



UNIVERSITY OF
EASTERN FINLAND

*Luonnontieteiden ja metsätieteiden tiedekunta
Faculty of Science and Forestry*

METSÄKANALINTUJEN POIKUE-ELINYMPÄRISTÖT:
RIISTAKOLMIOAINEISTON KÄYTTÖ METSIKKÖ- JA MAISEMATASON
METSÄSUUNNITTELUSSA

Olli Piiparinen

Metsätieteen pro gradu,
erikoistumisala metsänarviointi ja metsäsuunnittelu

JOENSUU 2016

Piiparinen, Olli. 2016. Metsäkanalintujen poikue-elinympäristöt: Riistakolmioaineiston käyttö metsikkö- ja maisematason metsäsuunnittelussa. Itä-Suomen yliopisto, luonnontieteiden ja metsätieteiden tiedekunta, metsätieteiden osasto. Metsätieteen pro gradu, erikoistumisala metsänarviointi ja metsäsuunnittelu. 61 s.

TIIVISTELMÄ

Riistakolmiolaskenta on valtamenetelmä riistakantojen kannankehityksen seurannassa ja riistahallinnon riistakantojen hallinnan suunnittelussa Suomessa. Menetelmä on ollut käytössä 1980-luvulta alkaen. Tiedon digitalisoitumisen ja aineistojen parantuneen saatavuuden myötä riistakolmioiden tuottamaa tietoa voidaan käyttää myös uudentyypisessä elinympäristötutkimuksessa. Metsien rakenteessa tapahtuneiden muutosten myötä metsäkanalintukannat taantuivat Suomessa 1960–1990-lukujen välisenä aikana, mutta yksityiskohtaiset syyt taantumiselle ovat edelleen osin epäselvät. Kanalintupoikueiden elinympäristöt saattavat olla avainasemassa.

Tässä tutkimuksessa selvitettiin sellaisia elinympäristöjen rakennepiirteitä kuvaavia metsävaratunnuksia, jotka selittävät metso-, teeri-, pyy- ja riekko-poikueiden esiintymistä. Aineistona käytettiin vuoden 2014 kesän riistakolmiolaskentatuloksia ja eri puolilta Suomea hankittua yksityismetsien ja Metsähallituksen metsävaratietoa. Maastossa paikannetut riistahavaintopisteet yhdistettiin metsävara-aineistoon paikkatieto-ohjelmistoa käyttäen. Maastossa tehtyjä poikuehavaintoja verrattiin satunnaisesti luotuihin verrokkihavaintoihin kuviotason puusto ja luokkatunnuksien, lähimaiseman rakenteen (100 m säteellä havainnosta) ja kaukomaiseman rakenteen (400 m säteellä havainnosta) tarkastelutasoilla.

Kuviokohtaisessa tarkastelussa ei puustotunnuksien osalta löydetty sellaisia elinympäristöjä kuvaavia muuttujia, jotka olisivat selittäneet eri metsäkanalintujen poikueiden sijoittumista tietynlaisille kuvioille. Sen sijaan metsän ominaisuuksia luokittelevien tunnusten ja maiseman rakenteen tarkastelussa havaittiin tilastollisesti merkitseviä eroja poikueiden sijoittumisessa metsän kasvupaikkojen ja kehitysluokkien suhteen. Luokittelutunnuksissa sekametsäisyys ja puuston moniositteisuus olivat yhteydessä poikueiden esiintymiseen kaikilla lajeilla paitsi riekolla. Lisäksi havaittiin eroja poikueiden sijoittumisessa kangas-turvemaarajan vaihettumisvyöhykkeen läheisyyteen. Metsopoikueet havaittiin yleisemmin aivan vaihettumisvyöhykkeen läheisyydessä kun taas pyypoikueet havaittiin useimmiten syvällä kangasmaalla. Riekko poikesi elinympäristövalinnoiltaan täysin muista lajeista ja sen poikuehavainnot tehtiin useimmiten avosoiden lähellä.

Tulosten mukaan nykyiset riistametsänhoidon suositukset ottavat hyvin huomioon metsäkanalintujen poikueiden elinympäristöt. Tässä tutkimuksessa käytetyillä menetelmillä ja aineistolla ei kuitenkaan voitu kehittää malleja, jotka kuvaisivat riittävän tarkasti metsäkuvioiden soveltuvuutta metsäkanalintupoikueiden elinympäristöiksi ja joita voitaisiin käyttää osana metsäsuunnittelua. Nykyisellään eri toimijoiden käytössä oleva metsävara-aineisto kuvaa varsin huonosti riistan kannalta tärkeitä pienipiirteisiä rakennepiirteitä, kuten kasvillisuuspeitettä tai alikasvoksen määrää. Elinympäristöjen soveltuvuutta kuvaavien mallien luonti kuviomuotoisella metsävara-aineistolla vaatii useamman vuoden kolmiolaskentatulosten yhdistämistä. Myös riistakolmiolaskentahavaintojen paikannustiedon tarkkuuden lisääminen parantaisi havaintojen käyttökelpoisuutta muuhun tutkimukseen kuin kannanvaihtelun seurantaan.

Avainsanat: riistametsänhoito, elinympäristövalinta, kanalinnut, metsäsuunnittelu

Piiparinen, Olli. 2016. Grouse brood habitats: Feasibility of Finnish wildlife triangle census data in the landscape and compartment level forest planning. University of Eastern Finland, Faculty of Science and Forestry, School of Forest Sciences. Master's thesis in Forest Science specialization Forest Mensuration and Forest Planning. 61 p.

ABSTRACT

There are long traditions for wildlife monitoring and -research in Finland. Nowadays wildlife triangle census data is the most widely used method to get information for wildlife management in Finland. The method has been in use since 1980s. Currently digitalization and easy access to the data make it possible to use wildlife census data in several environmental studies. Grouse populations declined from 1960s to 1990s, probably as a consequence of forest structure fragmentation. However, it is not fully clear what specific characteristics of the forest habitats may have influenced the different grouse species. Habitat preferred by broods may have major role in this context.

In this research I explored habitat variables which could describe Capercaillie, Black grouse, Hazel grouse and Willow grouse brood habitats in the forest stand. In the research we used grouse observation data from 2014's summer time wildlife triangle census and forest stand data from private and state owned forests. Located grouse observations and forest stand data were joined using ArcGIS program. I tested differences between actual and randomly generated grouse observations. Variables that I tested were stand level growing stock and site characteristics and forest landscape structure in short (100 meter radius from observation) and long (400 meter radius from observation) level.

In the stand level data I did not find any forest characteristics which could be clearly related grouse brood habitats in the forest stand. However, site characteristics and landscape level characteristics showed some significant patterns. In particular, grouse broods were more likely found in the mixed forest instead of single tree species forest. Between grouse species there was also difference in brood location relative to heath/mire transitional zone. Capercaillie broods were most usually found near transitional zone when Hazel grouse broods were found from heath. Generally Willow grouse's habitat differs from other species, broods were most usually found near open bog.

According to results in this research, current grouse management guidelines correspond quite well to grouse's habitat requirements. Unfortunately methods and data that were used in my study were detailed and large good enough to create models for grouse brood habitat selection. Generally available and widely used stand-level forest data does not describe small-scale forest characteristics, which are often crucial for grouse broods. For future studies, the development of habitat models for grouse's habitat selection for stand-level forestry planning program probably require data that is combined several wildlife triangle census. Also more accurate positioning data of grouse observations made in triangle counts and more comprehensive forest data are obviously necessary.

Keywords: game management, habitat selection, grouses, forest planning

SISÄLLYSLUETTELO

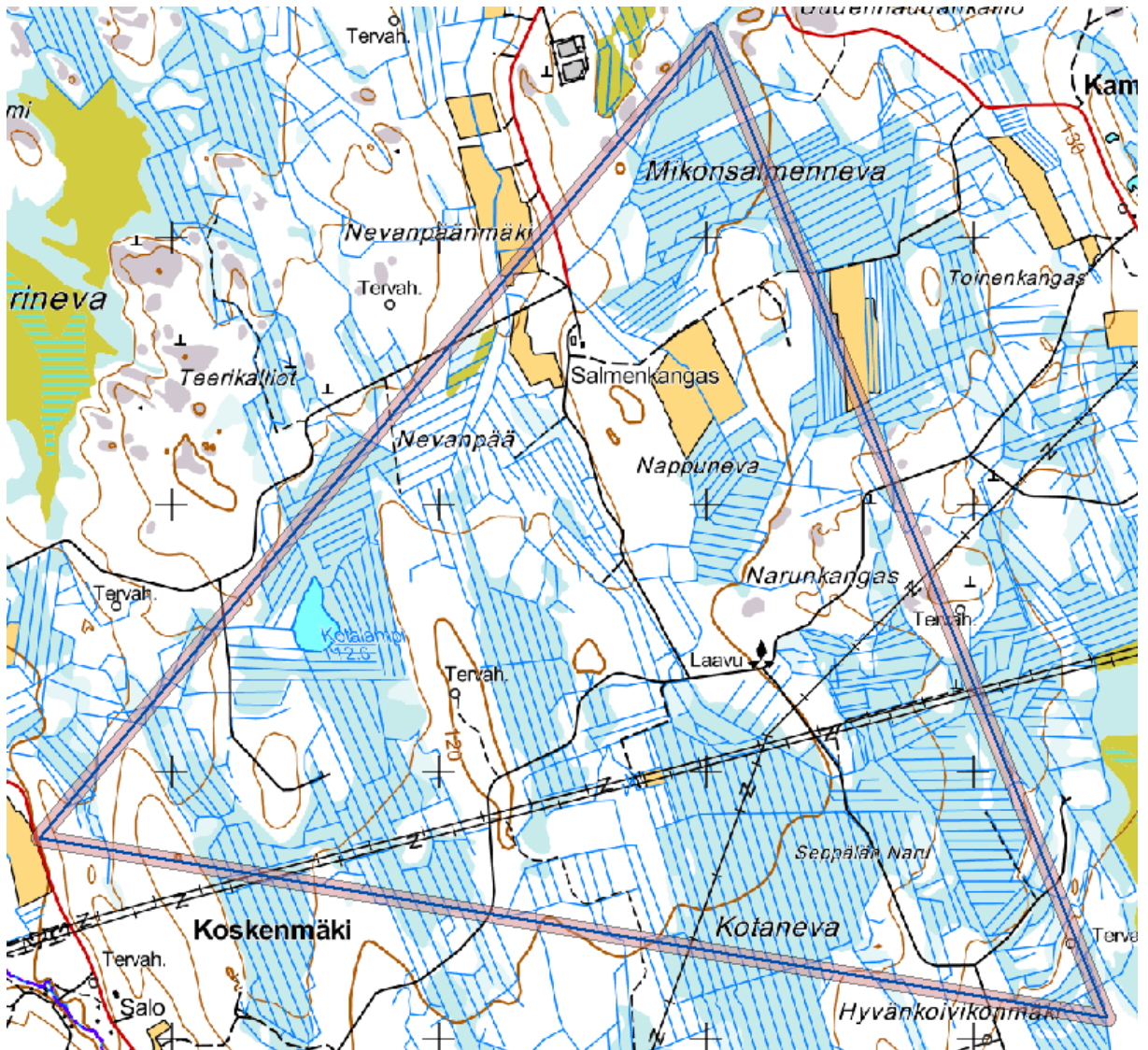
1	JOHDANTO.....	5
1.1	Riistakolmiot ja riistakolmiolaskennat	5
1.2	Metsäkanalinnut ja niiden elinympäristöt	7
1.3	Metsäsuunnittelu metsänomistajien neuvonta- ja ohjausmenetelmänä Suomessa	12
1.4	Riistan ja metsäkanalintujen elinympäristöjen huomiointi metsäsuunnittelussa.....	13
1.5	Tutkimuksen tavoitteet	16
2	AINEISTO JA MENETELMÄT	17
2.1	Tutkimusalueiden valinta ja metsävaratiedon hankinta.....	19
2.2	Tutkimusasetelma	21
2.3	Aineiston testaus ja visualisointi.....	23
3	TULOKSET	24
3.1	Luokittelevien kuviotunnusten tarkastelu	24
3.2	Kuvioittaisten metsävaratunnusten tarkastelu alueittain.....	30
3.3	Etäisyystunnusten tarkastelu alueittain	32
3.4	Maiseman rakenteen tarkastelu lajeittain.....	38
4	TULOSTEN TARKASTELU	46
4.1	Metsäkanalintupoikueiden elinympäristöt tulosten perusteella	46
4.2	Tulosten hyödyntämismahdollisuudet ja havaitut ongelmakohdat.....	48
4.3	Jatkokehitysideat.....	50
4.4	Johtopäätökset.....	53
5	LÄHTEET	53
6	LIITTEET.....	58

1 JOHDANTO

Suomessa on pitkäaikaiset perinteet riistakantojen seurannasta. Varhaisin yhä toteutettava riistakantojen seurantajärjestelmä on niin sanottu riistatiedustelu, jota on tehty vuodesta 1945 alkaen. Tässä kahdesti vuodessa tehtävässä laskennassa noin 500 havainnoitsijan toimesta kerätään arvio tavallisimpien riistaeläinten kannasta ja kannanmuutoksista omalta havainnointialueelta (Helle & Wikman 2005, Tiainen 2009). Tämän jälkeen riistalaskentamenetelmiä on edelleen kehitetty niin lajikohtaisilla kuin koko riistalajiston kattavilla laskennoilla. Esimerkiksi metsäkanalintujen valtakunnallinen seuranta alkoi 1960-luvun alussa. Aina 1980-luvulle saakka turvaututtiin useiden seurantajärjestelmien käyttöön, eikä riistakantojen seurannoissa ei ollut kehitetty menetelmää, jolla olisi saatu kattavasti tietoa eri riistalajien suhteellisesta runsaudesta ja kannanmuutoksesta edellisiin vuosiin verrattuna. Lopulta 1980-luvun aikana kehitettiin menetelmä, riistakolmiolaskenta, jonka avulla pystytään seuraamaan merkittävimpien riistalajien kannan kehitystä tarkasti vuodesta toiseen. Riistakantojen aikasarjamuotoisella seurannalla voidaan säännellä metsästyspainetta kannan kehityksen mukaan sekä saada selville riistan luontaisen kannanvaihtelun mahdollinen syklisyys sekä pitkäaikaiskuva katojen kehityksestä (Helle & Wikman 2005).

1.1 Riistakolmiot ja riistakolmiolaskennat

Riistakolmiot ovat kahdesti vuodessa laskettavia pysyviä linjoittaisia riistakantojen seurantaan käytettäviä laskentareittejä. Riistakolmiot ovat nimensä mukaisesti tasasivuisen kolmion muotoisia linjoja, joissa yhden sivun pituus on 4 kilometriä ja laskentalinjan kokonaispituus täten 12 kilometriä. Kesäaikaan laskentalinja kävellään läpi kolmen henkilön ryhmänä. Ryhmän jäsenten välinen etäisyys on 20 metriä, ja jokainen laskija kirjaa oman 20 metriä leveän tarkkailualueensa riistahavainnot. Tällöin laskentalinjan kokonaisleveydeksi muodostuu 60 metriä ja laskentakaistan peittoalueeksi noin 72 hehtaaria (kuva 1). Havainnosta pyritään aina tekemään tarkat kirjaukset riistaeläinten sukupuolesta ja poikaslukumäärästä. Talvilaskennassa linjalta kerätään tieto linjan poikki kulkevista lumijäljistä riistalajeittain sekä kirjataan näköhavainnot metsäkanalinnuista. Havainnon sijainti merkitään laskentakarttaan tarkasti, joten kolmiolaskennan tuloksia voidaan hyödyntää muun muassa riistaeläinten elinympäristöjen tutkimuksessa (Helle & Wikman 2005, Helle ym. 1996).



Kuva 1. Riistakolmio. Tasasivuisen kolmion muotoisen laskentalinjan pituus on 12 kilometriä. Kesäaikaan kolmiolta lasketaan riistahavainnot kuvassa näkyvän 60 metriä leveän kaistan alueelta, kun taas talvella lasketaan kolmiolinjan ylittävien lumijälkien määrät.

Riistakolmiolaskentaa kehitettäessä laskentalinjan muodoksi valittiin aikanaan kolmio, koska tällöin vältetään jääkauden aiheuttamien melko säännöllisten maastonmuotojen hyödyntäminen laskentareitteinä. Samalla oletettiin saavutettavan vaadittu satunnaisuus alueen metsärakenteessa ja saatavan selville metsänrakenteen muutoksien vaikutukset riistakantoihin. Kolmio pyritään pääsääntöisesti sijoittamaan siten, että suurimmaksi osaksi se kulkee metsäalueita pitkin. Laskentalinjalle mahdollisesti osuvat pellot ja järvet joko kierretään tai otetaan mukaan laskentaan riippuen siitä onko kyseessä kesä- vai talvilaskenta. Riistakolmiolaskentaa suunniteltaessa kolmioiden tavoitemääräksi asetettiin 1200 koko Suomen alueelle. Viime vuosina tähän laskentamäärään ei ole päästy, mutta laskentamäärät ovat olleet kuitenkin noin tuhannen kolmion luokkaa (Helle & Wikman 2005).

Helleen & Wikmanin (2005) mukaan riistakolmiolaskennoilla pyritään mahdollisimman luotettavaan tietoon Suomen riistakannoista. Riistakolmiolaskennoilla on kolme päämäärää:

1. Metsästyksen suunnittelun merkittävä parantaminen muuan muassa päättämällä rauhoitusajoista ja saaliskiintiöistä laskentojen perusteella.
2. Tiedon kerääminen riistan elinympäristövaatimuksista ja elinympäristömuutosten vaikutuksista riistakantoihin. Näiden perusteella voidaan laatia tietämykseen perustuvia metsänkäsittelysuosituksia.
3. Kaikkien riistaeläinten seurantojen kokoaminen saman seurantamenetelmän piiriin. Tällöin riistakolmioiden avulla voidaan saada tietoa muun muassa peto–saalis vaikutussuhteista.

Riistakolmioiden laskennan erikoisuus on sen vapaaehtoisvoimin tehtävä toteutus. Laskennat suoritetaan täysin vapaaehtoisten henkilöiden, pääasiassa metsästäjien toimesta. Esimerkiksi vuoden 2008 aikana kesäkolmiolaskentoihin osallistui noin 4 800 laskijaa, joiden arvioidaan käyttäneen noin 17 500 maastotyötuntia laskentoihin. Rahaksi muutettuna tämä työpanos vastaisi noin seitsemää miljoonaa euroa (Forsman ym. 2010).

1.2 Metsäkanalinnut ja niiden elinympäristöt

Maailmanlaajuisesti metsäkanalintuja tunnetaan 18 eri lajia, joista Suomen alueella elää 5 lajia: metso (*Tetrao urogallus*), teeri (*Tetrao tetrix*), pyy (*Tetrastes bonasia*), riekko (*Lagopus lagopus*) ja kiiruna (*Lagopus muta*). Tässä tutkimuksessa paneudutaan syvemmin näistä neljään ensimmäiseksi lueteltuun lajiin. Metso, teeri ja pyy ovat euraasialaisia lajeja, kun taas kiiruna ja riekko ovat sirkumpolaarisia lajeja eli niitä tavataan Euroasian lisäksi myös Pohjois-Amerikassa. Soveltuvien elinympäristöjen määrällä on merkittävä vaikutus metsäkanalintujen runsauteen. Suurimmat metsäkanalintupopulaatiot sijaitsevat alueilla, joissa kasvillisuus on melko luonnontilaista ja luonnossa vallitsee tavanomainen häiriödynamiikka. Metsäkanalintujen kannat ovatkin osaksi heikentyneet tai hävinneet alueilta, joissa teollistunut maatalous, tehometsätalous tai kaupungistuminen hallitsevat maisemakuvaa (Storch 2007).

Suomessa havumetsävyöhykkeellä esiintyvien metsäkanalintujen kannat ovat pienentyneet verrattuna 1960-luvun tilanteeseen. Suurin muutos on tapahtunut riekolla, joka on paikoin kadonnut kokonaan eteläisen Suomen lajistosta. Viime vuosikymmeninä harjoitettua erittäin intensiivistä tehometsätaloutta pidetään yleisesti pääsyyinä kantojen pienentymiseen Suomessa. Teho-

kas puuntuotanto on pirstonut kanalintujen elinympäristöjä, lisäten samalla kanalintuihin kohdistuvaa saalistusta sekä heikentänyt poikasten selviytymistä. Riekon kohdalla erityisesti metsäojitus on ollut merkittävä elinympäristöjen heikentymisen syy (Valkama ym. 2011, Suomen metsäkanalintujen hoitosuunnitelma 2014).

Suomen metsäkanalinnuista teerellä ja metsolla lisääntymiseen liittyy kevätsoidin ja polygamia, kun taas pyy ja riekko ovat yksiavioisia lajeja (Helle 1996). Metsäkanalinnut pesivät maassa ja ainoastaan naaras hautoo. Poikaset jättävät pesän heti kuoriutumisen jälkeen ja kasvun alkuvaiheessa ne syövät pääasiassa hyönteisravintoa (Suomen metsäkanalintujen hoitosuunnitelma 2014). Poikasten saavutettua lentokyvyn noin parin viikon ikäisenä niiden ravinnonkäyttö muuttuu kasvipainotteisemmaksi. Aikuisilla kanalinnuilla kasvit muodostavat pääasiallisen ravinnonlähteen ympäri vuoden. Metsäkanalintujen suurin kuolevuus ajoittuu haudonta- ja varhaiseen poikasvaiheeseen. Ensimmäisten kolmen elinviikon aikana suurimmiksi poikaskuolleisuuden aiheuttajiksi on todettu pienpedot ja sääolosuhteet. Tällä ajanjaksolla havaittu poikaskuolleisuus on ollut tutkimuksissa huonoimmillaan jopa 57–89 % (Lindén 1981, Wegge & Kastdalen 2007). Myöhemmin sääolosuhteiden vaikutus poikaskuolleisuuteen vähenee, mutta kanahaukan osuus poikaskuolemista kasvaa (Lindén & Wikman 1983). Nuorilla yksilöillä myös ensimmäinen talvi on selviytymisen kannalta ankara. Metsoilla ensimmäisen talven kuolleisuus on jopa 76 % ja teerillä 64 %. Aikuisilla yksilöillä vastaavat talvikauden kuolleisuusluvut ovat metsolla 29 % ja teerellä 47 % (Lindén 1981).

Metsäkanalinnut on useimmiten mielletty hyvinkin paikallisiksi lajeiksi, vaikka joitain havaintoja lintujen massavaelluksista on tehty (Liukkonen ym. 2007). Metsäkanalinnut vaihtavat myös vuodenajasta riippuen elinpaikkojaan. Kuitenkin suurimman osan vuotta ne viettävät hyvinkin lähellä soidin- ja lisääntymisaluetta ja voivat olla hyvinkin paikkauskollisia asetuttuaan yhdelle elinpiirille (Helle ym. 1990, Marjakangas & Kiviniemi 2005). Monissa tutkimuksissa lintujen elinympäristövaatimuksia on tutkittu käyttäen kolmea eri tarkastelun tasoa: metsikkö-, maisema- ja maantieteellistä tasoa (Lindén 2002). Eri tasoilla eri metsäkanalintulajeilla on hieman eri vaatimuksia ja myös tutkimustasojen kokoluokka vaihtelee lajeittain.

Metso on mielletty vanhoja metsiä suosivaksi lajiksi, mutta muun muassa Miettisen (2009) tutkimusten perusteella tämä ei pidä täysin paikkaansa, vaan metso esiintyy myös tiheissä 30–40-vuotiaissa nuorissa kasvatusmetsissä. Miettinen itse luonnehtii tutkimustensa tulosten perusteella metsoa ”peitteisen metsän lajiksi” vanhojen metsien lajin sijasta. Metso suosii raken-

teeltaan vaihtelevia metsiä, jotka tarjoavat sille suojaa mutta samalla myös avointa tilaa mahdolliselle pakoon lentämiselle (Finne ym. 2000). Kuusi on suojaa antavana puuna tärkeä metsole, kun taas mänty on tärkein puulaji metson ravinnonlähteenä (Lindén 1996a). Miettisen (2009) tutkimuksessa havaittiin, että Pohjois-Suomessa metson kannalta paras suoja löytyy nuorista kasvatusmetsistä ja varttuneemmissa harvoissa kasvatusmetsissä metso tarvitsee alikasvoksen tarjoamaa suojaa.

Metsopoikueiden pesimisen onnistumisen edellytyksenä on suojan lisäksi hyönteisravinnon saatavuus niiden ensimmäisten elinviikkojen aikana (Wegge ym. 2005). Tämän jälkeen poikasten ravinto muuttuu kasvipainotteisemmaksi. Kasveista mustikka tiedetään metson poikueiden kannalta tärkeimmäksi kasviksi, sillä se tarjoaa sekä eläin- että kasviravintoa ja lisäksi suojaa pedoilta (Storch 1993, Sjöberg 1996, Lakka & Kouki 2009). Miettisen (2009) mukaan erityisesti korpimetsissä nämä kaikki hyödyt yhdistyisivät ja sekä poikueet että aikuiset vaikuttaisivat viihtyvän tällaisten elinympäristöjen läheisyydessä.

Metson koko elinpiirin ala voi olla satoja hehtaareja ja tämän alueen metsältä metso vaatii monirakenteisuutta. Metsän rakenteen monipuolisuus tarkoittaa sitä, että sille on tarjolla ravintoa ja suojaa eri vuodenaikojen vaatimuksiin. Lisäksi on havaittu, etteivät metsot yleensä liiku kevään soitimelta kuin vain muutaman kilometrin päähän, mutta liikkumismatkaan vaikuttaa todennäköisesti myös suotuisten kesäelinympäristöjen määrä soidinalueen läheisyydessä (Hjeljord ym. 2000). Lisäksi myös soidinalueen ja metsien rakenteen välillä on havaittu positiivinen yhteys: mitä enemmän varttunutta metsää, sitä elinvoimaisempi ja suurempi soidin (Helle ym. 1994).

Teeri poikkeaa huomattavasti elinympäristövaatimuksiltaan metsosta. Teeri välttää täysin sulkeutunutta metsää ja suosii sen sijasta nuoria metsiä sekä taimikoita ja erilaisia vaihettumis- ja reunavyöhykkeitä. Muutenkaan teeri ei ole elinympäristövaatimuksiltaan kovin vaativa (Baines 1995, Luonnos Suomen metsäkanalintujen... 2012 mukaan). Näin ollen teertä voidaan pitää parhaiten avohakkuiden muovaamaan maisemaan sopeutuvana metsäkanalintuna (Swenson & Angelstam 1993). Talviaikaan teeret syövät mieluiten koivun urpuja ja versoja (Lindén 1996b). Kesäaikaan teeret viihtyvät parhaiten 11–15 metriä korkeassa puustossa rämeillä ja korpimetsissä, joissa latvuspeitto on 40–60 prosenttia (Nyberg & Niemi 1957).

Teeri pesii monenlaisissa elinympäristöissä, mutta erityisesti se suosii rämeitä ja nuoria taimikoita (Storaas & Wegge 1987, Brittas & Willebrand 1991). Poikueet vaikuttavat suosivan metsien reunavyöhykkeitä sekä metsiä, joissa kasvaa alikasvoskuusta suojaksi ja runsaasti mustikkaa ravinnoksi (Brittas ym. 1990, Luonnos Suomen metsäkanalintukantojen... 2012 mukaan, Ludwig, ym. 2010). Teeren elinpiirin ala on keskimäärin alle 100 hehtaaria, vaikka reviirin koko hieman vaihtelee vuodenvaihteen myötä (Willebrand 1988, Luonnos Suomen metsäkanalintukantojen... 2012 mukaan). Täten teeren elinpiiri on siis hieman metsoa pienempi. Naarasteeret pesivät yleensä muutaman kilometrin sisällä niiden talvelinpiiristä ja vuosien välillä niiden pesät sijaitsevat varsin lähellä edellisten vuosien pesäpaikkoja (Marjakangas ym. 1997, Marjakangas & Kiviniemi 2005).

Pyö sijoittuu elinympäristövaatimuksiltaan teeren ja metson välimaastoon. Pyö pitää varttuneemmista metsistä kuin teeri, mutta toisaalta nuoremmista metsistä kuin metso. Pyöt suosivat 20–50-vuotiaita sekä vanhoja erirakenteisia metsiä, joissa kasvaa jonkin verran lehtipuuta (Swenson & Angelstam 1993, Åberg ym. 2003). Pyölle avohakkuut saattavat aiheuttaa esiintymisen kannalta ongelmia, sillä sen ei ole havaittu viihtyvän metsäsaarekkeissa, jotka sijaitsevat yli 100 metrin päässä yhtenäisestä metsäalueesta, eikä se lähde mielellään ylittämään suuria aukeita alueita (Åberg ym. 1995). Pyön suosimia elinympäristöjä ovat tyypillisesti olleet metsäiset laidunmaat, puronvarret ja lepikot, joiden määrä on viime aikoina vähentynyt, koska perinteisen pientilallisen maatalouden harjoittaminen on loppunut Suomessa. (Helle 1996). Tärkein ravintokasvi pyölle on leppä ja suojapuu on useimmiten kuusi. Metsän rakennepiirteistä pienaukkoisuus sekä järven- tai puronreunalepikot muodostavat pyölle mieluisia elinympäristöjä.

Pyö pesii yleensä pyöpariskunnan reviirin sisällä huomaamattomassa suojapaikassa puun tai pensaankätkössä. Pyön poikaset nauttivat ensimmäisten elinviikkojen aikana eläinpohjaista ravintoa kuten teeren ja metson poikueetkin. Myös pyölle mustikan esiintyminen on poikastuoton kannalta tärkeää (Helle 1996). Pyön elinpiiri on kooltaan huomattavasti teeren ja metson elinpiirejä pienempi, ainoastaan noin 15–25 hehtaaria ja uroksella jopa tätäkin pienempi (Pynnönen 1950, Kämpfer-Lauenstein 1995, Luonnos Suomen metsäkanalintukantojen... 2012 mukaan).

Riekko elää sirkumpolaarisesti pohjoisen pallonpuoliskon arktisilla ja tundra-alueilla, mutta Suomessa riekkoa tavataan myös havumetsävyöhykkeellä erityisesti Lapin, Kainuun ja Pohjois-Pohjanmaan alueella (Valkama ym. 2011). Maailmanlaajuisesti riekon korkeimmat kan-

nantiheydet tavataan avonummilla tai tunturissa (Storch 2007). Suomessa metsäriekon esiintymistiheydet jäävät selvästi näiden elinympäristöjen kannantiheyksiä heikommiksi (Lindén 1996c). Elinympäristöltään riekko vaatii sekä maaston suojaisuutta että avoimuutta. Nämä ominaispiirteet yhdistyvät tundralla avotunturin ja tunturikoivikon vaihtumisvyöhykkeellä sekä havumetsävyöhykkeellä avosuon ja kangasmaan reunavyöhykkeillä (Kastdalen ym. 2003). Niemelän (1973) tutkimuksen mukaan riekko valitsee pesäpaikakseen tunturimaastossa joko metsä- tai nummiympäristön, mutta poikueiden elinympäristönä suomaasto on suosituin. Riekko on territoriaalinen yksiaviainen pesijä, mutta kuoriutumisen jälkeen poikueet voivat liikkua pitkiäkin matkoja sopivan suojan ja ravinnonlähteen perässä (Lindén 1996c).

Taulukkoon 1 on laadittu luvun 1.2 kirjallisuuslähteiden pohjalta havainnollistava yhteenveto eri metsäkanalintujen elinympäristötarpeista metsän sisäisen rakenteen sekä maiseman rakenteen osalta.

Taulukko 1. Metsäkanalintujen elinympäristövaatimuksia.

	Metsän rakenteen piirteitä	Maiseman rakenteen piirteitä
Metso	Puuston kokovaihtelu Latvuspeittävyys Vanhat metsät ja 30–40-vuotiaat harventamattomat metsät Mänty- ja kuusipuusto Mustikkaisuus	Yhtenäinen metsäinen soidinalue Varttunutta metsää Ei taimikkovaltaisia metsiä Korpimetsiä
Teeri	Puuston pituus 11–15 m Lehtipuusto, erityisesti koivut Mustikka ja rämeet pesinnässä tärkeitä	Varhaisten sukessiovaiheiden mosaiikki Rämeet ja korvet Reunametsät Liika maatalousmaa haitaksi
Pyö	Kuusimetsät lehtipuusekoituksella Leppä Pienaukkoisuus Ylitiheät metsät Puuston pituus 11–15 m Korvet MT- ja OMT-metsät 20–50-vuotiaat metsät	Suuret aukot ja metsänrakenteen pirstaloituminen haitaksi Järvet ja purot lisäävät esiintymistä
Riekko	Tunturikoivu tai pajut Ojituksen pitkäaikaisvaikutukset haitaksi, lyhytaikaisesti hyötyy ojituksesta	Avonummi, -tunturi tai -suo Rämeet reunametsäisyys Vaihtumisvyöhykkeet

1.3 Metsäsuunnittelu metsänomistajien neuvonta- ja ohjausmenetelmänä Suomessa

Suomessa metsäsuunnittelun avulla on jo vuosikymmenten ajan ohjattu metsien käyttöä sekä yhteiskunnan että metsänomistajan tavoitteiden ja tarpeiden mukaisesti. Yleensä nämä tavoitteet ovat tarkoittaneet metsän kuutiomääräisen puuntuotannon maksimointia teollisuuden tarpeisiin turvaten kuitenkin metsätalouden ajallisen kestävyuden. Tähän tavoitteeseen on pyritty ohjaamalla metsäsuunnittelua erityisillä metsänhoidon suosituksilla, joiden pohjalta eri metsäkuvioille on määritelty käsittelyehdotuksia. Nykyisen metsäsuunnittelun kehitys alkoi varsinaisesti alueellisten metsäsuunnitelmien laadinnalla 1970-luvulta alkaen. Tilakohtaisten metsäsuunnitelmien aikakausi taas alkoi 1980-luvulla (Hokajärvi ym. 2007).

Yksipuolisesta puuntuotannon turvaamisesta metsäsuunnittelu alkoi kehittyä kohti monitavoitteellisuutta 1990-luvun alusta alkaen. Kestävyuden käsite metsätaloudessa määriteltiin uudelleen koskemaan taloudellista, ekologista ja sosiaalista käyttöä. Vuonna 1996 voimaan tulleen nykyistä edeltäneeseen metsälakiin kirjattiin ensimmäistä kertaa mukaan tärkeät suojeltavat metsäluonnon elinympäristöt. Vuonna 1999 julkaistun Kansallisen metsäohjelman 2010 tavoitteissa on mainittu niin työllisyyden, luonnontuotteiden, virkistykseen, ekologisen kestävyuden ja osaamisen turvaaminen unohtamatta kuitenkin perinteistä metsänhoitoa ja teollisuuden puunsaantia (Hokajärvi ym. 2007, Maa- ja metsätalousministeriö 1999). Lisäksi 1990-luvulla alettiin myös kiinnittää yhä enemmän huomiota metsäsuunnitelman laadinnan ohessa annettavaan metsänomistajan neuvontaan. Neuvonnan lisäämisen tarve metsäsuunnittelun yhteyteen johtui metsänomistajakunnan vieraantumisen metsistään ja metsätaloudesta (Hokajärvi 2012).

Nykyään metsäsuunnittelu pohjautuu yhä pääsääntöisesti kuviopohjaiseen metsävaratietoon ja näille kuvioille laadittuihin käsittelyehdotuksiin. Vuorovaikutteisuus ja metsänomistajan tavoitteet huomioidaan suunnittelussa joko metsänomistajan tilatessa suunnitelman tai viimeistään maastotöiden jälkeisessä suunnitelman koostamisvaiheessa (Hokajärvi 2012). Kurttilan ym. (2010) mukaan metsänomistajat kokevatkin metsäsuunnittelun laadinnassa suunnittelijan ja metsäsuunnitelman tilaajan välisen vuorovaikutteisuuden lisääntyneen. Samalla metsänomistajat kuitenkin kokevat, että heidän tavoitteistaan keskustelemisessä ja monipuolisten vaihtoehtojen tarjoamisessa on metsäsuunnittelijoilla yhä parannettavaa. Monitavoitteisuuden vaatimuksesta huolimatta metsänomistajat kuitenkin kokivat metsäsuunnitelman suurimmiksi hyödyiksi tiedot puuston määrästä ja kasvusta, metsien kehityksestä sekä metsänhoitokohteista, mitkä ovat kaikki vahvasti puuntuotannollisia tunnuksia.

Metsävaratiedon keräämisen eriytyminen metsäsuunnitteluprosessista ja metsävaratiedon ke-
ruutavan muutos kaukokartoitus pohjaiseksi mahdollistavat jatkossa metsäsuunnittelun kehitty-
misen enemmän päätöksenteon ja neuvonnan prosessiksi (Hokajärvi 2007). Metsänomistajan
monitavoitteellisten toiveiden huomiointi on toteutettavissa monikriteerisiä päätöksentekome-
netelmiä tai mallinnusta käyttäen. Ekologissa tai sosiaalisissa tavoitteissa tämä tarkoittaa, että
tarvitaan yksityiskohtaista informaatiota siitä mitkä selittäjät ja muuttujat vaikuttavat tavoitteen
esiintymiseen luonnossa (Store 2002). Mikäli tavoitteet koskevat laajempia alueita kuin yksit-
täisiä metsikkökuvioita, voidaan ekologinen monimuotoisuus ottaa huomioon alue-ekologisen
suunnittelun avulla. Alue-ekologisissa suunnittelumenetelmissä voidaan alueen sopivuutta eri
tavoitteille kuvata diversiteetti-indeksejä käyttäen. Erityisen tärkeää on ottaa alue-ekologinen
suunnittelu huomioon tilanteissa, joissa on vaarana monimuotoisuuden häviäminen tai heikke-
neminen, mutta monimuotoisuutta halutaan kuitenkin säilyttää ja ylläpitää (Nikula ym. 1998,
Karvonen ym. 2001). Tähän mennessä on kehitetty esimerkiksi harvinaisten kääpien esiinty-
mistä ennustavia malleja ja marjasatopotentiaalia kuvaavia malleja (Store & Kangas 2001, Tur-
tiainen 2015), mutta samoja menetelmiä hyödyntäen onnistuu myös riistan esiintymistä ennus-
tavien mallien laadinta. Metsänomistajilla on usein myös tavoitteita, joista toisten tavoittelulla
on kielteisiä vaikutuksia jonkun toisen tavoitteen saavuttamiseksi. Metsänomistajien tavoittei-
den huomiointiin metsätalouden suunnittelussa on kehitetty useita menetelmiä. Näillä menetel-
millä saadaan selville metsänomistajan eri arvoille antamat painoarvot ja painoarvojen keski-
näiset suhteet, minkä jälkeen koostettava metsäsuunnitelma voidaan optimoida täyttämään pai-
notukset oikeassa suhteessa toisiinsa nähden (Kangas & Kangas 2002).

1.4 Riistan ja metsäkanalintujen elinympäristöjen huomiointi metsäsuunnittelussa

Noin 85 % Suomen riistasaaliista on metsässä eläviä lajeja. Tämän vuoksi metsillä ja metsissä
tehtävillä toiminnoilla on riistalajiston elinympäristöille ja elinolosuhteille merkittävä vaikutus
(Seiskari 1958). Seiskarin mukaan riistanhoitoa tehtäessä on tunnettava eri riistalajien elinym-
päristövaatimukset ja myös metsänhoidon periaatteet, jotta voidaan korostaa metsänhoidon riis-
takannoille edullisia vaikutuksia sekä välttämään sen riistalle vahingollisia vaikutuksia. Val-
leala (1954) lienee ensimmäinen, joka on laatinut kattavan arvion metsänhoitomenetelmien vai-
kutuksista riistakantoihin. Tällä aikakaudella tehdyt riistanhoitotoimenpide-ehdotukset olivat
lähinnä teoreettista pohdintaa, sillä metsänhoidossa pyrittiin voimaperäiseen tehokkaaseen
puuntuotantoon tähtääviin toimenpiteisiin, jotka myös riistantutkijat hyväksyivät kansantalou-
dellisin perustein. Tällöin esitettiin jopa ajatuksia, että vanhat luonnonmetsät (erityisesti kuusi-
kot) eivät tarjoa riistalle riittävästi elinmahdollisuuksia, vaan laajojen avohakkuiden jälkeen

syntyvät mänty-lehtipuusekametsät, jotka rinnastuvat kaskiviljelykaudella kaudella vallinneeseen runsasriistaiseen metsänrakenteeseen, olisivat paras ratkaisu elinympäristöksi Suomen riistalajeille. Lisäksi 1950-luvulla ei ollut näköpiirissä laaja-alaista nevojen ojitustoimintaa, vaan ojitus keskittyi edelleen valmiiksi puustoisille suotyypeille. Tämän vuoksi myös ajateltiin, ettei ojitustoiminta uhkasi merkittävässä määrin riekkojen ominaisia elinympäristöjä (Mikola 1958).

Metsäkanalinnut ovat aikojen saatossa sopeutuneet metsien luonnontilaiseen kehityksen aikaansaamiin rakennepiirteisiin. Tämän vuoksi 1950-luvun riistanhoitotoimenpide-ehdotusten kantava ajatus oli kasvattaa puustoa sekapuustoisena ja välttää yhden puulajin metsiä, jotka syntyvät tehokkaan metsänviljelyn seurauksena (Seiskari 1958, Mikola 1958). Erilaisissa käsittelyehdotuksissa haluttiin huomioida riistan kaipaama suoja ja ruokailumahdollisuudet. Uudistusalan raivauksia suositeltiin vältettäväksi, mikäli siitä ei ollut viljeltävälle taimikolle haittaa, ja ylitieheitä alikasvoksen hävittäviä kuusikoita ehdotettiin harvennettavaksi. Nykykäsitykseen verrattuna soiden ojituksella ajateltiin olevan pääosin positiivinen vaikutus riistakantoihin lisääntyneen suojan ja lisääntyvän varpukasvuston myötä (Valleala 1954). Vallealan ehdotuksissa oli mukana myös pienten hakkuusäästöpuuryhmien jättö soveltuviin paikkoihin sekä rypypaikkojen keinollinen lisääminen kanalintujen jauhinkivien saannin turvaamiseksi.

Mahdollisuus laajamittaiseen riistametsähoitotoimenpiteiden toteuttamiseen pääosin metsätalousskäytössä olleissa metsissä mahdollistui, kun puuntuotantoon ohjaavasta metsäpolitiikasta siirryttiin kohti monitavoitteellista metsänhoitoa ja metsänomistajan omaa valinnanvapautta korostavaa ajattelua. Metsähallituksen luontopalvelut toteutti metsäkanalintujen hoitosuunnitelman valmistelutyön vuosien 2009 ja 2010 aikana ja lopullinen hoitosuunnitelma ilmestyi vuonna 2014 (Suomen metsäkanalintujen hoitosuunnitelma 2014). Metsäkanalintujen hoitosuunnitelmassa kerrotaan metsäkanalintujen ja niiden elinympäristöjen hoidon tavoitteet sekä toimenpiteet, joilla tavoitellaan lintupopulaatioiden elinvoimaisuutta. Hoitosuunnitelmassa tärkeimmäksi menetelmäksi metsäkanalintukantojen elvyttämisessä valittiin metsäluonnonhoidon toimenpiteet, joiden toteuttamiseen metsänomistajia kannustetaan hoitosuosituksen sekä yleisen tietämyksen lisäämisen avulla.

Uuden metsälain voimaantulon (1.1.2014) myötä laadittiin myös uudet metsänhoidon suositukset vastaamaan metsänomistajien tarpeeseen entistä monipuolisemmista metsänkäyttötavoitteista (Äijälä ym. 2014). Metsänhoidon suositusten kanssa yhtäaikaisesti julkaistiin myös eril-

linen työopas riistametsänhoitoon (jatkossa: riistametsänhoidon suositukset). Tämän opas toimii riistametsänhoidosta kiinnostuneiden metsänomistajien, metsästäjien sekä metsäammattilaisten työkaluna tavoiteltaessa riistalle entistä parempia elinolosuhteita ja elinympäristöjä. Riistametsänhoidon suositukset ovat samalla yksi keino Suomen metsäkanalintujen hoitosuunnitelman tavoitteiden saavuttamiseksi (Lindén ym. 2014). Uusin julkaisu riistametsänhoidon toteuttamiseen on Riistametsänhoidon maasto-ohjeet, joka julkaistiin alkuvuonna 2016 Suomen riistakeskuksen toimesta (Riistametsänhoidon maasto-ohjeet 2016).

Metsäkanalintujen hoitosuunnitelmassa ja riistametsänhoidon suosituksissa on lueteltu monia menetelmiä niin lajikohtaisesti kuin yleisesti kaikki lajit huomioiden. Yksi metsäkanalintukantojen hoidon keino on turvata varvikkojen esiintymistä kanalintujen poikueiden elinympäristöjen säilyttämiseksi ja parantamiseksi. Tavoitteen edistämiseen liittyy tarve ohjata metsänomistajia säästämään kasvatushakkuilla ja uudistushakkuilla säästöpuuryhmiä runsasvarpuihin maastonkohtiin sekä eri-ikäisrakenteiseen metsänkasvatukseen siihen soveltuvilla kohteilla. Näillä toimenpiteillä pyritään lisäämään metsäkanalinnuille tärkeiden varvikkoisten, varsinkin runsaasti mustikanvarpua kasvavien paikkojen, sekä sopivaa suojaa sisältävien elinympäristöjen määrää metsien kiertoaikana. Talousmetsien soveltuvuutta kanalinnuille pyritään parantamaan myös linnuille suojaa tarjoavilla riistatiheiköillä. Metsiä tulisi myös kasvattaa sekapuus- toisina vähintään kahden puulajin metsiköinä. Erityistä huomiota tulisi kiinnittää erilaisten vaihettumisvyöhykkeiden, kuten suon ja kangasmaan, välisen puuston rakenteeseen. Nämä edellä mainitut keinot ovat helppoja ja vain vähän, jos lainkaan, taloudellisia investointeja vaativia toimenpiteitä. Järeämmistä metsäkanalintujen elinympäristöjen hoitokeinoista, jotka saattavat vaatia metsänomistajalta taloudellisia panostuksia, oppaassa on mainittu puuntuotannollisesti epäonnistuneiden soiden ennallistaminen eteläisessä Suomessa riekkojen palauttamiseksi sekä perinnemaisemien hoito (Lindén ym. 2014, Äijälä ym. 2014).

Riistametsänhoidon suositukset ja maasto-ohjeet ovat suunnattu niin metsäsuunnittelijoille kuin riistametsänhoidosta kiinnostuneille metsänomistajille. Pelkkien suositusten käytön ongelmana on kuitenkin suunnittelijan tai toimenpiteen toteuttajan subjektiivinen näkemys siitä, missä ja milloin jotakin toimenpidettä on järkevä toteuttaa. Subjektiivisesti annettujen käsittelyehdotusten sijasta riistametsänhoidon ja taloudellisen metsänkäytön suunnittelussa voidaan siirtyä riistan elinympäristövalinnan kautta laadittujen elinympäristön soveltuvuutta kuvaavien indeksimallien käyttöön. Tällöin toimenpiteet voidaan kohdistaa entistä todennäköisemmin oikeisiin maastokohtiin riistakanalintujen elinympäristönhoidon kannalta. Malleja varten tarvitaan lajien kannalta keskeisimmät puuston ja maiseman rakennepiirteet sekä useiden hyvien

elinympäristöjen sijainnit toisiinsa nähden (Helle ym. 1996). Tähän mennessä Suomessa tieto metsävaroista on ollut pääasiassa metsikkökuvioihin perustuvaa. Vaikka kuviokohtaisiin inventointeihin perustuva tieto on ollut tarkkaa, on sen käyttö ollut elinympäristöjen mallintamisessa rajoittunutta ajantasaisuuden, kustannusten ja käyttöoikeuksien takia (Nikula ym. 1998). Tiedon digitalisoitumisen (riistakolmiolaskentatulosten sähköinen tallennus, laserkeilauspohjaisen metsävaratiedon kerääminen) ja paikkatieto-ohjelmistojen kehittymisen myötä nämä ongelmat eivät ole enää rajoitteena laaja-alaiselle, tarkalle ja korkealaatuiselle elinympäristötutkimukselle. Samalla mahdollistuu mallien kehittäminen metsänkäytön suunnittelun ja päätöksenteon työkaluiksi.

1.5 Tutkimuksen tavoitteet

Tämän tutkimuksen tavoitteena on tarkastella riistakolmioilta kerättyä paikkatietomuodossa olevaa kanalintujen poikuetietoa ja pyrkiä löytämään sen ja paikkatietoinformaation avulla työkaluja metsäsuunnittelun ja riistametsänhoidon tekemiseen. Poikueiden havaintopisteiden tarkastelun avulla pyritään löytämään poikue-elinympäristöille tyypillisiä piirteitä saatavilla olevista paikkatietoaineistoista. Oletuksena on aiempaan tutkimustietoon perustuen, että paikkatietoaineistoilla voidaan erotella kanalintupoikueiden suosimia ja poikueille tärkeitä metsäelinympäristön piirteitä (Helle ym. 1996). Mikäli tutkimuksella kyetään löytämään kanalintupoikueiden suosimat elinympäristötyyppejä, voidaan jatkossa paikkatietomuodossa olevia tietoja käyttää hyödyksi metsäkanalintujen elinympäristöjen parantamiseen tähtäävässä metsäsuunnittelussa ja muissa metsätalouden toimenpiteissä.

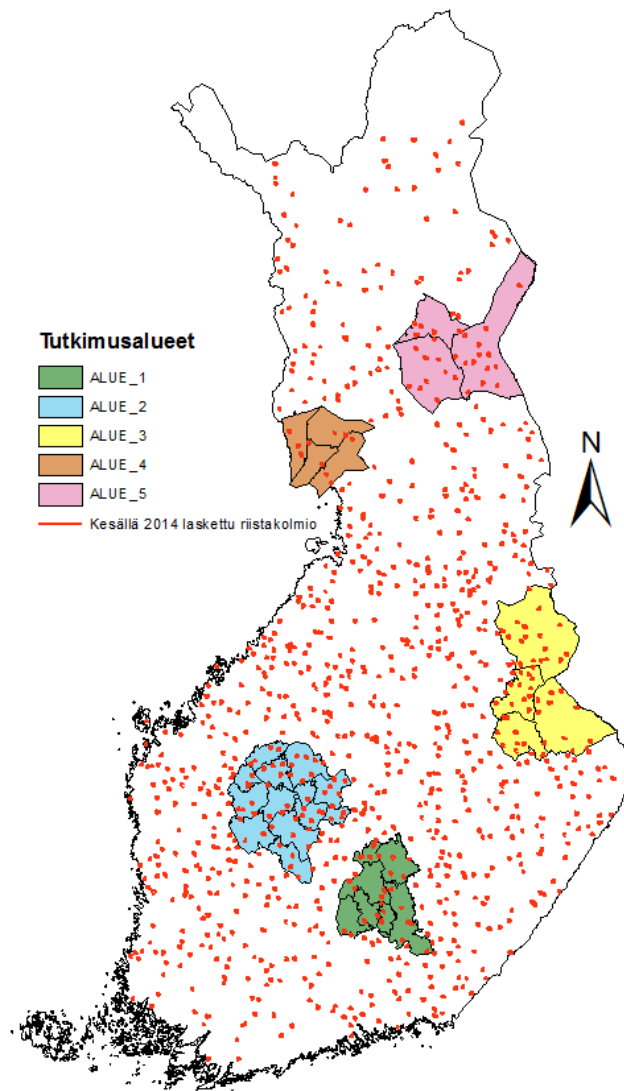
Tutkimuksen avulla pyritään löytämään vastaukset seuraaviin kysymyksiin:

- Onko riistakolmiolaskennoissa kerätty sijaintitieto yhdistettynä toimijoiden käytössä olevaan kuviokohtaiseen metsävaratietoon riittävän tarkkaa metsäkanalintujen poikue-elinympäristöjen paikantamiseen?
- Onko paikannettujen metsäkanalintuhavaintojen avulla mahdollista löytää poikueiden elinympäristön piirteitä metsän maisematason rakenteesta?
- Onko eri metsäkanalintulajien poikueiden elinympäristövalinnassa havaittavissa eroja puustotunnusten tai metsän maisemarakenteen tunnusten välillä?
- Voidaanko havaita paikannettujen metsäkanalintupoikueiden sijoittuvan tietynlaisten metsän rakennepiirteiden, kuten ojien tai vaihettumisvyöhykkeiden, läheisyyteen?

Vastaamalla tutkimuskysymyksiin on mahdollisuus löytää konkreettisia keinoja tukea metsätalouden toimijoita metsäkanalintujen hoitosuunnitelman mukaisten tavoitteiden eteenpäin saattamisessa käytännön metsätaloudessa. Tuloksia voidaan hyödyntää esimerkiksi metsäkanalintujen hoitosuunnitelmassa mainittujen toimenpiteiden, kuten esimerkiksi riistatiheiköiden ja säästöpuuryhmien kohdistamiseen riistan kannalta keskimääräistä parempiin maastonkohtiin. Tutkimuksessa pyritään löytämään aineistosta eri-ikäisrakenteisia tai eri-ikäiseen kasvatustapaan soveltuvia metsiköitä ja tarkastelemaan paikannettujen metsäkanalintuhavaintojen käyttäytymistä näillä kohteilla. Lisäksi tutkimuksessa tarkastellaan, kuinka uuden metsälain mahdollistamaa metsänkäytön vapautumista on mahdollisuus hyödyntää käytännön riistametsänhoidossa.

2 AINEISTO JA MENETELMÄT

Tutkimuksessa käytettiin aineistona kesän 2014 riistakolmiolaskennan tuloksia. Kesällä 2014 riistakolmiolaskennat suoritettiin 12.7.2014–31.8.2014 välisenä aikana. Aineisto saatiin Luonnonvarakeskukselta ja aineiston keruun oli organisoinut Luonnonvarakeskus yhdessä Suomen riistakeskuksen kanssa. Riistakolmiotietokannassa oli kesän 2014 laskennan aikaan merkintä yhteensä 1961:sta riistakolmiosta. Näistä osa oli niin sanottuja laskennasta poistettuja kolmiota, joiden alueella laskentaa ei enää suoriteta. Kesällä 2014 laskettiin yhteensä 921 riistakolmiota, jotka olivat melko tasaisesti jakautuneet ympäri Suomea lukuun ottamatta Lappia, Lieksan ja Ilomantsin rajaseutua ja lounaisinta Suomea, jossa oli paikoin suuria alueita ilman laskettua kolmiota (kuva 2).



Kuva 2. Kesän 2014 aikana laskettujen riistakolmioiden sekä tutkimuksessa käytettyjen tutkimusalueiden sijainnit Suomen kartalla.

Laskettujen 921 kolmion alueella tehtiin yhteensä 7218 riistahavaintoa, joista 6273 havaintoa oli metsäkanalinnuista. Metsöhavaintoja tehtiin 1782, teerihavaintoja 2455, pyyhavaintoja 1940 ja riekkohavaintoja 96 kappaletta. Näistä poikueellisia havaintoja oli metsolla 262, teerellä 575, pyyllä 488 ja riekolla 46 kappaletta. Yhdessä pisteessä havaittujen lintujen lukumäärä vaihteli 1–22 yksilön välillä, mutta valtaosalla havaintopisteistä lintuja oli alle 10 yksilöä. Lajien tunnistamiseen ja yksilöiden lukumäärän havainnointiin liittyy aina hieman epävarmuutta. Lajien tunnistaminen perustuu laskijoiden havaintoihin ja joissakin tilanteissa tunnistamistilanteet voivat olla todella nopeita, mutta tämä on huomioitu havaintojen kirjaamisessa (Kesälasentaohjeet 2015). Osa tutkimusalueille osuneista havainnoista jouduttiin hylkäämään, koska ne olivat todennäköisesti tallennettu laskijoiden toimesta väärään havaintopistesijaintiin. Tämä virhe näkyi vain yhtenä havaintopisteinä koko kolmion linjalla, mutta tässä samassa pisteessä saattoi olla parhaillaan sijoitettuna toistakymmentä riistaeläintä. Lopulliseksi kanalintuhavaintojen kokonaismääräksi muodostui 674 lintuhavaintoa (taulukko 2).

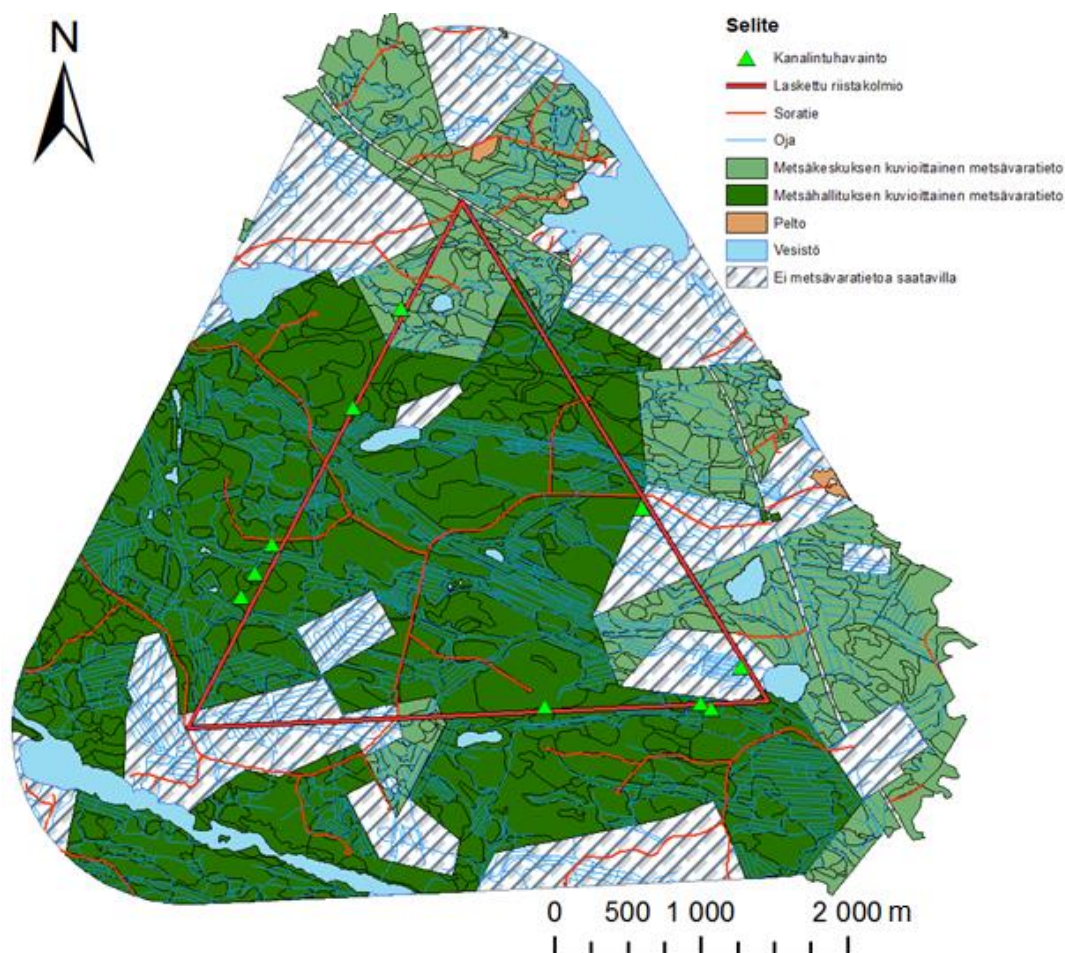
Taulukko 2. Riistahavaintopisteiden lukumäärät tutkimusalueittain tarkasteltavien lintuhavaintoluokkien mukaan. Alimmalla rivillä lisäksi riistakolmioiden alueittainen lukumäärä.

Havainnot alueittain	Alue1	Alue2	Alue3	Alue4	Alue5	Yhteensä
METSO						
Metso, koiras	29	35	48	3	19	134
Metso, naaras	7	20	15	2	10	54
Metso, poikue	0	9	19	2	11	41
Metso, yhteensä	36	64	82	7	40	229
TEERI						
Teeri, koiras	23	34	21	2	11	91
Teeri, naaras	17	30	20	1	13	81
Teeri, poikue	6	18	30	2	10	66
Teeri, yhteensä	46	82	71	5	34	238
PYY						
Pyy, aikuinen	50	31	47	8	6	142
Pyy, poikue	15	12	23	1	2	53
Pyy, yhteensä	65	43	70	9	8	195
RIEKKO						
Riekko, aikuinen	0	0	1	2	0	3
Riekko, poikue	0	0	0	2	7	9
Riekko, yhteensä	0	0	1	4	7	12
Kaikki lajit, yhteensä	147	189	224	25	89	674
Riistakolmioita	26	55	47	10	30	168

2.1 Tutkimusalueiden valinta ja metsävaratiedon hankinta

Sopivat tutkimusalueet valittiin alustavalla kanalintujen tiheystarkastelulla sekä ennakkotiedolla Suomen eri osien metsärakenteesta. Esimerkiksi alueiden 1 ja 2 välillä havaittiin alustavassa tarkastelussa ero metsopoikueiden määrässä ja alueen 1 ennakoitiin olevan puustoltaan kuusivaltainen ja alueen 2 taas mäntyvaltainen. Näin toimien saatiin luoduksi mahdollisimman monipuolinen tutkimusasetelma sekä metsänrakenteen että kanalintutiheyksien osalta (kuva 2). Metsävaratieto tutkimusalueille hankittiin Suomen metsäkeskukselta ja Metsähallitukselta. Molemmat toimittivat metsävaratietonsa kokonaisuudessaan tutkimuksen käyttöön, mutta tässä tutkimuksessa hyödynnettiin ainoastaan metsävaratiedon kuvioittaisia puusto-ositetietoja sekä tietoja maaperä-, kasvupaikka-, kehitysluokka ja muista metsän ominaisuuksia luokittelevista tunnuksista. Metsävaratieto kattoi 1200 metrin säteen kunkin tutkimusalueelle osuneen laske-
 tun kolmion sivusta. Näin saatiin tätä tutkimusta varten riittävän kattava tieto metsän rakenteesta laskentakolmioiden ympäristössä. Metsävaratietoa ei saatu hankituksi metsistä, joista Metsäkeskus ei ollut vielä kerännyt yksityismetsien metsävaratietoa tai jotka olivat erilaisten yhteisöjen ja kuntien tai seurakuntien omistuksessa.

Metsävaratietoa täydennettiin maanmittauslaitoksen tuottaman ja ylläpitämän maastotietokannan avulla. Maastotietokannasta hankittiin tieto tutkimusalueiden sorapäälysteisistä teistä, ojista, pelloista sekä vesistöistä. Metsävaratieto ja maastotieto yhdistettiin Esrin ArcGis paikkatieto-ohjelmistolla. Yhteensä hankitun kuviotiedon kattavuus yhdessä maastotietokannan kanssa vaihteli alueen 246,6 prosentin ja alueen 480,6 prosentin kokonaispeittävyyteen. Kaikkien kuvioiden ja vesistöjen muodostama kokonaispeittävyys 1200 metrin säteellä kolmion laskeutumislinjasta oli 63,4 prosenttia. Metsähallituksen ja Metsäkeskuksen metsävaratieto olivat tietorakenteeltaan erilaiset, joten aineistot jouduttiin muokkaamaan tutkittavien muuttujien ja tunnusten osalta yhtenäisiksi R-ohjelmaa ja Microsoft Excel-taulukkolaskentaa hyödyntäen. Lisäksi metsävaratietokannan vesistöiksi ja pelloiksi määritetyt kuviot yhdistettiin maastotietokannan vastaaviin luokkiin. Kun eri tietolähteet yhdistetään yhdeksi näkymäksi, saadaan erilaisten tietolähteiden muodostama aineistomosaiikki (kuva 3). Tästä aineistosta voidaan laatia monipuolisesti erilaisia paikkatietoanalyysyjä pohjautuen riistahavaintojen sijainteihin maasto- ja metsävaratietokannan suhteen.



Kuva 3. Yleisnäkymä valmiiseen aineistoon ennen analyysien laadintaa. Kuvasta nähdään, että kyseisellä riistakolmiolla kaksi riistahavaintoa on tehty alueella, josta ei ollut saatavilla metsävaratietoa, seitsemän havaintoa Metsähallituksen mailla ja yksi yksityisen metsänomistajan metsässä.

2.2 Tutkimusasetelma

Kanalintuhavainnot luokiteltiin lajin, sukupuolen ja iän mukaan. Teerellä ja metsolla aikuisista lintuhavainnoista otettiin mukaan vain ne havainnot, joista oli tunnistettu lintujen sukupuoli. Riekolla ja pyyllä taas aikuiset linnut, joista oli tunnistettu sukupuoli, luokiteltiin yksinkertaisesti aikuisiksi linnuiksi. Täten metso- ja teerihavainnot luokiteltiin kolmeen luokkaan: koiras-, naaras- ja poikashavaintoihin. Pyy ja riekko taas jaettiin kahteen luokkaan: aikuis- ja poikuehavaintoihin.

Helleen ym. (1996) tutkimuksessa on selostettu maisemaekologian tutkimuksessa käytettyjen eri mittakaavaisten maisematasojen käytön teoria sekä tutkimusmenetelmän käytön hankaluu-det. Tätä tutkimusta tehdessä kuviokohtaisen metsävaratiedon saatavuus ja ajantasaisuus eivät olleet ongelmana, toisin kuin edellä mainitun tutkimuksen aikana. Lintuhavaintojen tutkimuk-sen tasoiksi valittiin kuviotaso, 100 metrin maiseman taso (lähimaisema) ja 400 metrin maiseman taso (kaukomaisema).

Kuviotason tiedot kullekin lintuhavainnolle laskettiin yhdistämällä kyseisen kuvion metsävara-tiedot lintuhavaintoon. Havaintokuvioittain tarkasteltiin seuraavia puustotunnuksia: metsikön ikä, pohjapinta-ala, runkoluku, läpimitta, pituus, kokonaistilavuus, männyn pohjapinta-ala, kuusen pohjapinta-ala, lehtipuuston pohjapinta-ala, männyn tilavuus, kuusen tilavuus ja lehti-puuston tilavuus. Havaintoluokittaisia tunnuksia vertailtiin alueittain satunnaistettuihin havain-toihin. Pyy ja riekon kohdalla alueiden 4 ja 5 havainnot yhdistettiin riittävän alueellisen ha-vaintomäärän saavuttamiseksi. Kokonaistarkastelua, missä mukana olisivat olleet kaikki ha-vainnot tutkimusalueittain, ei ollut järkevä testata johtuen metsien erilaisesta rakenteesta Suo-men eri osissa.

Havaintokuvioittain tarkasteltiin myös luokittelevia metsävaratunnuksia, joita olivat kuvion pääryhmä, alaryhmä, kasvupaikkaluokka, maalaji, ojitustilanne, kehitysluokka, pääpuulaji, osi-temäärä ja sekametsäisyys. Metsäkeskuksen ja Metsähallituksen metsävara-aineistoissa oli val-taosa näistä tunnuksista valmiiksi saatavilla, mutta sekametsäisyyden määrittelyyn käytettiin metsätilastollisessa vuosikirjassa käytettyä määritelmää sekapuustoisuudelle. Määritelmän mu-kaan kuviot, joiden tilavuudesta yli 95 prosenttia on samaa puulajia, ovat yhden puulajin metsiä, 95–75 prosenttia yhtä puulajia tilavuudeltaan olevat metsät luokitellaan hieman sekametsäisiksi ja alle 75 prosenttia yhtä puulajia tilavuudeltaan olevat metsät määritellään sekametsäisiksi (Kaila & Ihalainen 2014). Aineiston testauksessa myös muiden ryhmien luokittelua muutettiin

alkuperäisestä tietojen yhtenäistämiseksi ja aineistossa vain vähäisin määrin esiintyvien luokkien yhteen sulauttamiseksi. Pääryhmissä joutomaihin liitettiin metsätiet, puutavaravarastot, sorakuopat ja voimalinjat. Alaryhmissä nevat ja letot yhdistettiin avosoiksi. Kasvupaikkaluokittaisessa tarkistelussa lehdoksi luokitellut kuviot yhdistettiin lehtomaisten kuvioiden kanssa ja kuivaksi luokitellut ja sitä karummat yhdistettiin samaksi luokaksi. Kehitysluokittaisessa tarkistelussa alle 1,3 metrin taimikot (T1) ja yli 1,3 metriä korkeat taimikot (T2) yhdistettiin yhteiseksi taimikkoluokaksi. Kehitysluokissa erirakenteiseksi metsiksi (ER) ja suojuspuumetsiköksi (S0) luokitellut kuviot liitettiin muu kehitysluokka -ryhmään.

Maiseman tarkastelutasot laadittiin luomalla havaintopisteen ympärille puskurivyöhykkeet, joilla leikattiin kuvioaineistosta kaikki säteen sisälle osuneet kuviot. Näiden leikattujen kuvioiden kuviotunnusten avulla selvitettiin maiseman rakenteen koostumus yksittäisen havaintopisteen lähi- ja kaukomaisemassa. Maisematason tarkasteltavat tunnuksot olivat maalaji, kehitysluokka, metsämaan alaryhmä ja kasvupaikka. Havaintopisteiden ja satunnaisten havaintojen välistä eroavaisuutta tutkittiin myös niiden asemoitumisesta metsän erilaisiin maastonpiirteisiin. Tarkastellut tunnuksot olivat etäisyydet turvemaahan, kangasmaahan, ojiin, sorateihin, vesistöön, peltoon, korpiin, rämeisiin, kangas-turvemaarajaan, ojitettuun suohon ja ojittamattomaan suohon. Tarkasteltavien tunnusten etäisyydet mitattiin metreissä. Lisäksi tarkasteltiin sorateiden ja ojien määrää havaintojen ympäristössä 100 ja 400 m säteellä havainnosta. Oja- ja tietiheden tarkasteluyksikkönä toimi metriä neliökilometriä kohden (m/km^2). Kaikki tutkimuksessa käytetyt muuttajat luokituksineen ja rajoitteineen on esitetty liitteessä 1. Kuvioiden luokittelutunnusten selitteet on esitelty liitteessä 2.

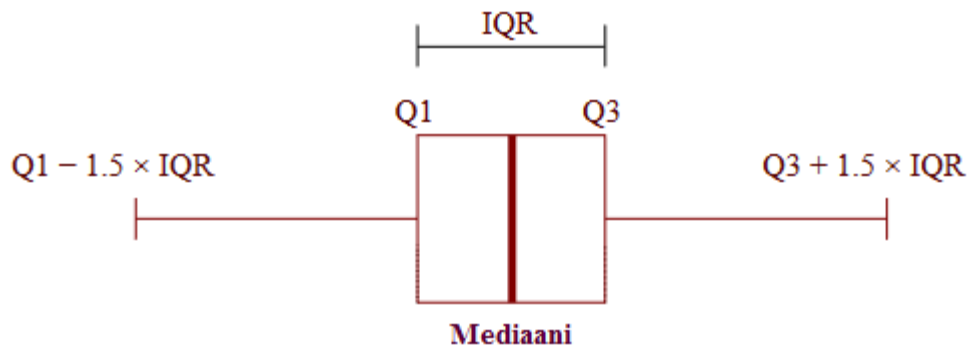
Todellisten metsäkanalintupoikuehavaintojen sijoittumista metsän elinympäristöihin verrattiin satunnaistettuihin havaintoihin, jotka sijoitettiin samalle 60 metriä leveälle laskentalinjalle, joilta lintuhavainnotkin olivat. Näin ollen satunnaishavainnot kattoivat saman alueen, josta lintuja oli teoreettisesti mahdollista havaita. Jokaiselle kuvioaineistosta leikatulle kuviolle luotiin yksi piste kuvaamaan kyseisellä kuviolla tehtyä riistahavaintoa. Satunnaishavaintojen etäisyystunnukset laskettiin näistä yksittäisistä satunnaispisteistä, eikä esimerkiksi rasteroidusta aineistosta tasaisesti koko laskentalinjan leveydeltä, joten tältä osalta satunnaistettujen etäisyystunnusten ja maisematason tunnuksissa on hieman epätarkkuutta. Leikattujen kuvioiden koko vaihteli sen mukaan, kuinka suuri osa metsäkuviota osui laskentalinjan alueelle. Tämän vuoksi satunnaistuksessa todennäköisyys kuvion valinnalle otokseen määräytyi kuvion pinta-alan mukaan.

Lopullinen aineiston satunnaistaminen tehtiin poimimalla kaikkien mahdollisten kuvioiden alalta aluekohtaisesti yhtä monta kuviota, kun oli vastaavia todellisia havaintoja. Satunnaistamiseen käytettiin R-ohjelmalla laadittua koodia, jolla poiminta toistettiin 1000 kertaa jokaista yksittäistä havaintotyyppiä (laji + koiras/naaras/aikuinen/poikue) kohden kullakin tutkimusalueella. Esimerkiksi jos alueella 3 olisi ollut 6 pyyppökuuehavaintoa, valitaan alueen 3 kaikkien laskettujen kolmioiden laskentalinjalle osuvista kuvioista satunnaisotokseen mukaan 1000 kertaa 6 kuviota kuvaamaan satunnaisesti jakautuneita havaintoja. Näin saatiin hyvin todellista ympäristöä kuvaava vertausaineisto riistahavaintojen testaukseen.

2.3 Aineiston testaus ja visualisointi

Aineiston testaus suoritettiin käyttäen R-ohjelmaa. Todellisten poikuehavaintojen ja satunnaishavaintojen testaus suoritettiin käyttäen epäparametrista Mannin-Whitney U-testiä suhteasteikolliselle muuttujalle, kuten esimerkiksi puuston hehtaaritilavuudelle tai etäisyydelle turvemaahan. Epäparametrista χ^2 -yhteensopivuustestiä käytettiin testattaessa kategoristen muuttujien, kuten kuvion pääryhmä, jakautumista luokkiin satunnaistettujen ja todellisten poikuehavaintojen sekä eri lajien välillä. Epäparametriset testit valittiin testausmenetelmäksi sillä perusteella, että havaintomäärä oli yhdessä lintuhavaintoluokassa alueittain usein melko pieni eivätkä havainnot olleet useinkaan normaalijakautuneita.

Satunnaistettujen ja todellisten havaintojen visualisoimiseen käytettiin boxplot-kuvaajia suhteasteikollisille muuttujille ja histogrammeja luokka-asteikollisille muuttujille. Boxplot-kuvaajien piirtämiseen käytettiin R-ohjelmaa ja histogrammien piirtoon Microsoft Excel-taulukkolaskentaohjelman piirtotyökaluja. Boxplot-kuvaajien piirtoon käytettiin R-ohjelman oletusasetuksia, joiden mukaan laatikon (box) leveys kuvaa 50 % havainnoista, eli ensimmäisestä neljänneksestä (Q1) kolmanteen neljännekseen (Q3). Laatikon keskellä oleva viiva kuvaa keskimäistä havaintoa eli mediaania. Viiksien pituus määräytyy neljännespisteiden välin (IQR) mukaan, siten että alakvartaalista vähennetään IQR kerrottuna 1,5:llä ja yläkvartaaliin lisätään IQR kerrottuna 1,5:llä (kuva 4). Tämän kuvaajan ulkopuolelle jääneitä havaintoja kuvattiin yksittäisinä havaintopisteinä viiksien ulkopuolella.



Kuva 4. Havainnollistus boxplot-kuvaajan piirtämiseen käytetyistä asetuksista.

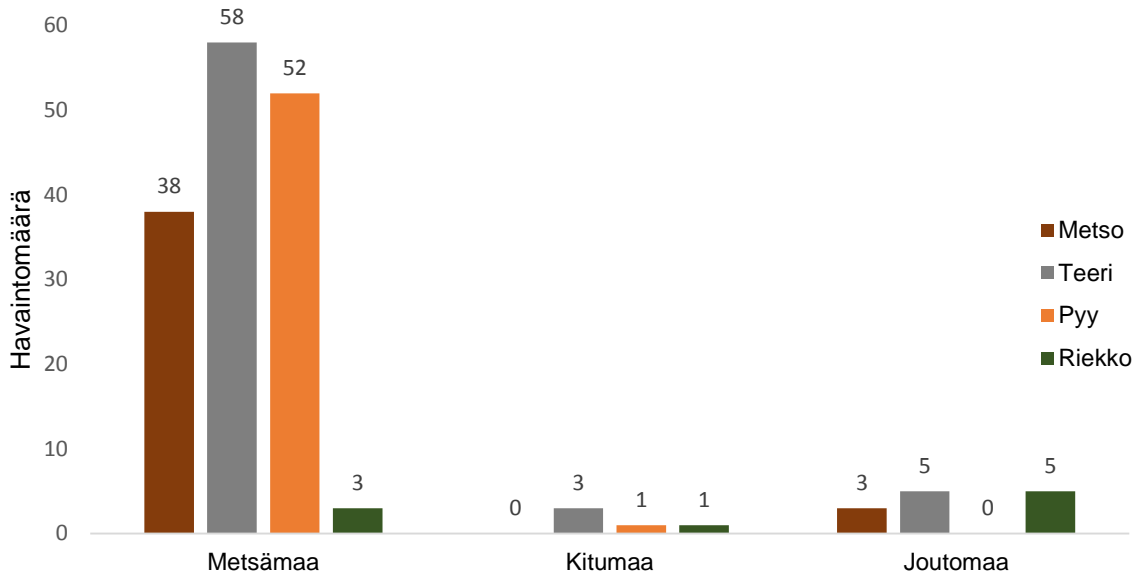
Kuvien visuaalisen tulkinnan ja tilastollisten testien avulla pyrittiin löytämään erot poikueiden elinympäristövalinnassa sekä eri metsäkanalintupoikueiden että todellisten poikuehavaintojen ja todelliseen alueelliseen metsänrakenteeseen pohjautuvien satunnaishavaintojen välillä.

3 TULOKSET

Tutkimusalueilla havaittiin metsäkanalintuja yhteensä 674 havaintopisteessä 168 eri riistakolmiolla (taulukot 2 ja 3). Metsoja havaittiin etenkin alueilla 2 ja 3. Metsopoikuehavaintoja tehtiin erityisen runsaasti alueella 3. Teerihavaintoja oli eniten alueilla 1,2 ja 3. Kuten metsolla, myös teerellä alue 3 vaikutti olleen poikueiden esiintymisen kannalta paras alue vuonna 2014. Pyy-poikueita havaittiin eniten alueilla 1 ja 3 ja myös pyyllä alue 3 oli poikueiden kannalta paras esiintymisalue. Riekkopoikueita oli aineistossa lukumääräisesti vain vähän ja havainnot painotuvat Pohjois-Suomeen alueille 4 ja 5. Tarkasteltaessa havaintomääriä laskettujen kolmioiden lukumäärän suhteen tulokset alueiden välillä tasoittuvat, mutta alue 3 vaikutti olevan silti paras alue metso- ja teeripoikueiden esiintymisen kannalta. Pyyllä alue 1 oli hieman parempi poikueiden esiintymisen kannalta, kun taas riekolla alueet 4 ja 5 olivat poikueiden esiintymisen suhteen lähes yhdenveroiset (taulukko 2).

3.1 Luokittelevien kuviotunnusten tarkastelu

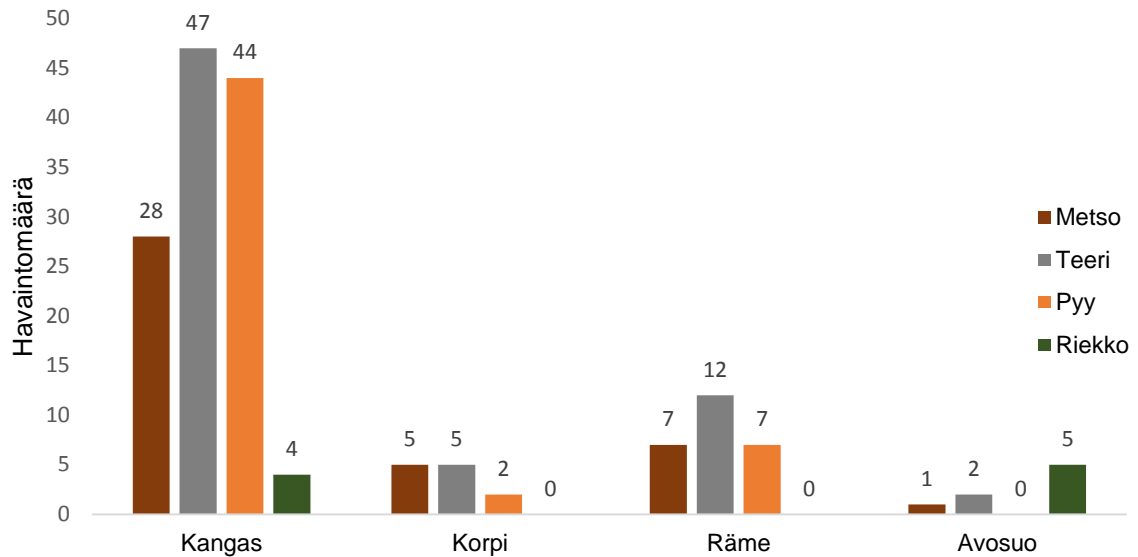
Suurin osa kanalintupoikueista havaittiin metsämaaksi luokitelluilla kuvioilla (kuva 5).



Kuva 5. Kanalintupoikuehavaintojen jakautuminen pääryhmittäin kaikilla tutkimusalueilla.

Teeripoikueita havaittiin lukumääräisesti enemmän kitu- ja joutomaan kuvioilla kuin metso-poikueita. Pyy-poikueita havaittiin muihin lajeihin verrattuna suhteellisesti useimmiten metsämaalla. Riekkopoikueista taas kaksi kolmasosaa oli havaittu joko kitu- tai joutomaalla. Testattaessa lajeittain todellisten ja satunnaistettujen havaintojen jakautumista luokkiin havaittiin tilastollisesti merkitsevä ero riekkopoikueiden jakaumassa ($\chi^2 = 15,579$, $df = 2$, $p = 0,001$). Pyy-, teeren ja metson poikueilla p-arvo jäi merkitsevyystason ulkopuolelle. Tutkittaessa metso-, teeri- ja pyypoikueiden havaintojen jakautumista keskenään χ^2 -yhteensopivuustestillä, ei näiden ryhmien välillä havaittu tilastollista eroa pääryhmiin jakautumisessa ($\chi^2 = 6,508$, $df = 4$, $p = 0,164$), mutta tilastollinen ero havaittiin otettaessa mukaan tarkasteluun myös riekkopoikueiden havainnot ($\chi^2 = 403,134$, $df = 6$, $p = 5,92e^{-84}$).

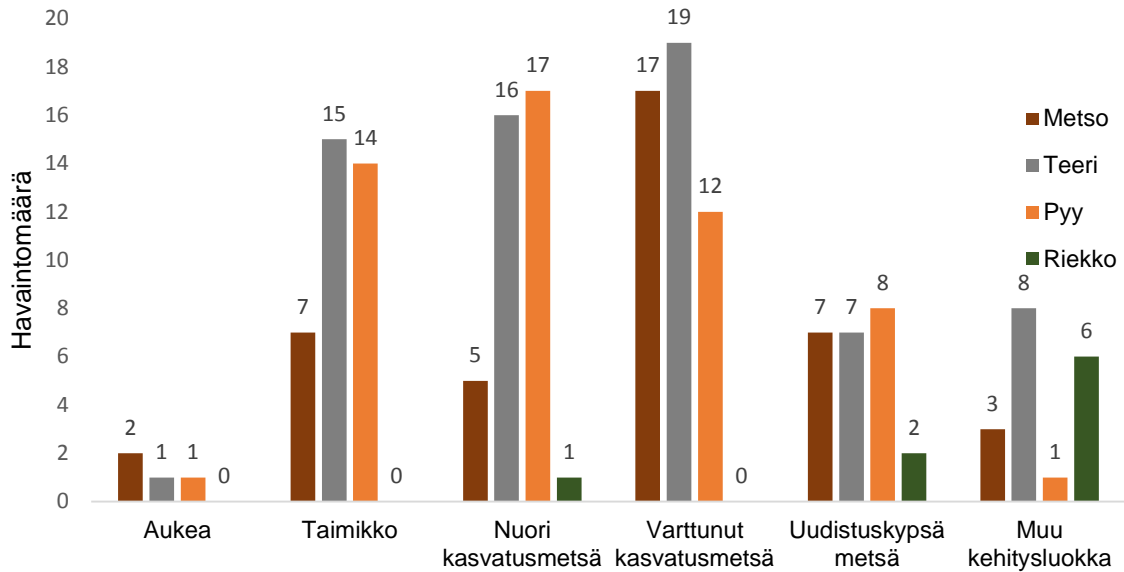
Valtaosa metsäkanalintupoikueista havaittiin kangasmaiksi luokiteltavilla kuvioilla lukuun ottamatta riekkoa, jolla poikueista yli puolet havaittiin avosoilla (kuva 6). Muilla kanalinnuilla avosuon havainnot olivat yksittäisiä.



Kuva 6. Kanalintupoikuehavaintojen jakautuminen metsämaan alaryhmittäin kaikilla tutkimusalueilla.

Suotyypeittäisessä tarkasteltaessa nähdään, että rämeillä havaittiin enemmän poikueita kuin korpisuotyypeillä. Havaintomäärien tarkastelussa nähdään, että metsopoikueista suhteellisesti suurempi osa havaittiin korvissa tai rämeillä vertailtaessa tilannetta teeri- tai pyypoikueisiin. Testattaessa lajeittain satunnaistettujen ja todellisten poikuehavaintojen jakaumia havaittiin tilastollisesti merkitsevä ero ainoastaan riekkopoikueilla ($\chi^2 = 34,255$, $df = 3$, $p = 1,75e^{-7}$). Myöskään metso-, teeri- ja pyypoikuehavaintojen keskinäisessä yhteensopivuustestissä ei havaittu tilastollista eroa alaryhmiin jakautumisessa, mutta otettaessa riekkö mukaan tarkasteluun havaittiin tilastollinen merkitsevyys alaryhmiin jakautumisessa ($\chi^2 = 59,312$, $df = 9$, $p = 1,82e^{-9}$).

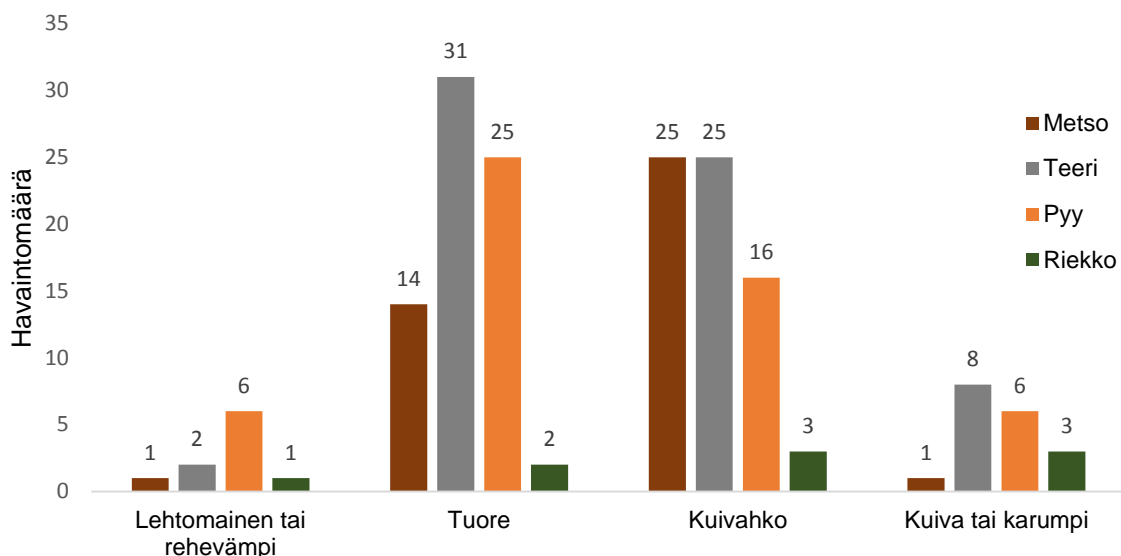
Kehitysluokittaisessa tarkastelussa nähdään, että noin kolmasosa kaikista kanalintupoikueista havaittiin varttuneissa kasvatusmetsissä (kuva 7).



Kuva 7. Kanalintupoikuehavaintojen jakautuminen kehitysluokkiin kaikilla tutkimusalueilla.

Metsopoikueista yli kolmasosa havaittiin varttuneista kasvatusmetsistä. Teeri- ja pyypoikueille taimikot sekä nuoret- tai varttuneet kasvatusmetsät vaikuttivat olleen havaintojen perusteella keskenään tasaveroisia esiintymiselinympäristöjä. Eirakenteisten metsien osuus metsävara-aineistoista oli hyvin pieni, noin 0,1 % kuviomassasta, eikä siellä havaittu yhtään kanalintupoikuetta. Tällöin todennäköisyys, että edes laskentakolmiolinjalle osuu erirakenteiseksi luokiteltu metsikkökuvio tai että kanalintuhavainto tehdään tällaiselta kuviolta, on erittäin pieni. Lukuis-ten, vain vähän havaintoja sisältäneiden luokkien vuoksi, yhteensopivuustestin tulokset olivat epäluotettavat kehitysluokittaisessa tarkastelussa. Tilastollisia eroja ei havaittu todellisten ja satunnaistettujen poikuehavaintojen välillä, kuten ei myöskään lajien välisessä yhteensopivuus- testissä.

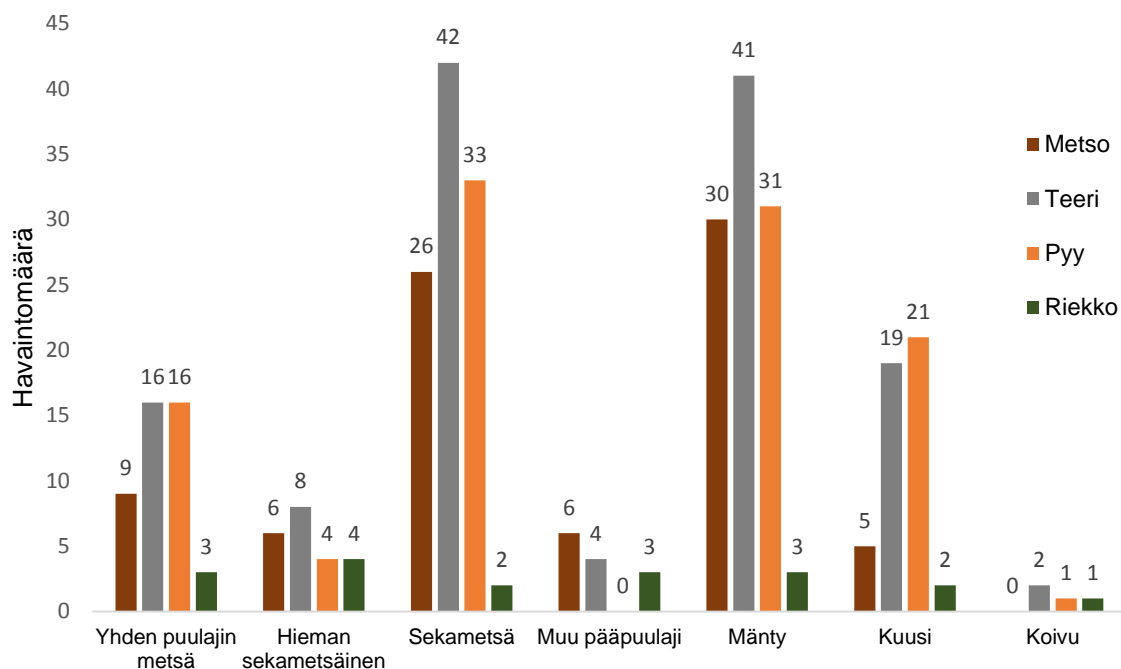
Kasvupaikkaluokittaisessa tarkastelussa nähdään, että valtaosa kaikista metsäkanalintupoiku- eista havaittiin joko tuoreiden- tai kuivahkojen kankaiden tai vastaavien suotyypin metsissä (kuva 8).



Kuva 8. Kanalintupoikuehavaintojen jakautuminen kasvupaikkaluokkiin kaikilla tutkimusalueilla.

Metsopoikueista noin kaksi kolmesta havaittiin kuivahkoilla kankailla ja loppukolmannes tuoreilla kankailla. Teeripoikueista noin viisi kuudesta havainnosta tehtiin tuoreilla tai kuivahkoilla kasvupaikoilla. Myös pyypoikueista valtaosa havaittiin tuoreissa ja kuivahkoissa metsissä, mutta teeri- ja metsopoikueisiin verrattaessa pyypoikueista suhteessa suurempi osa havaittiin lehtomaisiksi luokitelluissa metsissä. Satunnaistettujen ja todellisten poikuehavaintojen testauksessa havaittiin tilastollinen ero metsopoikueiden jakautumisessa kasvupaikkaluokkiin ($\chi^2 = 8,926$, $df = 3$, $p = 0,030$). Lajien välisessä testauksessa havaittiin tilastollisesti merkitsevä ero metso-, teeri- ja pyypoikuehavaintojen yhteensopivuustestissä ($\chi^2 = 14,219$, $df = 6$, $p = 0,027$). Tilastollisesti merkitsevä ero saatiin myös yhteensopivuustestissä, jossa edellä lueteltujen lisäksi oli mukana riekkopoikueet ($\chi^2 = 19,824$, $df = 9$, $p = 0,019$).

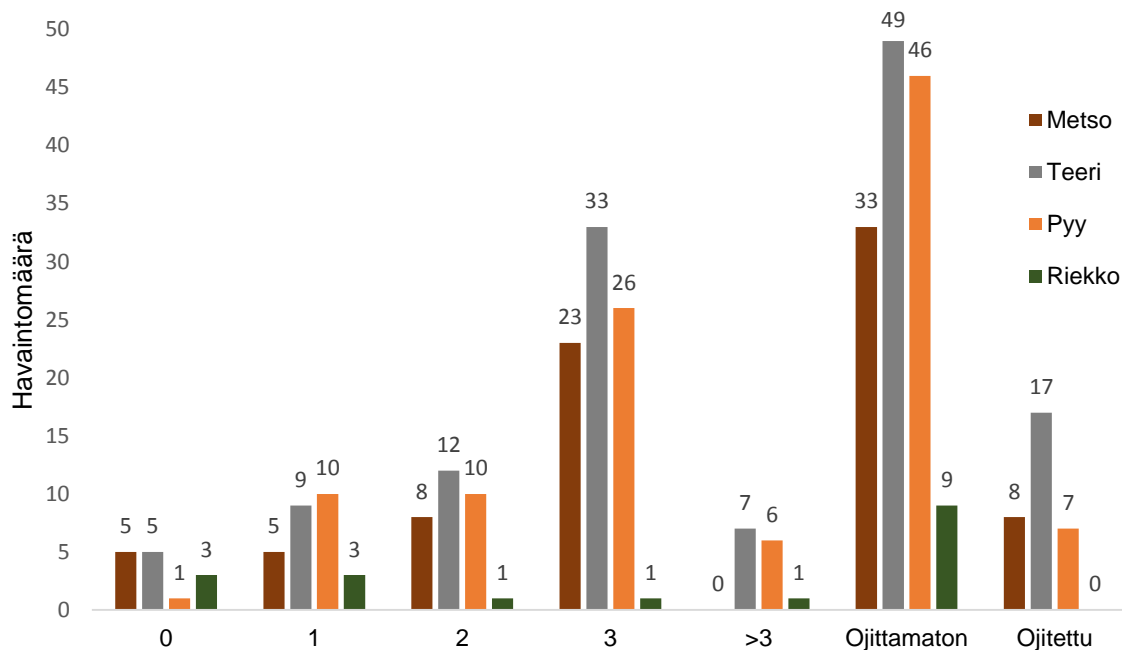
Valtaosa metsäkanalintupoikueista havaittiin sekametsäksi luokitelluilla kuvioilla (kuva 9). Suuria eroja eri lajien poikueiden välillä eri sekametsäisyysluokkiin jakautumisessa ei havaittu. Vertailtaessa yhteensopivuustestillä lajien poikueiden havaintoja havaittiin riekkopoikueiden havaintojen poikkeavan muiden lajien poikueiden jakaumasta sekametsäisyysluokkiin jakautumisessa ($\chi^2 = 291,025$, $df = 9$, $p = 6,85e^{-60}$), mutta suuresta alle viiden suuruisten odotettujen havaintojen lukumäärästä johtuen tulos ei ole luotettava. Myös satunnaisia ja todellisia havaintoja vertailtaessa riekkopoikueilla havaittiin tilastollisesti merkitsevä ero ($\chi^2 = 5,560$, $df = 2$, $p = 0,062$), mutta samasta syystä tulosta ei voida pitää luotettavana.



Kuva 9. Kanalintupoikuehavaintojen jakautuminen sekametsäisyyden ja pääpuulajin mukaan kaikilla tutkimusalueilla.

Yleisin kanalintupoikuehavaintokuvion pääpuulaji oli mänty (kuva 9). Metsopoikueilla mänty on suhteellisesti kaikkein yleisin pääpuulaji, kun pyypoikueilla myös kuusi oli pääpuulaji lähes yhtä usein. Lajien välisen jakauman yhteensopivuustestissä havaittiin tilastollinen ero metso-, teeri- ja pyypoikuehavaintojen välillä ($\chi^2 = 16,195$, $df = 6$, $p = 0,013$). Tilastollisesti merkitsevä ero havaittiin myös otettaessa riekkopoikuehavainnot mukaan yhteensopivuustestiin ($\chi^2 = 27,115$, $df = 9$, $p = 0,001$). Todellisten ja satunnaistettujen poikuehavaintojen välisessä testauksessa havaittiin tilastollisesti merkitsevä ero pyypoikueilla ($\chi^2 = 8,508$, $df = 3$, $p = 0,036$) ja riekkopoikueilla ($\chi^2 = 8,258$, $df = 3$, $p = 0,041$).

Puuston ositemääriä tarkasteltaessa metso-, teeri- ja pyypoikuehavainnot jakautuivat varsin samankaltaisesti (kuva 10). Eniten poikueita havaittiin kuvioilla, joissa oli kolme puusto-ositetta. Lajien välillä ei havaittu tilastollisesti merkitseviä eroja yhteensopivuustestissä tutkittaessa jakautumista eri ositemäärien mukaan luokitelluille kuvioille. Myöskään satunnaistettujen ja todellisten poikuehavaintojen välillä ei havaittu tilastollisesti merkitseviä eroja.

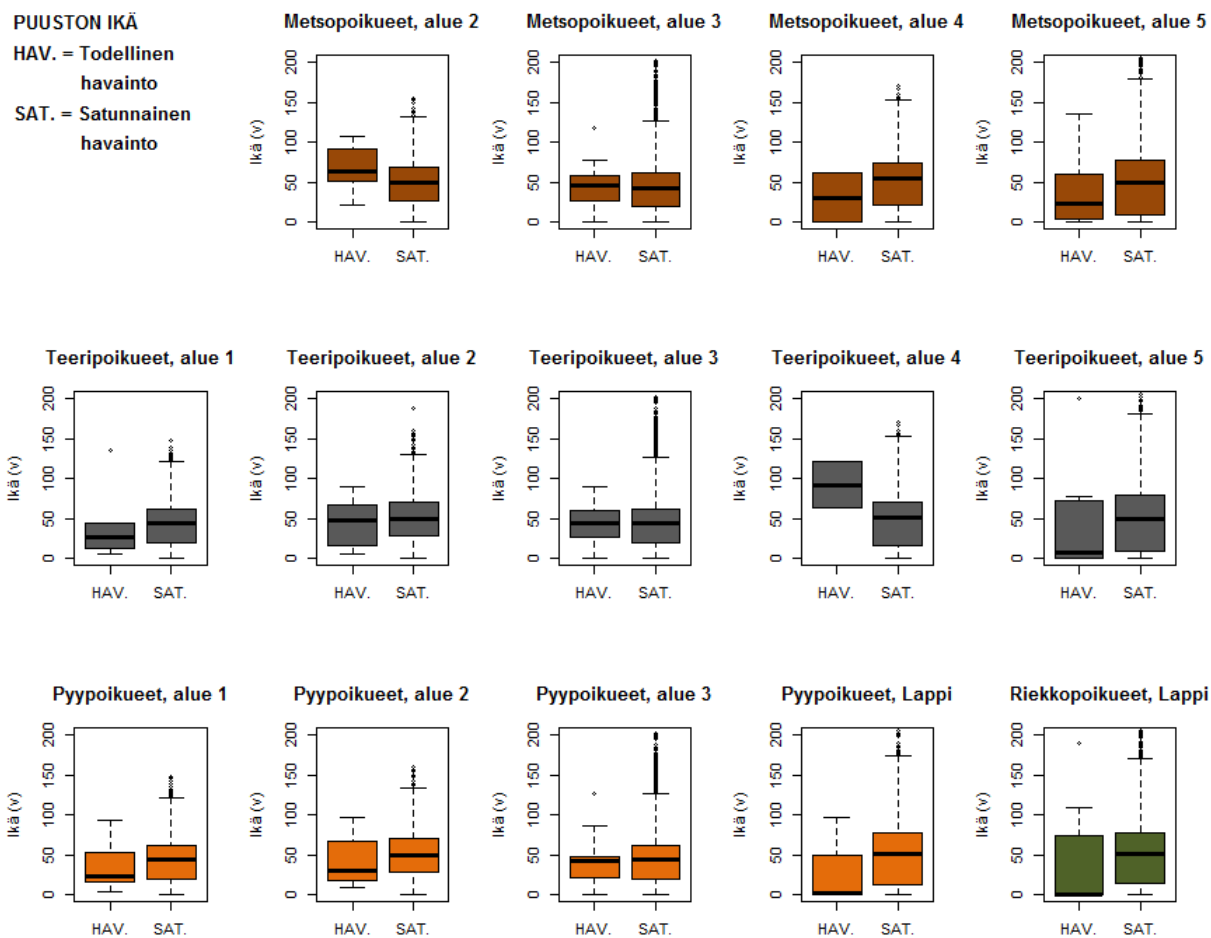


Kuva 10. Kanalintupoikuehavaintojen jakautuminen puuston ositemäärän ja kuivatustilanteen mukaan kaikilla tutkimusalueilla.

Valtaosa poikueista havaittiin ojittamattomaksi luokitelluilla kuvioilla (kuva 10). Yhtään riekkopoikuetta ei havaittu ojitetulla kuviolla. Pyy-poikueista suhteellisesti suurempi osa havaittiin ojittamattomilla kuvioilla kuin teeri- tai metsopoikueista. Lajien välillä havaittiinkin yhteensopivuustestillä tilastollinen ero kuvion ojitustilanteen suhteen niin metso-, teeri- ja pyypoikueiden kesken ($\chi^2 = 153,402$, $df = 2$, $p = 4,89e^{-34}$), kuin myös otettaessa riekkopoikuehavainnot mukaan tarkasteluun ($\chi^2 = 18,183$, $df = 3$, $p = 0,001$). Satunnaistettujen ja todellisten poikuehavaintojen testauksessa ei havaittu tilastollisesti merkitsevää eroa, mutta pyypoikueilla oltiin hyvin lähellä tilastollista merkitsevyyttä ($\chi^2 = 3,807$, $df = 1$, $p = 0,051$).

3.2 Kuvioittaisten metsävaratunnusten tarkastelu alueittain

Puuston ikä vaihteli sekä lajien että alueiden välillä ja metsäkanalintupoikueita tavattiin kaikenikäisissä metsissä (kuva 11).

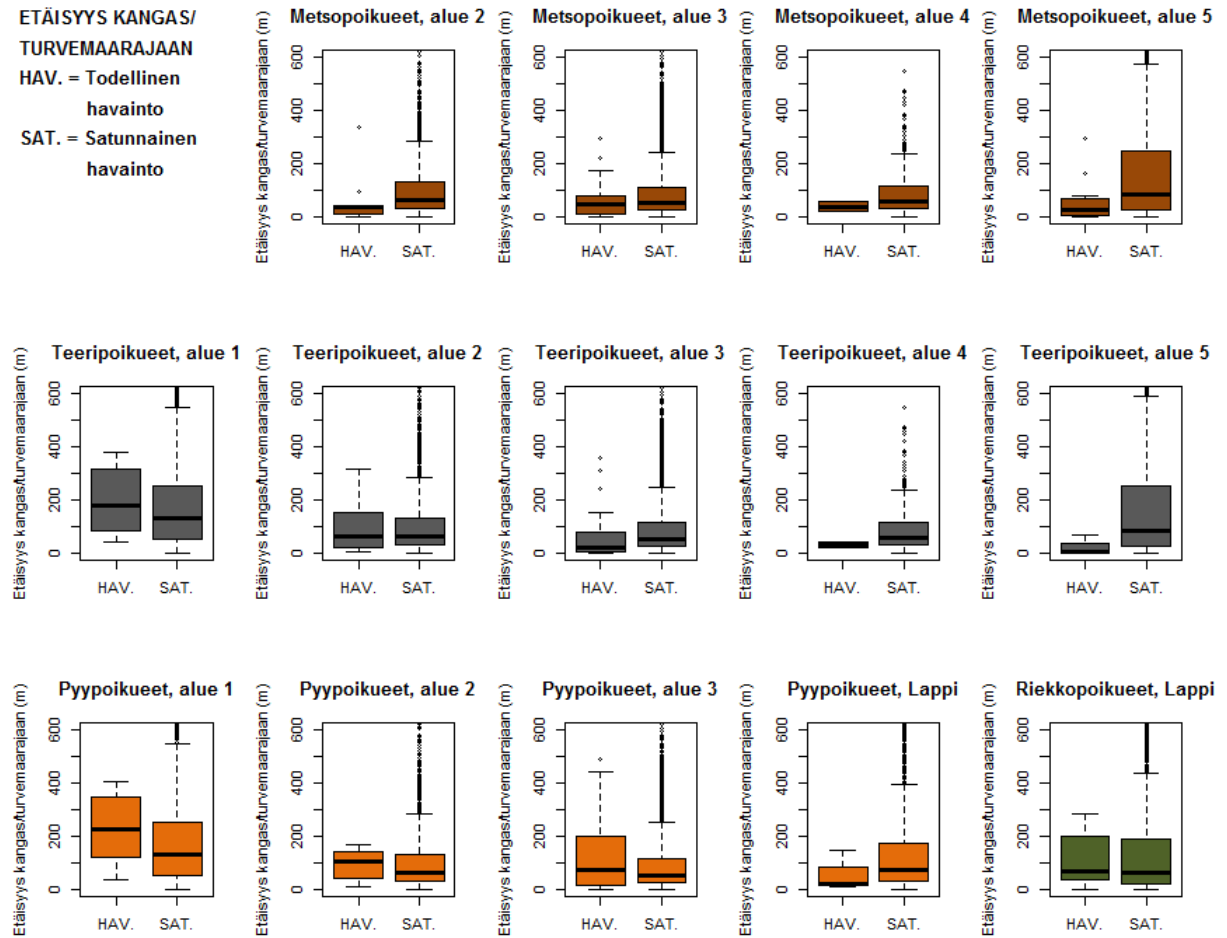


Kuva 11. Puuston ikä alueittain havaintokuvioilla verrattuna satunnaishavaintoihin.

Metsopoikueilla havaintokuvion keskimääräinen puuston ikä laski siirryttäessä kohti pohjoista. Alueella 2 metsopoikueet havaittiin satunnaishavaintoihin verrattuna keskimäärin vanhemmissa metsiköissä, kun taas Pohjois-Suomessa tilanne oli päinvastainen. Metsolla havaittiin tilastollisesti merkitsevä ero Mannin-Whitneyn U-testillä satunnaishavaintojen ja todellisten poikuehavaintojen välillä alueelta 2 (havaittu mediaani 64 v, satunnaistettu mediaani 49 v, $p = 0,043$). Teeripoikueet esiintyvät aluetta 4 lukuun ottamatta noin 50 vuotiaissa metsissä. Teeripoikueilla ei havaittu tilastollista eroa satunnaishavaintoihin verrattuna. Pyypoikueet esiintyvät keskimäärin 40-vuotiaissa metsissä lukuun ottamatta Lappia, jossa poikueet olivat keskimäärin melko nuorissa metsissä. Tilastollista eroa satunnaishavaintoihin verrattaessa ei havaittu. Myös riekkopoikueet esiintyivät melko nuorissa metsissä verrattuna satunnaishavaintoihin, mutta tilastollista eroa ei satunnaishavaintoihin verrattaessa havaittu.

3.3 Etäisyystunnusten tarkastelu alueittain

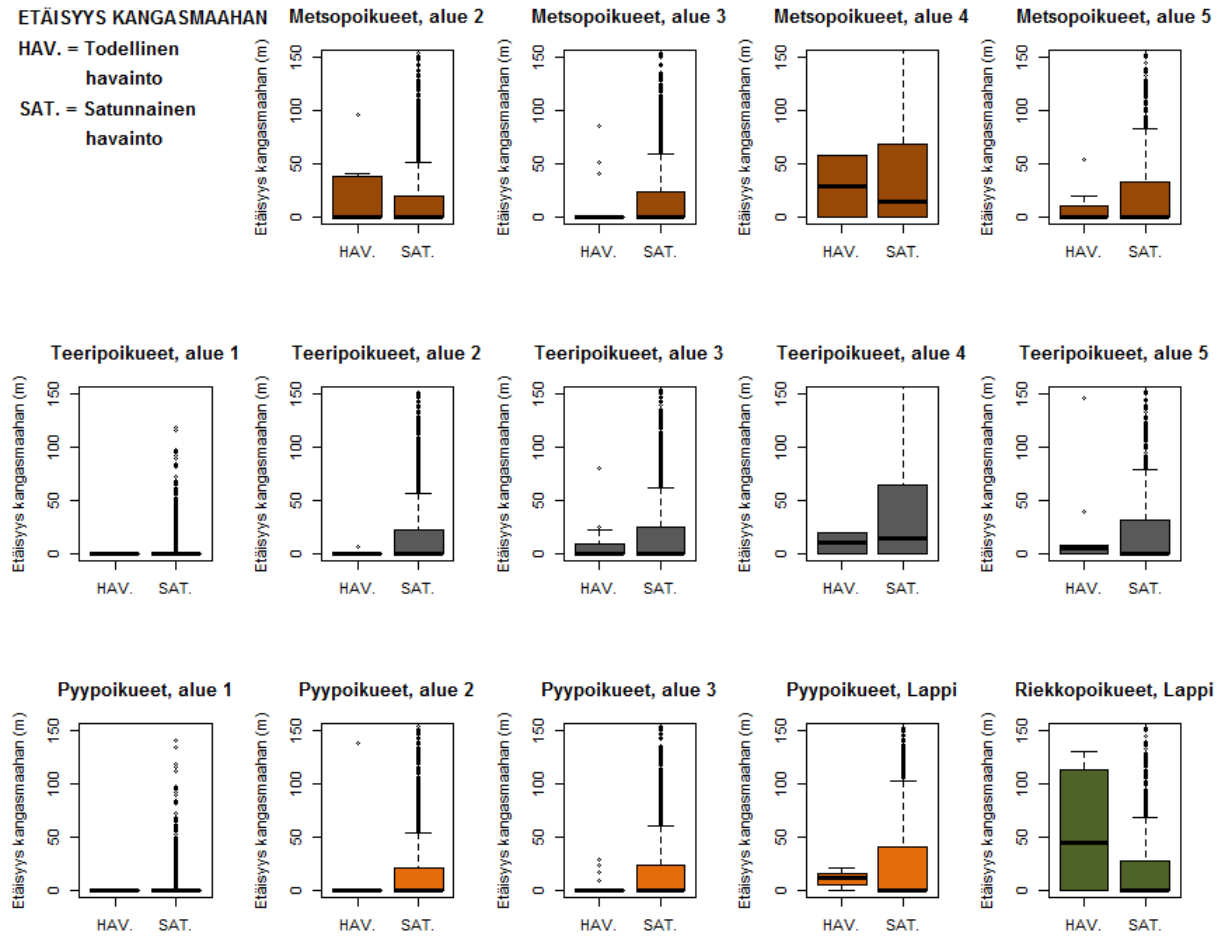
Kaikki poikueet havaittiin alle 500 metrin etäisyydellä kangas–turvemaarajasta (kuva 12).



Kuva 12. Etäisyys havaintopisteestä kangas–turvemaarajaan alueittain verrattuna satunnaishavaintoihin.

Metsopoikueet havaittiin kaikilla alueilla lähempänä kangas–turvemaarajaa kuin satunnaishavainnot. Tilastollinen ero havaittiin alueella 5 (havaittu mediaani 28 m, satunnaistettu mediaani 87 m, $p = 0,031$) ja alueella 2 oltiin lähellä tilastollista merkitsevyyttä (havaittu mediaani 38 m, satunnaistettu mediaani 63 m, $p = 0,069$). Teeripoikueet havaittiin alueella 1 keskimäärin kauempana kangas–turvemaarajasta kuin satunnaishavainnot. Muilla alueilla etäisyys oli keskimäärin sama tai pienempi kuin satunnaishavainnoilla. Tilastollisesti merkitsevät erot havaittiin alueella 3 (havaittu mediaani 25 m, satunnaistettu mediaani 53 m, $p = 0,013$) ja alueella 5 (havaittu mediaani 6 m, satunnaistettu mediaani 86 m, $p = 0,001$). Pyypoikueilla satunnaistettujen ja todellisten havaintojen mediaanit olivat lähellä toisiaan, paitsi alueella 1 jossa pyypoikueet olivat satunnaishavaintoja kauempana kangas–turvemaarajasta (havaittu mediaani 227 m, satunnaistettu mediaani 133 m, $p = 0,022$). Riekkopoikueet taas olivat keskimäärin yhtä etäällä kangas–turvemaarajasta kuin satunnaishavainnot eikä tilastollista eroa siten havaittu.

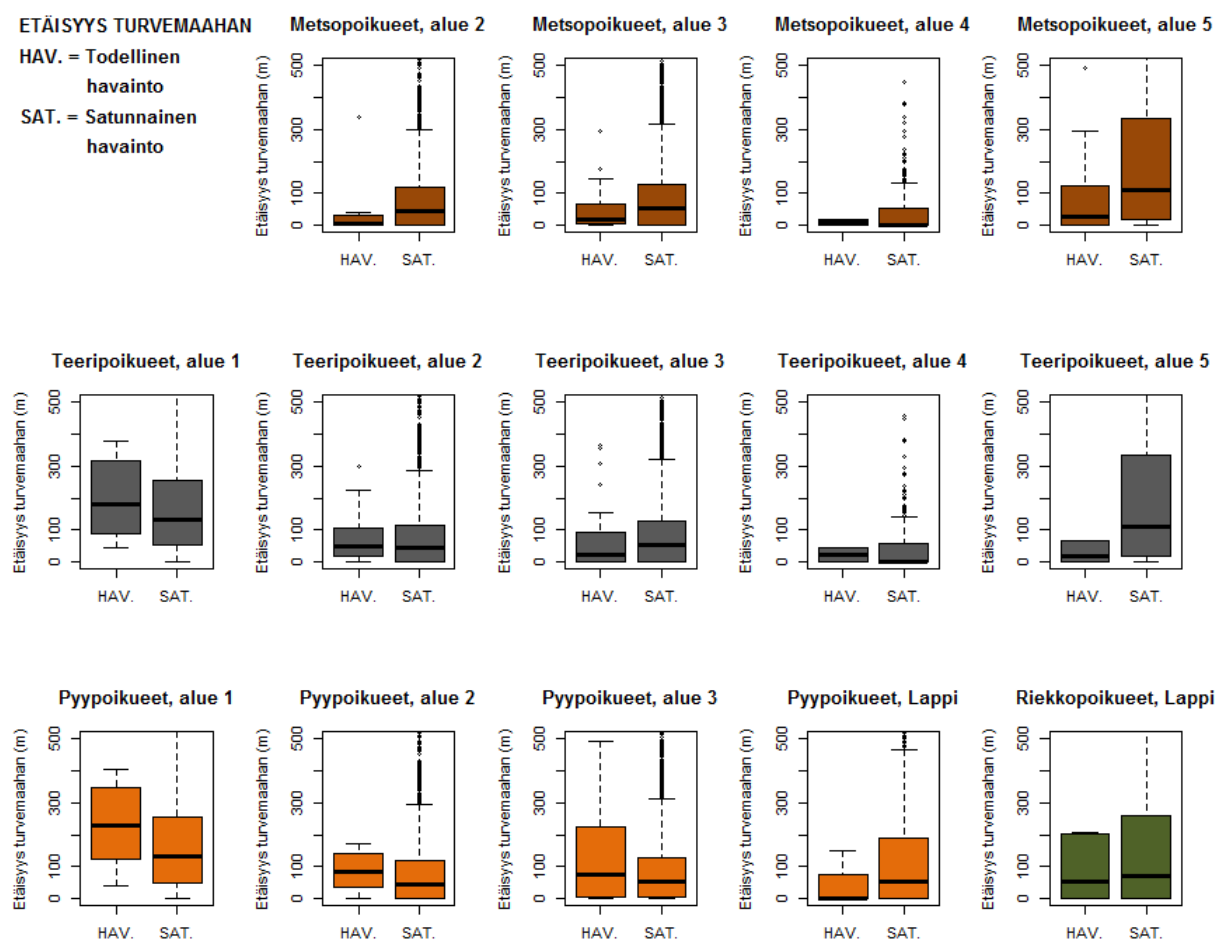
Kaikki poikueet havaittiin alle 150 metrin etäisyydellä kangasmaasta (kuva 13).



Kuva 13. Etäisyys havaintopisteestä kangasmaahan alueittain verrattuna satunnaishavaintoihin.

Kuvaajien perusteella pyypoikueet olivat kaikilla alueilla kaikkein lähimpänä kangasmaata. Seuraavaksi lähimpänä kangasmaata havaittiin teeripoikueet ennen metsopoikueita. Riekkohavainnot havaittiin keskimäärin kaikkein kauimpana kangasmaasta ja U-testissä havaittiin tilastollisesti merkitsevä ero riekkopoikueilla satunnaishavaintojen ja todellisten havaintojen välillä (havaittu mediaani 46 m, satunnaistettu mediaani 0 m, $p = 0,013$). Muiden lajien poikueilla tilastollisesti merkitseviä eroja ei havaittu yhdelläkään alueella.

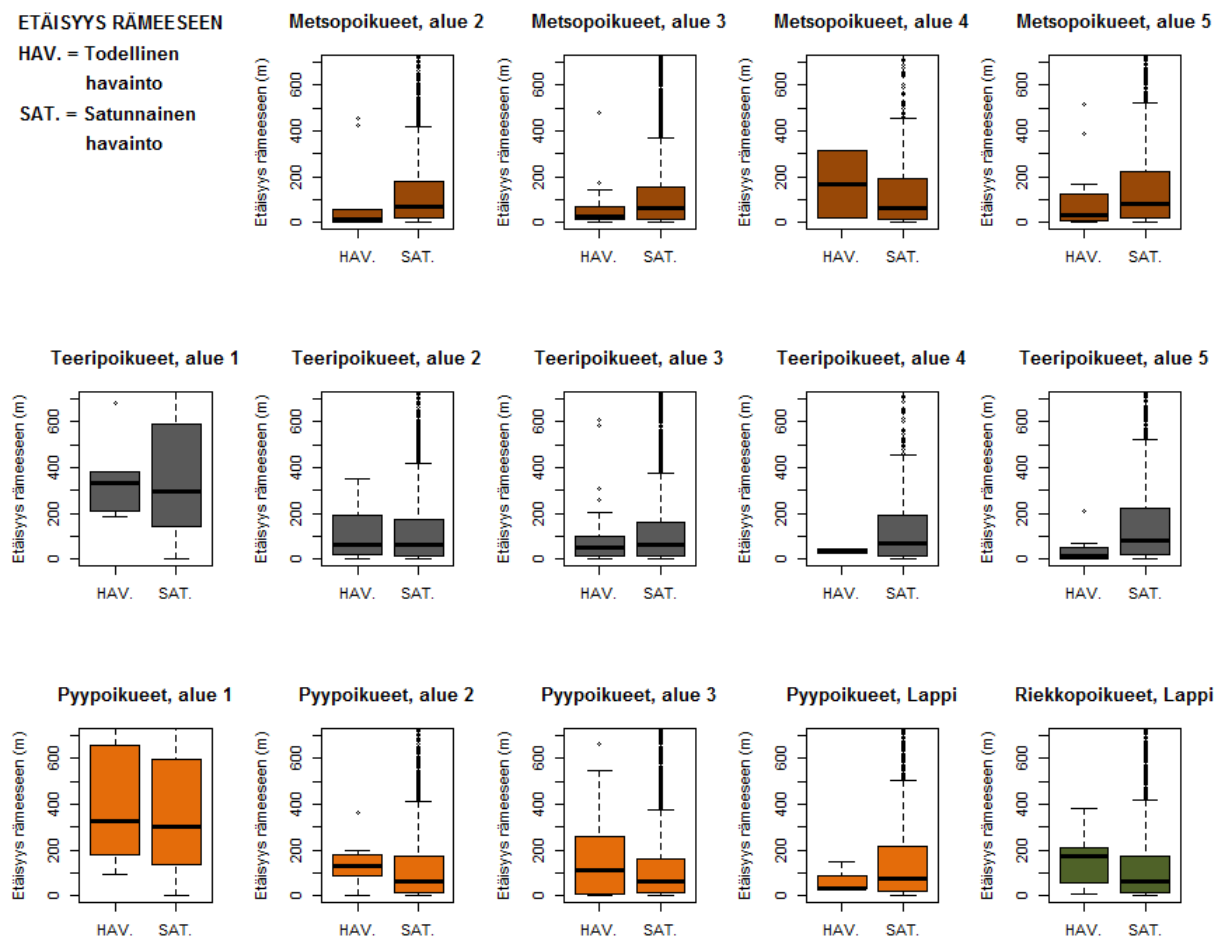
Kaikki metsäkanalintupoikueet havaittiin alle 500 metrin päässä turvemaasta (kuva 14).



Kuva 14. Etäisyys havaintopisteestä turvemaahan alueittain verrattuna satunnaishavaintoihin.

Metsopoikueet havaittiin kuvaajien perusteella kaikkein lähimpänä turvemaata, kun taas pyypoikueet havaittiin keskimäärin kaikkein kauimpana turvemaasta. Vertailtaessa todellisia ja satunnaistettuja havaintoja havaittiin tilastollisesti merkitsevä ero pyypoikueilla alueella 1 (havaittu mediaani 227 m, satunnaistettu mediaani 134 m, $p = 0,022$). Myös muilla alueilla Lappia lukuun ottamatta pyypoikueiden havainnot olivat kauempana turvemaasta kuin satunnaishavainnot. Metsopoikue havainnot olivat lähempänä turvemaarajaa kuin satunnaistetut havainnot kaikilla tutkimusalueilla, mutta tilastollista merkitsevyyttä ei havaittu millään alueella. Teeri- ja riekkopoikuehavainnot olivat satunnaishavaintoihin verrattuna varsin samankaltaisesti jakautuneet.

Tarkasteltaessa erikseen kanalintupoikuehavaintojen etäisyyksiä rämeisiin (kuva 15) ja korpiin (kuva 16) nähdään, että metsopoikueet havaittiin lähempänä suota kuin satunnaistetut havainnot. Ainoastaan alueella 4 rämeiden kohdalla tilanne oli poikkeava, mutta siellä kaikki metsopoikueet havaittiinkin aivan korpien välittömässä läheisyydessä.

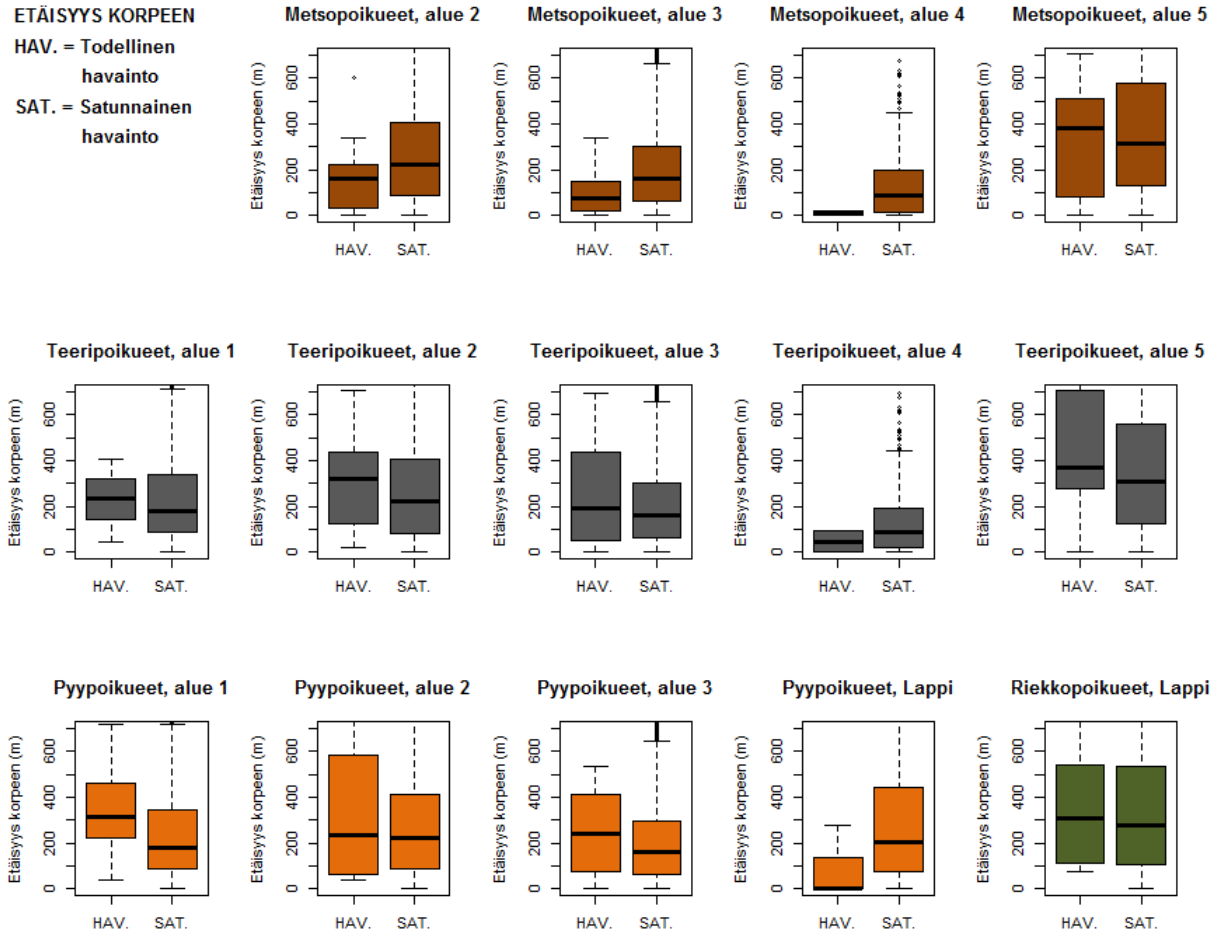


Kuva 15. Etäisyys havaintopisteestä rämeeseen alueittain verrattuna satunnaishavaintoihin.

Satunnaistettujen havaintojen jakaumasta voidaan päätellä, että alueella 1 oli eniten korpia verrattuna rämeiden määrään, kun taas alueella 5 rämeitä oli suhteellisesti eniten korpiin nähden. Muilla alueilla tilanne oli suotyypin osuuskien osalta tasaisempi, mutta kuitenkin alueilla 2 ja 3 oli hieman enemmän rämeitä kuin korpia (kuvat 15 ja 16).

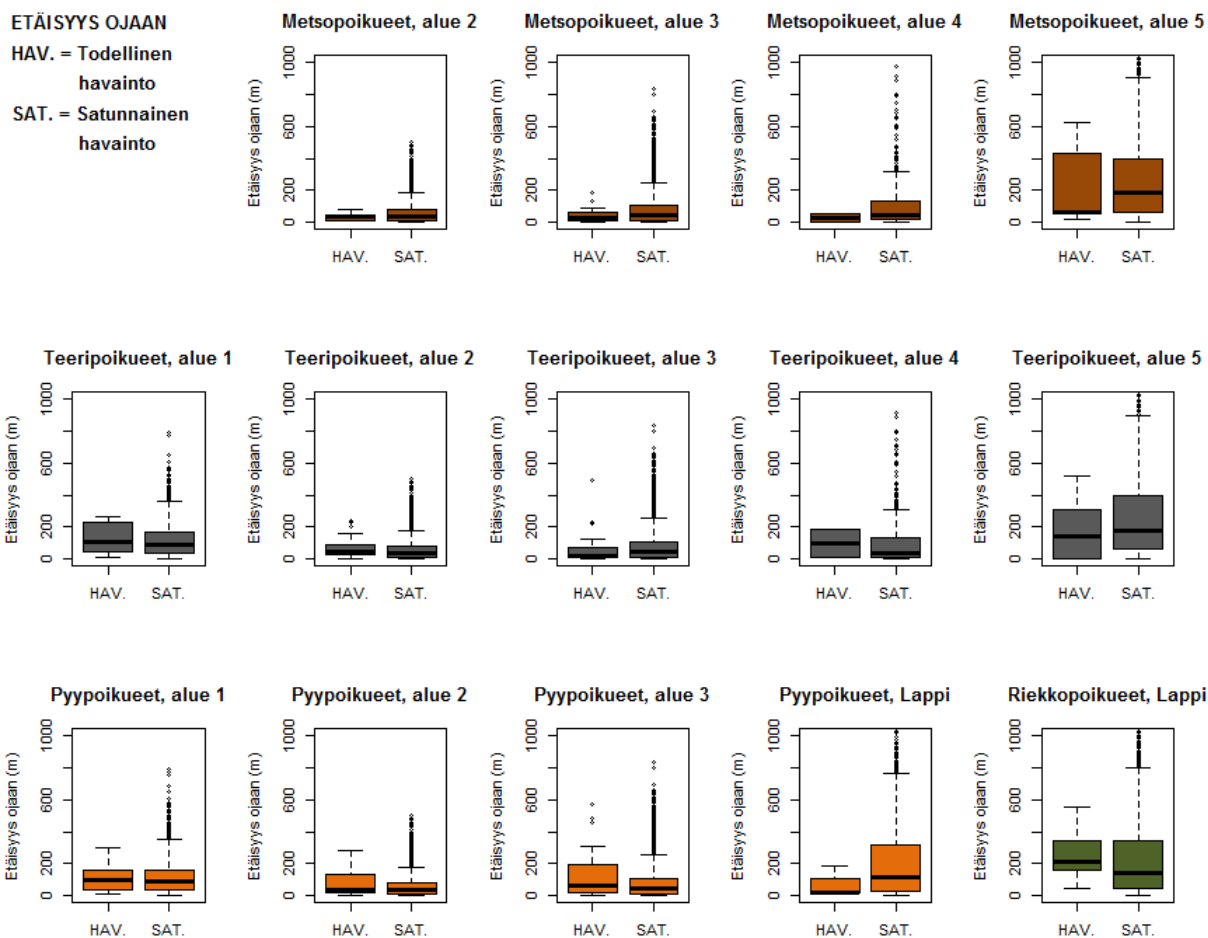
Tilastollisesti merkitsevä ero metsopoikuehavaintojen ja satunnaistettujen havaintojen välillä havaittiin alueella 3 tarkasteltaessa etäisyyttä korpeen (havaittu mediaani 75 m, satunnaistettu mediaani 163 m, $p = 0,004$). Teeripoikueilla tilastollisesti merkitsevä ero havaittiin alueella 5 tarkasteltaessa etäisyyttä havaintopisteestä rämeisiin (havaittu mediaani 11 m, satunnaistettu mediaani 82 m, $p = 0,017$). Pyypoikueilla tilastollisesti merkitsevä ero havaittiin alueella 1 tarkasteltaessa etäisyyttä korpiin (havaittu mediaani 314 m, satunnaistettu mediaani 182 m, $p = 0,034$). Teerellä ja pyyllä kuvaajat eivät kuitenkaan käyttäytyneet kaikilla alueilla samansuuntaisesti, joten yksittäisten alueiden tilastollisesti merkitsevät testitulokset eivät ole yleistettävissä koko maahan.

ETÄISYYS KORPEEN
 HAV. = Todellinen
 havainto
 SAT. = Satunnainen
 havainto



Kuva 16. Etäisyys havaintopisteestä korpeen alueittain verrattuna satunnaishavaintoihin.

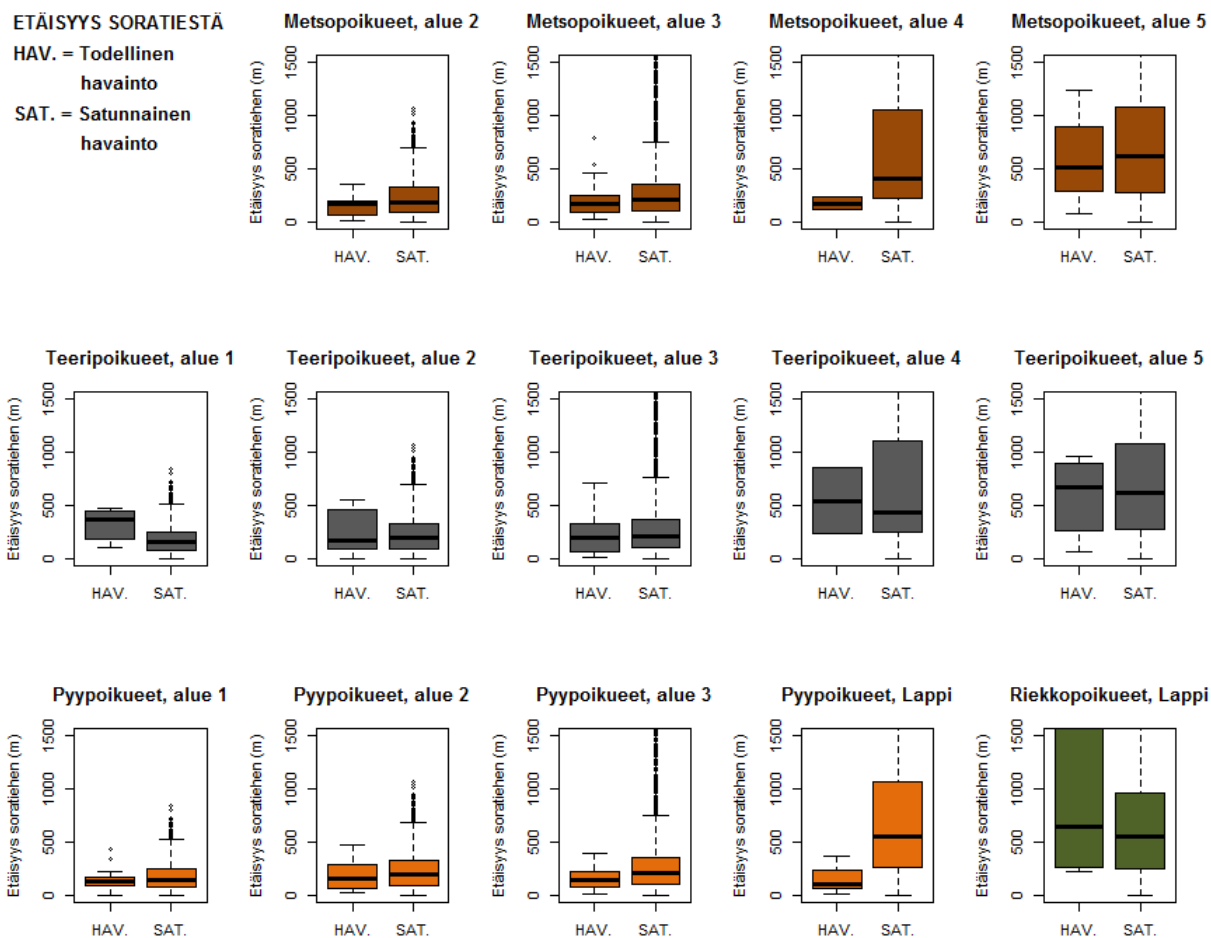
Tarkasteltaessa havaintopisteen ja lähimmän ojalinjan välistä etäisyyttä nähdään, että metsopoikueet olivat sijoittuneet lajeista kaikkein lähimmäksi oja valtaosalla alueista (kuva 17).



Kuva 17. Etäisyys havaintopisteestä ojalinjaan alueittain verrattuna satunnaishavaintoihin.

Lajien välisessä vertailussa pyy- ja riekkopoikueet olivat kuvaajien perusteella kaikkein kauimpana ojalinjoista. Todellisia ja satunnaistettuja havaintoja vertailtaessa tilastollisesti merkitsevä ero havaittiin teeripoikueilla alueella 3 (havaittu mediaani 24 m, satunnaistettu mediaani 49 m, $p = 0,040$). Teeripoikuehavainnot eivät kuitenkaan olleet alueittain säännöllisesti lähempänä oja satunnaistettuihin havaintoihin verrattuna, joten ojien vaikutuksesta poikueisiin ei tämän perusteella voida tehdä yleistyksiä.

Tarkasteltaessa poikueiden etäisyyttä lähimmästä soratiestä nähdään, että metso- ja pyypoikueet havaittiin lähempänä sorateita kuin satunnaistetut havainnot (kuva 18).



Kuva 18. Etäisyys havaintopisteestä soratiehen alueittain verrattuna satunnaishavaintoihin.

Teeri- ja riekkopoikueilla ei voida nähdä vastaavaa säännönmukaisuutta. Pyypoikueiden medianietäisyys soratiestä on noin 150 metriä kaikilla alueilla ja metsopoikueilla hieman enemmän. Kuitenkin suurimmat havaintopisteen ja tien väliset etäisyydet olivat pyyllä 450 metrin luokkaa ja metsolla yli 1000 metriä. Tilastollisesti merkitsevät erot todellisten ja satunnaistettujen havaintojen välillä havaittiin pyypoikueilla alueella 3 (havaittu mediaani 150 m, satunnaistettu mediaani 218 m, $p = 0,030$) ja Lapin yhdistetyillä havainnoilla (havaittu mediaani 114 m, satunnaistettu mediaani 549 m, $p = 0,038$). Metsopoikueilla tilastollisesti merkitseviä eroja ei kuitenkaan havaittu millään alueella.

3.4 Maiseman rakenteen tarkastelu lajeittain

Tässä kappaleessa tarkastellaan lajeittain maisematason todellisten havaintojen lähimaiseman rakennetta sekä verrataan todellisia kanalintupoikuehavaintoja satunnaistettuihin havaintoihin. Vertailun helpottamiseksi tunnuksia on esitetty mediaanilukuna sekä hehtaariohtaisina että prosentuaalisina osuuksina 100 metrin maisematason (3,14 ha) ja 400 metrin maisematason

pinta-alaan (50,3 ha) suhteutettuina. Eri tunnusten havaintoluokkien mediaanien summa ei välttämättä ole sata prosenttia mahdollisesta pinta-alasta, joten prosentuaaliset osuudet eivät taulukoissa välttämättä summaudu sataan prosenttiin. Tilastolliset merkitsevät erot satunnaistettuihin havaintoihin on ilmoitettu *-merkinnällä hehtaarikohtaisen luvun perässä ja satunnaistettu arvo sekä P-arvo on esitetty tekstissä.

Taulukossa 3 on esitetty metsopoikueiden havaintojen maisematunnusten jakautuminen alueilla 2, 3 ja 5 100 ja 400 metrin tasoilla. Metsopoikueiden osalta maisematason tunnusten tarkastelu oli järkevää ainoastaan näillä alueilla. Alueella 1 ei havaittu lainkaan metsopoikueita ja alueella havaittiin 4 vain kaksi poikuetta, joten havaintojen satunnaisuuden vuoksi tilastollinen testaus ei tuottanut lisäarvoa antavia luotettavia tuloksia.

Taulukko 3. Metsopoikueiden maisematason tunnusluvut 100 ja 400 metrin tasoilla.

Metsopoikueet		Alue 2				Alue 3				Alue 5			
		100 m		400 m		100 m		400 m		100 m		400 m	
Maiseman taso		ha	%	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%
Tunnus		ha	%	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%
Maalaji	Kangasmaa	1,9	59	33,5	67	2,3	72	29,0	58	2,2	71	33,3	66
	Turvemaa	1,3	41	14,1	28	0,8	25	12,3	25	0,7	24	9,3	18
Kehitys- luokka	Aukea	0,0	0	0,2	0	0,0	0	0,6*	1	0,0	0	0,0	0
	Taimikko	0,2	7	4,9	10	0,0	0	5,2	10	0,1	2	4,8	10
	Nuori km.	0,5	15	9,8	19	0,2	5	9,2	18	0,3	10	14,3	28
	Varttunut km.	1,4	45	22,9	46	1,9	59	15,7	31	0,0	0	2,1	4
	Uud.kyp.metsä	0,4	13	1,8	4	0,0	0	1,0	2	0,2	7	4,4	9
	Tunteamaton kl.	0,0	0	0,0	0	0,1	2	2,7	5	1,1	35	12,9	26
Ala- ryhmä	Kangas	1,9	59	33,5	67	2,3	72	29,0	58	2,2	71	33,3	66
	Korpi	0,0	0	2,7	5	0,1*	2	4,5*	9	0,0	0	0,0	0
	Räme	0,7	23	13,3	26	0,7	21	10,4	21	0,7	24	7,4	15
Kasvu- paikka	Tuore	0,4	13	7,0	14	1,0	31	11,3	22	1,3	42	16,7	33
	Kuivahko	1,6	51	24,2	48	1,6	51	18,9	38	1,5	47	20,2	40
	Kuiva	0,0	0	3,1	6	0,2	8	7,7	15	0,0	0	3,9	8
Ojatiheysindeksi (m/km ²)		13 801		11 049		12 601*		13 383		2 346		2 758	
Keski- tilavuus (m ³ /ha)	Mänty	63,0	64	71,4	67	75,2	83	75,7	79	13,7	98	32,4	99
	Kuusi	20,6	21	24,8	23	4,5	5	9,1	9	0,1	1	0,2	1
	Lehtipuu	14,6	15	9,7	9	11,0	12	11,6	12	0,2	1	0,1	0

Metsopoikueilla maiseman maalajien tarkasteluissa alueella 2 turvemaan osuus pienenee siirtäessä tarkastelussa 100 metrin tasolta 400 metrin tasolle, kun taas alueilla 3 ja 5 tilanne on

päinvastainen. Sama tilanne on nähtävissä myös alaryhmien tarkastelussa, missä turvemaata jaetaan tarkemmin suotyyppeihin. Alaryhmien tilastollisessa tarkastelussa havaittiin ero korprien osuudessa sekä 100 metrin (havaittu mediaani 0,1 ha, satunnaistettu mediaani 0 ha, $p = 0,004$) että 400 metrin tarkastelutasolla (havaittu mediaani 4,5 ha, satunnaistettu mediaani 2,6 ha, $p = 0,011$). Kehitysluokittaisessa tarkastelussa nähdään, että alueilla 2 ja 3 varttuneet kasvatusmetsät ovat selkeästi yleisin kehitysluokka metsopoikuehavaintojen ympäristössä. Alueella 5 varttuneiden kasvatusmetsien osuus kuitenkin romahtaa ja tuntemattomien kehitysluokkien (kituja ja joutomaata) ja nuorten kasvatusmetsien osuudet kasvavat. Kehitysluokittaisessa tarkastelussa ainoa tilastollinen ero havaittiin 400 metrin tasolla aukeiden määrässä (havaittu mediaani 0,6 ha, satunnaistettu mediaani 0 ha, $p = 0,007$). Kasvupaikkojen maisemaosuuksien tarkastelussa kuivahkot kasvupaikat olivat kaikilla alueilla ja maisematasoilla yleisimpiä. Alueella 5 tuoreet kasvupaikat olivat kuitenkin lähes yhtä yleisiä molemmilla tarkastelutasoilla. Ojatiheysindeksi saa pienempiä arvoja, mitä pohjoisemmaksi siirrytään. Alueella 3 havaittiin tilastollinen ero 100 metrin maisematason tarkastelussa (havaittu mediaani 12 601 m/km², satunnaistettu mediaani 7 266 m/km², $p = 0,046$). Puulajien tilavuuksien tarkastelussa nähdään, että kokonaistilavuus pienenee pohjoiseen mentäessä ja samalla männyn osuus puustosta kasvaa.

Taulukossa 4 on esitetty teeripoikueiden havaintojen maisematunnusten mediaaniarvot ja niitä vastaavat prosentuaaliset osuudet eri muuttujille alueilla 1 ja 2. Alueiden 3 ja 5 tulokset teeripoikueille on taas esitetty taulukossa 5. Alue 4 jätettiin pois tarkasteluista, sillä alueella havaittiin vain kaksi teeripoikuetta, joten havaintojen satunnaisuuden vuoksi tilastollinen testaus ei tuottanut lisäarvoa antavia ja luotettavia tuloksia.

Taulukko 4. Teeripoikueiden maisematason tunnusluvut 100 ja 400 metrin tasoilla alueilla 1 ja 2.

Teeripoikueet		Alue 1				Alue 2			
		100 m		400 m		100 m		400 m	
Tunnus	Maiseman taso	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%
Maalaji	Kangasmaa	3,1	100	42,4	84	2,8	89	39,9	79
	Turvemaa	0,0	0	6,3	13	0,3	11	9,7	19
Kehitysluokka	Aukea	0,0	0	0,0*	0	0,0	0	0,0*	0
	Taimikko	1,0	31	13,2	26	0,7	21	9,1	18
	Nuori km.	0,9	28	9,2	18	0,1	4	9,5	19
	Varttunut km.	0,4*	12	13,4	27	0,9	28	17,4	35
	Uud.kyp.metsä	0,4	12	6,7	13	0,0	0	2,1	4
	Tuntematon kl.	0,0	0	0,7	1	0,0	0	0,5	1
Alaryhmä	Kangas	3,1	100	42,4	84	2,8	89	39,9	79
	Korpi	0,0	0	2,6	5	0,0	0	1,0	2
	Räme	0,0	0	0,7	1	0,2	7	8,1	16
Kasvupaikka	Tuore	2,7	86	32,4	64	1,5	47	20,1	40
	Kuivahko	0,2	5	8,2	16	1,3	43	21,0	42
	Kuiva	0,0	0	2,9*	6	0,0	0	6,3	13
Ojatiheysindeksi m/km ²		1 689		5 321		7 068		9 462	
Keskitilavuus m ³ /ha	Mänty	22,6	34	56,0	43	63,8	72	68,7	70
	Kuusi	29,2	43	58,3	45	15,8	18	18,3	19
	Lehtipuu	15,4	23	15,0	12	9,3	10	11,7	12

Teeripoikuehavaintopisteiden ympäristössä havaitun turvemaan määrä lisääntyy siirryttäessä mittakaavassa 100 metrin tarkastelusta 400 metrin tasolle, sekä siirryttäessä tutkimusalueissa etelästä pohjoiseen. Tilastollisesti merkitseviä eroja kangas- ja turvemaan osuuksissa todellisten ja satunnaistettujen havaintojen välillä löydettiin kuitenkin ainoastaan alaryhmittäisessä tarkastelussa alueella 5 sekä 100 metrin (havaittu mediaani 0,7 ha, satunnaistettu mediaani 0,1 ha, $p = 0,033$) että 400 metrin tarkastelutasolla (havaittu mediaani 14,3 ha, satunnaistettu mediaani 8,8 ha, $p = 0,035$). Teeripoikueiden havaintopisteiden ympäristö oli puustoltaan tasaisemmin jakautunut eri kehitysluokkiin kuin ympäristö metsopoikuehavaintojen läheisyydessä. Silti varttuneet kasvatusmetsät olivat useimmilla tarkastelutasolla ja alueilla kaikkein yleisin metsän kehitysluokka. Tilastollisia eroja havaittujen ja satunnaistetun aineiston välillä havaittiin alueella 1 varttuneen kasvatusmetsän määrässä 100 metrin tasolla (havaittu mediaani 0,4 ha, satunnaistettu mediaani 1,1 ha, $p = 0,049$) ja 400 metrin tasolla aukean määrässä (havaittu medi-

aani 0,0 ha, satunnaistettu mediaani 0,4 ha, $p = 0,009$). Alueella 2 tilastollinen ero kehitysluokkiin jakautumisessa havaittiin aukean määrässä 400 metrin tarkastelutasolla (havaittu mediaani 0,0 ha, satunnaistettu mediaani 0,1 ha, $p = 0,035$). Kuivahkojen ja kuivien kasvupaikkojen osuus lisääntyi ja tuoreiden kasvupaikkojen osuus pieneni siirryttäessä 100 metrin tarkastelutasolta 400 metrin tasolle sekä siirryttäessä etelästä pohjoiseen. Tilastollisia eroja havaittiin kuivan kasvupaikan osuudessa 400 metrin tarkastelutasolla alueella 1 (havaittu mediaani 2,9 ha, satunnaistettu mediaani 0,0 ha, $p = 0,003$) sekä 100 metrin tarkastelutasolla alueella 3 (havaittu mediaani 0,3 ha, satunnaistettu mediaani 0,0 ha, $p = 0,045$). Ojatiheysin arvo kasvoi kaikilla alueilla siirryttäessä 100 metrin tarkastelutasolta 400 metrin tarkastelutasolle. Alueella 1 ja 5 puuston keskimääräinen hehtaartilavuus lisääntyi siirryttäessä 100 metrin tasolta 400 metrin tasolle, kun taas alueella 3 keskitilavuus pieneni ja alueella 2 pysyi suurin piirtein samana.

Taulukko 5. Teeripoikueiden maisematason tunnusluvut 100 ja 400 metrin tasoilla alueilla 3 ja 5.

Teeripoikueet		Alue 3				Alue 5			
		100 m		400 m		100 m		400 m	
Maiseman taso		ha	%	ha	%	ha	%	ha	%
Maalaji	Kangasmaa	2,0	64	27,4	54	1,7	55	28,8	57
	Turvemaa	0,9	28	15,0	30	1,1	35	13,7	27
Kehitysluokka	Aukea	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0
	Taimikko	0,0	0	5,7	11	0,0	0	4,2	8
	Nuori km.	0,7	23	10,6	21	0,7	23	11,9	24
	Varttunut km.	0,6	20	14,0	28	0,0	1	5,0	10
	Uud.kyp.metsä	0,0	0	1,7	3	0,0	0	1,8	4
	Tuntematon kl.	0,0	0	5,9	12	1,0	31	16,9	34
Alaryhmä	Kangas	2,0	64	29,3	58	1,7	55	29,4	58
	Korpi	0,0	0	1,6	3	0,0	0	0,3	1
	Räme	0,5	15	14,0	28	0,8*	24	14,3*	29
Kasvupaikka	Tuore	0,6	20	7,2	14	0,4	14	10,7	21
	Kuivahko	1,4	45	25,1	50	1,7	53	30,4	60
	Kuiva	0,3*	8	8,1	16	0,3	8	4,3	9
Ojatiheysindeksi m/km ²		11 508		12 199		568		2 675	
Keskitilavuus m ³ /ha	Mänty	71,0	75	55,5	72	30,4	99	38,2	90
	Kuusi	11,3	12	12,2	16	0,3	1	2,3	5
	Lehtipuu	12,3	13	9,1	12	0,1	0	1,9	4

Taulukossa 6 on esitetty pyyppokueiden havaintojen maisematunnusten mediaaniarvot ja niitä vastaavat prosentuaaliset osuudet eri muuttujille. Alueet 4 ja 5 jätettiin pois tarkasteluista, sillä alueilla havaittiin yhteensä vain kolme pyyppokuetta, joten havaintojen satunnaisuuden vuoksi tilastollinen testaus ei tuottanut lisäarvoa antavia ja luotettavia tuloksia.

Taulukko 6. Pyyppokueiden maisematason tunnusluvut 100 ja 400 metrin tasoilla.

Pyyppokueet		Alue 1				Alue 2				Alue 3			
		100 m		400 m		100 m		400 m		100 m		400 m	
Maiseman taso		ha	%	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%
Maalaji	Kangasmaa	3,1	100	46,3	92	3,0	95	33,3	66	2,8	90	39,4*	78
	Turvemaa	0,0	0	1,8	3	0,1	2	8,8	17	0,2	5	7,9	16
Kehitys- luokka	Aukea	0,0	0	0,9	2	0,0	0	1,5	3	0,0	0	0,0	0
	Taimikko	1,1*	36	15,7*	31	0,0	0	4,3	9	0,0	0	8,9	18
	Nuori km.	0,3	8	7,8	15	0,6	20	10,7	21	1,0	33	12,0	24
	Varttunut km.	0,5	14	15,7	31	0,4	13	19,7	39	0,6	18	14,1	28
	Uud.kyp.metsä	0,6	20	6,4	13	0,0	0	6,4	13	0,1	4	5,8*	12
	Tunteamaton kl.	0,0	0	0,1	0	0,0	0	0,9	2	0,1	4	2,7	5
Ala- ryhmä	Kangas	3,1	100	46,8	93	3,0	95	33,3	66	2,9	93	41,4*	82
	Korpi	0,0	0	0,6	1	0,0	0	2,1	4	0,0	0	1,2	2
	Räme	0,0	0	0,1	0	0,0	0	5,5	11	0,0	0	6,5*	13
Kasvu- paikka	Lehtomainen	1,0	31	11,4	23	0,0	0	0,7	1	0,0	0	0,0	0
	Tuore	1,8	58	22,4	45	0,6	19	17,7	35	1,8*	58	26,9*	54
	Kuivahko	0,0	0	4,3	9	1,6	50	16,1	32	0,5	16	16,8	33
	Kuiva	0,0	0	0,3	1	0,0	0	3,7	7	0,0	0	1,4*	3
Ojatiheysindeksi (m ² /km ²)		651		3 601		6 673		6 479		2 546		6 612	
Keski- tilavuus (m ³ /ha)	Mänty	37,2	33	35,1	29	61,9	76	76,9	66	60,8	76	53,8	60
	Kuusi	53,4	47	54,1	45	13,0	16	26,0	22	9,7	12	23,5*	72
	Lehtipuu	23,9	21	31,7	26	7,0	9	13,3	11	10,0	12	12,5	38

Pyyppokueiden lähiympäristö 100 metrin säteellä havainnosta koostui lähes kokonaan kangasmaasta ja kaikilla alueilla turvemaaan osuus lisääntyi siirryttäessä 400 metrin maisematarkasteluun. Tilastollisesti merkitsevä ero havaittiin alueella 3 kangasmaan osuudessa 400 metrin tarkastelutasolla (havaittu mediaani 39,4 ha, satunnaistettu mediaani 31,8 ha, $p = 0,004$). Alaryhmittäisessä tarkastelussa ero havaittiin myös 400 metrin tarkastelussa alueella 3 kankaan (havaittu mediaani 41,4 ha, satunnaistettu mediaani 32,2 ha, $p = 0,003$) ja rämeen (havaittu mediaani 6,5 ha, satunnaistettu mediaani 10,4 ha, $p = 0,008$) osuuksissa. Pyyppokueilla maiseman

kehitysluokkien kirjo oli laajempi kuin metsopoikueilla, yleisesti kaikki luokat taimikoista uudistuskypsiin metsiin olivat edustettuna. Alueella 1 tilastollisesti merkitseviä eroja havaittiin taimikon määrässä sekä 100 metrin (havaittu mediaani 1,1 ha, satunnaistettu mediaani 0,4 ha, $p = 0,028$) että 400 metrin tarkastelussa (havaittu mediaani 15,7 ha, satunnaistettu mediaani 9,6 ha, $p = 0,013$). Alueella 3 tilastollisesti merkitsevä ero havaittiin uudistuskypsan metsän osuudessa 400 metrin tasolla (havaittu mediaani 5,8 ha, satunnaistettu mediaani 2,3 ha, $p = 0,038$). Pyyllä taulukossa 5 on ilmoitettu kasvupaikoista myös lehtomaiset kuviot, sillä varsinkin alueella 1 näiden osuus oli suuri ja muutenkin pyypoikueet havaittiin ympäristöltään teeri- ja metsopoikueita rehevimmillä paikoilla. Tilastollisia eroja havaittiin alueella 3 tuoreen kasvupaikan määrässä sekä 100 metrin tarkastelutasolla (havaittu mediaani 1,8 ha, satunnaistettu mediaani 0,6 ha, $p = 0,022$) että 400 metrin tasolla (havaittu mediaani 26,9 ha, satunnaistettu mediaani 14,2 ha, $p = 0,003$). Lisäksi ero havaittiin kuivan kasvupaikan osuudessa samalla alueella 400 metrin tarkastelutasolla (havaittu mediaani 1,4 ha, satunnaistettu mediaani 5,8 ha, $p = 0,002$). Alueilla 1 ja 3 ojatiheysindeksin arvo kasvoi siirryttäessä 100 metrin tasolta 400 metrin tasolle, mutta alueella 2 arvo oli likimain sama molemmilla tarkastelutasoilla. Mänty oli yleisin puulaji tilavuudeltaan havaintopisteiden ympäristössä lukuun ottamatta kuusivaltaista aluetta 1. Tilastollisesti merkitsevä ero havaittiin kuusen määrässä 400 metrin tarkastelutasolla alueella 3 (havaittu mediaani 23,5 m³/ha, satunnaistettu mediaani 14,8 m³/ha, $p = 0,046$).

Taulukossa 7 on esitetty kaikkien tutkimusalueiden riekkopoikueiden havaintojen maisematunusten mediaaniarvot ja niitä vastaavat prosentuaaliset osuudet eri muuttujille.

Taulukko 7. Riekkopoikueiden maisematason tunnusluvut 100 ja 400 metrin tasoilla.

Riekkopoikueet		Lappi			
		100 m		400 m	
Maiseman taso		ha	%	ha	%
Maalaji	Kangasmaa	0,2*	7	19,7*	39
	Turvemaa	0,5	15	17,8*	35
Kehitysluokka	Aukea	0,0	0	0,0	0
	Taimikko	0,0	0	0,0	0
	Nuori km.	0,0	0	1,9	4
	Varttunut km.	0,0*	0	0,0*	0
	Uud.kyp.metsä	0,0	0	5,7	11
	Tuntematon kl.	2,5	78	27,2*	54
Alaryhmä	Kangas	0,7	21	22,6	45
	Korpi	0,0	0	2,3	5
	Räme	0,0	0	9,6	19
	Neva	0,0*	0	6,2*	12
Kasvupaikka	Tuore	0,0	0	3,1	6
	Kuivahko	0,6	19	10,0	20
	Kuiva	0,0	0	6,8	13
Ojatiheysindeksi (m/km ²)		0		1855	
Keskitilavuus (m ³ /ha)	Mänty	4,0*	78	5,9*	42
	Kuusi	1,1	22	4,5	32
	Lehtipuu	0,0	0	3,6	26

Riekkopoikueet havaittiin ympäristössä, joissa turve- ja kangasmaan osuudet olivat likimain yhtä suuret. Kangasmaata havaittiin maisematasoilla tilastollisesti merkitsevästi vähemmän kuin satunnaistetuissa havainnoissa sekä 100 metrin (havaittu mediaani 0,2 ha, satunnaistettu mediaani 2,3 ha, $p = 0,029$) että 400 metrin tarkastelutasolla (havaittu mediaani 19,7 ha, satunnaistettu mediaani 31,8 ha, $p = 0,017$). Turvemaata sen sijaan havaittiin 400 metrin tarkastelutasolla merkitsevästi enemmän kuin satunnaistetussa aineistossa (havaittu mediaani 17,8 ha, satunnaistettu mediaani 10,6 ha, $p = 0,044$). Alaryhmissä avosuotyyppien (neva ja letto) osuuksissa havaittiin molemmissa tilastollisesti merkitsevä ero 100 metrin tarkastelutasolla verrattaessa todellisia ja satunnaistettuja havaintoja (neva $p = 0,035$, letto $p = 0,003$) ja nevalla myös 400 metrin tarkastelutasolla (havaittu mediaani 6,2 ha, satunnaistettu mediaani 0,5 ha, $p = 0,014$). Kehitysluokkatarkastelussa on silmiinpistävää tuntemattomien kehitysluokkien suuri mediaaniarvo, mikä johtuu suuresta kitu- ja joutomaan määrästä havaintojen ympäristössä. Tilastollisesti merkitseviä eroja havaittiin 400 metrin tasolla varttuneen kasvatusmetsän määrässä

(havaittu mediaani 0,0 ha, satunnaistettu mediaani 4,4 ha, $p = 0,016$) ja tuntemattoman kehitysluokan määrässä (havaittu mediaani 27,2 ha, satunnaistettu mediaani 13,6 ha, $p = 0,029$). Kasvupaikoittain tarkasteltuna riekkopoikueita oli havaittu monipuolisesti erityyppisten metsiköiden lähistössä, joten monen tunnusluvun mediaaniarvo oli lähellä nollaa, kuten myös kehitysluokka- ja alaryhmätarkastelussa. Kuivahkot kasvupaikat olivat yleisimpiä havaintopisteiden läheisyydessä, mutta tilastollisia eroja ei havaittu. Ojia ei havaittu poikuehavaintopisteiden lähistössä lainkaan ja 400 metrin tasollakin indeksiarvo jäi varsin pieneksi verrattuna alueen 5 metso- ja teeripoikueiden ojatiheysindeksin arvoihin. Riekkopoikueet havaittiin varsin vähäpuustoisista metsistä verrattuna muihin lajeihin, ja tilastollisesti merkitsevät ero havaittiin männyn tilavuudessa sekä 100 metrin (havaittu mediaani 4,0 m³/ha, satunnaistettu mediaani 30,3 m³/ha, $p = 0,019$) että 400 metrin tasoilla (havaittu mediaani 5,9 m³/ha, satunnaistettu mediaani 34,8 m³/ha, $p = 0,002$).

4 TULOSTEN TARKASTELU

Tässä luvussa tuloksia tarkastellaan lajikohtaisesti ja lajien välillä sekä yhdistetään tulosten pohdinta johtopäätöksiksi sekä jatkokehitysideoiksi. Eniten merkitseviä tuloksia tarkasteluun antoivat metsäkuvioiden ominaisuuksia luokittelevat tunnuksset, kuten metsämaan alaryhmä, kasvupaikka ja pääpuulaji sekä paikannettujen kanalintuhavaintojen etäisyys maaston rakennepiirteistä ja metsämaiseman koostumusta kuvaavat tunnuksset. Lajikohtaiset havaintokuvion puustoa kuvaavat tunnuksset eivät tuottaneet tilastollisesti merkitseviä eroja satunnaistettujen ja todellisten havaintojen välille, mutta osoittivat todeksi oletuksena olleen metsänrakenteen erilaisuuden eri tutkimusalueiden välillä.

4.1 Metsäkanalintupoikueiden elinympäristöt tulosten perusteella

Kuviokohtaisessa tarkastelussa metsopoikueita havaittiin lukumääräisesti eniten mäntyvaltaisissa kuivahkon kasvupaikan varttuneissa kasvatusmetsissä, kun taas teeri- ja pyypoikueet havaittiin rehevimmillä kasvupaikoilla kehitysluokiltaan vaihtelevissa metsissä. Lajien keskinäisessä vertailussa riekkopoikueiden havaintokuviot olivat piirteiltään tyystin erilaiset muihin lajeihin verrattuna, mistä todisteena olivat muun muassa lajien välisissä yhteensopivuustesteissä havaitut merkitsevät erot useilla testatuilla tunnuksilla. Avosuot sekä suuri kitu- ja joutomaiden osuus olivat riekkopoikueiden havaintokuvioille ominaisia piirteitä. Vaihtumisyvyöhykkeistä turve- ja kangasmaan läheisyyden havaittiin olleen tärkeä erityisesti metsopoikueille, kun taas

teeripoikueilla eroa ei ollut havaittavissa. Pyypoikueet sen sijaan havaittiin pääsääntöisesti syvällä kangasmaalla ja niiden voidaan todeta pitemminkin välttävän turvemaan läheisyyttä kuin suosivan sitä. Havaitut tulokset olivat osin yhteneväiset aiempiin tutkimuksiin verraten. Mietisen ym. (2010) tutkimuksessa metsopoikueet havaittiin useimmiten läpimitaltaan 14,5–18,5 cm olevissa metsissä eli nuoren ja varttuneen kasvatusmetsän rajalla. Myös teeren ja pyyn osalta tehdyt havainnot poikueiden viihtymisestä iältään varsin nuorien kehitysluokkien metsissä ovat yhtenevät aiempiin tutkimuksiin (esim. Seiskari 1958, Brittas & Willebrand 1991, Swenson & Angelstam 1993 ja Åberg ym 2003). Riekon poikuehavaintojen sijoittuminen soiden läheisyyteen oli myös yhtenevä tulos Niemelän (1973) tutkimuksen havaintojen kanssa.

Maisematason tarkasteluista voidaan tehdä varoivaisia yleistyksiä, joissa johtopäätökset ovat samansuuntaisia havaintokuvioista tehtyjen päätelmien kanssa. Metsopoikueilla maalajien tarkastelussa havaittiin, että turvemaan osuus oli sekä 100 metrin että 400 metrin tarkasteluissa suurempi kuin pyypoikueilla. Teeripoikueilla metsäkuvioiden maalajityypin jakauma sijoittui metso- ja pyypoikueiden välille. Riekkopoikueilla turvemaan osuus oli molemmilla maisematasolla likimain yhtä suuri kuin kangasmaan osuus, ja siten sen osuus oli suurin muihin poikueisiin nähden. Tulos oli samankaltainen verrattuna Nybergin & Niemen (1957) havaintoihin riekon elinympäristöistä. Tarkennettaessa maalajitarkastelua alaryhmiin metso- ja teeripoikueilla rämeen osuus maisemassa oli likimain yhtä suuri. Metsopoikueilla havaintopisteiden ympäristössä oli havaittu yleisesti myös korpia, mikä ei ollut teerellä säännöllistä. Pyyllä rämeen ja korven osuus oli pienempi ja kangasmaan osuus taas suurempi kuin teerellä tai metsolla. Aluetta 1 lukuun ottamatta rämeitä havaittiin havaintopisteiden ympäristössä pyypoikueilla hie- man enemmän kuin korpia. Tämä oli toisaalta yllättävää, sillä esimerkiksi Lindén & Wikman (1983) toteavat pyyn välttävän tuoretta kasvupaikkaa karumpia maita, joita rämeet yleisesti ovat. Riekko erottui alaryhmätarkastelussa muista lajeista kangasmetsien pienemmällä osuudella molemmilla tarkastelutasoilla. Riekolla rämeet sekä nevat muodostivat havaintopisteiden ympäristöstä merkittävän osan ja yhden havainnon ympäristö oli kauttaaltaan lettoa.

Metsopoikueilla varttuneet kasvatusmetsät muodostivat selkeästi suurimman osan havaintopisteitä ympäröivästä metsän rakenteesta kehitysluokittaisessa tarkastelussa. Teeri- ja pyypoikueilla taas kaikki kehitysluokat olivat likimain yhtä usein edustettuna metsärakenteessa huomioiden kuitenkin alueittaiset pienet eroavaisuudet. Poikkeuksen varttuneiden kasvatusmetsien maisemaosuudessa metsopoikueiden kohdalla muodosti alue 5, jossa nuoret kasvatusmetsät, uudistuskypsät metsät sekä tuntemattomat kehitysluokat (kitu- ja joutomaat) olivat varttunutta

kasvatusemetsää yleisimpiä havaintopisteiden ympäristössä. Miettisen ym. (2010) tutkimuksessa, jonka tutkimusaineisto käsitteli myös Pohjois-Suomea, tehtiin samankaltainen havainto nuorten kasvatusemetsien suuremmasta osuudesta varttuneisiin kasvatusemetsiin nähden metsojen elinympäristöissä. Riekolla tuntematon kehitysluokka kattoi keskimäärin kaksi kolmasosaa koko alasta, ja loput kehitysluokat olivat yleisimmin joko nuoria kasvatusemetsiä tai uudistuskypsiä metsiä.

Kasvupaikkaluokittaisessa tarkastelussa kuivahkoiksi määriteltävät metsät kattoivat likimain puolet metsämaisemasta metsopoikuehavaintojen ympäristöstä. Loput metsistä koostuivat suurelta osin tuoreiksi määritellyistä kasvupaikoista kuivien kasvupaikkojen jäädessä osuudeltaan pieneksi. Teeripoikueilla kasvupaikkojen suhteelliset osuudet olivat painottuneet aavistuksen rehevämpiin kasvupaikkoihin kuin metsopoikueilla. Kuivahkot metsät olivat teerelläkin yleisin kasvupaikka kaikilla muilla alueilla paitsi alueella 1, missä tuoreet kasvupaikat olivat yleisimpiä. Pyypoikuehavainnot olivat jakautuneet kasvupaikoiltaan samankaltaisesti kuin teeri- tai metsopoikueet, mutta kaikilla alueilla yleisimmän kasvupaikan muodostivat tuoreiksi määritellyt metsät. Pyypoikuehavaintojen ympäristössä havaittiin yleisesti myös lehtomaiseksi määriteltäviä kasvupaikkoja, jotka puuttuivat lähes kokonaan teeri- ja metsopoikuehavaintojen ympäristöstä. Pyyn viihtyminen teertä ja metsoa rehevämmillä kasvupaikoilla on todettu myös aiemmissa tutkimuksissa (Nyberg & Niemi 1957, Lindén & Wikman 1983). Kasvupaikkatarkastelussa riekko-poikueiden havaintopisteitä ympäröivät metsät muistuttivat eniten muiden lajien poikuehavaintojen metsän maiseman rakennetta. Eroavaisuutena riekon ja muiden lajien välillä oli ainoastaan se, että kaikkia kasvupaikkoja lehdosta lakimetsiin saattoi löytyä havaintopisteiden ympäristöstä, kun muilla lajeilla kaikkein äärevimpiä kasvupaikkoja ei tavattu lainkaan.

4.2 Tulosten hyödyntämismahdollisuudet ja havaitut ongelmakohdat

Tutkimuksen tuloksissa suurin heikkous oli kuvioittaisten puustotunnusten merkitsemättömyys tilastollisessa testauksessa etsittäessä kanalintupoikueiden elinympäristöjen tärkeimpiä puuston ominaispiirteitä. Tulos merkitsee, etteivät poikueet ole tiukkarajaisesti sidoksissa yhteen tietynlaiseen metsänrakennepiirteeseen vaan ne voivat selviytyä monen tyyppisissä metsiköissä. Poikueympäristön säilyttämisen näkökulmasta tämä on rohkaiseva havainto. Myös tekijät, joita ei voitu tässä tutkimuksessa testata aineiston rakenteesta johtuen (alikasvoksen määrä ja laatu), voivat myös vaikuttaa merkittävästi kanalintujen elinympäristövalintaan. Yksi syy puustotunnusten merkitsemättömyyteen tilastollisessa testauksessa oli luultavasti aineiston runsas karsiutuminen virheellisten tallennustavan ja kuviotiedottamaan kohtaan sijoittumisen vuoksi. Laajentamalla tutkimusalueita tai ottamalla samaan aineistoon mukaan esimerkiksi viiden vuoden

kanalintuhavainnot tutkituilta kolmioilta, saataneen myös puustotunnuksista esiin tilastollisesti merkitseviä eroja.

Jatkuvan kasvatukseen soveltuvien eri-ikäisrakenteiseksi määritettyjen kuvioiden erittäin pieni lukumäärä häytti johtopäätösten tekoa niiden soveltuvuudesta poikuelinympäristöiksi. Toisaalta valtaosa havainnoista oli luokiteltu tehdyksi joko sekametsäksi luokitelluissa (kuva 9) tai ositemäärältään vähintään kolme ositetta sisältäneillä kuvioilla, joiden voidaan tulkita jollain tasolla edustavan erirakenteisuutta tai potentiaalista erirakenteisuutta. Erirakenteiseksi metsäksi luokittelu Metsäkeskuksen ja Metsähallituksen metsävaratietokannassa perustuu metsäsuunnittelijan subjektiiviseen näkemykseen metsän rakenteesta tai järjestelmän antamaan automaattiseen luokitteluun valtapuuston koon mukaisesti. Vanhan metsälain aikaisen kehitysluokkajaon ollessa edelleen valtaosalla suunnittelijoista ajattelun taustalla, ei erirakenteiseksi luokiteltujen metsäkuvioiden määrä ole kasvanut, vaan erirakenteisiksi luokiteltavissa olevat kuviot lienee edelleen luokiteltu joko uudistuskypsiksi- tai kasvatusmetsiksi.

Varsinkin metsopoikueille riistapainotteiset toimenpiteet tulee kohdistaa kangas- ja turvemaan vaihtumisvyöhykkeiden läheisyyteen. Ilmeisesti kangas- ja turvemaan vaihtumisvyöhykkeet tarjoavat metson poikueille parhaimpia elinympäristöjä niiden tarjoaman yhdistetyn suojan sekä ravinnonsaannin vuoksi. Teerellä reunavyöhykkeiden suosiminen ei ollut niin selkeää kuin metsolla ja pyy vaikutti viihtyvän kaikkein selvimmin kangasmaan metsiköissä. Pyy esiintyminen kaukana suon ja kangasmaan vaihtumisvyöhykkeeltä oli sinänsä yllättävää, sillä joissain aiemmissa tutkimuksissa pyyn on todettu nimenomaan viihtyvän vaihtumisvyöhykkeisen läheisyydessä, kuten metson ja teerenkin (Nyberg & Niemi 1957, Lindén & Wikman 1983). Kokonaisuudessaan voidaan todeta, että teeren, pyyn ja metson poikueille on tärkeintä metsän peittävyden ylläpito metsämaisemassa ravinnon ja suojan vuoksi. Metsän peittävyden ylläpitoon soveltuu parhaiten metsän kiertoaika pidettävien sekä latvuspeittoa ylläpitävien metsänkasvatusmenetelmien suosiminen. Toisaalta lehtipuiden, jotka ovat tärkeitä varsinkin teerelle ja pyylle, lisääntyminen onnistuu tehokkaimmin avohakkuun jälkeen rehevillä kasvupaikoilla. Tämän vuoksi avohakkuisiin perustuva kasvatus voisi olla sopivinta kohdistaa reheville kasvupaikoille ja kuivahkoilla tai karummilla kasvupaikoilla, mitkä ovat ensisijaisesti männylle soveltuvia maita, suosittaisiin jatkuvaa peitteisyyttä tarjoavia metsänkasvatusmenetelmiä. Mäntyä pidetään yleisesti Suomen puulajeista parhaiten sopeutuneena harvennuksen jälkeiseen tuulituhoriskeihin, joten sillä riski yläharvennuksen jälkeisiin suuriin tuhoihin on puulajeista pienin. Rehevillä mailla myös metsän peitteisyys palautuu nopeammin kuin karummilla kasvupaikoilla, joten tällöin minimoitaisiin aika, jolloin kanalinnut eivät voi käyttää metsäaluetta

elinympäristönään. Hakkuuaukeilla pienelinympäristöt sekä jätöpuuryhmät tulisi kohdistaa pysyvän metsänrajan läheisyyteen, jolloin matka aukean ylitse ei muodostuisi rajoittavaksi tekijäksi jätöpuuryhmän käytölle osana elinpiiriä (Lindén & Wikman 1983). Tutkimuksen tulokset tukivat aiempia havaintoja, että riekolle avosuot ja niiden läheisyys ovat erittäin tärkeitä elinympäristöjä. Riekon kannalta kannattaa jatkaa hyväksi todettuja soiden ennallistamistoimenpiteitä siellä missä ojituksella ei ole saavutettu merkittävää metsätaloudellista puustonlisäystä.

4.3 Jatkokehitysideat

Tutkimuksen havainnot tukevat nykyisiä riistametsänhoidon toimenpide- ja käsittelysuositusten paikkansapitävyyttä riistan elinympäristön hoitomenetelminä. Asiantuntijamallin laadinta olisi nopea keino luoda työkalu kanalintupoikueiden elinympäristöjen etsintään metsäsuunnittelun päätöksentekoa varten erilaisiin optimointi- ja metsän monikäytön suunnittelutilanteisiin, mikäli aineistoa empiirisen mallinnuksen ja tutkimuksen tekoon ei ole saatavilla. Ainakin teoreelle on jo kehitetty asiantuntijamalli kuvaamaan elinympäristön arvottamista (Kangas ym. 1993). Optimoinnilla ja metsien monikäytön malleihin pohjautuvalla suunnittelulla voidaan päästä eroon myös metsäsuunnittelijan summittaisista subjektiivisiin arviointiin perustuvista kuviokohtaisista metsänkäyttöehdotuksista. Samalla saadaan kanalintuja ja kanalintujen elinympäristöjä suosivan metsänomistajan kannalta nykyistä parempia ohjeistuksia, kuinka toteuttaa ja jaksottaa oman metsänsä käsittelyitä ilman, että kanalintukannat kärsivät toimenpiteistä.

Tällä hetkellä käsittelyehdotuksiin perustuvat suositukset ovat parhaita käytössä olevia kanalintujen kannanhoitomenetelmiä metsäsuunnittelussa. Koska säätilaan, mikä on yksi tärkeä tekijä kanalintujen pesinnän onnistumisessa, ei voida vaikuttaa ihmisen toiminnalla, nousevat metsän tarjoama suoja sekä ravinto poikueiden selviytymisen kannalta tärkeimmiksi tekijöiksi, joihin voidaan vaikuttaa ihmisten päätösvallassa olevien metsänhoitotoimenpiteiden avulla. Metsäsuunnittelussa kanalintutavoitteelliselle metsänomistajalle tärkeitä metsäkanalintujen poikueiden selviytymistodennäköisyyttä parantavia metsän käsittelysuosituksia voisivat olla metsien kasvattaminen sekapuustoisina, puuston kerroksellisuuden suosiminen, metsän kiertoaikojen pidentäminen sekä liiallisten hakkuuaukeiden määrän välttäminen metsämaisemassa. Näillä toimenpiteillä voidaan parantaa ja luoda metsäkanalinnuille suotuisempia elinympäristöjä, jotka tarjoavat mahdollisuuden ylläpitää suurempia metsäkanalintupopulaatioita. Tällaiset tavoitteet ovat myös tarpeeksi yksinkertaisia ohjelmoitavaksi metsäsuunnitteluohjelmistoon kanalintutavoitetta varten. Riekko poikkesi yleisesti muista tutkituista lajeista ja kuten aiemmin

todettiin, sen kannanhoidon kannalta tärkeimpänä elinympäristön parantamiskeinona voidaan edelleen pitää ojitettujen soiden mahdollisimman laajaa ennallistamista. Ennallistamistyöt vaativat hyvää suunnittelua ja ennallistamistyön saaminen osaksi metsäsuunnitteluohjelmiston automaattista käsittelyehdotusjoukkoa varten on hyvin hankalasti toteutettavissa.

Kuviokohtaista metsävaratietoa käytettäessä metsän pienipiirteisten rakenneosien, kuten alikasvoksen kirjaamisessa metsävaratietokantaan on toimijakohtaisia eroja. Täten näiden rakennepiirteiden vaikutus metsäkanalintujen esiintymiseen jäävät kuitenkin helposti havaitsematta elinympäristöä kuvaavissa malleissa. Täten kuviopohjainen metsävaratieto on kaikkein käyttökelpoista maisematason metsäsuunnittelussa ja elinympäristöjen tutkimuksessa. Aiemmin tehdyissä kanalintujen riistakolmiolaskentatuloksia ja metsävaratietoa yhdistävissä elinympäristötutkimuksissa on käytetty lähinnä VMI:n monilähdeinventoinnin ja Landsat-satelliittikuvien avulla tuotettua pikselimuotoista metsävara-arvioita (mm. Helle ym. 1996, Kurki ym. 2000). Kuvioittainen metsävaratieto on tähän verrattuna huomattavasti tarkempaa. Mikäli eri toimijat suostuvat antamaan hallussaan olevaa metsävara-aineistoa riistantutkimuksen käyttöön, ja jos eri toimijoiden metsävara-aineiston rakenne on riittävän yhdenmukaista, tarjoaa kuvioittainen metsävaratieto hyvät mahdollisuudet jatkotutkimuksien tekoon. Toimen mahdollisuus on, että yksi toimija, esimerkiksi Metsäkeskus, alkaa ylläpitää metsän omistussuhteesta riippumatta koko Suomen alueelta kerättyä yhtenäisesti luokiteltua ja määriteltyä metsävaratietoa, jolloin ongelmaksi eivät muodostu eri toimijoiden eri tarpeisiin määritellyt aineistot ja saatavuusongelmat.

Kuviokohtainen metsävaratieto on yleisesti ottaen melko epätarkkaa kuvaamaan pienialaista vaihtelua ja alikasvosta metsäelinympäristössä. Kun metsävaratiedon keräämisessä ja laadinnassa siirrytään yhä laajamittaisemmin laserkeilauspohjaiseen kaukokartoitukseen, voisi jatkossa tulla kyseeseen myös laajamittaisempi elinympäristömallinnus perustuen tällaiseen aineistoon. Mikäli tulevaisuudessa metsäsuunnittelu toteutetaan yhä enenevässä määrin laserkeilausaineistolla luotuihin dynaamisiin käsittely-yksiköihin, kuten mikrokuvioihin tai puustohilaan, voidaan kanalintujen poikueiden potentiaaliset elinympäristöt ottaa huomioon mallien avulla entistä pienemmällä mittakaavalla. Näin päästään eroon nykyisten kuviotietojen keskiarvoistavasta ja osin epätarkasta informaatiosta erityisesti aluskasvillisuuden osalta. Myös raan laserkeilausaineiston käyttö ilman, että se yhdistetään metsävaratietoon voi olla mielenkiintoinen tutkimusaihe metsäkanalintupoikueiden näkökulmasta ja ainakin yksi tutkimus aiheesta on jo tehty (Vauhkonen & Imponen 2016).

Tutkimuksessa jouduttiin myös hylkäämään useita kanalintuhavaintoja ilmeisen huolimattoman havaintopisteen tallennuksen takia, vaikka alueen metsävara-aineisto olisi ollut kolmiolla kattavaa ja hyvälaatuista. Erityisesti etsittäessä yhteyttä pienipiirteisten metsän rakennepiirteiden sekä kanalintujen esiintymisen välillä tulee tutkijan olla varma siitä, että mallintamisessa käytettävä kanalintuhavaintoaineisto on riittävän tarkkaa. Tarkempaan tarkkuuteen voidaan päästä esimerkiksi jos riistakolmiolaskentoihin osallistuvat henkilöt tallentaisivat reaaliajassa tehdyt havainnot älypuhelinsovelluksella, joka käyttää paikannukseen GPS-satelliitteja. Näin päästään eroon kolmiolaskennan tallentamisen tuottamasta epätarkkuudesta, mikä on ollut seurauksena paperikartalle tallennetun havaintopisteen epätarkasta maastosijainnista ja sen siirtämisestä vielä toistamiseen manuaalisesti sähköiselle kartalle. Mikäli aineistona on kuviotasoinen metsävaratieto, kuten tässä tutkimuksessa, riittää nykyinen paikannustarkkuus useimmiten täyttämään vaatimukset mallinnuksen luotettavuudelle. Oma Riista-sovelluksen havaintojen kirjaamisjärjestelmän laajentaminen riistakolmiolaskentojen tulosten tallentamiseen sopivaksi voisi olla tämän tarkkuusongelman poistamiseen nopein ja toimivin keino. Samalla täytyy kuitenkin huolehtia riistakolmioiden laskijoiden tietotaidosta sovelluksen käytössä ja motivaatiosta tarkkojen havaintojen tekemiseen.

Olisi myös mielenkiintoista päästä tarkastelemaan, kuinka eri vuosien välillä eri kannantiheyksillä poikueiden ja lajien elinympäristövalinta muuttuu. Fretwellin & Lucasin (1970) esittämän mallin mukaan eri lajien käytös, elinympäristövalinta ja yksilön selviytymistodennäköisyydet muuttuvat kannantiheyksien eri vaiheissa. Mallissa oletetaan, että lintujen territoriaalinen käytös:

1. on osa kannantiheyden määrittymistä
2. rajoittaa kannantiheyttä
3. tai ainoastaan sijoittavat yksilöt suhteessa muihin.

Kanalintujen käytöksestä ja elinympäristövalinnasta Suomen olosuhteissa ei ole tehty perustavanlaatuisia tutkimusta. Riistakolmiolaskentatuloksien ja metsävara-aineiston avulla voitaisiin tällainen tutkimus saada aikaan. Kolmiolaskentatulokset ovat suuren havaintomäärän ansiosta ainakin maiseman tasolla riittävän tarkkoja elinympäristön kuvaamiseen. Tämän tutkimuksen yhteydessä ei havaittu eroja aikuisten lintujen ja poikueiden sijoittumisessa erityyppisille metsikkökuvioille tai metsämaisemaan. Viime vuosina metsäkanalintujen kannat ovat olleet myös melko alhaisella tasolla, joten voi olla, että vähät kanalinnut pystyivät kaikki sijoittumaan par-

haisiin elinympäristöihin Fretwellin-Lucasin-mallissa kuvatun vapaan levittäytymisen periaatteen mukaisesti (Fretwell & Lucas 1970). Riistakolmiolaskentatuloksia tarvittaisiin myös hyviltä kanalintuvuosilta, jotta voitaisiin nähdä kuinka kanalintupopulaatioiden elinympäristövalinta muuttuu parhaimpien elinympäristöjen kantokyvyn täytyessä. Esiintyvätkö esimerkiksi poikueet edelleen tässä tuloksissa osoitetuilla parhaimmiksi oletetuilla elinympäristöjen läheisyydessä, vai joutuvatko ne siirtymään kilpailutilanteessa vahvempien aikuisten lintujen tieltä suuremman predaatoriskin ja heikomman ravinnonsaannin tarjoamiin elinympäristöihin?

4.4 Johtopäätökset

Kuvioittaiseen metsävaratietoon yhdistettyjä paikannettuja riistakolmilaskennan kanalintuhavaintoja voidaan käyttää metsäkanalintupoikueiden elinympäristöjen etsimisessä. Tämä tutkimuksen havaintoaineisto ja sen tarkkuus eivät kuitenkaan riittäneet elinympäristöjen soveltuvuutta kuvaavien mallien kehittämiseen. Tässä tutkimuksessa tehdyt havainnot sekä metsäkuvio- että metsämaisemasolla olivat kuitenkin pitkälti yhteneväisiä aiemmin tehtyihin tutkimuksiin ja havaintoihin metsäkanalintupoikueiden elinympäristövaatimuksista. Voidaan siis todeta, että vanhoihin tutkimuksiin perustuvat metsäkanalintujen riistametsänhoito-ohjeet ja niiden noudattaminen metsäsuunnittelussa ja metsänkäsittelyssä ovat siten tällä hetkellä paras keino turvaamaan metsäkanalintujen elinympäristöjen tilaa. Jatkossa kuvioittaisella metsävara-aineistolla ja riistakolmiolaskentatuloksilla voidaan mahdollisesti kuvata entistä paremmin kunkin lajin elinympäristövaatimuksia ja löytää tietoa kuinka esimerkiksi kannanvaihtelu vaikuttaa kunkin lajin elinympäristövalintaan.

5 LÄHTEET

Baines, D. 1995. Habitat requirements of Black Grouse. Teoksessa: Jenkins, D. (toim.), Proceedings of the 6th International Grouse Symposium, Udine, Italy 1993. s. 147–150. World Pheasant Association, Reading, UK, and Istituto Nazionale per la Fauna Selvatica, Ozzano dell'Emilia, Italy.

Brittas, R. & Willebrand, T. 1991. Nesting habitats and egg predation in Swedish Black Grouse. *Ornis Scandinavica* 22. s. 261–263.

Brittas, R., Marström, V. & Engren, E. 1990. Habitat use by Swedish Black Grouse during summer. Teoksessa: Lovel, T. & Hudson, P. (toim.), 4th International Grouse Symposium. s. 139–145.

Finne, M.H., Wegge, P., Eliassen, S. & Odden, M. 2000: Daytime roosting and habitat preference of capercaillie *Tetrao urogallus* males in spring - the importance of forest structure in relation to anti-predator behaviour. *Wildlife Biology* 6. s. 241-249.

- Forsman, L., Wikman, M., Härkönen, S. Eskelinen, P. 2010. Riistatalouden vapaaehtoistyö. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, Helsinki. 42 s.
- Fretwell, S. D. & Lucas, H. L., Jr. 1970. On territorial behavior and other factors influencing habitat distribution in birds. I. Theoretical Development. *Acta Biotheoretica* 19. s. 16–36
- Helle, P. 1996. Pyy. Teoksessa: Lindén, H., Hario, M. & Wikman, M. (toim.) Riistan jäljille. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, Edita. Helsinki. s. 174–177.
- Helle, P. & Wikman, M. 2005. Riistakolmiot – metsäriistan seurantajärjestelmä. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, Helsinki. 21 s.
- Helle, P., Jokimäki, J. & Lindén, H. 1990. Metsokukkojen elinympäristönvalinta Pohjois-Suomessa – radiotelemetrinen tutkimus. *Suomen Riista* 36: 72–81.
- Helle, P., Helle, T. & Lindén, H. 1994. Capercaillie (*Tetrao urogallus*) Lekking Sites in Fragmented Finnish Forest Landscapes. *Scandinavian Journal of Forest Research* 9. s. 386–396.
- Helle, P., Nikula, A., Kumpu, P. & Kurki, S. 1996. Riistakolmiolaskentojen paikannettujen havaintojen käyttö tutkimuksessa. *Suomen Riista* 42. s. 56–66.
- Hjeljord, O., Wegge, P., Rolstad, J., Ivanova, M. & Beshkarev, A.B. 2000. Spring-summer movements of male capercaillie *Tetrao urogallus*: A test of the 'landscape mosaic' hypothesis. *Wildlife Biology* 6. s. 251–256.
- Hokajärvi, R. 2012. Metsäsuunnitteluprosessin kehittäminen – yksityismetsien suunnittelutoiminta ja sen historiallinen kehitys muutoksen suuntaajana. *Dissertationes Forestales* 145. Helsinki. 50 s.
- Hokajärvi, R., Hujala, T. ja Tikkanen, J. 2007. Metsäsuunnittelun kehityspolku. Teoksessa: Tikkanen, J., Hokajärvi, R., Hujala, T. ja Lappalainen, S. (toim.) Asiakaslähtöisyys metsäsuunnittelun kehittämishaasteena. *Metlan työraportteja* 65. s. 16–24.
- Kaila, A. & Ihalainen, A. 2014. Metsävarat. Teoksessa: Metsätilastollinen vuosikirja 2014. Metsäntutkimuslaitos, Vantaa. s. 33–77.
- Kangas, J. & Kangas, A. 2002. Monikriteerisen päätöstuen menetelmiä metsäsuunnittelun tehtäviin. Teoksessa: Kangas, J., Kokko, A., Jokimäki, J. & Store, R. (toim.). Tutkimuksia ekologisen informaation liittämistä metsäsuunnitteluun. *Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantaja* 858. s. 131–138.
- Kangas, J., Karsikko, J., Laasonen, L. & Pukkala, T. 1993. A method for estimating the suitability function of wildlife habitat for forest planning on the basis of expertise. *Silva Fennica* Vol 27. s. 259–268.
- Karvonen, L., Eisto, K., Korhonen, K-M. & Minkkinen, I. 2001. Alue-ekologinen suunnittelu Metsähallituksessa – Yhteenvetoraportti vuosilta 1996–2000. *Metsähallituksen metsätalouden julkaisuja* 40. 128 s.

- Kastdalen L., Pedersen, H. C., Fjone, G. & Andreassen, H. P. 2003. Combining resource selection functions and distance sampling: an example with Willow Ptarmigan. Teoksessa: Proceedings of 1st International Conference on Resource Selection by Animals, Laramie, Wyoming, 13–15 January 2003, s. 52–59. Omnipress, Madison, WI.
- Kesälaskentaohjeet. 2015. [Verkkodokumentti]. Luonnonvarakeskus. Saatavissa: <https://riistakolmiot.fi/ohjeet/kesalaskentaohjeet-2014/> [Viitattu: 1.3.2016].
- Kurtti, M., Korhonen, K., Hänninen, H. ja Hujala, T. 2010. Yksityismetsien metsäsuunnittelu 2010 – nykytilanne ja kehittämistarpeita. Metlan työraportteja 153. 43 s.
- Kurki, S., Nikula, A., Hele, P. & Lindén, H. 2000. Landscape fragmentation and forest composition effects on grouse breeding success in boreal forests. *Ecology* Vol 81. s. 1985–1997.
- Kämpfer-Lauenstein, A. 1995. Home ranges, habitat and dispersal of radio-marked Hazel Grouse in the National Park 'Bayerischer Wald', Germany – Preliminary results. Teoksessa: Jenkins, D. (toim.), Proceedings of the 6th International Grouse Symposium, Udine, Italy 1993, s. 77–80. World Pheasant Association, Reading, UK, and Istituto Nazionale per la Fauna Selvatica, Ozzano dell'Emilia, Italy.
- 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. *Forest Ecology and Management* 257. s. 600–607.
- Lindén, H. 1981. Estimation of juvenile mortality in the capercaillie, *Tetrao urogallus*, and the black grouse, *Tetrao tetrix*, from indirect evidence. *Finnish Game Research* 39. s. 35–51.
- Lindén, H. 1996a. Metso. Teoksessa: Lindén, H., Hario, M. & Wikman, M. (toim.) Riistan jäljille. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, Edita. Helsinki. s. 182–185.
- Lindén, H. 1996b. Teeri. Teoksessa: Lindén, H., Hario, M. & Wikman, M. (toim.) Riistan jäljille. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, Edita. Helsinki. s. 178–181.
- Lindén, H. 1996c. Riekkö. Teoksessa: Lindén, H., Hario, M. & Wikman, M. (toim.) Riistan jäljille. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, Edita. Helsinki. s. 167–170.
- Lindén, H. 2002. Metson elinympäristöt kolmella eri mittakaavalla. *Suomen Riista* 48. s. 34–45.
- Lindén, H. & Wikman, M. 1983. Goshawk predation on tetraonids: Availability of prey and diet of the predator in the breeding season. *Journal of Animal Ecology* 52. s. 953–968.
- Lindén, M., Lilja-Rothsten, S., Saaristo, L. & Keto-Tokoi, P. 2014. (toim.) Metsänhoidon suositukset riistametsänhoitoon, työopas. Metsätalouden kehittämiskeskus Tapion julkaisuja.
- Liukkonen, T., Bisi, J. & Kurki, S. 2007. Observations on the flocking and mobility of Capercaillie (*Tetrao urogallus*) – hunters' fairytales or true observations? *Ethology Ecology & Evolution* 19. s. 245–255.
- Ludwig, G.X., Alatalo, R.V., Helle, P. Siitari, H. 2010. Individual and environmental determinants of early brood survival in black grouse *Tetrao tetrix*. *Wildlife Biology* 16. s. 367–378.

- Luonnos Suomen metsäkanalintukantojen hoitosuunnitelmaksi. 2012. Maa- ja metsätalousministeriö. [Verkkajulkaisu]. Saatavilla: http://www.mmm.fi/attachments/riistatalous/666ae6qIN/MMM-115766-v1-Luonnos_Suomen_Metsakanalintukantojen_hoitosuunnitelma_si_lausunokierros.pdf. [Viitattu 01.06.2015]. 167 s.
- Maa- ja metsätalousministeriö. 1999. Kansallinen metsäohjelma 2010. Helsinki. MMM:n julkaisuja 2/1999. 40 s.
- Marjakangas, A. & Kiviniemi, S. 2005. Dispersal and migration of female Black Grouse *Tetrao tetrix* in eastern central Finland. *Ornis Fennica* 82. s. 107–116.
- Marjakangas, A., Valkeajärvi, P. & Ijäs, L. 1997. Female Black Grouse *Tetrao tetrix* shift nest site after nest loss. *Journal für Ornithologie* 138. s. 111–116.
- Miettinen, J. 2009. Capercaillie (*Tetrao urogallus* L.) habitats in managed Finnish forests – the current status, threats and possibilities. *Dissertationes Forestales* 90. 32 s.
- Miettinen, J., Helle, P., Nikula, A. & Niemelä, P. 2010. Capercaillie (*Tetrao urogallus*) habitat characteristics in north-boreal Finland. *Silva Fennica* 44. s. 235–254.
- Mikola, P. 1958. Suomen metsien kehitys riistan elinympäristönä. *Suomen riista* 12. s. 125–136.
- Niemelä, E. 1973. Riekon pesien ja poikueiden esiintymisestä eri maastotyypeillä. *Suomen riista* 25. s. 97–105.
- Nikula, A., Helle, P., Kumpu, P. & Kurki, S. 1998. Paikkatietoanalyysit alue-ekologisen metsäntutkimuksen välineenä. Teoksessa: Jokimäki, J., Kangas, J., Varmola, M. & Virtanen, E. (toim.). 1998. Alue-ekologista tietoa metsäsuunnitteluun. Metsän tutkimuspäivä Rovaniemellä 15.10.1997. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 685. s. 49–60.
- Nyberg, A. & Niemi, T. 1957. Tutkimuksia metsälintujen esiintymisestä eri metsätyypeillä Kauhavan, Töysän ja Kemijärven kunnissa. *Suomen riista* 11. s. 65–73.
- Pynnönen, A. 1950. Pyyn elintavoista. *Suomen riista* 5. s. 7–27.
- Riistametsänhoidon maasto-ohjeet. 2016. Suomen riistakeskus.
- Seiskari, P. 1958. Metsiemme kehityksen vaikutuksesta riistalajien elinmahdollisuuksiin. *Suomen riista* 12. s. 21–42.
- Sjöberg, K., 1996. Modern forestry and the Capercaillie. Teoksessa: DeGraaf, R.M., Miller, R.I. (Toim.) Conservation of Faunal Diversity in Forested Landscapes. Chapman & Hall, Lontoo, s. 111–135.
- Storch, I. 1993. Habitat selection of capercaillie in summer and autumn: Is bilberry important? - *Oecologia* 95. s. 257–265.
- Storch, I. 2007. Grouse: Status Survey and Conservation Action Plan 2006–2010. Gland, Switzerland: IUCN and Fordingbridge, UK: World Pheasant Association. 114 s.

Storaas, T. & Wegge, P. 1987. Nesting Habitats and Nest Predation in Sympatric Populations of Capercaillie and Black Grouse. *The Journal of Wildlife Management* 51. s. 167–172.

Store, R. 2002. Monikriteerinen arviointi ja paikkatietomenetelmät elinympäristömallin tuottamisessa. Teoksessa: Kangas, J., Kokko, A., Jokimäki, J. & Store, R. (toim.). Tutkimuksia ekologisen informaation liittämistä metsäsuunnitteluun. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 858. s. 73–80.

Store, R. & Kangas, J. 2001. Integrating spatial multi-criteria evaluation and expert knowledge for GIS-based habitat suitability modelling. *Landscape and Urban Planning, Landscape and Urban Planning, Vol 55.* s. 79-93.

Suomen metsäkanalintujen hoitosuunnitelma. 2014. Maa- ja metsätalousministeriö.

Swenson, J.E. & Angelstam, P. 1993. Habitat separation by sympatric forest grouse in Fennoscandia in relation to boreal forest succession. *Canadian Journal of Zoology* 71. s. 1303–1310.

Tiainen, J. 2009. Riistan- ja porontutkimuksen seurannat. Teoksessa: Niemi, J. (toim.) Ympäristön seuranta Suomessa 2009–2012, Helsinki. *Suomen ympäristö* 11/2009. s. 31–34.

Turtiainen, M. 2015. Modelling bilberry and cowberry yields in Finland: different approaches to develop models for forest planning calculations. *Dissertationes Forestales* 185. 56 s.

Valkama, J., Vepsäläinen, V. & Lehikoinen, A. 2011. Suomen III Lintuatlas. – Luonnontieteellinen keskusmuseo ja ympäristöministeriö. [Verkkodokumentti]. Saatavissa: <http://atlas3.lintuatlas.fi>. [Viitattu 24.2.2016] ISBN 978-952-10-6918-5.

Valleala, E. 1954. Metsänhoitotoimenpiteiden vaikutuksesta metsäriistan viihtyisyyteen. *Suomen riista* 9. s. 111–123.

Vauhkonen, J. & Imponen, J. 2016. Unsupervised classification of airborne laser scanning data to locate potential wildlife habitats for forest management planning. *Forestry*. Oxford University Press. U.K. s. 1-14.

Wegge, P. & Kastdalen, L. 2007. Pattern and causes of natural mortality of capercaillie *Tetrao urogallus* chicks in a fragmented boreal forest. Helsinki. *Ann. Zool. Fennici* 44. s. 141–151.

Wegge, P., Olstad, T., Gregersen, H., Hjeljord, O. & Siskov, A.V. 2005. Capercaillie broods in pristine boreal forest in northwestern Russia: the importance of insects and cover in habitat selection. *Canadian Journal of Zoology* 83. s. 1547–1555.

Willebrand, T. 1988. Demography and ecology of a black grouse (*Tetrao tetrix* L.) population. Ph.D. thesis, Uppsala University, Uppsala, Sweden.

Åberg, J., Jansson, G., Swenson, J. E. & Angelstam, P. 1995. The effect of matrix on the occurrence of hazel grouse (*Bonasa bonasia*) in isolated habitat fragments. *Oecologia* 103. s. 265–269.

Åberg, J., Swenson, J. E. & Angelstam, P. 2003. The habitat requirements of hazel grouse (*Bonasa bonasia*) in managed boreal forest and applicability of forest stand descriptions as a tool to identify suitable patches. *Forest Ecology and Management* 175. s. 437–444.

Äijälä, O., Koistinen, A., Sved, J., Vanhatalo, K. & Väisänen, P. (toim.) 2014. Metsänhoidon suositukset. Metsätalouden kehittämiskeskus Tapion julkaisuja.

6 LIITTEET

Liite 1. Listaus tutkielmassa tutkituista tunnuksista ja niiden rajoitteista sekä luokittelusta.

Tunnus	Tunnuksen rajoitteet/luokittelu
Kuvion kuvionumero	Kuvio ID
Kuvion sijainti riistakolmiolla	Kolmio ID
Kuvion sijainti tutkimusalueella	Alue ID
Kanalintuhavainnon tunnus	Tunnus ID
Kuvion sekametsäisyys	$1 \leq X \leq 3$
Kuvion pääryhmä	$1 \leq X \leq 6$
Kuvion alaryhmä	$1 \leq X \leq 5$
Kuvion maalaji	$0 \leq X \leq 3$
Kuvion kehitysluokka	$0 \leq X \leq 6$
Kuvion kasvupaikkaluokka	$0 \leq X \leq 8$
Kuvion kuivatustilanne	$1 \leq X \leq 2$
Kuvion pääpuulaji	$0 \leq X \leq 4$
Puuston ikä (v)	$0 \leq X$
Puuston pohjapinta-ala (m ² /ha)	$0 \leq X$
Puuston runkoluku (1/ha)	$0 \leq X$
Puuston rinnankorkeusläpimitta (cm)	$0 \leq X$
Puuston pituus (m)	$0 \leq X$
Puuston kokonaistilavuus (m ³ /ha)	$0 \leq X$
Männyn pohjapinta-ala (m ² /ha)	$0 \leq X$
Kuusen pohjapinta-ala (m ² /ha)	$0 \leq X$
Havupuuston pohjapinta-ala (m ² /ha)	$0 \leq X$
Lehtipuuston pohjapinta-ala (m ² /ha)	$0 \leq X$
Männyn tilavuus (m ³ /ha)	$0 \leq X$
Kuusen tilavuus (m ³ /ha)	$0 \leq X$
Havupuuston tilavuus (m ³ /ha)	$0 \leq X$
Lehtipuuston tilavuus (m ³ /ha)	$0 \leq X$
Kuvion ositemäärä	$0 \leq X$
Kuvion alkuperäinen pinta-ala (m ²)	$0 \leq X$
Havainnon etäisyys turvemaasta (m)	$0 \leq X$
Havainnon etäisyys kangasmaasta (m)	$0 \leq X$
Havainnon etäisyys lähimmästä ojasta (m)	$0 \leq X$
Havainnon etäisyys lähimmästä tiestä (m)	$0 \leq X$
Havainnon etäisyys vesistöstä (m)	$0 \leq X$
Havainnon etäisyys pellostä (m)	$0 \leq X$
Havainnon etäisyys korvesta (m)	$0 \leq X$
Havainnon etäisyys rämeestä (m)	$0 \leq X$

Havainnon etäisyys kangas/turvemaarajasta (m)	$0 \leq X$
Havainnon etäisyys ojitetusta suosta (m)	$0 \leq X$
Havainnon etäisyys ojattomasta suosta (m)	$0 \leq X$
Peltoa 100m säteellä havainnosta (m ²)	$0 \leq X \leq 31415.93$
Vesistöä 100m säteellä havainnosta (m ²)	$0 \leq X \leq 31415.93$
Kuvioala 100m säteellä havainnosta (m ²)	$0 \leq X \leq 31415.93$
Pellon, vesistön ja kuvioiden kattama ala 100m säteellä havainnosta (%)	$0 \leq X \leq 100$
Ojien pituus 100m säteellä havainnosta (m/km ²)	$0 \leq X$
Sorateiden pituus 100m säteellä havainnosta (m/km ²)	$0 \leq X$
Kangasmaata 100m säteellä havainnosta (m ²)	$0 \leq X \leq 31415.93$
Turvemaata 100m säteellä havainnosta (m ²)	$0 \leq X \leq 31415.93$
Multa/Liejumaata 100m säteellä havainnosta (m ²)	$0 \leq X \leq 31415.93$
Tuntematonta maalajia 100m säteellä havainnosta (m ²)	$0 \leq X \leq 31415.93$
Aukeaa 100m säteellä havainnosta (m ²)	$0 \leq X \leq 31415.93$
Taimikkoa 100m säteellä havainnosta (m ²)	$0 \leq X \leq 31415.93$
Nuorta kasvatusmetsää 100m säteellä havainnosta (m ²)	$0 \leq X \leq 31415.93$
Varttunutta kasvatusmetsää 100m säteellä havainnosta (m ²)	$0 \leq X \leq 31415.93$
Uudistuskypsää metsää 100m säteellä havainnosta (m ²)	$0 \leq X \leq 31415.93$
Eirakenteista metsää 100m säteellä havainnosta (m ²)	$0 \leq X \leq 31415.93$
Tuntematonta kehitysluokkaa 100m säteellä havainnosta (m ²)	$0 \leq X \leq 31415.93$
Kangasta 100m säteellä havainnosta (m ²)	$0 \leq X \leq 31415.93$
Korpea 100m säteellä havainnosta (m ²)	$0 \leq X \leq 31415.93$
Rämettä 100m säteellä havainnosta (m ²)	$0 \leq X \leq 31415.93$
Nevaa 100m säteellä havainnosta (m ²)	$0 \leq X \leq 31415.93$
Lettoa 100m säteellä havainnosta (m ²)	$0 \leq X \leq 31415.93$
Männyn tilavuus keskimäärin 100m säteellä havainnosta (m ³ /ha)	$0 \leq X$
Kuusen tilavuus keskimäärin 100m säteellä havainnosta (m ³ /ha)	$0 \leq X$
Lehtipuun tilavuus keskimäärin 100m säteellä havainnosta (m ³ /ha)	$0 \leq X$
Lehtoa 100m säteellä havainnosta (m ²)	$0 \leq X \leq 31415.93$
Lehtomaista kasvupaikkatyyppejä 100m säteellä havainnosta (m ²)	$0 \leq X \leq 31415.93$
Tuoretta kasvupaikkatyyppejä 100m säteellä havainnosta (m ²)	$0 \leq X \leq 31415.93$
Kuivahkoa kasvupaikkatyyppejä 100m säteellä havainnosta (m ²)	$0 \leq X \leq 31415.93$
Kuivaa kasvupaikkatyyppejä 100m säteellä havainnosta (m ²)	$0 \leq X \leq 31415.93$
Karukko kasvupaikkatyyppejä 100m säteellä havainnosta (m ²)	$0 \leq X \leq 31415.93$
Kalliometsää 100m säteellä havainnosta (m ²)	$0 \leq X \leq 31415.93$
Lakimetsää 100m säteellä havainnosta (m ²)	$0 \leq X \leq 31415.93$
Peltoa 400m säteellä havainnosta (m ²)	$0 \leq X \leq 502654.83$
Vesistöä 400m säteellä havainnosta (m ²)	$0 \leq X \leq 502654.83$
Kuvioalaa 400m säteellä havainnosta (m ²)	$0 \leq X \leq 502654.83$
Pellon, vesistön ja kuvioiden kattama ala 400m säteellä havainnosta (%)	$0 \leq X \leq 100$
Ojien pituus 400m säteellä havainnosta (m/km ²)	$0 \leq X$
Sorateiden pituus 400m säteellä havainnosta (m/km ²)	$0 \leq X$
Kangasmaata 400m säteellä havainnosta (m ²)	$0 \leq X \leq 502654.83$
Turvemaata 400m säteellä havainnosta (m ²)	$0 \leq X \leq 502654.83$

Multa/Liejumaata 400m säteellä havainnosta (m ²)	$0 \leq X \leq 502654.83$
Tuntematonta maalajia 400m säteellä havainnosta (m ²)	$0 \leq X \leq 502654.83$
Aukeaa 400m säteellä havainnosta (m ²)	$0 \leq X \leq 502654.83$
Taimikkoa 400m säteellä havainnosta (m ²)	$0 \leq X \leq 502654.83$
Nuorta kasvatusmetsää 400m säteellä havainnosta (m ²)	$0 \leq X \leq 502654.83$
Varttunutta kasvatusmetsää 400m säteellä havainnosta (m ²)	$0 \leq X \leq 502654.83$
Uudistuskypsää metsää 400m säteellä havainnosta (m ²)	$0 \leq X \leq 502654.83$
Eirakenteista metsää 400m säteellä havainnosta (m ²)	$0 \leq X \leq 502654.83$
Tuntematonta kehitysluokkaa 400m säteellä havainnosta (m ²)	$0 \leq X \leq 502654.83$
Kangasta 400m säteellä havainnosta (m ²)	$0 \leq X \leq 502654.83$
Korpea 400m säteellä havainnosta (m ²)	$0 \leq X \leq 502654.83$
Rämettä 400m säteellä havainnosta (m ²)	$0 \leq X \leq 502654.83$
Nevaa 400m säteellä havainnosta (m ²)	$0 \leq X \leq 502654.83$
Lettoa 400m säteellä havainnosta (m ²)	$0 \leq X \leq 502654.83$
Männyn tilavuus keskimäärin 400m säteellä havainnosta (m ³ /ha)	$0 \leq X$
Kuusen tilavuus keskimäärin 400m säteellä havainnosta (m ³ /ha)	$0 \leq X$
Lehtipuun tilavuus keskimäärin 400m säteellä havainnosta (m ³ /ha)	$0 \leq X$
Lehtoa 400m säteellä havainnosta (m ²)	$0 \leq X \leq 502654.83$
Lehtomaista kasvupaikkatyyppejä 400m säteellä havainnosta (m ²)	$0 \leq X \leq 502654.83$
Tuoretta kasvupaikkatyyppejä 400m säteellä havainnosta (m ²)	$0 \leq X \leq 502654.83$
Kuivahkoa kasvupaikkatyyppejä 400m säteellä havainnosta (m ²)	$0 \leq X \leq 502654.83$
Kuivaa kasvupaikkatyyppejä 400m säteellä havainnosta (m ²)	$0 \leq X \leq 502654.83$
Karukko kasvupaikkatyyppejä 400m säteellä havainnosta (m ²)	$0 \leq X \leq 502654.83$
Kalliometsää 400m säteellä havainnosta (m ²)	$0 \leq X \leq 502654.83$
Lakimetsää 400m säteellä havainnosta (m ²)	$0 \leq X \leq 502654.83$
Männyn osuus havaintokuvion tilavuudesta (%)	$0 \leq X \leq 100$
Kuusen osuus havaintokuvion tilavuudesta (%)	$0 \leq X \leq 100$
Lehtipuun osuus havaintokuvion tilavuudesta (%)	$0 \leq X \leq 100$

Liite 2. Kuvioden luokittelutunnusten selitteet.

Luokittelutunnus	Tunnuksen merkitys
Pääryhmä	1=Metsämaa 2=Kitumaa 3=Joutomaa 4=Muu metsätalousmaa 5=Maatalousmaa 6=Vesistö
Alaryhmä	1=Kangas 2=Korpi 3=Räme 4=Neva 5=Letto

Kasvupaikkaluokka

0=Tuntematon

- 1=Lehto, letto ja lehtomainen suo (ja ruohoturvekangas)
 2=Lehtomainen kangas, vastaava suo ja ruohoturvekangas
 3=Tuore kangas, vastaava suo ja mustikkaturvekangas
 4=Kuivahko kangas, vastaava suo ja puolukkaturvekangas
 5=Kuiva kangas, vastaava suo ja varputurvekangas
 6=Karukkokangas, vastaava suo (ja jäkäläturvekangas)
 7=Kalliomaa ja hietikko
 8=Lakimetsä ja tunturi

Maalaji

0=Tuntematon

1=Kangasmaa

2=Turvemaa

3=Multa/Liejumaa

Ojitusilanne

1=Ojittamaton

2=Ojitettu

Kehitysluokka

0=Aukea

1=Taimikko

2=Nuori kasvatusmetsikkö

3=Varttunut kasvatusmetsikkö

4=Uudistuskypsä metsikkö

5=Eirakenteinen metsikkö

6=Tuntematon kehitysluokka

Pääpuulaji

0=Tuntematon

1=Mänty

2=Kuusi

3=Koivu

4=Muu

Sekametsäisyys

1=Yhden puulajin metsä

2=Hieman sekametsäinen

3=Sekametsä