = ei metsämaata.

Fig. 1. Study areas and studied landscapes. Capercaillie leks were studied in Kainuu region (North-Eastern Finland) using a satellite-based approach (A), and the wildlife triangle count (WTC) data capercaillie observation surroundings were studied using the GIS forest planning data of Metsähallitus in Northern Finland (B). The WTC data covering the whole of Finland were utilized in a study, where the count data was combined with the National Forest Inventory data within 50 km x 50 km squares (C). In Northern Finland, the surroundings of the site where capercaillie observations were made in the WTCs, were studied using study scales of 800 meters (D) and 3,000 meters. The lekking site surroundings were studied using 11 study scales from 250 meters to 4,000 meters.

logisesti, sosiaalisesti ja taloudellisesti kestävämmän metsätalouden toteuttamiselle. Tämä johtaisi suurempaan metsien tuottamaan kokonaishyönteisiin.

Aineisto ja menetelmät

Neljästä osatyöstä koostuvassa väitöskirjatyössä tutkittiin erilaisia metson elinympäristöjä Suomessa 1990-luvulla ja 2000-luvun alussa useilla eri alueilla ja mittakaavatasoilla (kuva 1). Ensimmäisessä osatyössä tutkimme metson soidinpaiikkojen ympäristöjä satelliittikuva-aineiston avulla Kainuussa (Miettinen ym. 2005). Aineisto koostui 42 paikallisten metsästäjien ja Metsähallituksen vuonna 2000 kartoittamasta soittimesta sekä 50 tutkimusalueelta arvotusta satunnaispisteestä. Satelliittikuva-aineistona käytettiin valtakunnan metsäinventoinnin (VMI 8) Landsat TM 5 -aineistoa vuodelta 1992 (mm. Tomppo 1991, 1996, Tomppo ym. 1998). Metsäaineisto muutettiin vastaamaan vuoden 2000

tilannetta päivittämällä aineistoon 1990-luvulla tehdyt uudistushakuut. Aineistossa pikselin koko oli 25 m x 25 m, ja ruudut jaettiin kahdeksaan maisemaluokkaan: vesi, ihmistoiminta (turvesuo, tie, rakennettu alue tms.), avosuo, metsäinen turvemaa (puusto 5–100 m³/ha), aukea uudistusala tai nuori taimikko (puusto 0–4 m³/ha), varttunut taimikko (puusto 5–35 m³/ha), kasvatusmetsä (puusto 36–100 m³/ha) ja uudistuskypsä metsä (puusto > 100 m³/ha). Jokaiselle maisemaluokalle laskettiin viisi maiseman rakennetta kuvaavaa tunnusta, joita olivat luokan % -osuus, keskikuvio-koko, laikkuiteus, reunan määrä ja lähimmän samanlaisen naapurilaikun etäisyys. Tutkimuksessa tarkasteltiin yhtätoista säteeltään 250–4 000 metrin kokoista maisemaa soidinkeskuksien ja satunnaispisteiden ympärillä.

Toisessa osatyössä tarkastelun kohteena olivat metsoitheyden ja erilaisten maisemaluokkien osuuksien väliset suhteet koko Suomessa (Miettinen ym. 2008), ja tutkimusyksikköinä olivat 50 km

× 50 km ruudut (kuva 1). Maisemaluokat tässä tutkimuksessa, samoin kuin väitöskirjatyön seuraavissa osatöissä, noudattivat metsätaloudessa yleisesti käytettyjä puuston kehitysluokkia, ja niihin kuuluivat muun muassa aukea uudistusala, taimikko, nuori kasvatusmetsä, varttunut kasvatusmetsä ja uudistuskypsä metsä. Maisemaluokkien %-osuudet johdettiin valtakunnan metsien inventointiin vuosilta 1990–1994 pohjautuvien kunnittaisten metsävaratietojen avulla. Metsoaineistona käytettiin riistakolmiolaskentojen tuloksien vuosilta 1989–2000. Kunkin ruudun metsotiheydenä käytettiin niiden riistakolmioiden laskentatulosten keskiarvoa, joiden keskipiste sijaitsi ruudun sisällä. Kaikkiaan näitä ruutuja on Suomessa 150. Tutkimukseen valikoitiin ne 128 ruutua, joilla oli 12 vuoden aikana tehty vähintään 30 riistakolmiolaskentaa. Tässä tutkimuksessa käytetty metsoaineisto koostuu siten 11 283 riistakolmiolaskennan tuloksista. Tutkimuksessa Suomi jaettiin kolmeen osa-alueeseen (average linkage-menetelmä; Cody 1974), Pohjois-Suomeen (57 ruutua), Keski-Suomeen (43 ruutua) ja Etelä-Suomeen (28 ruutua). Maisemaluokkien osuuksien ja metsotiheyden välisiä suhteiden tarkastelun menetelmänä käytettiin Pearsonin korrelaatiota. Spatiaalisen autokorrelaation huomioimiseksi käytimme Dutilleul'n (1993) korjausta. Lisäksi maisemaluokkien osuuksien välisen keskinäiskorrelaatioiden vaikutuksia tuloksiin tarkasteltiin osittaiskorrelaatiotarkasteluilla, joissa eri muuttujien vaikutusta maisemaluokkien ja metsotiheyden välisiin korrelaatioihin testattiin.

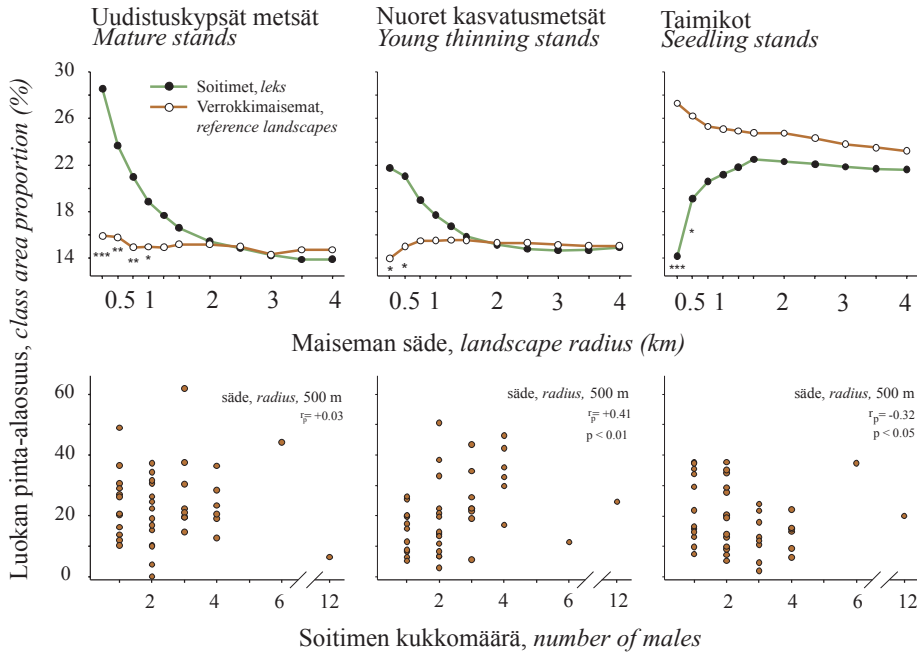
Kolmannessa ja neljännessä osatyössä käytettiin tutkimusaineistona Pohjois-Pohjanmaan ja Etelä-Lapin valtionmailla riistakolmiolaskennoissa tehtyjä ja paikannettuja metsohavaintoja, joiden ympäristöjä tutkimme Metsähallituksen kuviotietoaineistoa käyttäen (Miettinen ym. 2009, 2010). Näistä ensimmäisessä tarkastelin riistakolmioiden kesälaskennoissa jaksoilla 1989–1992 ja 2000–2003 tehtyjen metsohavaintojen ympäristöjä 800 ja 3 000 metrin säteisillä alueilla. 800 metrin säteellä vertailimme eri maisemaluokkien osuuksia metsohavaintojen ympärillä tutkimusalueella laskettujen riistakolmioiden linjoja ympäröivän 800 metrin puskurivyöhykkeen keskiarvoon ja 3 000 metrin säteellä vertailin 24 tutkimusriistakolmion metsotiheyksien ja maisemaluokkien osuuksien välisiä suhteita. Jälkimmäisessä työssä vertailimme vuosina 2000–2003 riistakolmioiden kesälaskennoissa tehtyjen metsohavaintojen ympäristöjä sekä vuosina 1998–2004 riistakolmioiden talvilaskennoissa tehtyjen metsohavaintojen ympäristöjä 800 metrin säteisissä maisemissa sellaisiin riistakolmioiden maisemiin, joissa metsohavaintoja ei ollut tehty (metson kesähavaintoja 174 ja talvihavaintoja 110). Metson elinympäristökäytön kuvaajana käy-

tettiin kunkin maisemaluokan prosenttiosuuksien erotusta metsoympäristöjen ja metsottomien verrokkimaisemien välillä säteeltään 800 metrin kokoisissa maisemissa. Puuston kehitysluokittaisen tarkastelun lisäksi toteutettiin yksityiskohtaisempia tutkimuksia, joissa tarkasteltiin metsän 13 kehitysvaiheen sekä puuston 10 tiheysluokan osuuksia metsomaisemissa suhteessa verrokkimaisemiin. Jako 13 kehitysvaiheluokkaan tehtiin puuston keskiläpimitaan pohjautuen ja puuston tiheyden kuvaajana oli Stand Density Index, jäljempänä SDI, joka lasketaan puuston keskiläpimitan (D) ja pohjapinta-alan (G) avulla ($SDI = 70.8191GD^{-0.395}$, McTague & Patton 1989).

Tulokset

Vuonna 2000 kartoitettujen kainuulaisten metsoitimien ympäristöissä oli enemmän uudistuskypsää metsää ja kasvatusmetsää kuin keskimääräistä maisemakuva edustavassa satunnaispisteisiin pohjautuvassa verrokkiaineistossa (kuva 2). Ero oli uudistuskypsien metsien osalta tilastollisesti merkitsevä 1 000 metrin tarkastelusäteeseen saakka, kasvatusmetsien kohdalla 250 ja 500 metrin säteillä. Sen sijaan varttuneita taimikoita oli vähemmän soitimien ympäristöissä kuin verrokkiaineistossa 250 ja 500 metrin tarkastelusäteillä. Lisäksi soitimien ympäristöissä uudistuskypsien metsien reunan määrä sekä laikkutiheys olivat suurempia, ja lähimmän naapurilaikun keskimääräinen etäisyys pienempi kuin verrokkimaisemissa. Myös kasvatusmetsien reunan määrä ja keskikuviokoko olivat suuremmat soitimilla, mutta taimikoiden keskikuviokoko puolestaan oli soitimilla pienempi. Uudistuskypsän metsän osuuden ja soitimen kukkomäärän välillä ei havaittu yhteyttä millään tarkastelusäteellä, mutta kasvatusmetsien osuudella, keskikuviokoolla ja reunan määrällä havaittiin olevan positiivinen yhteys soitimen kukkomäärän kanssa miltei kaikilla tarkasteluilla säteillä. Varttuneiden taimikoiden, avohakkuiden ja avosoiden eri muuttujien (%-osuus, keskikuviokoko ym.) kohdalla puolestaan havaittiin negatiivinen yhteys soitimen kukkojen määrän kanssa useimmilla tarkastelusäteillä.

Koko Suomen kattavassa laajan mittakaavata-son tarkastelussa kaikilla kolmella tutkimuksen osa-alueella, Etelä-, Keski- ja Pohjois-Suomessa, 50 km × 50 km ruuduilla havaittiin nuorten kasvatusmetsien osuuden kasvaessa myös metsotiheyden kasvavan (kuva 3). Metsotiheyden ja uudistuskypsien metsien osuuden välillä havaittiin Etelä-Suomessa viitteitä positiivisesta yhteydestä, mutta Pohjois- ja Keski-Suomessa tulokset viittasivat negatiiviseen, käänteiseen yhteyteen. Uudistuskypsien metsien osuuden vaihteluväli oli pieni



Kuva 2. Maisemaluokkien osuudet Kainuun tutkimussoitimien ympäristöissä ja verrokkimaisemissa (yläriivi) sekä maisemaluokkien osuudet 500 metrin tarkastelusäteellä kukkomäärältään erilaisilla soitimilla (alarivi). Erojen tilastollinen merkitsevyys (Mannin-Whitneyn-U-testi): ***: $p < 0.001$, **: $p < 0.01$ ja *: $p < 0.05$.

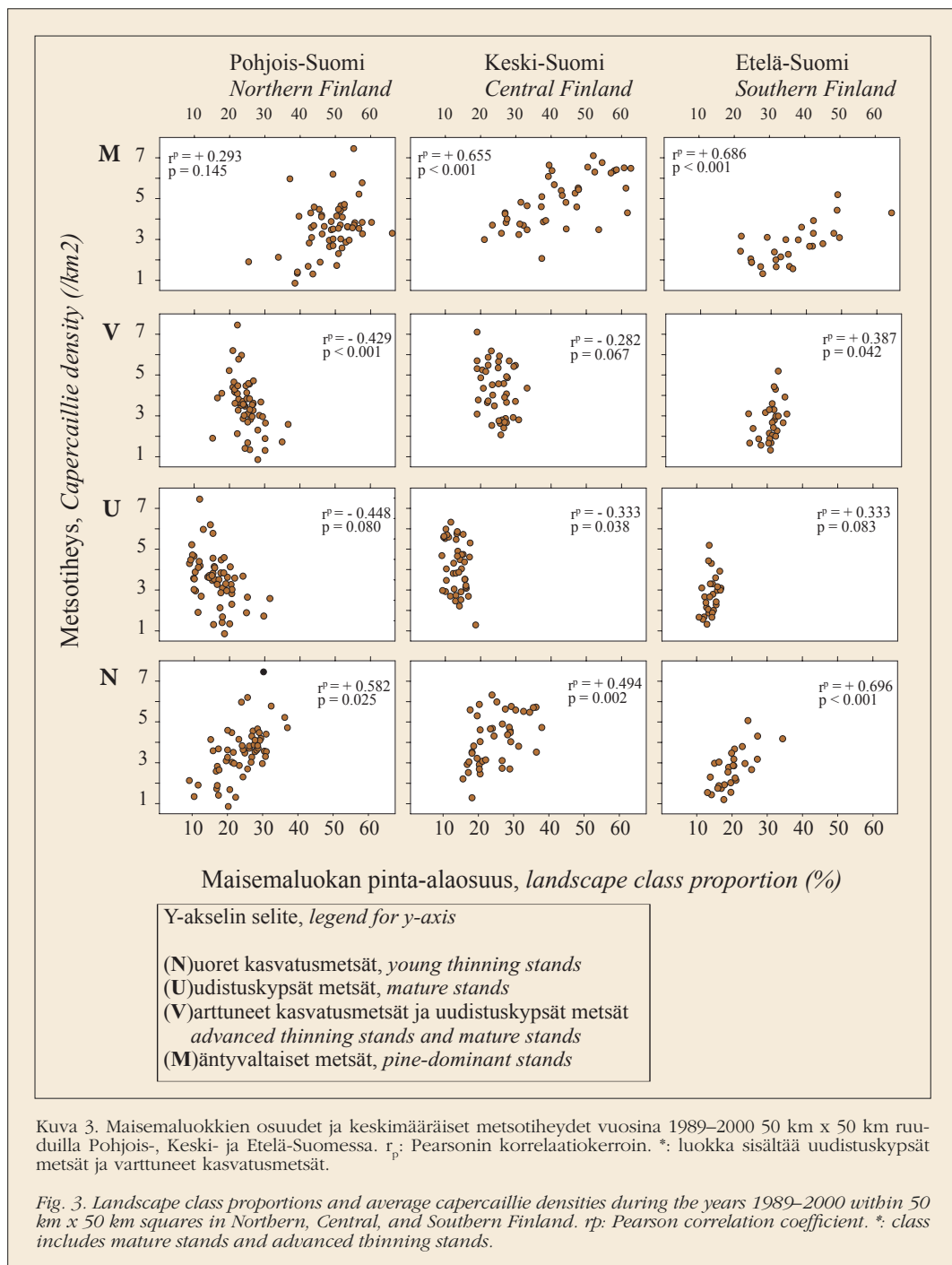
Fig. 2. The proportions of different landscape classes in the surroundings of studied capercaillie leks and comparative locations (top row) and the landscape class proportions with a study radius of 500 meters within different size classes of leks according to the amount of observed males (bottom row). Statistical significance for the difference (Mann-Whitney U-test): *** $p < 0.001$, ** $p < 0.01$, * $p < 0.05$.

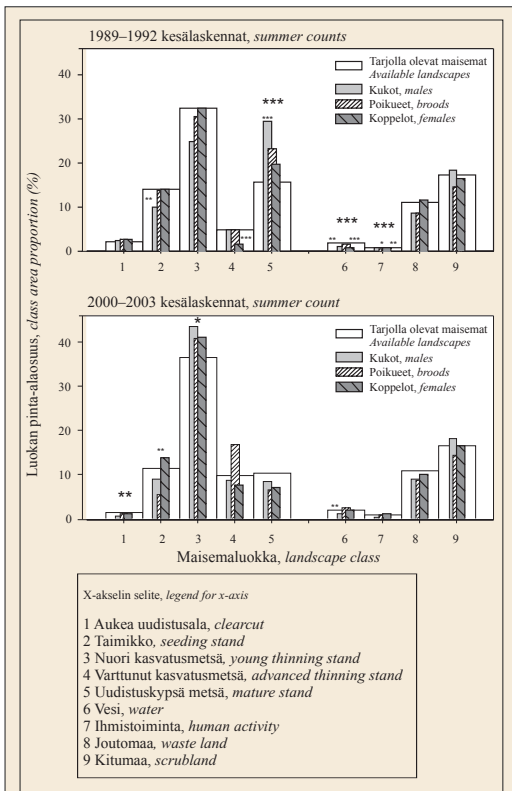
Etelä- ja Keski-Suomessa, joten uudistuskypsien metsien ja varttuneiden kasvatusmetsien luokat yhdistettiin. Niiden yhdistetyllä pinta-alaosuudella oli käänteinen yhteys metsotiheyteen Pohjois- ja Keski-Suomessa – jälkimmäisessä tosin vain suunta-antavasti – ja positiivinen yhteys Etelä-Suomessa. Metsotiheyden havaittiin myös suurenevan mäntyvaltaisten metsien osuuden ja metsämaan osuuden kasvaessa Etelä- ja Keski-Suomessa ja pienenevän kuusivaltaisten metsien ja luontaisesti aukeiden alueiden osuukien kasvaessa Keski-Suomessa sekä ihmistoiminnan valtaaman alan osuuden kasvaessa Etelä-Suomessa.

Riistakolmiolaskennan alkuvaiheessa, vuosina 1989–1992, Pohjois-Suomen valtionmailla sijaitsevien metsohavaintojen ympäristöissä uudistuskypsien metsien osuus oli tilastollisesti merkitsevästi

suurempi, 24.5 %, kuin tarjolla olevilla riistakolmiolinjoja ympäröivillä vyöhykkeillä keskimäärin, joilla niiden osuus oli 15.6 % (kuva 4). Vuosien 2000–2003 aineistossa vastaavaa ei havaittu. Sen sijaan nuoria kasvatusmetsiä oli enemmän metsohavaintojen ympäristöissä (42.3 %) kuin tarjolla olevissa maisemissa (36.6 %).

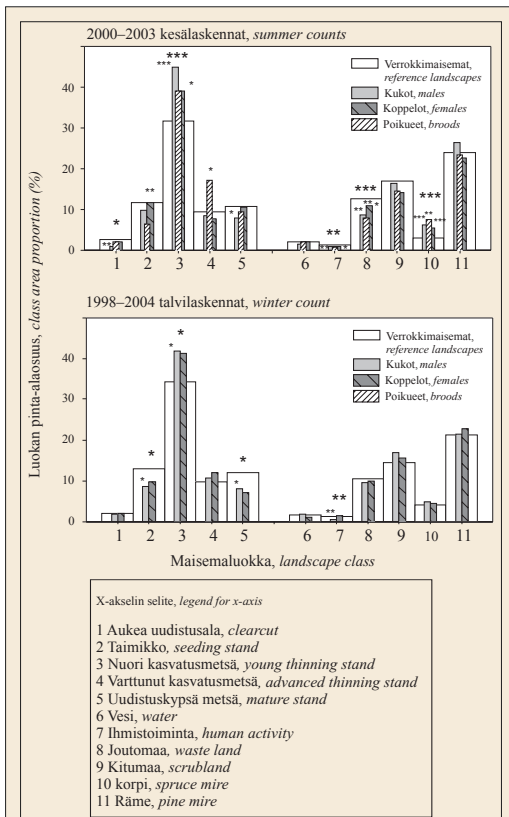
Pohjois-Suomessa riistakolmioilla tehtyjen metsohavaintojen ympäristöissä nuoria kasvatusmetsiä oli 2000-luvun alussa enemmän kuin sellaisissa verrokkimaisemissa, joissa metsohavaintoja ei ollut tehty. Tulos oli tilastollisesti merkitsevä sekä riistakolmioiden kesä- että talvilaskenta-aineistoissa metsokukkojen ja yhdistetyn metsoaineiston osalta sekä koppelloilla kesäaineistossa (kuva 5). Varttuneita kasvatusmetsiä oli enemmän metsopoikeiden ympäristöissä kuin verrokkimai-





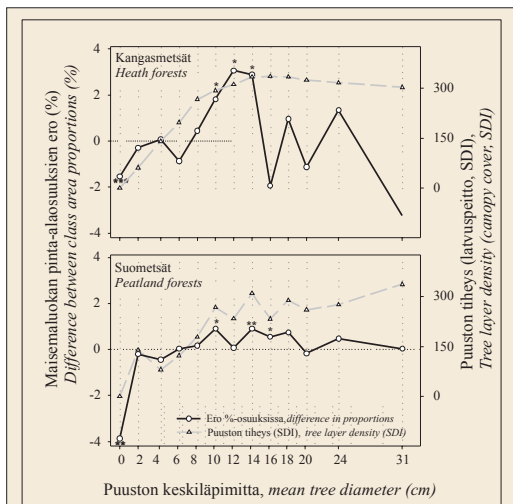
Kuva 4. Maisemaluokkien keskimääräiset osuudet (%) 800 metrin puskurivyöhykkeellä laskettujen riistakolmiolinjojen ympärillä (tarjolla) sekä kesälaskennoissa tehtyjen metsöhavaintojen ympäristöissä 800 metrin säteellä (käytetty) ja verrokkimaisemissa Pohjois-Suomen valtionmailla 1980- ja 1990-lukujen vaihteessa sekä 1990- ja 2000-lukujen vaihteessa (kesä- ja talvilaskentojen havainnot). Erojen tilastollinen merkitsevyys (yhden otoksen T-testi): *** $p < 0.001$, ** $p < 0.01$ ja * $p < 0.05$. Suuret tähdet ilmaisevat merkitsevyyden yhdistetyssä metsoaineistossa ($n_{1990} = 119$, $n_{2000} = 108$) ja pienet kukkojen ($n_{1990} = 46$, $n_{2000} = 49$), poikueiden ($n_{1990} = 36$, $n_{2000} = 24$) ja poikueettomien koppeloiden ($n_{1990} = 37$, $n_{2000} = 35$) aineistoissa.

Fig. 4. Average landscape class proportions (%) in the 800-meter wide belt around the wildlife triangle transects (Available) and in the surroundings of capercaillie observation sites (Used) during 1989–1992 and 2000–2003 in pooled capercaillie data and separately in male, single female, and brood data sets. Statistical significance for the difference (one sample T-test): *** $p < 0.001$, ** $p < 0.01$ and * $p < 0.05$. Large asterisks indicate the significance in the pooled capercaillie data ($n_{1990} = 119$, $n_{2000} = 108$), and small asterisks indicate the significance in the separate categories of males ($n_{1990} = 46$, $n_{2000} = 49$), broods ($n_{1990} = 36$, $n_{2000} = 24$) and broodless females ($n_{1990} = 37$, $n_{2000} = 35$).



Kuva 5. Maisemaluokkien keskimääräiset osuudet (%) 800 metrin säteisissä maisemissa riistakolmiolaskentojen kesä- ja talvilaskentojen metsöhavaintojen ja verrokkipisteiden ympäristöissä 800 metrin säteellä Pohjois-Suomen valtionmailla vuosina 2000–2003 (kesäaineisto) ja 1998–2004 (talviaineisto). Erojen tilastollinen merkitsevyys (Mann-Whitney-U-testi): *** $p < 0.001$, ** $p < 0.01$ ja * $p < 0.05$. Suuret tähdet ilmaisevat merkitsevyyden yhdistetyssä metsoaineistossa ($n_{kesä} = 174$, $n_{talvi} = 110$) ja pienet kukkojen ($n_{kesä} = 78$, $n_{talvi} = 66$), poikueiden ($n_{kesä} = 35$) ja poikueettomien koppeloiden ($n_{kesä} = 61$, $n_{talvi} = 44$) aineistoissa.

Fig. 5. Average landscape class proportions (%) in the 800-meter radius landscapes surrounding the capercaillie observation sites and comparative points in the state-owned forests in Northern Finland during the years 2000–2003 (summer count data) and 1998–2004 (winter count data). Statistical significance for the difference (Mann-Whitney U-test): *** $P < 0.001$, ** $P < 0.01$, * $P < 0.05$. Large asterisks indicate the significance in the pooled capercaillie data ($n_{summer} = 174$, $n_{winter} = 110$) and small asterisks indicate the significance in the separate categories of males ($n_{summer} = 78$, $n_{winter} = 66$), broods ($n_{summer} = 35$) and broodless females ($n_{summer} = 61$, $n_{winter} = 44$).



Kuva 6. Metson elokuista elinympäristökäyttöä kuvaava suhdeluku (musta viiva) puuston keskiläpimittaluokittain kangas- ja suometsissä Pohjois-Suomessa. Kuvaan on lisätty myös puuston tiheyttä (ts. metsäpeitteisyyttä) kuvaava indeksi (harmaa katkoviiva). Läpimittaluokat 0,0–6,5 cm edustavat kehitysluokkia "aukea uudistusala" ja "taimikko" (suometsissä myös jouto- tai kitumaa), läpimittaluokat 8,5–14,5 edustavat luokkaa "nuori kasvatusmetsä", läpimittaluokat 16,5–20,5 cm luokkaa "varttuneet kasvatusmetsät" sekä läpimittaluokat 24,0 ja 31,0 luokkaa "uudistuskypsä metsä". Erojen tilastollinen merkitsevyys (Mannin-Whitney-U-testi): *** = $P < 0.001$; ** = $P < 0.01$; * = $P < 0.05$.

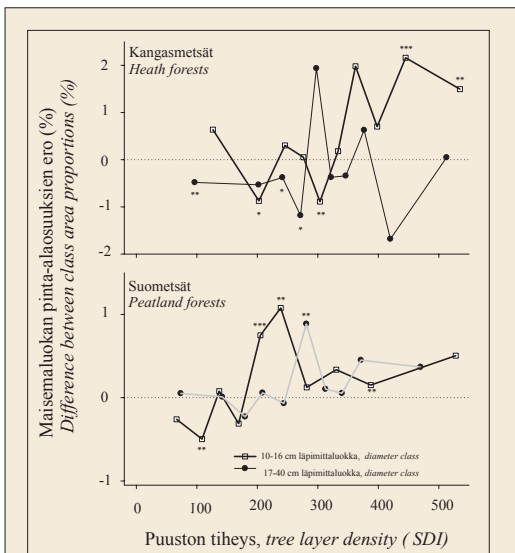
Fig. 6. *Capercaillie habitat use index (black line) within different mean tree diameter classes in heath and peatland forests in Northern Finland. An index representing the tree layer density (gray broken line) is also shown. Diameter classes 0.0–6.5 cm represent development classes "clearcut" and "seedling stand" (in peatland forests also waste land and scrubland), classes 8.5–14.5 cm "young thinning stand", classes 16.5–20.5 cm "advanced thinning stand", and classes 24.0 and 31.0 cm "mature stand". Statistical significance for the difference (Mann-Whitney U-test): *** = $P < 0.001$; ** = $P < 0.01$; * = $P < 0.05$.*

semassa. Sen sijaan uudistuskypsä metsä ei ollut enempää missään metsoympäristöissä suhteessa verrokkimaisemiin, vaan niitä oli vähemmän metsokkujen ympäristöissä sekä kesällä että talvella ja metsohavaintojen ympäristöissä talvella kuin verrokkimaisemissa. Myös monia vähäpuustoisia maisemaluokkia (aukeat uudistusalat, taimikot, ihmistoiminnan alue ja joutomaa) oli vähemmän metsojen eri havaintotyyppien ympäristöissä kesä- tai talvinaeistossa. Kesäaineistossa myös korprien osuus korostui; niitä oli poikueettomilla koppelilla 5,6 %, metsokukoilla 6,3 % ja poikueilla 7,5 %,

kun niiden osuus metsottomien verrokkipisteiden ympäristöissä oli 3,0 %.

Metson loppukesän elinympäristökäyttöä kuvaava suhdeluku eli % -osuuksien erotus metsoympäristöjen ja verrokkimaisemien välillä kussakin luokassa nousi nopeasti nuorissa kangas- ja suometsissä (kuva 6). Suhdeluku nousi positiiviseksi metsikön läpimittaluokassa 8,5 cm, jolloin metsikkö on juuri vaihtunut taimikosta nuoreksi kasvatusmetsäksi. Suometsien luokkia 10–11 cm ja 14–15 cm oli tilastollisesti merkitsevästi enemmän metsohavaintojen ympäristöissä kuin verrokkimaisemissa. Kangasmetsien luokkia 10–11 cm, 12–13 cm ja 14–15 cm oli enemmän metsohavaintojen ympäristöissä, mutta suhdeluvun arvo laski kangasmetsissä jyrkästi seuraavaan läpimittaluokkaan (16–17 cm), jossa suhdeluvun arvo oli laskeutuneiden uudistusalojen tasolle. Lasku ajoittuu täsmälleen ensiharvennusvaiheeseen, sillä tutkimusalueella valtaosassa vastikään harvennetuista metsiköistä keskiläpimitta on 15, 16 tai 17 cm. Myös suuremmissa läpimittaluokissa suhdeluku pysyi sangen alhaisena. Lievemmat laskut suhdeluvussa olivat havaittavissa ainakin taimikonhoitoon (keskiläpimitta tyypillisesti 6 tai 7 cm) sekä mahdollisesti myös myöhempään harvennukseen rinnastettavassa (20–21 cm) kehitysvaiheessa.

Riistakolmioiden kesälaskennoissa tehtyjen metsohavaintojen ympäristöissä oli suhteessa verrokkimaisemiin paljon tiheäpuustoisia ja vähän harvapuustoisia metsiä (kuva 7). Kangasmetsissä kaikki tilastollisesti merkitsevät positiiviset suhdeluvun arvot havaittiin suurimmissa puuston tiheysluokissa ja negatiiviset arvot pienissä tai jakauman keskivaiheen tiheysluokissa. Suometsissä positiivisia suhdeluvun arvoja havaittiin suurimmissa tai jakauman keskivaiheen tiheysluokissa. Myös suometsissä pienimmissä puuston tiheysluokissa havaittiin vain negatiivisia suhdeluvun arvoja. Metsohavaintojen ympäristöissä maiseman puustoisuus oli keskimäärin suurempi (SDI:n keskiarvo 230,68) kuin metsottomissa verrokkimaisemissa (SDI: 199,63, $P < 0.001$, Mannin-Whitney U-testi). Ero verrokkimaisemiin oli merkitsevä poikueiden (SDI: 244,01, $P < 0,001$) ja metsokkujen ympäristöissä (SDI: 239,52, $P < 0,001$), muttei poikueettomien koppeloiden kohdalla (SDI: 211,72, $P = 0,328$). Kangasmetsissä metson elinympäristön käyttöä kuvaava suhdeluku oli tilastollisesti suuntaa-antavasti alempi (t-testi, $t = 1,773$, $P = 0,093$) suuremmissa puuston läpimittaluokissa (17–40 cm) kuin keskikokoisissa läpimittaluokissa (10–16 cm). Suometsissä ero ei ollut merkitsevä ($t = 0,145$, $P = 0,886$).



Kuva 7. Metson elokuista elinympäristön käyttöä kuvaava suhdelu puuston eri tiheys- ja läpimittaluokissa 10–16 ja 17–40 cm kangas- ja suometsissä Pohjois-Suomessa. Läpimittaluokka 10–16 cm on rinnastettavissa kehitysluokkaan ”nuoret kasvatusmetsät” ja läpimittaluokka 17–40 cm kehitysluokkiin ”varttuneet kasvatusmetsät” ja ”uudistuskypsät metsät”. Erojen tilastollinen merkitsevyys (Mannin-Whitney-U-testi): *** = $P < 0.001$; ** = $P < 0.01$; * = $P < 0.05$.

Fig. 7. *Capercaillie* habitat use index within 10 tree layer density classes in diameter classes 10–16 and 17–40 cm in heath and peatland forests in Northern Finland. Diameter class 10–16 cm is comparable to development class “young thinning stand” and diameter class 17–40 cm is comparable to development classes “advanced thinning stand” and “mature stand”. Statistical significance for the difference (Mann-Whitney U-test): *** = $P < 0.001$; ** = $P < 0.01$; * = $P < 0.05$.

Tulosten tarkastelu

Metsoa on aiemmin luonnehdittu vaativaksi vanhan tai vähintäänkin varttuneen metsän lajiksi, jolle on tärkeää runsas metsäpeitteisyys (mm. Hjorth 1970, Rolstad & Wege 1987). Metson ja vanhan metsän välinen yhteys on todettu monissa eri tutkimuksissa myös Suomessa (Seiskari 1962, Lindén & Pasanen 1987, Helle ym. 1994, Kurki ym. 2000). Lisäksi metson on havaittu karttavan puustoltaan tiheimpiä metsiä (Gjerde 1991, Storch 1993).

Tämän tutkimuksen tulokset olivat yhteensopivat sen käsityksen kanssa, että metso on sopeutunut boreaalisen vyöhykkeen luonnonmetsiin. Esimerkiksi Pohjois-Suomen luonnonmetsissä on

havaittu useiden satojen vuosien keskimääräisiä kiertoaikoja (Kauhanen ym. 2008). Pohjoisille luonnonmetsille ovatkin tunnusomaisia piirteitä varttuneiden kehitysvaiheiden vallitsevuus, runsas metsäpeitteisyys ja metsikkörakenteen monimuotoisuus. Metsäpeitteisyys on metsolle tärkeää myös näiden tulosten valossa. Sen sijaan metsän kehitysvaiheen ja puuston tiheyden suhteen metson elinympäristövalinta näyttäytyi suomalaisissa talousmetsissä uudella tavalla. Tulokset todistivat metson käyttävän jo nuoria kasvatusmetsiä elinympäristönään. Sen sijaan metso käytti uudistuskypsiä talousmetsiä odotettua vähemmän. Talousmetsässä metsikön rakenne voikin sen kehittyessä edetä käsittelyjen edesauttamana metson kannalta hyvin epäedulliseen suuntaan.

Maisematason metsäpeitteisyys tärkeää metsolle

Korkea keskimääräinen metsäpeitteisyys ja aukeiden maisemaluokkien pieni määrä metsohavaintojen ympäristöissä suhteessa verrokkiaineistoihin Pohjois-Suomessa tukevat yksiselitteisesti sitä käsitystä, että metso tarvitsee runsaasti metsäpeitteisyyttä vähintäänkin maisematason mittakaavassa. Tätä käsitystä tukee myös metsotiheyden kasvu metsämaan osuuden kasvaessa 50 km x 50 km ruuduilla Etelä- ja Keski-Suomessa. Myös Kainuun metsonsoitimien kukkomäärä oli positiivisessa yhteydessä kasvatusmetsiin ja negatiivisessa yhteydessä useisiin vähäpuustoisiin ja aukeisiin maisemaluokkiin aina suurimpaan, neljän kilometrin tarkasteluasteeseen saakka. Laajan mittakaavataason metsäpeitteisyyden merkitys on todettu myös muissa viimeaikaisissa metsoa koskevissa tutkimuksissa Suomessa (mm. Kurki ym. 2000, Sirkkiä 2010).

Myös nuoret metsät kelpaavat

Metsotiheyden ja nuorten kasvatusmetsien osuuden välillä oli positiivinen yhteys läpi koko Suomen. Myös metson soidinympäristöissä sekä talven ja loppukesän elinympäristöissä Pohjois-Suomessa nuoria kasvatusmetsiä oli enemmän kuin keskimääräisessä maisemakuvassa tai metsottomissa verrokkimaisemissa. Myös muut viimeaikaiset tulokset ovat samansuuntaisia: metson soitimien on havaittu palanneen nuoriin kasvatusmetsiin myös Keski-Suomessa ja Norjassa (Rolstad ym. 2007, Valkeajärvi ym. 2007). Saatujen tulosten perusteella suomalainen talousmetsä saavuttaa metsolle soveliaan rakenteen jo 30–40 vuodessa, maan eteläosissa luultavasti jopa nopeammin. Meikäläiset talousmetsät näyttävät siis saavuttavan metsoille soveliaan rakenteen nopeammin kuin mitä Ruotsissa (70, jopa 90 vuotta; Swenson & Angelstam

Photo: Janne Miettinen



Photo: Veli-Matti Väänänen



Metsolle tärkeä metsän rakennepiirre on monikerroksisuus. Latvuspeitto, suoja maanpinnan tasolla sekä mustikan ja muiden marjojen saatavuus ovat keskeisiä metson viihtyvyyteen vaikuttavia tekijöitä.

Canopy cover, cover on the ground, and the availability of pine and bilberry are important for the capercaillie.

1993) tai Norjassa (40–50 vuotta; Rolstad & Wegge 1990) on aiemmin arvioitu. Kun tulos suhteutetaan talousmetsän keskimääräiseen kiertoaikaan, tulee esiin talousmetsien hyvä potentiaali metson elinympäristönä. Kiertoaika suomalaisessa talousmetsässä vaihtelee jotakuinkin 70 ja 120 vuoden välillä (Anon. 2006). Tulosten valossa on aihetta optimismiin, sillä talousmetsä on kehitysvaiheensa puolesta metsolle soveliaassa vaiheessa suurimman osan kiertoaikastaan. Käytännössä liian tehokas metsien käsittely kuitenkin laskenee metson elinmahdollisuuksia merkittävästi.

Käyttökelpoisuus voi myös laskea kiertoaajan kuluessa

Metson kannalta olisi toivottavaa, että tietyn kehitysvaiheen saavutettuaan metsikkö säilyisi laadukkaana metson elinympäristönä aina uudistushakkuuseen saakka, kuten aiemmin on arvioitu (mm. Rolstad & Wegge 1990). Saatujen tulosten mukaan ainakin Pohjois-Suomen talousmetsissä tämä oletamus osoittautui kyseenalaiseksi metson käyttäessä varttuneita metsiä (uudistuskypsät metsät ja varttuneet kasvatusmetsät) odotettua vähemmän sekä kesällä että talvella. Metsotiheyden

Photo: Veli-Matti Väänänen



Suomalaiset talousmetsät saavuttavat metsolle sopivia rakennepiirteitä jo 30–40 vuoden iässä, mutta niiden käyttökelpoisuus metsoympäristönä voi taantua pahoin harvennusten jälkeen.

Capercaillie uses relatively young managed forests, and 30- to 40- year old forests (young thinning stands) have some suitable characteristics for the capercaillie.

havaittiin kasvavan varttuneiden metsien osuuden kasvaessa vain Etelä-Suomessa. Pohjois-Suomessa 1990-luvun alun aineistossa ilmennyt uudistuskypsien metsien suurempi osuus metson havaintopaikkojen ympäristöissä verrattuna niiden tarjollaoloon riistakolmioiden laskentalinjoja ympäröivillä puskurivyöhykkeillä ei myöskään tullut esiin enää noin 10 vuotta myöhemmin (jolloin metsot suosivat nuoria kasvatusmetsiä). Ainoan poikkeuksen Pohjois-Suomen tuloksissa muodostavat poikuehavainnot, joiden ympäristöissä oli enemmän varttunutta kasvatusmetsää kuin verkkimaisemissa.

Havaittuun muutokseen 1990-luvun alusta 2000-luvun alkuun on ainakin kolme mahdollista osasyitä. Näitä ovat 1950- ja 1960-luvuilla hakatujen niin sanottujen suurten metsäikäluokkien kasvu metsolle käyttökelpoisiin mittoihin sekä uudistuskypsien metsien keskimääräisen laadun taantuminen. Myös uudistuskypsien metsien pirstoutuminen lienee yksi mahdollinen osatekijä, sillä maisemaluokkien sijainnin maisemassa (ts. mai-

seman konfiguraation) tiedetään voivan vaikuttaa lajien elinympäristövalintaan (mm. Legendre ym. 2002). Nuoret kasvatusmetsät muodostavat erityisesti Pohjois-Suomessa laajoja yhtenäisiä alueita, jotka täyttävät metson tilavaatimukset. Sen sijaan uudistuskypsien metsien kohdalla tilanne on toinen. Aiemmin ne muodostivat suuria yhtenäisiä alueita, mutta metsän käsittely-yksiköiden pienentyttyä niiden osuus on nykyisin suuri maisemissa, joissa metson kannalta epäedullisten luokkien – aukeiden ja taimikoiden – osuudet ovat suuria (esim. Miettinen ym. 2008, 2010). Siten niistä voi olla merkittävä osuus pieninä erillisinä saarekkeina metson kannalta käyttökeltottomissa maisemissa. Toisaalta, tulokset säilyivät likimain ennallaan vaikka tarkastelu rajattiin vain suuriin yhtenäisiin uudistuskypsiin metsiin (> 100 ha) tai maisemaluokkien keskinäisiä vaikutussuhteita poistettiin käyttämällä osittaiskorrelaatiota. Tulosten tulkinnan kannalta selkeyttävä havainto on lopulta se, että metson kangasmetsien käytön voimakas aleneminen tapahtui jo ensiharvennusvaiheessa, siirryttäessä läpimittaluokkaan 16.5 cm (metsäaineistossa kankailla ensiharvennuksen jälkeinen puuston keskiläpimitta on useimmiten 15–17 cm, keskiarvo 15.9 cm). Suuri osa aineiston varttuneista kasvatusmetsistä kuuluu nuorten kasvatusmetsien kanssa samaan ryhmittymään, suuriin metsäikäluokkiin, ja varttuneiden kasvatusmetsien keskimääräinen sijainti maisemassa onkin Pohjois-Suomessa lähes identtinen nuorten kasvatusmetsien kanssa (ks. Miettinen ym. 2008, taulukko 3). Näin ollen ainakaan tätä jyrkkää alenemaa metson elinympäristökäytössä ei voi selittää spatiaalisilla tekijöillä (ts. maiseman konfiguraatiolla), vaan syyt alentuneeseen käyttöön löytyvät metsikkö-tason tekijöistä.

Kangasmetsien läpimittaluokasta 16,5 cm alkan van vähäisen elinympäristön käytön syitä voivat olla ainakin vertikaalisen suojan väheneminen, horisontaalisen suojan väheneminen sekä hakkuutähteet. Harvennushakkuissa latvuspeitto ja sen metsolle tarjoama suoja (vertikaalinen suoja) laskee, mutta säilyy silti kohtuullisen korkeana aina kiertoajan loppuun saakka. Myös hakkuutähteet voivat vaikeuttaa metson elämää eri tavoin. Hakkuutähteet voivat haitata erityisesti poikasten liikkumista. Tämä vaikutus tosin kestää vain joitakin vuosia, sillä tähteet lahoavat kohtalaisen nopeasti. Hakkuutähteet myös peittävät alleen varpukasvillisuuden ja voisivat siten merkittävästi heikentää metsoympäristön laatua vähentämällä mustikan ja muiden varpujen peitteisyyttä. Tosin viimeaikaisten tutkimusten mukaan harvennusten jälkeiset alenemat mustikan peitteisyydessä eivät olisi erityisen suuria (Lakka & Kouki 2009, Miina ym. 2009). Lisäksi harvennukset lisäävät mar-

jasatoja (mm. Miina ym. 2009). Tämä helpottaa varttuneiden poikueiden ravinnonsaantia, joskin tästä koitua hyöty metsokannoille voi olla kyseenalainen, mikäli harvennetuissa metsissä ei ole suojaa maanpinnan läheisyydessä. Jatkuvan ravinnonsaannin tarve voi ajaa poikueet harvennetuihin varttuneisiin kasvatusmetsiin suojattomuuden uhallakin, jolloin kasvava alttius predaatiolle voi koitua populaatiotasolla ravinnontarjonnan tuomaa hyötyä suuremmaksi. Juuri vähentynyt suoja maanpinnan läheisyydessä (horisontaalisen suojan puute) voikin muodostaa voimakkaan ja pitkäaikaisen, kiertoajan loppuun kestävä heikkenemisen metson elinympäristön laadussa.

Metso viettää lumettomana aikana pääosan ajastaan maassa (mm. Seiskari 1962), jolloin se tarvitsee suojaa maanpinnan läheisyydessä erityisesti petonisäkkäitä ja kanahaukkaa vastaan (Kvasnes & Storaas 2007). Horisontaalisen peitteisyyden puute (ts. vähäinen suojan maanpinnan läheisyydessä) voi lisätä metsäkanalintujen pesätappioita (Ludwig 2007) ja soidinpaikalla metson on havaittu suosivan keskimäärin 20–50 metrin horisontaalista näkyvyyttä (Valkeajärvi & Ijäs 1986). Puuston tiheysvaihtelu tiedetään metsolle tärkeäksi metsän rakennetekijäksi (Rolstad 1989a) ja metsokukat oleskelevat usein tiheikön reunaosassa, jonka vieressä on pakenemiseen soveltuva avoimempaa maastoa (Rolstad & Wegge 1989b, Helle ym. 1990, Gjerde 1991). Vanhoissa luonnonmetsissä sekä muissa metsikkörakenteeltaan monipuolisissa metsissä suoja maanpinnan läheisyydessä ja tiheysvaihtelua on tarjolla runsaasti. Myös nuoressa talousmetsässä (nuori kasvatusmetsä) voi olla sekä korkea latvuspeittävyys että riittävästi suoja maanpinnan läheisyydessä. Harvennusten myötä metsikön puusto- ja pensaskerroksen rakenne yksipuolistuu (Utterer ym. 1997, Lilja & Kuuluvainen 2005), eivätkä suurten mäntyjen tai koivujen latvukset ulotu riittävän lähelle maanpintaa tarjotakseen suoja maassa olevalle linnulle. Puustorakenteen monipuolisuuden merkitys metsolle onkin tuotu esiin myös aiemmin (Helle ym. 1987, Lindén ym. 2000). Erityisesti Pohjois-Suomessa yleisillä karuilla kasvupaikoilla harvennuksin käsitellyissä, tasarakenteisissa varttuneissa männiköissä suoja maanpinnan läheisyydessä voi puuttua lähes tyystin.

Metsikkörakenteen vaikutukseen viittaa myös moni muu osatulos. Toisin kuin kankailla, suomet-sissä metson elinympäristön käyttöä kuvaava suhdelu ei laskenut selvästi suurimmissa läpimittaluokissa. Suomet-sä tiedetään puustorakenteeltaan monipuolisemmiksi kuin kangasmetsät (Sarkkola ym. 2004, Hotanen ym. 2006). Lisäksi metsotiheys kasvoi varttuneiden metsien osuuden kasvaessa

vain Etelä-Suomessa, jossa rehevien kasvupaikatyyppien osuus on suurempi (Tomppo 2000), mikä antaa paremmat edellytykset monipuolisemmalle metsikkörakenteelle (mm. pensaskerroksen kasvillisuus). Myös korprien suhteellinen osuus oli suuri metson loppukesän elinympäristöissä Pohjois-Suomessa. Sama tulos on saatu myös metson keskikesän poikueympäristöjä koskien Venäjältä (Wegge ym. 2005). Korprien osalta voi tosin olla kyse muustakin kuin sopivasta puustorakenteesta, sillä niissä on runsaasti hyönteisravintoa, jolla on suuri merkitys ainakin poikasille (Spidsø & Stuen 1988, Wegge ym. 2005).

Pohjoisessa metso suosii tiheimpiä metsiä

Metson on havaittu karttavan puustoltaan tiheimpiä metsiä (Gjerde 1991, Storch 1993). Pohjois-Suomessa kuitenkin juuri tiheäpuustoisimpia metsiä oli enemmän metsohavaintojen ympäristöissä kuin metsottomien verrokkipisteiden ympäristöissä. Vastaavasti harvapuustoisia metsiä metsoympäristöissä oli vähemmän kuin verrokkiaineistossa. Pohjois-Suomessa metsät ovat keskimäärin karuja ja harvapuustoisia, mikä selittää sen, ettei tiheimpien metsien välttelyä – ”ylitiheysefektiä” – havaittu. Sen sijaan puuston tiheysvaihtelun hyödyllisyydestä metsolle (mm. Helle ym. 1990) havaittiin viitteitä Kainuun soitimilla. Tähän viittaa suuri uudistuskypsyn metsän reunan määrän soitimien ympäristöissä. Suuren reunan määrän voi tulkita puuston tiheysvaihtelusta johtuvaksi metson pienipiirteiseksi rikkonaisuudeksi.

Aiemmat arviot harvennushakkuiden vaikutuksesta metson elinympäristöihin ovat vaihdelleet. Niiden on arvioitu olevan metsolle hyödyllisiä luontaisesti tiheissä metsissä (mm. Rolstad 1989, Storch 1993) tai likimain neutraaleja (Rolstad & Wegge 1989b, Gjerde 1991). Toisaalta niiden on arvioitu olevan metson kannalta haitallisia joko yksipuolistuvan puulajikoostumuksen (Seiskari 1962) tai vähenevän puuston kokovaihtelun (Lindén ym. 2000) vuoksi. Tämän työn tulokset viittaavat monin tavoin siihen, että vähenevä puuston kokovaihtelu, joka aiheuttaa suojapaikkojen puutetta maanpinnan tasolla, heikentäisi metson elinympäristön laatua ainakin Pohjois-Suomessa.

Metson elinympäristön rakennepiirteitä ja talousmetsät niiden valossa

Metso on sopeutunut luonnonmetsiin. Luonnonmetsien rakennepiirteitä löytyy kuitenkin myös talousmetsistä – tosin kovin vaihtelevissa määrin. Suomalaisessa talousmetsien luonnonhoidossa pyritään jo nykyisin säästöpuiden avulla lisäämään lahopuun ja suurien puuyksilöiden mää-

rää erityisesti hyönteisten ja kolopesijöiden elinmahdollisuuksien turvaamiseksi. Ainakin suurten puuyksilöiden määrän kasvusta voi hyötyä koitua myös metsolle (Picozzi ym. 1992). Tämän tutkimuksen ja aiemman tutkimustiedon synteessin tuloksena metsolle tärkeiksi metsän rakennepiirteiksi voidaan arvioida ainakin maisematason metsäpeitteisyys, latvuspeitto, peitteisyys maanpinnan läheisyydessä ja männyn sekä mustikan runsaus. Yksittäisistä maisemaluokista metson, erityisesti poikueiden suosisissa korvissa yhdistyvät monet lajin kannalta tärkeät metsän rakennepiirteet, ja niitä voikin luonnehtia metson kannalta avainbiotoopeiksi.

Edellisten rakennepiirteiden valossa talousmetsien nykytila vaikuttaa parantuneen viimeisten vuosikymmenten aikana. Valtaosa 1950- ja 1960-luvuilla uudistushakatuista ”suurista metsäikäloukista” on saavuttanut Pohjois-Suomessakin metsolle riittävät rakennepiirteet 1990-luvun puolivälin aikoihin. Tuolloin metsolle tarjolla olevien elinympäristöjen määrä on lisääntynyt nopeasti. Tämä lienee ainakin osasy siihen, että metson kannantiheys on Suomessa 1990-luvun lopussa ja 2000-luvun alkuaikoina tasaantunut (mm. Helte ym. 2003). Koko Suomen mittakaavassa metsäpeitteiseksi luokiteltava ala (kasvatusmetsät ja uudistuskypsät metsät) on myös kasvamassa (Anon. 1992, 2005, Löfman & Kouki 2001). Tämä luo varovaista toiveikkua siitä, että metsokannoilla olisi edellytyksiä vahvistua.

Peitteisten metsien (kasvatusmetsät sekä uudistuskypsät metsät) yhteenlaskettu osuus on Suomessa keskimäärin 43 % maa- ja vesialueiden yhteisalasta. Lapissa, Kainuussa, Keski-Suomessa, Savossa ja Pohjois-Karjalassa tämä osuus on yli 50 % (Anon. 2008). Näillä alueilla potentiaaliset metson elinympäristöt sijaitsivat tavallisesti verrattain lähellä toisiaan (mm. Gardner ym. 1987, Andrén 1994), ja siten on olemassa hyvät edellytykset elinkelpoisten metson elinpiirien muodostumiseen. Rolstadin ja Weggen (1987, 1989a) esittämän mallin mukaisesti runsasmetsäisillä (> 50 %) alueilla pienipiirteinen maiseman rikkonaisuus olisi hyödyllistä metsolle. Tätä mallia tukivat havainnot Kainuun metsonsoitimilta sekä Sirkkiän ym. (2011) tulokset, joiden mukaan soimit säilyvät paremmin runsasmetsäisillä alueilla, jos ne ovat pienipiirteisesti rikkonaisia. Niinpä näillä alueilla metsiköiden pieni keskikuvio koko olisi metson kannalta hyödyllinen. Siten metsätalouden ja metson elinympäristöjen yhteensovittamisessa voisi olla mielekäästä jakaa suuria metsiköitä esimerkiksi kahteen osaan, joista monipuolisemman puustorakenteen omaavaa kasvatettaisiin pidempää kiertoaikaa käyttäen ja puustorakenteeltaan yksipuolisempi uudistettaisiin aiemmin.

Aivan Suomen eteläisimmissä ja lounaisimmissa osissa laajan mittakaavataso metsäpeitteisyys on kuitenkin pieni, ja edelleen lisääntyvä ihmistoiminta (asutus, tiet, pellot jne.) vähentää sitä edelleen. Esimerkiksi etelärannikon alueella ihmistoiminnan käyttämän alan osuus on kasvanut 29 prosentista 36 prosenttiin 1970-luvulta 1990-luvulle (Anon. 1976, 2005). Joillakin alueilla suuri osa metsolle sinällään kelpoista metsiköistä voi sijaita niin pieninä ja toisistaan eristyneinä saarekkeina, ettei laji kykene niitä hyödyntämään, joten alue-ekologinen suunnittelu olisi tarpeen elinkelpoisten kokonaisuuksien muodostamiseksi. Tämän metsäalueiden ja metsopopulaatioiden eristymiseen johtavan kehityskulun ehkäisemiseksi on ehdotettu myös laajan mittakaavataso metsäsiltoja (Lindén ym. 2000).

Tulevaisuuden uhkia metson elinympäristöille voivat muodostaa myös mahdollinen laajamittainen puun energiakäyttö ja metsien hoitorästit. Alaharvennusperiaatteella tapahtuva energiapuun korjuu voi johtaa hyvin yksipuoliseen metsikkö-rakenteeseen, ja kantojen nosto uudistusaloilta vähentää metsolle tärkeää varpukasvillisuutta. Erityisen vakava uhka metsolle voisi olla laajamittainen hyvin lyhyen kiertoajan energiapuun kasvatusta, jolloin metsikkö ei välttämättä lainkaan saavuta kiertoaikansa kuluessa metsolle soveliaasta rakennetta. Sen sijaan korkea vanhojen ja järeiden tukkien hinta tukisi pitkiä kiertoaikoja ja sitä kautta korkeaa metsäpeitteisyyttä. Nuorten metsien hoidon viivästyminen tai täysi hoitamattomuus viivästyttää puuston kehitystä metsolle soveliaisiin mittoihin. Esimerkiksi vuonna 2007 arvioidusta taimikonhoidon kokonaistarpeesta (350 000 ha) saatiin tehtyä 70 prosenttia (Anon. 2008), joten hoitovaje on laajamittainen. Jälleen yleistymässä olevan lannoituksen vaikutukset metson elinympäristöihin lienevät puolestaan pienehköt. Lannoitus tehdään yleensä siinä vaiheessa kiertoaikaa, jolloin metsikkö on jo nuori kasvatusmetsä (ja metsolle soveliaassa kehitysvaiheessa). Siten lannoituksen kasvua nopeuttava vaikutus lyhentää sitä aikaa, jonka se on metson kannalta soveliaassa kehitysvaiheessa. Toisaalta lannoitus voi myös rehevöittää varpukasvillisuutta ja pensaskerrostoa sekä muuta alikasvosta ja siten hyödyttää metsoa.

Mustikka tiedetään metsolle tärkeäksi lajiksi sekä ravintokasvina että poikasille erityisen tärkeiden hyönteisten isäntäkasvina (mm. Storch 1993). Avohakkuuta seuraavina vuosina mustikka taantuu kuten myös siitä riippuvaiset hyönteiset, eikä tarjolla ole juuri lainkaan suojaa pedoilta. Mustikan keskipeitteisyys on vähentynyt Suomessa alle puoleen sitten 1950-luvun (Salemaa 2000). Toisaalta mustikka toipuu avohakkuun jälkeen muutamassa vuosikymmenessä (Salemaa 2000) jota-

metso voi tarpeen tullen piiloutua, mutta joista kuitenkin on tarvittaessa esteetön pakoreitti. Toinen tapa on jättää riistatiheikköjä, joissa alikasvoksen lisäksi lisäksi säästetään noin aarin kokoinen tiheä ryhmä vallitsevasta puustosta, esimerkiksi kaksi tiheikköä hehtaaria kohden (Anon. 2010). Mikäli sopivia alikasvosryhmiä ei ole tarjolla, voidaan näillä paikoilla jättää vallitseva puustokerros tavanomaista tiheimmäksi. Puuston koko- ja tiheysvaihtelun lisäksi on kyse puulajivaihtelusta, siis sekametsäisyydestä. Kuusien säilyttäminen mänty- tai koivuvaltaisissa metsissä edesauttaa säilyttämään suojaa maanpinnan läheisyydessä kuusen pitkän latvuksen ansiosta. Männyn säilyttäminen sekapuuna puolestaan turvaa metson talviravinnon saatavuutta. Alikasvoksen säästämistä, pienialaisista tiheiköistä tai esimerkiksi pienen kuusisekoituksen säästämisestä ei aiheudu metsänomistajalle juuri lainkaan kustannuksia. Enintään 1 000 alikasvospuuta hehtaarilla ei haittaa vallitsevan puuston kasvua merkittävästi (Saksa ym. 2002). Sen sijaan sillä on potentiaalia seuraavan kiertoajan metsänuudistamisessa (Hyppönen ym. 2002). Myöskään pienialaiset tiheiköt tai pieni määrä karuilla kasvupaikoilla mäntyä heikommin kasvavaa kuusta eivät tuo merkittäviä kustannuksia. Näihin elinympäristöjen hoitotoihin voisivat myös metsästyseurat osallistua. Toimien yhteistyössä metsänomistajien kanssa voidaan merkitä harvennushakkuu- tai taimikonhoitokohteille sopivia alikasvosryhmiä tai riistatiheiköitä.

Metson elinympäristöjen hoidon menetelmä, joka samalla tukee metsien talouskäyttöä, on edistää taimikoiden nopeaa kehitystä kohti metsolle sopivaa rakennetta. Uuden puusukupolven mahdollisimman nopea aikaansaaminen sekä ajallaan tehty taimikonhoito nopeuttavat puuston kasvua ja metsikön kehitystä metsolle sopiviin mittoihin. Toisaalta kaavamainen taimikonhoidon toteutus johtaa turhan yksipuoliseen metsikkörakenteeseen ja edelleen suojan puutteeseen maanpinnan läheisyydessä myöhemmässä kehitysvaiheessa. Siksi olisikin tärkeää säästää paikoin pienikokoista puustoa jo taimikonhoitovaiheessa.

Laajan mittakaavatasoisen metsäpeitteisyyttä on erityisen tärkeää turvata eteläisimmän Suomen vähämetsäisimmillä alueilla. Niillä metson elinympäristöjen hoidon ensisijainen tavoite on metsäisyyden ja metsäisten alueiden välisten yhteyksien turvaaminen. Erityisen tärkeää olisi myös säilyttää olemassaolevat metson soittimet noudattaen olemassa olevia hoito-ohjeita (Valkeajärvi & Ijäs 1987, Helle ym. 1999). Mutta kuten Keski-Euroopassa on nähty, pienet ja erilliset metsoesiintymät usein hiipuvat ja katoavat yksi toisensa jälkeen maise-mamittakaavan hoitotoimista huolimatta (mm. Storch 2000). Pienissä populaatioissa olemassa

olevan satunnaistekijöistä johtuvan tuhoutumisriskin myötä myös vielä laajemman mittakaavatasoisen toimet ovat tarpeen. Metson paikallisesiintymien ja potentiaalisten elinympäristöjen yhteydet toisiinsa olisi tarpeen turvata myös laajan mittakaavan metsäsiltojen avulla (Lindén ym. 2000, Sirkiä 2010). Tähän voidaan käyttää alue-ekologista suunnittelua, jossa pyritään turvaamaan yhteydet tunnistamalla niiden kannalta tärkeimpiä kohteita ja kohdentamalla hoitotoimia niihin sekä vaikuttamalla ihmistoiminnan käytössä olevien alueiden sijoitteluun. Laajimman mittakaavatasoisen toimissa yhteiskunnan tuki olisi välttämätöntä.

Maisematasoisen metsäpeitteisyyttä voidaan kasvattaa myös metsänomistajien toimin, joskin tämä onnistuu ainoastaan pitkällä aikajänteellä ja saavuttaa merkittävät mittasuhteet vain jos riittävän monet tekevät samansuuntaisia valintoja. Kiertoajan jatkaminen uudistuskypsyden jo saavuttaneessa metsikössä on kuitenkin taloudellisessa mielessä erittäin kallis vaihtoehto, sillä uudistuskypsään metsään sitoutunut pääoma on suuri (ks. Hyttiäinen ym. 2006). Taloudelliselta kannalta hyvä tulos saavutetaan käyttämällä jo harvennussivaiheessa mahdollisuuksien mukaan yläharvennusta, jolla saavutetaan 10–20 vuotta pidempi kiertoaika kuin normaalisti käytetyllä alaharvennusmenetelmällä (Anon. 2006). Pitkä kiertoaika lisää metsäpeitteisyyttä, metsäpeitteisten metsien kytkeytyneisyyttä ja mustikan määrää. Myös uudistusalojen säästöpuuryhmät edistävät mustikkavarvikon säilymistä, ja jos metsiköstä löytyy erityisen runsasvarvikkoisia ositteita, voidaan säästöpuuryhmät jättää juuri näille kohdille.

Korvet ja soittimet ovat erityiskohteita, joilla metsänomistaja voi harkita pitkää kiertoaika, metsikön kasvattamista erirakenteisena tai jopa talouskäytöstä pidättäytymistä halutessaan vaalia metson elinympäristöjä. Joissakin tapauksissa korvien säästämiseen tai soittimen hoitoon voi saada tukea kestävän metsätalouden rahoituslain mukaisen ympäristötuen tai METSO-ohjelman (Etelä-Suomen metsien monimuotoisuuden toiminta-ohjelman) kautta. Nämä mahdollisuudet kannattaa selvittää esimerkiksi paikallisen metsänhoitoyhdistyksen avulla.

Metsän käyttöä koskevista asioista päättää metsänomistaja. Tämä pätee myös metson elinympäristöjen hoidossa, mikä pohjautuu täysin vapaaehtoisuuteen. Metsänomistajat lienevät tulevaisuudessa kuitenkin yhä tietoisempia metsän eri käyttömuotojen yhteensovittamisen mahdollisuuksista sekä kiinnostuneempia talousmetsien luonnonhoidosta. Metson elinympäristöjen hoitoon soveltuvista menetelmistä monet ovat myös metsän talouskäytön kannalta haitattomia tai jopa hyödyllisiä. Lisäksi menetelmät ovat käytettävissä

periaatteessa kaikilla Suomen miljoonilla talousmetsähehtaareilla. Yhdessä nämä tekijät luovat toiveita siitä, että metson elinympäristöjen hoitomenetelmät löytävät tiensä myös käytäntöön. Parhaimmillaan tämä voisi tietää valtavaa määrää laadultaan parantuneita tai uusia elinympäristöjä metsolle – ja muille metsolan asukkaille.

Kiitokset. Tässä työssä oli käytössä riistakolmiolaskenta-aineisto, joka on maailmanlaajuisesti ainutlaatuinen. Se on erittäin merkittävä tutkimuksen voimavara. Riistakolmiolaskentoihin osallistuneiden henkilöiden työpanos on ollut tämän työn kannalta täysin korvaamaton. Suuret kiitokset kuuluu myös riistakolmiolaskennoista vastaaville tutkimus- ja metsästäjäorganisaatioille sekä Metsähallitukselle ja Metsäntutkimuslaitokselle, joilta tutkimuksen metsäaineistot on saatu käyttöön. Kiitän myös kaikissa väitöskirjan osatöissä mukanaolleita Pekka Niemelää, Pekka Hellettä ja Ari Nikulaa, jotka olivat matkan varrella tärkeitä työkavereita ja tutkimustyön ohjaajia. Kiitokset kuuluvat myös Ahti Putaalalle sekä tuntemattomalle arvioijalle arvokkaista kommentteista käsikirjoitukseen, samoin monille muille tutkimukseen osallistuneille henkilöille.

Summary: Capercaillie habitats in managed forests

Capercaillie *Tetrao urogallus* is a highly respected game species and has indicator- and umbrella-species characteristics. A high proportion of forest owners would like to include e.g. the biological diversity or the richness of game species as objectives of forest management. The ultimate objective of my doctoral thesis was to increase the welfare produced by the forests. I studied several types capercaillie habitats in Finland in several scales (Fig. 1) in order to detect some characteristics of forests, which are important for the capercaillie. Those can lead to novel methods in the management of capercaillie habitats in the commercial forests. This, in turn, would improve the forest owner's possibilities to combine the ecological and economical objectives of the forestry.

In the first work 42 capercaillie leks were studied in Eastern Finland in 11 scales from 250 to 4 000 meters, and the leks were compared to 50 average landscapes (Fig. 2). Satellite-based landscape data was divided to eight landscape classes, and e.g. class proportions, mean patch sizes and edge densities were studied. In the second work, landscape composition was compared with the capercaillie density in Finland using large scale. The study units were 50 km x 50 km grid cells. Landscape class proportions based on the national forest inventory NF18 and capercaillie densities on the wildlife triangle counts from 1989 to 2000. In the third work, the composition of capercaillie location surroundings from the wildlife triangle summer counts from years 1989–1992 and 2000–2003 were compared to the available landscapes in Northern Finland. In the fourth work, the

location surroundings from the wildlife triangle summer counts from years 2000–2003 and from the winter counts from years 1998–2004 were compared to the reference, non-capercaillie landscapes at the same study area. In these studies Metsähallitus forest planning data formed the landscape data.

The results showed that capercaillie uses relatively young managed forests, and 30–40 years old forests (young thinning stands) obviously have some suitable characteristics for the capercaillie (Fig. 2–7). The habitat quality may decrease in the later successional stages of forest, however, since capercaillie used mature forests less than what was expected based on the previous studies. Capercaillie also preferred the densest available forests and avoided the open ones.

The large-scale forest cover, which can be seen as a prerequisite for the vital capercaillie populations, can be increased using long rotations and uneven-aged forest management. Spruce mires and capercaillie lekking sites are in a key role for the capercaillie. The forest owners could consider uneven-aged management, long rotation periods or even leasing those outside of the commercial forestry. Large-scale forest planning would also be needed to ensure the connections between the forested areas. There are, however, also many ways to develop the capercaillie habitats within the ordinary, single-cohort, forest management. Only minor changes need to be made to the management practices. Understorey management that saves some groups of understorey trees, can help to maintain the sufficient cover on the ground (horizontal cover) in the older stages of forest. Also saving small untreated parts in thinning and maintaining the spruce mixture maintains the cover on the ground. Furthermore, thinning from top causes no (economical) costs and leads to 10–20 years longer rotation period. The management of young forest (planting of trees, thinning of a seedling stand etc.) makes costs for the forest owner (own work or money). Probably therefore thinning of a seedling stand are done much less than the estimated need is. The management of young forest, however, combines the economical goals with an ecological one: it ensures the future incomes and accelerates the stand development towards the suitable stand structure for the capercaillie to 20-year longer rotation periods and thus to increased forest cover on the larger scales.

The forest owners make the decisions concerning their forests, and capercaillie habitat management is completely free-willing. In future, the forest owners are most probably increasingly aware of the possibilities concerning the multiobjective forestry and more interested in the ecological aspects of forestry. Many of the capercaillie habitat management methods are also easy to combine with the ordinary forest management. Those can also be applied to all managed forests in Finland. This means millions and millions of hectares. Together these factors create hopes that these methods find their way to the practice. In the best possible scenario this would lead to huge amounts of upgraded or new habitats for the capercaillie and other forest-dwelling species.

Kirjallisuus/References

- 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.
- Anon. 1976: Metsätalostollinen vuosikirja 1976. – Metsäntutkimuslaitos (in Finnish).
- Anon. 1992: Metsätalostollinen vuosikirja 1992. – Metsäntutkimuslaitos (in Finnish).
- Anon. 2005: Metsätalostollinen vuosikirja 2005. – Metsäntutkimuslaitos (in Finnish).
- Anon. 2006: Hyvän metsänhoidon suositukset. 59 s. – Metsätalouden kehittämisskeskus Tapio (in Finnish).
- Anon. 2008: Metsätalostollinen vuosikirja 2008. – Metsäntutkimuslaitos (in Finnish).
- Anon. 2010: Hyvän metsänhoidon suositukset energiapuun korjuuseen ja kasvatukseen. 31 s. – Metsätalouden kehittämisskeskus Tapio (in Finnish).
- Cody, M. L. 1974: Competition and the structure of bird communities. Princeton University Press.
- Dutilleul, P. 1993: Modifying the t-test for assessing the correlation between two spatial processes. – *Biometrics* 49: 305–314.
- Gardner, R.H., Milne, B.T., Turner, M.G. & O'Neill, R.V. 1987: Neutral models for the analysis of broad-scale landscape pattern. – *Landscape Ecol.* 1: 19–28.
- Gjerde, I. 1991: Cues in winter habitat selection by capercaillie. I. Habitat characteristics. – *Ornis Scand.* 22: 197–204.
- Helle, P. & Helle, T. 1991: Miten metsärakenteen muutokset selittävät metsäkanalintujen pitkän aikavälin kannanmuutoksia? (Summary: How do changes in forest structure explain recent changes in Finnish grouse populations?). – *Suomen Riista* 37: 56–66.
- Helle, P., Jokimäki, J. & Lindén, H. 1990: Metsokukkojen elinympäristövalinta Pohjois-Suomessa – radiotelemetrinen tutkimus (Summary: Habitat selection of the male capercaillie in northern Finland: a study based on telemetry). – *Suomen Riista* 36: 72–81.
- Helle, P., Helle, T. & Lindén, H. 1994: Capercaillie (*Tetrao urogallus*) Lekking Sites in Fragmented Finnish Forest Landscapes. – *Scand. J. For. Res.* 9: 386–396.
- Helle, P., Belkin, V., Bljundnik, L., Danilov, P. I. & Jakimov, A. 2003: Metsäkanalintukannat Suomessa ja Venäjän Karjalassa (Summary: Changes in grouse populations in Finland and Russian Karelia during recent decades). – *Suomen Riista* 49: 32–43.
- Helle, P., Lindén, H., Aarnio, M. & Timonen, K. 1999: Metso ja metsien käsittely. Tietoa käytännön metsätaloudelle. – Metsähallituksen metsätalouden julkaisuja 20. Oy Edita Ab, Helsinki (in Finnish).
- Helle, T., Taskinen, E., Lindén, H. & Hokka, P. 1987: Metsäkanalintujen elinympäristöt ja metsätalous (Summary: Tetraonid habitats and forestry). – *Suomen Riista* 34: 77–95.
- Henttonen, H. 1989: Metsien rakenteen muutoksen vaikutuksesta myyräkantoihin ja sitä kautta pikkupetoihin ja kanalintuihin – hypoteesi (Summary: Does an increase in the rodent and predator densities, resulting from modern forestry, contribute to the long-term decline in Finnish tetraonids?). – *Suomen Riista* 35: 83–90.
- Hjorth, I. 1970: Reproductive behavior in Tetraonidae with special reference to males. – *Viltrevy* 7: 381–587.
- Hotanen, J.-P., Maltamo, M. & Reinikainen, A. 2006: Canopy stratification in peatland forests in Finland. – *Silva Fennica* 40: 53–82.
- Hypönen, M., Saksa, T. & Valkonen, S. 2002: Alikasvokset ja nykypäivän metsänhoito. – Teoksessa: Moilanen, M. & Saksa, T. Alikasvokset metsänuudistamisessa. Varjosta valoon. – Metsälehti Kustannus. Gummerus Kirjapaino Oy, Jyväskylä. ss. 13–17 (in Finnish).
- Hyytiäinen, K., Tahvonen, O. & Valsta, L. 2006: Taloudellisesti optimaalisista harvennuksista ja kiertoajoista männylle ja kuuselle. (<http://www.metsavastaa.net/tutkimustietoa-metsanhoitosuosituksiin>) (in Finnish).
- Kangas, J. & Kokko, A. (toim.) 2001: Metsän eri käyttömuotojen arvottaminen ja yhteensovittaminen. Metsän eri käyttömuotojen yhteensovittamisen tutkimusohjelman loppuraportti. – Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 800. 366 s. (in Finnish).
- Karppinen, H., Hänninen, H. & Ripatti, P. 2002: Suomalainen metsänomistaja 2000. – Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 852. 83 s. (in Finnish).
- Kauhanen, H., Kuuluvainen, T., Ylisirniö, A.-L. & Huhta, E. (toim.) 2008: Pohjoiset havumetsät – tutkimustuloksia ekologiseen metsänhoitoon. – Metsäntutkimuslaitos. 82 s. (in Finnish).
- Kurki, S., Nikula, A., Helle, P. & Lindén, H. 2000: Landscape fragmentation and forest composition effects on grouse breeding success in boreal forests. – *Ecology* 81: 1985–1997.
- Kvasnes, M. A. J. & Storaas, T. 2007: Effects of harvest regime on food availability and cover from predators in capercaillie (*Tetrao urogallus*) habitats. – *Scand. J. For. Res.* 22: 241–247.
- Lakka, J. & Kouki, J. 2009: Patterns of field layer invertebrates in successional stages of managed boreal forest: Implications for the declining capercaillie *Tetrao urogallus* L. population. – *For. Ecol. Manage.* 257: 600–607.
- Legendre, P., Dale, M.R.T., Fortin M.-J., Gurevitch, J., Hohn, M. & Myers, D. 2002: The consequences of spatial structure for the design and analysis of ecological field surveys. – *Ecography* 25: 601–615.
- Leinonen, K. & Ermala, A. 1995: Metsästäjäprofiili 1993. Osaraportti 2. – Kala- ja riistaraportteja nro 33. (in Finnish).
- Lilja, S. & Kuuluvainen, T. 2005: Structure of *Pinus sylvestris* dominated forest stands along a geographic and human impact gradient in mid-boreal Fennoscandia. – *Silva Fennica* 39: 407–428.
- Lindén, H. 1981: Estimation of juvenile mortality in the capercaillie, *Tetrao urogallus*, and the black grouse, *Tetrao tetrix*, from indirect evidence. – *Finnish Game Res.* 39: 35–59.
- Lindén, H. 1991: Patterns of grouse shooting in Finland. – *Ornis Scand.* 22: 241–244.
- Lindén, H. (toim.) 2002: Metsäkanalintutkimuksia: Poikasaika. – Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, Metsästäjien keskusjärjestö. Gummerus Kirjapaino Oy, Saarijärvi (in Finnish).
- Lindén, H. & Pasanen, J. 1987: Metsien pirstoutuminen metsokantojen uhkana (Summary: Capercaillie leks are threatened by forest fragmentation). – *Suomen Riista* 34: 66–76.
- Lindén, H. & Sorvoja, V. 1992: Metsästyspaineen vaikutus metsäkanalintukantoihin Suomessa – valtakunnallinen tarkastelu ja Oulaisten metsästystutkimus (Summary: Harvesting grouse in Finland: a detailed analysis of national statistics and an experimental harvesting study in Oulainen) – *Suomen Riista* 38: 69–78.
- Lindén, H., Danilov, P., Gromtsev, A., Helle, P., Ivanter, E. & Kurhinen, J. 2000: Large-scale forest corridors to connect the taiga fauna to Fennoscandia. – *Wildl. Biol.* 6: 179–188.
- Ludwig, G.X. 2007: Mechanisms of population declines in boreal forest grouse. – Dr. biol. thesis, Department of Biological and Environmental Science, University of Jyväskylä, Jyväskylä, Finland.

- Löfman, S. & Kouki, J. 2001: Fifty Years of Landscape Transformation in Managed Forests of Southern Finland. – *Scand. J. For. Res.* 16: 44–53.
- Marcström, V., Kenward R.E. & Engren, E. 1988: The impact of predation on boreal tetraonids during vole cycles: an experimental study. – *J. Anim. Ecol.* 57: 859–872.
- McTague, J.P. & Patton, D.R. 1989: Stand density index and its application in describing wildlife habitat. – *Wildl. Soc. Bull.* 17: 58–62.
- Miettinen, J. 2009: Capercaillie (*Tetrao urogallus*) habitats in managed Finnish forests – the current status, threats and possibilities (Metson elinympäristöt talousmetsissä – nykytila, uhat ja mahdollisuudet). – Väitöskirja, Joensuun yliopisto, metsätieteellinen tiedekunta/Academic dissertation, University of Joensuu, Faculty of forest sciences. Dissertations Forestales 90.
- Miettinen, J., Helle, P. & Nikula, A. 2005: Lek area characteristics of capercaillie (*Tetrao urogallus*) in eastern Finland as analysed from satellite-based forest inventory data. – *Scand. J. For. Res.* 20: 358–369.
- Miettinen, J., Helle, P., Nikula, A. & Niemelä, P. 2008: Large-scale landscape composition and capercaillie (*Tetrao urogallus*) density in Finland. – *Ann. Zool. Fenn.* 45: 161–173.
- Miettinen, J., Helle, P., Nikula, A. & Niemelä, P. 2009: Changes in Landscape-Scale Habitat Selection of Capercaillie (*Tetrao urogallus*) in Managed North-Boreal Forest. – *Silva Fennica* 43: 595–608.
- Miettinen, J., Helle, P., Nikula, A. & Niemelä, P. 2010: Capercaillie (*Tetrao urogallus*) habitat characteristics in north-boreal Finland. – *Silva Fennica* 44: 235–254.
- Miina, J., Hotanen, J.-P. & Salo, K. 2009: Modelling the abundance and temporal variation in the production of bilberry (*Vaccinium myrtillus* L.) in Finnish mineral soil forests. – *Silva Fennica* 43: 577–593.
- Moss, R., Oswald, J. & Baines, D. 2001: Climate change and breeding success: decline of the capercaillie in Scotland. – *J. Animal Ecol.* 70: 47–61.
- Pakkala, T., Pellikka, J. & Linden, H. 2003: Capercaillie *Tetrao urogallus* – a good candidate for an umbrella species in taiga forests. – *Wildl. Biol.* 9: 309–316.
- Picozzi, N., Catt, D.C. & Moss, R. 1992: Evaluation of capercaillie habitat. – *J. Appl. Ecol.* 29: 751–762.
- Rolstad, J. 1989: Habitat and range use of capercaillie *Tetrao urogallus* L. in southcentral Scandinavian boreal forests, with special reference to the influence of modern forestry. – Dr. agrig. Thesis, Department of Nature Conservation, Agricultural University of Norway, Ås, Norway.
- Rolstad, J. & Wegge, P. 1987: Distribution and size of capercaillie leks in relation to old forest fragmentation. – *Oecologia* 72: 389–394.
- Rolstad, J. & Wegge, P. 1989a: Capercaillie populations and modern forestry – a case for landscape ecological studies. – *Finnish Game Res.* 46: 43–52.
- Rolstad, J. & Wegge, P. 1989b: Effects of cutting Capercaillie (*Tetrao urogallus*) leks. II. Cutting Experiments in Southeastern Norway. – *Scand. J. For. Res.* 4: 111–127.
- Rolstad, J. & Wegge, P. 1990: Capercaillie habitat: a critical assessment of the role of old forest. – *Proceeding of the 4th International Grouse Symposium*, pp. 33–47.
- Rolstad, J., Rolstad, E. & Wegge, P. 2007: Capercaillie *Tetrao urogallus* lek formation in young forest. – *Wildlife Biol.* 13 (Suppl. 1): 59–67.
- Salemaa, M. 2000: Mustikka, *Vaccinium myrtillus*. – Teoksessa: Kasvit muuttuvassa metsäluonnossa. Tammi, Helsinki, s. 128–130. (Summary: Changes in the frequency and abundance of forest and mire plants in Finland since 1950).
- Saksa, T., Saarinen, M. & Valkonen, S. 2002: Alikasvoksen monet kasvat. – Teoksessa: Moilanen, M. & Saksa, T. Alikasvokset metsänuudistamisessa. Varjosta valoon. – Metsälehti Kustannus. Gummerus Kirjapaino Oy, Jyväskylä. ss. 19–30 (in Finnish).
- Sarkkola, S., Hökkä, H. & Penttilä, T. 2004: Natural development of stand structure in peatland Scots pine following drainage: results based on long-term monitoring of permanent sample plots. – *Silva Fennica* 38: 405–412.
- Sarkkola, S., Hökkä, H., Koivusalo, H., Nieminen, M., Ahti, E., Päivänen, J. & Laine, J. 2010: Role of tree stand evapotranspiration in maintaining satisfactory drainage conditions in drained peatlands. – *Can. J. For. Res.* 40: 1485–1496.
- Seiskari, P. 1962: On the winter ecology of the capercaillie, *Tetrao urogallus*, and the black grouse, *Lyrurus tetrix*, in Finland. – *Papers on Game Research* 22: 1–119.
- Sirkkiä, S. 2010: Effects of large-scale human land use on Capercaillie (*Tetrao urogallus* L.) populations in Finland. – Väitöskirja, Helsingin yliopisto, Bio- ja ympäristötieteellinen tiedekunta/Academic dissertation, University of Helsinki, Faculty of Biological and Environmental Sciences.
- Sirkkiä, S., Helle, P., Lindén, H., Nikula, A., Norrdahl, K., Suorsa, P. & Valkeajärvi, P. 2011: Persistence of Capercaillie (*Tetrao urogallus*) lekking areas depends on forest cover and fine-grain fragmentation of boreal forest landscapes. – *Ornis Fennica* 88: 14–29.
- Spidso, T. K. & Stuen, O. H. 1988: Food selection by capercaillie chicks in southern Norway. – *Can. J. Zool.* 66: 279–283.
- Storaas, T., Kastdalen, L. & Wegge, P. 1999: Detection of forest grouse by mammalian predators: A possible explanation for high brood losses in fragmented landscapes. *Wildl. Biol.* 5: 187–192.
- Storch, I. 1993: Habitat selection by capercaillie in summer and autumn: Is bilberry important? – *Oecologia* 95: 257–265.
- Storch, I. (toim.) 2000: Grouse Status Survey and Conservation Action Plan 2000–2004. WPA/BirdLife/SSC Grouse Specialist Group. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK and the World Pheasant Association, Reading, UK. X + 112 pp.
- Suter, W., Graf, R.F. & Hess, R. 2002: Capercaillie (*Tetrao urogallus*) and avian biodiversity: testing the umbrella-species concept. – *Conserv. Biol.* 16: 778–788.
- Swenson, J.E. & Angelstam, P. 1993: Habitat separation by sympatric forest grouse in Fennoscandia in relation to boreal forest succession. – *Can. J. Zool.* 71: 1303–1310.
- Toivonen, A.-L. 2009: Suomalainen metsästäjä 2008. Riista- ja kalatalous – Selvityksiä 19/2009. 22 s. (in Finnish).
- Tomppo, E. 1991: Satellite image-based National Forest Inventory of Finland. – In *Proceedings of the Symposium on Global and Environmental Monitoring, Techniques and Impacts*, 17–21 September 1990. International Archives of Photogrammetry and Remote Sensing 28: 419–424.
- Tomppo, E. 1996: Multi-source National Forest Inventory of Finland. – Teoksessa/*In*: Päivinen, R., Vanclay, J. & Miina, S. (toim./eds), New thrusts in forest inventory. – *Proceedings of the Subject Group S4.02-00 "Forest Resource Inventory and Monitoring" and Subject Group S4.12-00 "Remote Sensing Technology"* (Vol. I). IUFRO XX World Congress, Tampere, Finland, 6-12 August 1995. EFI. EFI Proceedings 7: 27–41.

- Tomppo, E. 2000: Kasvupaikat ja puusto. – Teoksessa: Kasvit muuttuvassa metsäluonnossa. Tammi, Helsinki, s. 60–83 (in Finnish).
- Tomppo, E., Katila, M., Moilanen, J., Mäkelä, H. & Peräsaari, J. 1998: Kunnittaiset metsävaratiedot 1990–94. – Metsätieteen aikakauskirja. Folia Forestalia, 4B/1998: 619–839 (in Finnish).
- Utterä, J., Maltamo, M. & Hotanen, J.-P. 1997: The structure of forest stands in virgin and managed peatlands: a comparison between Finnish and Russian Karelia. – For. Ecol. Manage. 96: 125–138.
- Valkeajärvi, P. & Ijäs, L. 1986: Metson soidinpaikkavaatimuksista Keski-Suomessa (Summary: On the display requirements of capercaillie in Central Finland). – Suomen Riista 33: 5–18.
- Valkeajärvi, P. & Ijäs, L. 1987: Metson soidinpaikkojen hoito. – Metsästäjäin keskusjärjestö. Keski-Suomen riistanhoitopiiri. Jyväskylä 1987.18 s (in Finnish).
- Valkeajärvi, P., Ijäs, L. & Lamberg, T. 2007: Metson soidinpaikat vaihtuvat – lyhyen ja pitkän aikavälin havaintoja (Summary: Capercaillie display grounds move – short and long term observations). – Suomen Riista 53: 104–120.
- Wegge, P. & Rolstad, J.. 2002: StorfuglenStorfuglen og skogbruket: etet sammandrag fra 20 års undersøkelse iundersøkelse I Varald statskog, Hedmark, in: SeminarrapportSeminarrapport IBN-SEVU. – Norges Landbrukshøgskole, Ås, pp. 15–23 (in Norwegian).
- Wegge, P., Olstad, T., Gregersen, H., Hjeljord, O. & Sivkov, A.V. 2005: Capercaillie broods in pristine boreal forest in Northwestern Russia: the importance of insects and cover in habitat selection. – Can. J. Zool. 83: 1547–1555.

Hyvksytty/Accepted 11.5.2011

Janne Miettinen
Kankurinhaka 14
FI-90450 Kempele
FINLAND