

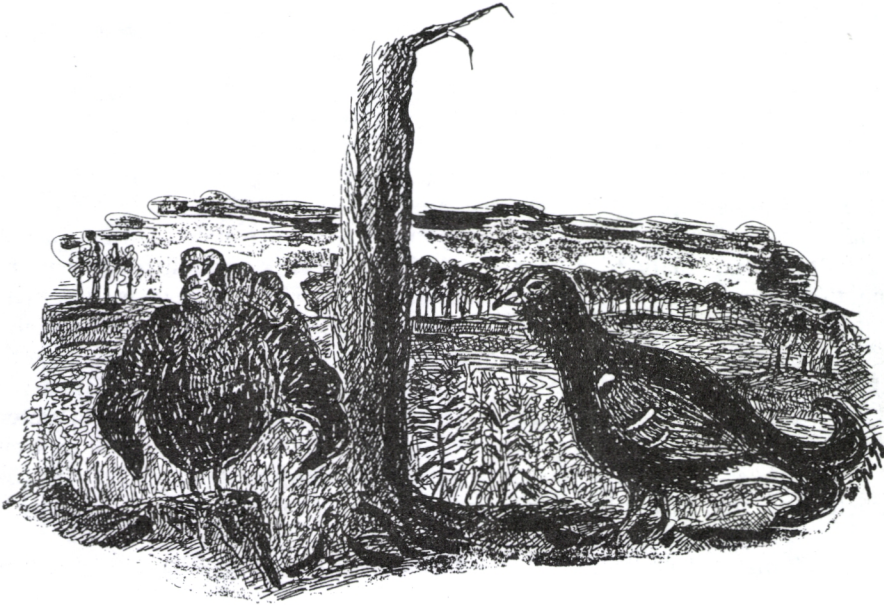


METSÄKANALINTUJEN ELINYMPÄRISTÖVAATIMUKSET,
METSÄNHOITO JA METSÄSUUNNITTELU

Jyrki Kangas ja Jari Karsikko



Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 467



**Metsäkanalintujen elinympäristövaatimukset,
metsänhoito ja metsäsuunnittelu**

Jyrki Kangas ja Jari Karsikko

Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 467

Kangas, Jyrki & Karsikko, Jari. 1993. Metsäkanalintujen elinympäristövaatimukset, metsänhoito ja metsäsuunnittelu. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 467. 60 s. ISBN 951-40-1313-1, ISSN 0358-4283.

Tiivistelmä: Tutkimuksessa tehdään kirjallisuuteen perustuva katsaus Suomessa tavattavien metsäkanalintujen elinympäristövaatimuksiin ja metsänhoitoon näiden vaatimusten kannalta sekä tutkaillaan metsäsuunnittelun viimeaikaista kehitystä ja näkymiä riistan, erityisesti metsäkanalintujen elinympäristövaatimusten suunnitteluun integroimisen näkökulmasta. Metsäkanalintujen elinympäristövaatimukset vaihtelevat lajin, vuodenajan, sukupuolen ja iän mukaan. Jos metsäkanalintukantoja halutaan vaalia, on tärkeää, että niille sopivia elinympäristöjä on tarjolla kaikkina vuodenaikoina. Metsäsuunnittelussa parhaisiin tuloksiin päästään riista- ja metsätalouden asiantuntijoiden yhteistyön kautta. Analyyttisiä menetelmiä ja empiiriseen tutkimustietoon perustuvia, numeeriseen metsäsuunnitteluun soveltuvia elinympäristömalleja metsäkanalintujen tarpeiden integroimiseksi suunnitteluun ei toistaiseksi ole yleisesti käytössä. Metsäsuunnittelun tutkimus on kuitenkin viime aikoina tuottanut lupaavia menetelmiä ja tietotekniikkasovellutuksia paitsi tutkimuksiin todennetun tietämyksen myös riista-asiantuntemuksen hyödyntämiseksi suunnittelussa. Nyt prototyyppien asteella olevia matemaattisia elinympäristömalleja, paikkatiedon hallintakeinoja ja monitavoiteoptimointimenetelmiä käytetään jatkossa integroitaessa riistataloudelliset ja riistanhoidolliset näkökohdat metsäsuunnitteluun myös käytännön rutiiniluonteisissa suunnittelutehtävissä.

Avainsanat: metso, teeri, riekko, pyy, metsien monikäyttö, monitavoiteoptimointi

Kirjoittajien yhteystiedot: Jyrki Kangas, Metsäntutkimuslaitos, Joensuun tutkimusasema, PL 68, 80101 Joensuu, puh. 973-1514026, fax 973-1514567 ja Jari Karsikko, Joensuun yliopisto, metsätieteellinen tiedekunta, PL 111, 80101 Joensuu

Julkaisija: Metsäntutkimuslaitos; hanke 3113-4. Hyväksynyt: Risto Seppälä, tutkimusjohtaja 4.8.1993.

Jakaja: Metsäntutkimuslaitoksen Joensuun tutkimusasema, PL 68, 80101 Joensuu

SISÄLTÖ

1. JOHDANTO

2. METSÄKANALINTUJEN ELINYMPÄRISTÖVAATIMUKSET

21. Metso
22. Teeri
23. Riekkö
24. Pyy

3. METSÄNHOIDON VAIKUTUS METSÄKANALINTUKANTOIHIN

31. Metsärakenteen muutokset kannanvaihteluiden selittäjänä
32. Metsien pirstoutuminen ja reunavaikutus
33. Yksittäiset toimenpiteet

4. METSÄKANALINNUT JA METSÄSUUNNITTELU

31. Riistatalous osana metsien monikäytön suunnittelua
32. Metsäkanalintujen kantojen arviointi ja ennustaminen
33. Metsäkanalintujen elinympäristövaatimusten huomioon ottaminen metsäsuunnittelussa

KIRJALLISUUS

1. JOHDANTO

Riistatalous, riistanhoito ja metsästys ovat usein osa metsien monikäyttöä. Metsien monikäytöllä tarkoitetaan usean hyödykkeen tai palvelun tarkoituksellista tuottamista tai hyödyntämistä yhdellä ja samalla metsäalueella. Metsäsuunnittelussa pyritään löytämään metsien hoidolle ja käytölle kulloinkin asetetut tavoitteet parhaiten toteuttava tuotanto-ohjelma metsiköittäisine toimenpide-ehdotuksineen ja vaihtoehtoineen; olivatpa metsän käyttömuodot ja metsälle asetetut tavoitteet mitkä tahansa.

Lähes kaikki Suomen metsät ovat monikäytössä: jo metsästys kattaa valtaosan maan metsistä - marjojen ja sienten poiminnasta sekä puuntuotannosta ja kaikkien metsien merkityksestä esimerkiksi maiseman kannalta puhumattakaan. Metsien muiden käyttömuotojen kuin puuntuotannon suhteellinen painoarvo metsiä koskevassa päätöksenteossa on viime aikoina kasvanut (esim. Järveläinen 1988, Naskali 1989), ja metsien hoito ja käyttö on yhä useammin tietoisesti monitavoitteista.

Koska metsille asetetut tavoitteet ovat muuttuneet ja muuttunevat edelleen, metsien hoidon ja käytön suunnitteluunkin kohdistuu muutospaineita. Aikaisempi puuntuotantovetoinen metsätalouden suunnittelu on muuttumassa metsien kaikki käyttömuodot kattavaksi metsäsuunnitteluksi, missä - niin haluttaessa - myös riistaeläinten eläinympäristövaatimukset integroidaan suunnitteluprosessiin. Käytännön metsäsuunnittelussa toistaiseksi käytettävät suunnittelumenetelmät ja -systemit on kuitenkin enimmäkseen tarkoitettu lähinnä puuntuotannon suunnitteluun (Päivinen ym. 1992). Niissä suunnittelutilanteittain vaihtelevien tavoitteiden ja ylipäättään suunnittelun monitavoitteisuuden huomioon ottaminen on varsin kankeaa, jollei peräti mahdotonta. Päätöksentekijän, yksityismetsätaloudessa metsänomistajan, tavoitteet on otettu huomioon lähinnä suunnittelijan subjektiivisten arvioiden perusteella ilman eri käyttömuotojen numeerista vertailua (Hallikainen 1990). Ongelmallisinta on saattaa eri käyttömuotojen tuottama kvalitatiivinen eli laadullinen hyöty (esim. virkistysarvo) yhteismitalliseksi kvantitatiivisten eli määrällisten tunnusten (esim. nettotulot) kanssa (Kangas 1992b).

Metsien hoito ja käyttö ihmisten tarpeiden tyydyttämiseen johtaa joidenkin eliölajien yksilömäärien lisääntymiseen ja toisten eliölajien yksilömäärien vähentymiseen. Nämä molemmat sinänsä - lajien runsastuminen ja taantuminen - ovat luonnossa ennenkin tapahtuneita ilmiöitä. Ihmistoiminta monesti vain jouduttaa tai hidastaa lajien runsaus-suhteiden muutoksia, jos kohta se voi toisinaan myös määrätä muutoksen suunnan.

Eri eläinlajeja arvostetaan vaihtelevasti muunmuassa taloudellisin, esteettisin ja ekologisin perustein. Arvostukset vaihtelevat ajassa ja eri kulttuureissa. Usein arvostetuimpia ovat suuret, esteettiset ja taloudellisesti hyödylliset eläimet, kuten riistaeläimet (Hunter 1990). Viime aikoina on painotettu erityisesti uhanalaisten ja muutoin harvinaisten lajien säilymisen turvaamista. Arvot ja arvostukset ohjaavat osaltaan myös metsäsuunnittelua ja siten eri eläinlajien elinympäristövaatimusten huomioon ottamista siinä.

Metsästys on yksi merkittävimmistä metsien ns. monikäyttömuodoista Suomessa. Lisääntyneen vapaa-ajan myötä metsästäjä määrät ovat lisääntyneet jyrkästi, joskin viime vuosina nousu on jo taittunut (Rissanen 1990). Metsästyskortin lunastaneiden metsästäjien määrä Suomessa on lähes kolmesataatuhatta.

Metsästystapahtumana metsäkanalintumetsästys on eräs arvostetuimmista. Metsäkanalintujen merkitys riistasaaliina on kuitenkin vähentynyt tuntuvasti viime vuosikymmeninä, jos kriteerinä on kanalintujen osuus riistasaaliista (Lindèn & Rajas 1986). Metsästysvuoden 1990/1991 metsäkanalintusaaliin rakenne oli seuraava: metso 54.000 kpl, teeri 224.000 kpl, pyy 113.000 kpl ja riekko 65.000 kpl (Ermala 1992).

Suomessa on tutkittu paljon lintukantojen kehitystä mm. reittiarvioinnein ja erillistutkimuksin. Tutkimuksissa on havaittu, että koko pesivä maalintukantamme kasvoi ainakin 1940-luvulta 1970-luvulle (Järvinen ym. 1977). Runsastuneet lajit olivat pensaikkoisten alueiden ja erilaisten reunapiirien lajeja. Vanhoissa havumetsissä elävien lajien kannat sen sijaan olivat vähentyneet alle puoleen 1940-luvun tasosta (Järvinen ym. 1977).

Metsäkanalintujen populaatiodynamiikkaa (mm. Lindèn 1981, Angelstam 1983, Marcström ym. 1988), elinympäristövalintaa (mm. Dzieciolowski & Matuszewski 1981, Marcström ym. 1981, Kolstad ym. 1984, Rolstad & Wegge 1987a, 1987b, 1987c, Helle

ym. 1989, Helle ym. 1990, Hjorth 1990a, 1990b, Lindèn 1990, Gjerde 1991), sekä metsätalouden vaikutuksia metsäkanalintukantoihin (mm. Gossow & Pseiner 1981, Lindèn & Pasanen 1987, Henttonen 1989, Rolstad 1989, Helle & Helle 1991, Valkeajärvi & Ijäs 1991) käsittelevä tutkimustoiminta on ollut vilkasta Pohjoismaissa. Kanalintujen todetun vähenemisen syiksi on usein esitetty metsien rakennemuutoksen suorat vaikutukset, kuten soidinpaikkojen väheneminen (mm. Valkeajärvi & Ijäs 1986), metsien pirstoutuminen (mm. Lindèn & Pasanen 1987, Helle ym. 1990) ja tihentyneen metsätieverkoston takia lisääntynyt metsästyspaine (Lindèn & Raijas 1986). Suoranaisia syy-yhteyksiä ei ole kuitenkaan pystytty osoittamaan.

Tässä julkaisussa tarkastellaan metsäkanalintujen elinympäristövaatimusten, metsänhoidon ja monitavoitteisen metsäsuunnittelun problematiikkaa. Lisäksi luodaan katsaus erilaisiin menetelmiin, joilla voidaan laatia metsän eri käyttömuotojen ja metsäkanalintujen elinympäristövaatimusten kannalta optimaalisia metsäsuunnitelmia. Tutkimus kuuluu metsäntutkimuslaitoksen metsien monikäytön tutkimusohjelman hankkeeseen 'metsien monikäytön suunnittelu ja ekonomia'. Se on myös osa laajaa metsäntutkimuslaitoksen Joensuun tutkimusaseman, metsähallituksen sekä vesi- ja ympäristöhallituksen luonnonsuojelututkimusyksikön yhteistutkimusta 'talousmetsien luonnonsuojelu' ja liittyy metsäsuunnittelua käsittelevältä osaltaan Joensuun yliopiston, metsäntutkimuslaitoksen Joensuun tutkimusaseman ja metsähallituksen yhteistutkimukseen 'integroidun metsällisen päätöksenteon tukijärjestelmä (IMPJ)'.

Metsästyksen ja metsäkanalintujen arvoittaminen

Metsästyksen arvon määrittäminen on ongelmallista, ja useimmissa tapauksissa metsästyksen arvo on kyetty määrittämään vain osittain. Metsästyslupamaksuista määritettävissä oleva arvo on vain pieni osa metsästyksen kokonaisarvosta. Silti metsästysluvista kertyvät tulot voivat joissakin tapauksissa olla hyvinkin merkityksellisiä: esimerkiksi Yhdysvaltain eteläosassa eräs metsäyhtiö (International Paper Company) saa metsästyslisenssien myynnistä suuremmat tulot kuin puunmyynnistä tietyillä alueilla (Hunter 1990). Suomessa metsästysluvista kertyvillä tuloilla ei ole näin suurta merkitystä. Esimerkiksi metsästysvuonna 1992-93 pienriistalupien hinnat valtion maille vaihtelivat lupatyyppistä ja luvan kestosta riippuen 25 markasta 300 markkaan. Met-

säsätysluvat kallistuvat mitä ilmeisimmin selvästi lähivuosina. Metsähallitus myy vuosittain riistatilanteesta riippuen 30.000 - 40.000 metsästyslupaa (Aarnio 1989).

Valtion mailla huomattava osa, 92%, lupametsästysalueista kuuluu vapaan metsästysoikeuden piiriin (Hänninen 1991): Lapin läänin ja Oulun läänin itäosan kuntien asukkailla on lain mukaan oikeus metsästä vapaasti kotikunnassaan valtion mailla. Tämän metsästysoikeuden piirissä on noin 50.000 metsästyskortin lunastanutta henkilöä (Aarnio 1989). Valtion metsäalueilla onkin suuri merkitys paikallisille ja metsästysoikeudelle metsästäjille. Metsähallituksen Pudasjärven hoitoalueessa tehdyn metsästäjäkyselyn mukaan paikallisista metsästäjistä 90 % käytti vapaata metsästysoikeutta. Vapaan metsästysoikeuden pääkohteena olivat kanalinnut. Metsästyspäiviä kertyi keskimääräiselle metsästäjälle seitsemän metsästyskaudella, ja saalis oli keskimäärin yksi lintu päivää ja metsästäjää kohti (Ekman 1990).

Suurin osa metsästyksen kokonaisarvosta on virkistysarvoa (Ovaskainen ym. 1992), jonka muodostumisessa mm. erämaaelämyksillä on keskeinen merkitys. Saaliin lihan arvo on vain pieni osa (n. 11-12 %) metsästyksen kokonaisarvosta (Ovaskainen ym. 1992). Jo saaliin rahallisen arvon määrittäminen on ongelmallista. Eräs tapa arvottaa saalis perustuu elävän riistan korvausarvoihin, joita sovelletaan salametsästystapauksissa. Toinen, tarkkuudeltaan em. menettelyä vastaava tapa perustuu ulkomailta tuotavan riistan hintoihin. Saaliin lihan arvon määrittämisessä on sovellettu myös contingent valuation- menetelmää, jolla on pyritty selvittämään metsästäjien maksuhalukkuutta riistan lihasta itse metsästettynä (mm. Niemi 1992). Riistalla voi olla myös ns. olemassaoloarvo: riistalla saattaa olla arvoa jollekin, vaikka hän ei harrastaisikaan metsästystä. Tällöin riistan arvon määrittäminen rahamääräisenä on vaikeaa, ellei mahdotonta.

Riistan elinympäristövaatimusten huomioon ottamisen kustannukseksi voidaan määrittellä sen aiheuttama puuntuotannon nettotulojen pieneneminen. Sen suuruus riippuu paitsi tarkasteltavina olevista riistalajeista myös puun hinnoista sekä laskennassa sovellettavasta korkokannasta. Jos riistan elinympäristöjen vaalimisen ja puuntuotannon lisäksi annetaan arvoa samanaikaisesti myös muille näkökohdille, vastaavan kustannuksen määrittäminen monimutkaistuu. Yleisesti voidaan todeta, että Suomessa metsästyksen arvo on nähty useimmiten vähäisenä puuntuotannon arvoon verrattuna, eikä sillä

ole ollut juurikaan vaikutusta metsänkäsittelyohjelman valintaan taloudellisessa mielessä (Ovaskainen ym. 1992).

Koska riistan arvottaminen rahamääräisenä on vaikeaa, on riistasta saatava hyöty pyrittävä mittaamaan ja kytkemään metsäsuunnitteluun muilla tavoin. Metsäntutkimuksessa kehitetäänkin parhaillaan metsien monikäytön suunnittelun menetelmiä, joilla myös riistanäkökohtia voidaan tarkastella yhdessä metsän muiden käyttöjen ja arvojen kanssa.

2. METSÄKANALINTUJEN ELINYMPÄRISTÖVAATIMUKSET

21. Metso (*Tetrao urogallus*; engl. capercaillie)

Metsoa tavataan lähes koko maassa männyttöntä Tunturi-Lappia ja ulkosaaristoa luuunottamatta. Metson kannanvaihtelut eivät tapahdu koko maassa aina samanaikaisesti. Maamme onkin jakautunut kolmeksi kannanvaihtelualueeksi: Etelä-, Keski- ja Pohjois-Suomi. Näiden alueiden metsokantojen välillä on myös rodullisia eroavaisuuksia. Pohjoista aluetta asuttaa nimikkorotu *Tetrao urogallus urogallus*, keskialuetta pienikokoisin metsomme *Tetrao urogallus uralensis* ja eteläosissa on piirteitä keskieuropalaisesta, suurikokoisesta rodusta *Tetrao urogallus major*. (Hyytiä ym. 1983).

Metsolla on selvä sukupuolidimorfia. Suurin ero sukupuolten välillä on niiden koossa: aikuinen metsokukko painaa yli kaksi kertaa enemmän kuin naarasmetso eli koppelo (Milonoff & Lindèn 1988, Pulliainen & Tunkkari 1991). Eron uskotaan johtuvan sukupuolivalinnasta: naaraat suosinevat suurikokoisimpia koiraita. Suurimmat kukot myös menestynevät soidinkahakoissa paremmin kuin pienemmät kilpakosijansa.

Metson koiraspoikasten kuolevuus on suurempi kuin naaraspoikasten, minkä seurauksena 60 % aikuisista on naaraita (Milonoff & Lindèn 1988). Milonoffin ja Lindènin (1988) mukaan tälle on löydetty neljä mahdollista selitystä: (1) koiraspoikaset ovat rintalihasten suhteellisen pienuuden takia huonompia lentäjiä ja jäävät helpommin saaliiksi, (2) koiraiden energiantarve on suurempi ja ne ovat siten alttiimpia nälkiintymään, (3)

koiraat ovat alttiimpia lämpötilojen muutoksille ja voivat helpommin kylmettyä kuoliaiksi ja (4) helpommin nälkiintyvät koiraat ovat alttiimpia sairauksille. Lindènin (1981) mukaan pohjimmainen syy on sukupuolten välinen dimorfismi: koiraan on kasvettava suureksi, mikä vaatii paljon energiaa. Suuri energiatarve voi olla vaikea tyydyttää, etenkin huonoissa sääolosuhteissa.

Metson käyttäytyminen ja sen myötä elinpiiri vaihtelevat vuoden aikana. Muunmuassa lämpötilojen muutos, päivänpituus, lumipeite ja ympäristön muuttuminen avoimeksi lehtien puista putoamisen myötä vaikuttavat metson, kuten muidenkin metsäkanalintujen, käyttäytymiseen (Seiskari 1962). Näiden tekijöiden myötä muuttuvat tarjolla oleva ravinto ja suoja. Elinympäristövalinta riippuu myös kannantiheydestä siten, että huippukannan aikana yksilöitä hakeutuu tai joutuu myös huonompiin elinympäristöihin kuin kannan ollessa alhainen (Helle ym. 1990). Lisäksi sukupuolten välillä on eroja elinympäristövaatimusten suhteen (mm. Seiskari 1962).

Metson talvi

Metsot ovat sopeutuneet hyvin talveen. Sopeutumiskeinoista voidaan mainita mm. parveutuminen, ravinnonkäytössä tapahtuvat muutokset, erinomainen eristys ja kieppilepo (esim. Marjakangas 1986).

Metsot viettävät talven parvissa (Koskimies 1957, Seiskari 1962, Dzieciolowski & Matuszewski 1981), tavallisesti eri sukupuolet omissa parvissaan (Koskimies 1957, Gjerde 1991). Metsokukat viettävät talven usein myös yksinään (Gjerde 1991). Talvella metso vaihtaa elinpiiriään, siirtyy ruokailemaan puissa ja lepää kiepeissä (Seiskari 1962). Talvella suurin osa metson aktiviteetista on keskittynyt suhteellisen pienialaisille ydinalueille talvisen elinpiirin sisällä, mikä ilmentää elinympäristön valintaa paikallisella tasolla (Gjerde 1991). Esimerkiksi Helteen ym. (1990) mukaan metsokukat suosivat Pohjois-Suomessa keskimääräistä pienempiä metsikkökuvioita, erityisesti niiden keskuksia. Metsien pirstoutuminen ei siis välttämättä ole kaikissa tilanteissa tuhoisaa metsolle (ks. myös Rolstad & Wegge 1987a). Helteen ym. (1990) havainto ei kuitenkaan välttämättä päde Etelä-Suomessa, missä keskimääräinen kuviokoko on pienempi kuin Pohjois-Suomessa.

Metson ruokailu- ja suojahabitaatissa on havaittavissa eroja eri sukupuolten välillä. Metsokukot ruokailevat, etsivät suojaa ja lepäävät sekä kankailla että rämeillä (Seiskari 1962, Helle ym. 1990). Naaraat suosivat kangasmaita. Metso lepää suurimman osan vuorokaudesta kiepissä, männyn latvuksessa tai kuusen juurella: metsokukko lepää joko kiepissä tai kuusen juurella, kun taas ruskeankirjava koppelo voi levätä myös männyn oksiston suojassa (Gjerde 1991). Sopivissa lumiolosuhteissa metso suosii lumikieppiä, jossa lämpötilat linnun läheisyydessä ovat jopa +5 - +11 °C ja kiepin katon tienoilla lähempänä nollaa (Lindèn 1989a).

Metson on katsottu olevan monofagi: se käyttää talviravintonaan (marraskuusta maaliskuuhun) lähes yksinomaan mäntyä - neulasia 80 %, versoja 19,5 % ja nuoria käpyjä 0,5 % (Pulliainen 1970). Katajan neulasten ja marjojen sekä muun ravinnon (varpujen, pensaiden silmut, varrenpalat jne.) osuudet kasvavat vasta keväällä (Seiskari 1962).

Koiraat valikoivat hakomispuikseen vain tietynlaisia mäntyjä, ja erityisesti niiden tyyppipitoisimpia neulasia (Pulliainen 1970). Kitukasvuiset, laakealatvuksiset rämemännyt sekä kangasmailla kasvavat parhaan kasvukykynsä menettäneet männyt ovat suosittuja (Lindroth & Lindgren 1950). Naaraat eivät ole niin spesifisiä, ainakaan ravintokohteen valinta ei riipu samoista tekijöistä kuin koirilla (Seiskari 1962). Ravintokohteen valinnassa on havaittu eräs mielenkiintoinen piirre: kaulattujen mäntyjen neulaset näyttävät kelpaavan erityisen hyvin metsolle (Lindroth & Lindgren 1950). Tämä johtuu neulasten korkeasta ravinnepitoisuudesta, kun yhteyttämistuotteet kertyvät puun latvaosiin kuljetusyhteyksien katkettua.

Energiataloudellisesti männyn neulaset ovat metsolle "vaikea pala" sisältämiensä sekundääriaineiden vuoksi. Ongelmat eivät ole kuitenkaan ylipääsemättömiä, sillä metson umpisuolen pieneliöstö kykenee käyttämään hyväksi myös selluloosaa ja ligniiniä sekä tekemään resiineistä haitattomia. Metson energiankulutus, päinvastoin kuin voisi kuvitella, on hyvin alhainen talvella, ja metsokukot lisäävätkin painoaan soittimen alkuun asti. Naarasmetsojen paino pysyy vakaana läpi talven, ja paino lisääntyy vasta munintaan valmistauduttaessa huhti-toukokuussa. (Lindèn 1989a).

Talvihabitaatteja ovat tyypillisesti mäntykankaat, jotka voidaan luokitella tuoreiksi, kuivahkoiksi tai kuiviksi kankaiksi (Seiskari 1962, Helle ym. 1990, Gjerde 1991). Huomionarvoista on Seiskarin (1962) havainto, jonka mukaan koiraita tavataan rämeillä naaraita useammin.

Metson talvisen elinympäristön valtapuulaji on useimmiten mänty, joskin kuusta esiintyy monesti sekapuustona (Seiskari 1962, Nyberg & Niemi 1957, Helle ym. 1990). Mäntyvaltaisilla talvihabitaateilla hakomispuiden laatu on yleensä ratkaiseva ominaisuus. Sopivien hakomispuiden löytymisen lisäksi myös muiden puulajien osuuksilla, puuston kehitysvaiheella sekä metsikkökuvioiden koolla on vaikutusta metson elinympäristön valintaan. Esimerkiksi Helteen ym. (1990) Pohjois-Suomessa tekemän radiotelemetrisen tutkimuksen mukaan metso suosii metsiköitä, joissa koivun ja kuusen osuus on keskimääräistä suurempi. Kuuset ovat tärkeä osa metsokukolle sopivaa elinympäristöä, koska ne tarjoavat suojaa mm. predaatiota vastaan (Gjerde 1991).

Metsikön tiheyden suhteen eri sukupuolten preferensseissä on eroja: naaraat suosivat sekä Etelä- että Pohjois-Suomessa tiheämpiä metsiä kuin koiraat (Seiskari 1962). Valtapuuston tiheys vaihtelee välillä 500-1000 runkoa hehtaarilla. Naaraita tavataan myös metsiköistä, joissa valtapuuston tiheys on yli 1000 runkoa hehtaarilla (Gjerde 1991). Metsokukat suosivat hieman harvempia metsiköitä kuin koppelot mm. sen takia, että ne ovat huonompia lentäjiä (Milonoff & Lindén 1988, Gjerde 1991). Metsot suosivat metsiköitä, jotka rajoittuvat avoimempaan metsikköön. Tämän on katsottu johtuvan mm. siitä, että metso voi havaita pedot paremmin samalla kun se itse on tiheimmän metsän suojassa (Gjerde 1991).

Seiskarin (1962) mukaan puuston pituus metson talvihabitaatissa on tyypillisesti 7 - 18 m. Useimpien tutkimusten mukaan metsolle sopivin puuston pituus on noin 16 m (esim. Rolstad ja Wegge 1987b, Helle ym. 1990).

Puuston tilavuus metson suosimilla Pohjois-Suomen mäntyvaltaisilla kuvioilla todettiin eräässä tutkimuksessa olevan n. 72 m³/ha, ja kuusivaltaisilla vastaavilla kuvioilla n. 88 m³/ha (Helle ym. 1990). Tutkimuksessa havaitut talvihabitaatit olivat runsaspuustoisempia kuin tutkimusalue keskimäärin.

Valtaosa tutkimuksista korostaa vanhojen metsien tärkeyttä metson elinympäristön valinnassa talvella: talvihabitaattien puuston iän on useimmiten todettu olevan yli 70 tai yli 100 vuotiasta (Wegge & Rolstad 1986, Rolstad & Wegge 1987b, Helle ym. 1989, Helle ym. 1990). Taskisen ym. (1986) mukaan koppelon talvihabitaattien puusto on iältään 40 - 80 vuotiasta ja koiraan 65 - 115 vuotiasta.

Kevät on metson soitimen aikaa

Metson soidin on vilkkaimmillaan huhti-toukokuussa. Metsot ovat soidinpaikkauskollisia, ts. samat yksilöt käyttävät samaa soidinpaikkaa vuosia (Wegge & Larsen 1984, Valkeajärvi & Ijäs 1986).

Soidinalue käsittää soidinpaikan ympäristöineen kahden kilometrin säteellä. Soidinalueesta pienehkön osan muodostaa soidinpaikka, missä kukoilla on 1-3 hehtaarin soidinreviirinsä kullakin. Soidinkeskus on puolestaan paikka, jonne kukot kerääntyvät ryhmäsoitimelle koppeloiden houkuttelemina. (Valkeajärvi & Ijäs 1991).

Soidinpaikka voi olla metsätyypiltään ja puustotunnuksiltaan vaihtelevissa metsissä (taulukko 1). Keski-Euroopassa tehdyt soidinpaikkaselvitykset korostavat vanhojen, heterogeenisten ja monijakoisten metsien tärkeyttä (Rolstad & Wegge 1987b). Yleensä kyseessä on varttunut kuusi- tai mäntyvaltainen sekametsä (Dzieciolowski & Matuszewski 1981, Winqvist 1983, Valkeajärvi & Ijäs 1986, Rolstad & Wegge 1987b, Helle ym. 1989), joskin soidinalueeseen voi sisältyä myös pienialaisia aukkoja tai taimikoita (Valkeajärvi & Ijäs 1986).

Valtaosa (50 % - 70 %) soidinpaikoista on metsätyypiltään kuivahkoilla tai tuoreilla kankailla (Winqvist 1983, Rolstad & Wegge 1987b) (taulukko 1). Soidinpaikkojen metsätyyppijakauma riippuu olennaisesti siitä, millaisia metsätyyppejä alueella on tarjolla. Siten ei olekaan yllättävää, että Valkeajärven ja Ijäksen (1986) tutkimuksessa valtaosa soidinpaikoista oli metsätaloussuunnitelmien mukaan kuivahkoilla kankailla tai rämeillä. Tarkemmissa reviirikuvauksissa tuoreen kankaan osuus osoittautui kuitenkin suuremmaksi.

Taulukko 1. Metson soidinpaikoille tyypillisiä piirteitä. Luvut ovat valtapuuston keskiarvoja. Suluissa vaihteluväli.

Lähdeviittaus	puuston ikä v	puuston tiheys kpl/ha	puuston pituus m	puulajit % mä/ku/ko	metsätyypit
Helle ym.- (1989)	122 (15-201)	840 (100-1100)	...	71/./.	
Rolstad & Wegge (19- 87b)	100 (60-140)	700 (400-1000)	16	60/32/8	MT/VT
Valkeajärvi & Ijäs (1986)	61 (45-84)	731 (613-880)	13 (6-21)	77/19/4	MT/VT/- räme

Metson soidinpaikan valtapuulaji on useimmiten mänty (Valkeajärvi & Ijäs 1986, Rolstad & Wegge 1987b, Helle ym. 1989). Eräs syy tälle on ravinnonhankintaan liittyvät seikat: metso ruokailee iltaisin yöpymispuussaan. Metson viihtyvyyden takaamiseksi männyn osuuden tulisi olla vähintään 30 % soidinpaikoilla. Soidinpaikkojen puusto voikin vaihdella aivan puhtaasta männiköstä jopa lähes puhtaaseen kuusikkoon. (Rolstad & Wegge 1987b). Sensijaan aivan puhdas kuusikko ei voi tarjota pysyvää soidinpaikkaa (Valkeajärvi & Ijäs 1986, Rolstad & Wegge 1987a).

Helteen ym. (1989) mukaan soidinpaikkojen valtapuuston ikä on Pohjois-Suomessa keskimäärin yli 100 vuotta. Alueiden laajuudesta johtuen niihin sisältyy monenikäistä metsää aina taimikoista yli satavuotiaaseen puustoon. Puuntuotannollisesti uudistuskypsät tai, etenkin Pohjois-Suomessa, yli-ikäisinä vajaatuottoisiksi luokitellut metsiköt ovat yleisimpiä soitimilla, joskin joskus varttuneet ja nuoret harvennusmetsätkin voivat olla vallitsevia (Valkeajärvi & Ijäs 1986).

Soidinreviirillä suojaa tarjoavat pääosin pienet sateenvarjomaiset kuuset tai isojen kuusten alaoksat (Valkeajärvi & Ijäs 1986). Aluspuusto ja tiheiköt ovatkin osa hyvää soidinpaikkaa, joskin liian tiheitä paikkoja metso välttelee (Valkeajärvi & Ijäs 1986,

Rolstad & Wegge 1987b). Metson soitimet sijaitsevat useimmiten kaksi- tai useampijaksoisissa metsissä, sen sijaan yksijaksoisten metsien osuus on vähäinen (Rolstad & Wegge 1987b, Hjorth 1990a, 1990b).

Helteen ym. (1989) mukaan monijaksoisia metsiä on kuitenkin soidinkeskuksen välittömässä läheisyydessä vähän, soidinkeskuksessa kun kaivataan riittävää näkyvyyttä. Soidinpaikalla onkin yleensä näkyvyyttä parantavia kallioita tai kumpareita (Rolstad & Wegge 1984, Rolstad & Wegge 1987b). Niillä on myös pienialaisia, noin aarin kokoisia aukkoja, joiden reunoilla pariutumisen tapahtuu (Valkeajärvi & Ijäs 1986).

Metson soitimet ovat hieman tiheämmässä metsässä kuin talvinen elinympäristö yleensä. Puustoisimmat kuviot löytyvät soidinkeskuksen lähiympäristöstä. (Valkeajärvi & Ijäs 1986). Sjöbergin (1990) tutkimuksessa puuston tilavuus oli soidinpaikoilla hieman suurempi kuin tutkimusalueelta satunnaisesti valituilla vertailupisteillä keskimäärin.

Valtapuuston tiheys metson soidinpaikoilla on keskimäärin noin 700 runkoa hehtaarilla (taulukko 1). Valtapuuston tiheys voi vaihdella eri soidinreviireillä suurestikin, mutta suurin osa reviireistä on tiheysvälillä 500 - 900 runkoa hehtaarilla (Valkeajärvi & Ijäs 1986). Rolstadin ja Weggen (1987b) tutkimuksessa valtapuuston tiheys vaihteli 400 rungosta 1000 runkoon hehtaarilla, alikasvoksen tiheyden vaihdellessa välillä 10-1200 runkoa hehtaarilla. Winqvistin (1990) mukaan valtaosa soitimista oli tiheysluokan 0.6-0.8 metsissä.

Metson soidinpaikkojen puuston valtapituuden on todettu vaihtelevan 13 metrillä 16 metriin (taulukko 1). Esimerkiksi Valkeajärven ja Ijäksen (1986) aineistossa yksittäisistä kolmen metrin pituusluokista suurin frekvenssi oli 15-18 metrin luokalla.

Soidinpaikkojen pinta-alojen on todettu vaihtelevan 6 ja 20 hehtaarin välillä (Pirkola & Koivisto 1970). Winqvistin (1983) mukaan soidinpaikan koko vaihteli välillä 2 - 20 hehtaaria. Kun vanhojen metsien osuus laskee laajalla alueella alle 20-30 %:n, ympäristö ei kykene ylläpitämään paikallisia soidinpopulaatioita (Angelstam 1983, Rolstad & Wegge 1987a). Suomalaiset havainnot tukevat norjalaista hypoteesiä, jonka mukaan hienopiirteinen mosaiikkimaisuus on suotuisa ominaisuus runsasmetsäisillä seuduilla,

kun taas voimakkaasti pirstoutuneilla metsäalueilla karkeapiirteisempi mosaiikkimaisuus on eduksi (Lindèn 1990).

Metsot käyttävät soidinpaikkaa ympäröivää maastoa 1-3 km säteellä. Ympäristö koko tällä alueella vaikuttaa metsopopulaation kokoon ja soivien kukkojen määrään. Soidinpaikan löytymisen lisäksi pitää lähistöllä olla myös sopivia kesä- ja talvihabitaatteja. (Winqvist 1983).

Metson kesähabitaatit

Koppelit siirtyvät pesimäterritorioihinsa soitimella tapahtuneen parittelun jälkeen, ja ne voivat sijaita jopa 6 km:n päässä soidinpaikasta. Koppelit hylkäävät pesimäterritorionsa poikasten kuoriutumisen jälkeen, ja poikueet voivat liikkua yli 100 hehtaarin alueella (Wegge & Rolstad 1991).

Metson, kuten muidenkin metsäkanalintujen, pesä on yksinkertainen maakuoppa. Se saattaa sijaita hyvinkin erilaisissa maastotyypeissä: mäntykankailla, tuoreilla kuusikkokankailla, korvissa tai rämeillä (Hyytiä ym. 1983). Vaihtelu on suurta myös puuston tiheyden ja pesäpaikan suojaisuuden suhteen (mm. Storaas & Wegge 1987). Metson pesä voi olla avoimessakin maastossa, vaikkapa hakkuuaukolla oksien ja hakkuutähtien suojassa (Valleala 1954, Seiskari 1957b, Hyytiä ym. 1983). Tämä selittyy osaksi sillä, että metso on paikkauskollinen laji, ja pesii entisellä pesäpaikallaan, vaikka alue olisikin hakattu pesintää edeltävänä talvena (Storaas & Wegge 1987).

Metso munii mahdollisimman aikaisin keväällä, jotta poikaset ehtisivät kasvaa riittävän suuriksi ennen talvea (Pulliainen & Tunkkari 1991). Metson muninta tapahtuu yleensä toukokuun alkupuoliskolla, useimmiten jonkin verran aikaisemmin kuin teeren muninta (Lindèn 1983b). Koppelon ravitsemustila vaikuttaa pesimistulokseen; erityisesti varhaisvihannan ravinnon saatavuudella pölvistä on merkitystä (mm. Siivonen 1957).

Poikasten ravinnosta hyönteisten osuus on aluksi suuri, mutta se laskee vähitellen (Rajala 1959). Eläinravinto koostuu lähinnä täysikasvuisista hyönteisistä (n. 70 %) sekä toukista (8 %). Muuta eläinravintoa ovat mm. hämähäkin seitit hyönteisineen (Rajala

1959). Poikueet suosivat ensimmäisten 4-5 viikon ajan kosteita paikkoja, joissa hyönteisten määrä on suuri (Sorsa 1954, Rodem ym. 1984). Vanhetessaan poikueet siirtyvät kuivemmille paikoille hakeutuen mustikkaisille maille (Rodem ym. 1984).

Metson poikaskuolevuus on suurta: vain 7 % munista tuottaa poikasen, joka selviää hengissä seuraavaan kevääseen saakka (Lindèn 1981, Lindèn 1983a). Kuten edellä todettiin, etenkin koiraspoikasten kuolleisuus on suuri. Storaasin ja Weggen (1987) mukaan pesimistappioissa ei ole oleellisia eroja elinympäristötyypin, puuston tiheyden tai pesäpaikan suojaisuuden suhteen. Tämä selittyy ainakin osaksi sillä, että todennäköisyys tulla havaituksi, pakomahdollisuudet ja saalistavat pedot ovat erilaiset avoimessa kuin tiheässä elinympäristössä (Wegge & Rolstad 1991). Esimerkiksi petolinnut suosivat avoimempaa maastoa kuin nisäkäspedot, jolloin saalistuspaine kokonaisuutena ei välttämättä vaihtele paljonkaan elinympäristötyypin mukaan. Eräinä vuosina havaittuja korkeita pesäpredaatioita ei voidakaan selittää metsätalouden suorilla vaikutuksilla pesimisympäristöihin (Storaas & Wegge 1987). Todennäköisimmin on kyse kohonneiden petokantojen ja metsien pirstoutumisen yhdysvaikutuksesta (Wegge & Rolstad 1991).

Alku- ja keskikesällä metson suosimat elinympäristötyypit vaihtelevat suuresti, ja sukupuolten preferenssit eroavat hieman toisistaan (Rolstad ym. 1988). Metsokukkojen kesäinen elinpiiri sisältää enemmän vanhoja metsiä, ja vähemmän nuoria taimikoita kuin koppeloiden elinpiiri suhteessa tarjolla oleviin elinympäristöihin (Rolstad ym. 1988). Metsokukot näyttävät suosivan vanhan metsän ja hakkuuaukon/suon reuna-vyöhykkeitä, kun taas poikueettomat koppelot välttelevät niitä (Rolstad ym. 1988). Lisäksi koppeloiden suosimissa elinympäristöissä on tiheämpi varvusto kuin metsokukkojen suosimissa elinympäristöissä. Koppelot näyttävät siis valinneen piiloutumisstrategian, kun taas kukot soveltavat "havaitse peto ja pakene"-strategiaa (Rolstad ym. 1988).

Metson kesähabitaatti on usein kuusta kasvava tuore kangas tai kuusikkokorpi, näiden vaihettumisvyöhyke, kangaskorpi tai kangasräme (Nyberg & Niemi 1957, Rolstad ym. 1988, Helle ym. 1990). Metso suosii myös purokorpia, koska niillä on tarjolla runsaasti ravintoa (Sorsa 1954, Helle ym. 1990).

Helteen ym. (1990) tutkimuksessa puuston tilavuus metson kesähabitaateilla Pohjois-Suomessa oli tutkimusalueen puuston keskimääräistä tilavuutta suurempi. Kyseisessä tutkimuksessa puuston pituus kesähabitaateilla oli keskimäärin 16 metriä. Puuston ikä oli vastaavasti keskimäärin 148 vuotta. Puulajisuhteet tutkimuksessa havaituilla kesähabitaateilla olivat seuraavat: mänty 61 %, kuusi 22 %, koivu 16 %. Metson kesähabitaateille on tyypillistä ympäristön metsiä pienempi männyn osuus ja keskimääräistä suuremmat kuusen ja koivun vastaavat osuudet (Rolstad ym. 1988, Helle ym. 1990, Hjorth 1990b).

Metson elinympäristöt syksyllä

Syksyllä metson elinympäristöjä ovat lähinnä tuoreet ja kuivahkot kankaat sekä rämeet ja korvet (Rajala ym. 1960, Rolstad 1988). Kuusen ja mustikan runsaus on tyypillistä metson syksyiselle elinympäristölle (Rolstad 1988). Metsokukat suosivat hieman kuivempia elinympäristöjä kuin koppelot, joita tavataan koiraita useammin myös rämeiltä ja korpimailta (Rolstad ym. 1988). Loppusyksyllä myös koppelot näyttävät hakeutuvan kankaille marjojen syöntiin (Rajala ym. 1960, Rolstad 1988).

Syksyllä molemmat sukupuolet suosivat luonnontilaisia, vanhoja metsiä (Rolstad 1988). Sen sijaan vanhojen, viljeltyjen metsien soveltuvuutta metson elinympäristöksi on tutkittu vähän. Skotlantilainen tutkimus (Jones 1982) viittaa siihen, että avoimet, yli 50 vuotiaat istutusmetsät voivat olla sopivia metsolle.

Koiraat liikkuvat syksyllä yksin ja naaraat ovat poikasten seurana. Myöhemmin poikueet hajoavat ja parveutuvat talveksi yleensä samaa sukupuolta oleviin parviin (Koskimies 1957).

22. Teeri (*Tetrao tetrix*, *Lyrurus tetrix* L.; engl. black grouse)

Metsäkanalinnuista teerellä on laajin levinneisyysalue Euraasiassa. Levinneisyysalue sijaitsee 50 - 70 N leveyspiirien välissä (Taskinen ym. 1986). Suomessa teeri esiintyy koko maassa Tunturi-Lappia lukuunottamatta. Pohjoisraja noudattaa pääpiirteissään

yhtenäisen kuusimetsän rajaa, tosin yksittäisiä esiintymiä on pohjoisemminkin (Hyytiä ym. 1983, Taskinen ym. 1986). Teeri on yleinen Ahvenanmaalla ja muuallakin saaristossa. Teertä voidaan pitää kulttuurilintuna: soitimia sijaitsee toisinaan järven jäällä ja pelloilla, talvikarjat urpuavat peltojen reunoilla ja jopa pihamailla. (Hyytiä ym. 1983).

Teeren käyttäytyminen ja elinpiirivaatimukset vaihtelevat vuodenaikojen mukaan. Erityisesti sääolot vaikuttavat voimakkaasti teeren käyttäytymiseen. Käännekohtia ovat keväinen lumen sulaminen ja kasvien kasvukauden alku, syksyllä lumen tulo ja kasvukauden päättymisen. Lämpötilan muutoksella on myös vaikutuksensa - lämpötilan laskun myötä teeret parveutuvat. (Seiskari 1962).

Talvi

Pysyvän lumen ja pakkasten myötä teeri vaihtaa elinympäristöään, parveutuu, siirtyy ruokailemaan puihin ja lepää mieluiten kiepissä, mikäli lunta on riittävästi (Seiskari 1962, Taskinen ym. 1986). Teeri muodostaa parvia, joissa on sekä naaraita että uroksia (Seiskari 1962, Marjakangas 1986). Sukupuolilla on siis samankaltaiset elinympäristövaatimukset (Seiskari 1962).

Marjakankaan (1986) mukaan teeren ravinnon koostumukseen vaikuttaa paitsi tarjolla olevat ravintokohteet, myös kulloinkin vallitseva säätila (tuuli, lämpötila): voimakas tuuli vaikeuttaa puissa ruokailua etenkin koivulla, jonka oksat ovat ohuet ja taipuisat. Koivun urpujen suhteellinen osuus ravinnosta on suurin lokakuusta huhtikuuhun (Seiskari 1962).

Vaikka teeri selvästi preferoi koivua (Seiskari 1962, Marjakangas 1985), sen ravinto voi toisinaan koostua jopa pelkästään männystä (neulaset, oksat, silmut) (Marjakangas 1986). Männyn osuus on keskimäärin selvästi koivua pienempi, kuitenkin lepän ja muiden ravintolähteiden osuutta suurempi (Seiskari 1962). Pensaat (silmut jne.), varvut (mm. mustikka) ja marjat ovat myös tärkeä osa teeren ravintoa silloin, kun niitä vain on tarjolla (Seiskari 1962, Marjakangas 1986); teeri syö pensaita, marjoja ja varpuja talvella suhteellisesti enemmän kuin metso. Näiden ravintokasvien osuus on suurin touko-

kuusta syyskuuhun, mutta talvellakin niiden osuus ravinnosta on lepän osuutta suurempi (Seiskari 1962).

Valkeajärven ja Ijäksen (1989) tutkimuksessa havaittiin, että teeret käyttivät ruokinnasta huolimatta myös luonnonravintoa. Vesottuneissa männyntaimikoissa ruokaillessaan teeret käyttivät koivua (68 %), mäntyä (19 %) ja pihlajaa (7%), ja ruokailu maassa oli ajoittain yleisempää kuin ruokailu puissa.

Teeri suosii talvella lehtipuuvaltaisia sekametsiä, erityisesti koivu ja leppä ovat teerelle mieluisia puulajeja (Seiskari 1962, Winqvist & Ringaby 1989). Teeri näyttääkin hakeutuvan sellaisille alueille, joissa esiintyy koivua, leppää sekä mäntyä (Winqvist & Ringaby 1989). Seiskarin (1957c) mukaan puhtaiden koivikoiden osuus lisääntyy kevättalvea kohti. Suosituin ruokailuympäristö on mänty-koivu sekametsä tai mänty-koivu-kuusi sekametsä, usein pellon tai hakkuuaukon reunalla. Myös kuusta kasvavien metsiköiden osuus lisääntyy kevättalvea kohti, koska se muodostaa tuoreiden kankaiden puulajina sekametsiä koivun kanssa useammin kuin mänty.

Metsä- tai suotyyppi ei ole sinänsä ratkaiseva teeren talvihabitaatin etsinnässä (Taskinen ym. 1986, Seiskari 1962), vaan tärkeämpää on sopivan koivuvaltaisen metsän olemassaolo (Taskinen ym. 1986). Metsätyypeistä tuoreet ja kuivat kankaat ovat tavallisia talvihabitaatteja, mutta myös korvet ja rämeet näyttävät sopivan elinympäristöksi (Seiskari 1962). Sopivin talvihabitaatti teerelle on reunametsä koivuryhmineen (Seiskari 1962, Taskinen ym. 1986).

Teeri suosii metsiä, joiden puusto on pituudeltaan 7 - 18 m (Seiskari 1962, Taskinen ym. 1986). Iältään tällainen puusto on usein 20 - 40 vuotiasta, kuivilla kankailla jopa 60 vuotiasta (Seiskari 1962); tärkeää on, että koivu on säilyttänyt kilpailuasemansa. Talvihabitaatit ovat usein puustoltaan harvoja, tiheysluokka 0.5 - 0.6 on paras (Taskinen ym. 1986).

Eryteisesti sopivien suojapaikkojen löytyminen on teeren - kuten metsonkin - selviämässä talven yli tärkeää: ilman suoja teeren on ylläpidettävä ruumiinlämpöään lihasvärinällä, mikä merkitsee suurta energiankulutusta. Lisäksi ravinto koostuu pääosin

ravintoarvoltaan alhaisista kasvinosista. (Marjakangas 1986). Teeri lepää mieluiten kiepissä tai pienten kuusten suojassa. Teeren suojapaikka on usein hakkuuaukolla tai rämeellä (Seiskari 1962, Marjakangas 1980, Marjakangas 1986). Teeri välttelee kuusikoita suojapaikkoina (Seiskari 1962), joten lehtomaiset kankaat ja kuusikkoiset korvet kehittyvät nopeammin teerelle sopimattomiksi.

Talvinen ruokintapaikka houkuttelee teeriä jopa useiden kilometrien päässä sijaitsevilta soidinpaikoilta (Ijäs & Valkeajärvi 1978). Valtaosa teeristä lepää 0 - 800 m:n säteellä ruokintapaikasta. Luonnonravinnon varassa elävän teeren elinpiiri on paljon laajempi, koska ravintokohteet ovat hajallaan. (Marjakangas 1986).

Kevät ja kesä

Keväällä ilmestyvät pälvet houkuttelevat naaraita maahan ruokailemaan ja pesäpaikan etsintään (Seiskari 1962). Teeret käyvät soidinta läpi vuoden, mutta soidinaktiivisuus kohoaa huhtikuun puolenvälin jälkeen (Koivisto 1965). Teeret ovat soidinpaikkauskollisia, mikäli soidinpaikka säilyy olennaisilta osiltaan muuttumattomana.

Teeren soidinpaikka sijaitsee avoimessa paikassa. Sopivia "teerenpelipaikkoja" ovat järvien jäät, metsäaukeat, suot, pellot, niityt, metsänreunat ja ranta-aukeat (Koivisto 1965, Hjorth 1970). Soidinpaikan kasvillisuuden tulee olla harvaa ja matalaa. Soidinpaikka voidaan hylätä, mikäli kasvillisuus muuttuu liian tiheäksi tai korkeaksi (Koivisto 1965).

Pesintä alkaa toukokuussa (Koivisto 1965, Hjorth 1970). Pesäpaikkavaatimukset eivät ole kovin tiukat: pesä voi olla hyvin monenlaisissa maastoissa (mm. Storaas & Wegge 1987, Brittas & Willebrand 1991). Nuoret taimikot (puuston pituus 0,5-3 m), joissa on runsaasti mustikkaa, ovat tyypillisimpiä pesimisympäristöjä (Brittas & Willebrand 1991). Pesäpaikka voi olla jopa hakkuuaukolla, jossa on hakkuutähteitä ja pensaita suojana; myös myrskytuhoalueet kelpaavat toisinaan (Seiskari 1957c, Hyytiä ym. 1983, Storaas & Wegge 1984). Samoin rämeet ja vaihtelevan ikäiset havusekametsät ovat usein pesimispaikkoina (Storaas & Wegge 1984, Brittas & Willebrand 1991). Etenkin pohjoisilla leveyksillä saattaa pälvipaikkojen sijainti, eli varhaisvihannan saantimahdollisuus,

määrätä pesäpaikan valintaa (Hyytiä ym. 1983). Teeren pesä on hieman suojatumpi kuin metson pesä (Storaas & Wegge 1987).

Pesivät naaraat sijoittuvat territorioihin ja jopa poikueet näyttävät välttelevän toisiaan (Angelstam ym. 1985, Bergerud & Gratson 1988). Syy tähän on mahdollisesti predaation välttäminen ja riittävän ravinnon turvaaminen poikasille. Tosin on tehty havaintoja aivan vierekkäisistä pesistä, ja jopa yhteensulautuneista poikueista (Marjakangas & Marjakangas 1989), joten territoriokäyttäytyminen ei ole teerellä aina kovin voimakasta.

Teeren, kuten muidenkin metsäkanalintujen, pesimistulokseen vaikuttavat monet tekijät. Poikastuottoa voivat heikentää mm. pesiviin naarasiin, pesiin ja poikasiin kohdistuva predaatio, kuoriutumisen jälkeiset huonot sääolot ja ravintovarojen niukkuus (hyönteiset, varvut, marjat) (Lindèn 1983b). Näiden tekijöiden keskinäisestä tärkeydestä ei olla täysin yhtä mieltä. On ilmeistä, että niiden merkitys vaihtelee alueittain ja vuosittain (Storch & Willebrand 1991).

Vaikka teerinaaraan väritys on hyvä naamioimiskeino ja pesimisterritoriot eivät ole aivan vierekkäin, naaraita kuolee paljon predaatioon muninta- ja hautomiskauden ensimmäisellä puoliskolla (Angelstam 1986, Marjakangas 1992) - usein kanahaukan ravinnoksi. Muninta vaatii paljon energiaa ja ruokailuun jää vähemmän aikaa, jolloin ruokailu on keskittynyttä ja teerinaaraan tarkkaavaisuus kärsii (Angelstam 1986, Marjakangas 1992).

Pesiin kohdistuvassa predaatiossa ei ole havaittu merkittäviä eroja elinympäristötyypiltään, puuston tiheydeltään ja pesäpaikan suojaisuudeltaan vaihtelevissa ympäristöissä (Storaas & Wegge 1987). Pesiin kohdistuva predaatio näyttää kuitenkin voimistuvan taimikon varttuessa ja harvetessa, jolloin pesäpaikan suojaisuus heikkenee (Brittas & Willebrand 1991). Skandinavian maissa nisäkäspedot (mm. ketut, minkit) aiheuttavat suurimman osan pesäpredaatiosta (Storch & Willebrand 1991). Myös poikaskuolevuus on suurta: vain 11 % munista kuoriutuu poikanen, joka säilyy hengissä seuraavaan kevääseen asti (Lindèn 1981, Lindèn 1983b).

Poikasten eläinravinto koostuu pääosin muurahaisista, hyönteisten toukista ja hämähäkeistä. Myöhemmin kesällä ravintolähteinä ovat erilaiset marjat, lähinnä mustikka, juolukka ja variksenmarja, karhunsammalen itiöpesäkkeet sekä leinikkien, nurmitattaren, maitikoiden, hierakoiden ja sarojen osat. (Kaasa 1959).

Kesähabitaatteja ovat tyypillisesti tuoreiden kankaiden, kangaskorprien, korprien ja rämeiden harvat metsiköt (Nyberg & Niemi 1957, Rajala 1966, Lindèn & Wikman 1983, Kolstad ym. 1984), joiden valtapuulaji on mänty (Nyberg & Niemi 1957). Teeri suosii kuitenkin selvästi myös kesällä sellaisia metsiköitä, joiden valtapuulaji on koivu. Teeren kesähabitaatit puulajisuhteiden mukaisessa suosituimmuusjärjestyksessä ovat seuraavat: 1) sekametsä, jossa koivun osuus on 30-69 %, 2) koivikko, koivun osuus on ≥ 70 %, 3) sekametsä, jossa koivun osuus on < 30 %, 4) männikkö, männyn osuus on ≥ 70 % ja 5) kuusikko, kuusen osuus on ≥ 70 % (Marcström ym. 1981).

Naaraat ja poikaset suosivat erityisesti nuoria tai keski-ikäisiä metsiä (Marcström ym. 1981, Winqvist & Ringaby 1989, Brittas & Willebrand 1991): nuoria taimikoita, varttuneita taimikoita sekä nuoria, alle 40-vuotiaita kasvatusmetsiä. Syy tähän on se, että nuorimpien kehitysluokkien metsissä on runsaasti mm. varpuja sekä marjoja, jotka ovat haluttua ravintoa (Marcström ym. 1981). Myös eri-ikäiset metsät sekä metsän ja suon reuna ovat suosittuja kesähabitaatteja (Kolstad ym. 1984).

Puuston pituus teeren kesähabitaatissa vaihtelee keskimäärin 5 metristä 12 metriin (Marcström ym. 1981). Nyberg ja Niemi (1957) totesivat puuston optimaaliseksi pituudeksi 11 m. Koiraat ja poikasettomat naaraat suosivat 3 - 8 m pituista taimikkoa, joissa suoja predaatiota vastaan on hyvä (Kolstad ym. 1984).

Syksy

Syksyllä poikueet liittyvät parviksi (Koskimies 1957). Teeret siirtyvät kankaille marjojen syöntiin. Suosittuja ovat erityisesti puolukkaa kasvavat kankaat soiden läheisyydessä (Sorsa 1954, Nyberg & Niemi 1957). Valtapuuna on mänty, alikasvoksena usein kuusta ja koivua (Sorsa 1954).

23. Riekko (*Lagopus lagopus* L., engl. willow grouse)

Riekon yhtenäisen levinnäisyysalueen eteläraja kulkee nykyisellään 62. leveyspiirin tienoilla. Suomessa laji on pohjoinen, tosin sitä tavataan lähes koko maassa, jopa aivan rannikollakin (Hyytiä ym. 1983). Tunturi-Lapissa riekko elää tunturikoivikoissa ja jokivarsipajukoissa, Keski- ja Etelä-Suomessa riekon esiintyminen on kiinteässä yhteydessä suoalueisiin (Hyytiä ym. 1983). Myös riekko vaihtaa elinpiiriään useamman kerran, jopa neljä kertaa vuodessa: kesän alku/loppukesä, syksy, talvi ja kevät (Pulliainen 1982). Yksiavioisen riekon sukupuolidimorfismi on suhteellisen vähäistä (Pulliainen & Tunkkari 1991).

Talvi

Pysyvän lumen tultua riekot siirtyvät talviravinnon käyttöön (Taskinen ym. 1986). Höglundin (1970) Keski-Ruotsin vuoristossa tekemän tutkimuksen mukaan talviravintoon siirtymistä edelsi parveutuminen. Siirtyminen talviravintoon ei ole yhtäkinen, vaan sekaravintoa käytetään lumitilanteesta riippuen usean kuukauden ajan (Helle 1982). Riekko ruokailee lähes yksinomaan maan tai lumen pinnalla (Helle 1982). Riekot käyttävät lyhyen valoisan/hämärän ajan yhteen tai useampaan ruokailujaksoon ja lopun ajasta lepäämiseen kiepeissä (Höglund 1970, Pulliainen 1981a), tavallisesti ruokailupaikkojen välittömässä läheisyydessä.

Riekon talviravintokohteita ovat erityisesti vaivaiskoivu, hieskoivu ja kiiltopaju, joista se käyttää ravinnokseen versonkärkiä, silmuja ja urpuja (Helle 1982). Marras-joulukuussa varpujen, pääasiassa mustikan varrenpalasten ja silmujen, osuus ravinnosta on jopa 85-90 % (Helle 1982). Myöhemmin vaivaiskoivun, hieskoivun ja kiiltopajun osuus kasvaa voimakkaasti. Varsinkin loppupalvesta kiiltopajun silmut ovat haluttua ravintoa (Helle 1982). Suosituimmuusjärjestys eri talviravintokohteiden välillä on seuraava: pajut, vaivaiskoivu, hieskoivu (Bryant & Kuropat 1980, Helle 1982).

Riekon tyypillisiä talvihabitaatteja Pohjois-Suomessa ovat mäntyvaltaiset metsät kuivalla kankaalla, koivikot ja koivu-havupuusekametsät sekä jokien, järvien ja lampien rantapensaikot, suot - erityisesti niiden laitamensaikat - ja tien- ja ojanvarsipensaikat

(Helle 1982, Pulliainen 1982). Riekkoa tavataan talvella usein myös aivan puuttomilla tunturiaukeilla (Pulliainen 1982).

Etelä-Suomessa riekon talviympäristöjä ovat räme, korpi tai suon ja kankaan reuna, vesijättömaat sekä nuoret lehtipuuvesakot (Seiskari 1957a, Sorsa 1954). Paksun lumen aikaan riekot siirtyvät myös peltojen ja niittyjen reunoille, joissa kasvava paju ulottuu lumenpinnan yläpuolelle (Seiskari 1957a).

Kevät ja kesä

Keväällä riekot hakeutuvat pälviin syömään mustikan versoja, edellisvuoden puolukoita, variksenmarjoja, karpaloita, tupasvillan kukkasilmuja ja kortteiden palasia - tässä suosituimmuusjärjestyksessä (Siivonen 1958, Pulliainen & Tunkkari 1991). Sukupuolet eivät eroa toisistaan ravintokohteiden suhteen (Pulliainen & Tunkkari 1991).

Keväällä riekkoparvet hajoavat ja koiraat valitsevat oman soidinpiirinsä, joka sijaitsee lähellä tulevaa pesää (Taskinen ym. 1986). Riekot pesivät erityisesti metsän reunoissa, joissa kasvaa katajaa ja variksenmarjaa, tai soiden kuivissa osissa (Pulliainen 1982). Suojaväriinsä ilmeisen vankasti luottavan riekon pesä on useimmiten kuivan maan ja suon vaihettumisvyöhykkeessä, useimmiten kuivalla maalla, jopa pelkän varvuston suojassa (Hyytiä ym. 1983).

Pohjois-Suomessa valtaosa poikasista kuoriutuu kesäkuun viimeisellä viikolla. Vuorokauden sisällä pesäjättöisten poikasten ravintona ovat aluksi eläinravinnon, kuten sahapistiäisten ja perhosten toukat, lisäksi helposti sulava kasviaines, kuten karhunsammalen itiöpesäkkeet, mustikan kukat, puolukan vanhat marjat ja variksenmarjat (Pulliainen 1981b, Spidsø ym. 1984). Näitä löytyy kangasmaiden laidoilta. Myöhemmin kesällä nuorten ja vanhojen riekkojen tärkeimpiä ravintokohteita ovat sarojen pullakot, kortteiden varret, juolukan lehdet ja mustikan marjat (Pulliainen 1981b).

Keski-Ruotsin metsäisellä tunturialueella tehdyn selvityksen mukaan valtaosa munapestistä ja vastakuoriutuneista poikasista tavataan kuivien maiden metsä- ja nummibiotopeilta (Niemelä 1974). Syy tähän lienee se, että suot ovat pesimisvaiheessa liian märkiä.

Toisaalta myöhemmistä poikuehavainnoista suurin osa (55 %) tavattiin suobiotoopeilta ja loput nummi- ja metsäbiotoopeilta. Soiden suosituimmuuden selittänee tällöin hyönteisten runsaus.

Riekon kesäympäristönä on useimmiten kuiva kangas, räme tai korpi (Nyberg & Niemi 1957). Kangasmailla tehdyt havainnot on tehty useimmiten jonkin suoalueen läheisyydessä (Sorsa 1954, Nyberg & Niemi 1957). Marcströmin ym. (1981) mukaan riekon kesäympäristöä luonnehtivat seuraavat seikat: puusto on 5-8 m pituista ja rinnankorkeuslähimpimmitä on alle 10 cm sekä koivun osuus puustosta on yli 30 %.

Syksy

Syksyllä riekon tärkeimpiä ravintokohteita on mustikka: alkusyksyllä marjat, loppusyksyllä varrenpalaset (Höglund 1970, Helle 1982). Riekolle kelpaavat myös puolukat ja muut marjat (Höglund 1970). Syksyllä riekot parveutuvat ja siirtyvät hyvälle marjamaille. Syyshabitaattina ovat usein rämeiden ja korprien reunat ja mäntyvaltaiset kangasmaat (Sorsa 1954, Rajala 1966, Pulliainen 1982).

24. Pyy (*Bonasa bonasia*, *Tetrastes bonasia* L.; engl. hazel grouse)

Pyytä tavataan lähes koko maassa lukuunottamatta saaristoa, josta se puuttuu lähes tyystin. Pyyntä levinneisyysalueen pohjoisraja noudattelee kuusen levinneisyyden pohjoisrajaa. Ahvenanmaalla pyy on säilynyt vähälukuisena ja eristyneenä 1920-luvun loppupuolella tehdyistä istutuksista. (Hyytiä ym. 1983).

Pyy ei vaihda 2-16 hehtaarin elinpiiriään vuodenaikojen mukaan. Vanha koiras pysyy tällä alueella koko vuoden, kuten naaraskin, pesimiskautta lukuunottamatta. Elinpiiriään pyy sensijaan käyttää vaihtelevasti vuodenaikojen mukaan. (Pynnönen 1950, Uusvaara 1963). Pyy onkin paikkauskollisin metsäkanalintu, joskin sillä on säännöttömiä vaelluksia mm. hangen pintakerroksen jäädyttyä, jolloin kieppilepo on mahdotonta (Pynnönen 1950).

Tyypillisiä pyy-ympäristöjä ovat tuoreet, lehtomaiset ja kuivat kankaat sekä korpien reunamat (Nyberg & Niemi 1957, Uusvaara 1963). Kehitysluokaltaan pyyn elinympäristöt ovat usein nuoria tai varttuneita kasvatusmetsiä (Uusvaara 1963, Klaus 1991). Pyy elinpiirissä puuston rinnankorkeusläpimitta on 10-20 cm, koivun osuus on yli 30 % ja puuston pituus on 9-16 m (Marcström ym. 1981). Uusvaaran (1963) mukaan pyiden elinpiirien puuston pituus on keskimäärin 11 m, ja Sorsan (1954) mukaan 10-14 m.

Pyy suosii muita metsäkanalintuja selvemmin kuusivaltaisia metsiköitä (Marcström ym. 1981). Kuusi on tärkeä puulaji suojan vuoksi. Pyy reviiiriin kuuluukin usein muutamia kuusitiheiköitä. Kuitenkin laajoja yhtenäisiä havumetsiköitä pyy karttaa, samoin puhtaita lehtimetsiä. (Uusvaara 1963). Pyy elinpiiri on useimmiten kuusi-koivu-leppäsekametsä, jota luonnehtii mustikan runsaus (Pynnönen 1950, Nyberg & Niemi 1957). Pensaista pajut ja kataja ovat suosituimpia (Uusvaara 1963).

Pynnösen (1950) havaintojen mukaan urospyy suosii tiheitä ja varjoisia kuusikoita; naaraat ja poikaset sen sijaan hakeutuvat valoisampiin paikkoihin, joissa on runsaasti mm. mustikkaa. Usein poikuehavainnot tehdään kosteista notkoista, joissa on harvahaikoja metsää ja pieniä aukkoja ja joissa on tyviläpimitaltaan alle 20 cm koivu-kuusi-leppäsekapuusto (Pynnönen 1950). Tiheitä kuusiryhmiä käytetään suojapaikkoina sadesäällä poikasten kastumisen välttämiseksi.

Pyy liikkuu mieluusti maassa kunnes lumi peittää maan. Lumen tulon jälkeen pyyt siirtyvät puihin ruokailemaan. Pyyt lepäävät tyypillisesti kiepissä silloin kun se on mahdollista (Pynnönen 1950, Swenson & Olsson 1991). Mikäli lunta on vähän tai sen pintakerros on jäätynyt, pyyt lepäävät toistuvasti lumen pinnalla (Pynnönen 1950) tai puussa - erityisesti alikasvoskuusten alaosissa (Swenson & Olsson 1991).

3. METSÄNHOIDON VAIKUTUS METSÄKANALINTUKANTOIHIN

31. Metsärakenteen muutokset kannanvaihteluiden selittäjänä

Kaikkien neljän metsäkanalintulajimme kantojen pitkän ajan kehityssuunnat ovat olleet vähenevät - metson jyrkimmin ja riekon loivimmin (Helle & Helle 1991). Metson vähentyminen on yleiseurooppalainen ilmiö. Kanalintujen vähenemiseen on mitä ilmeisimmin useita syitä. Usein on esitetty, että Suomessa metsien rakennemuutokset, liiallinen metsästys ja voimistuneet petokannat ovat kukin osaltaan vaikuttaneet asiaan. Vaikuttavin tekijä saattaa vaihdella alueittain ja lajeittain (Helle & Helle 1991). Toisaalta metsäkanalintukannat vaihtelevat luonnostaankin muutaman vuoden jaksoissa (Lindèn 1983a, 1983b).

Etsittäessä kanalintukantojen vähenemisen ja metsäkuvan muutosten yhteyksiä laajoilla maantieteellisillä alueilla kanalintujen elinympäristövaatimukset on kuvattu muutamalla keskeisellä muuttujalla. Tällaisiksi on katsottu metson osalta mm. riittävän laaja-alaiset havupuuvaltaiset metsät sekä poikueajan ja syksyn elinympäristöjen lehtipuusekoitus. Teeren osalta tutkimustietoa on vähemmän, mutta koivun esiintymistä on pidetty minimitelijänä. Pyynn menestyminen on rinnastettu kuusivaltaisiin, koivua ja leppää kasvaviin sekametsiin. (Esim. Helle & Helle 1991).

Helle ja Helle (1991) pyrkivät selittämään kanalintujen kannanvaihtelua käyttämällä 3.-8. valtakunnan metsien inventoinneista saatuja tunnuksia, kuten männyn, kuusen ja lehtipuiden määrä keskitilavuuksien ja niiden vallitsevien metsien pinta-alojen perusteella. Metsien ikärakennetta tarkasteltiin kuvaamalla yli 80-vuotiaiden metsien osuus metsämaan pinta-alasta sekä puuttomien ja alle 20-vuotiaiden taimikoiden pinta-alaosuus. Sekametsäisyys kuvattiin ns. Simpsonin käänteisellä indeksillä, joka sai ääriarvoinaan arvon 1/3, kun kunkin puulajin (mänty, kuusi, koivu) osuus oli 1/3, ja arvon 1, kun tarkasteltavalla alueella oli vain yhtä puulajia. Lisäksi mallissa kokeiltiin selittäjänä alueen pohjoisuutta. Metsätunnuksille tehtiin arcsin-muunnos, koska muuttujat olivat suhteellisia muutoksia. Mallit laadittiin monimuuttujaregressiolla.

Malli, jossa selittäjinä olivat puulajien keskitilavuuden muutosta kuvaavat tunnuksot, selitti metson osalta 63 % kannanmuutoksista. Malli oli tilastollisesti merkitsevä. Pinta-alamallin, jossa selittäjinä olivat puulajien kokonaispinta-alan muutokset, selitysaste oli 47 %. Pyyntin osalta vain keskitilavuusmalli oli tilastollisesti merkitsevä, ja senkin selitysaste oli vain 33 %. Teerellä kumpikaan malli ei ollut loogisessa suhteessa kannanmuutoksiin.

Tulokset olivat testattavien hypoteesien suhteen yllätyksellisiä: vanhojen metsien osuudella ei ollutkaan vaikutusta metsokantoihin. Myös puulajidiversiteetti vaikutti päinvastoin kuin oletettiin: metsäkuvan yksipuolistuminen oli yhteydessä alhaisimpaan metsokannan pientymiseen. Tulokset osoittivatkin lähinnä sen, että vahvasti yleistävät hypoteesit eivät pysty selittämään kannanvaihteluita. Lisäksi tutkijat epäilivät käyttämiensä muuttujien kykyä kuvata koko tilannetta, mm. elinympäristövaatimusten vuodenaikaisten vaihteluiden ja mahdollisen mittakaavavirheen takia.

Metsärakenteen muutoksella voi olla vaikutusta kanalintukantoihin myös usean peräkkäisen tekijän ketjun kautta. Eräs tällainen, Henttosen (1989) esittämä mahdollinen syy-yhteyshetju on seuraava: (1) hakkuuaukeat, nuoret taimikot, pakettipellot, suo-ojitukset ja lannoitukset ovat yleistyneet, ja heinittyminen on ongelma, (2) kohdan (1) kehityksen myötä metsille tyypillinen jyrksijälajisto vähenee ja tilalle tulevat heinikoilla viihtyvät lajit, (3) heinämailla viihtyvät lajit voivat saada suurempia yksilötiheyksiä kuin metsämailla elävät lajit, (4) heinämaiden myyrälajit ovat halutumpaa saalista pedoille, joten pienpedotkin ovat lisääntyneet; (5) runsastuneet pienpetokannat vähentävät kanalintujen poikastuottoa.

Myyrälajiston muuttuminen hakkuuaukoilla heinämaille tyypilliseen lajistoon on todettu useissa tutkimuksissa (mm. Hahtola 1981, Hansson 1978, Henttonen 1989). Muutoksen nopeus vaihtelee alueittain, mm. suksession nopeudesta riippuen. Etelä-Suomessa muutos voi tapahtua 1-2 vuodessa, Pohjois-Suomessa muutos vie kauemmin. (Henttonen 1989).

Peltomyyrät voivat saavuttaa muita myyrälajeja suurempia tiheyksiä mm. erilaisen ravinnonkäytön ja reviirikäyttäytymisen ansiosta. Lisäksi peltomyyrät ovat halutumpaa

saalista kuin muut myyrälajit. Esimerkiksi ketun ravinnosta peltomyyrän osuus on suurempi kuin sen tarjollaolo edellyttäisi. (Henttonen 1989). Myös kärpän ja lumikon osalta on tehty samankaltaisia havaintoja (Henttonen 1987).

Henttonen (1989) mukaan pienpetojen kannat ovat kasvaneet kaikissa Pohjoismaissa, ja niiden kannanvaihtelut noudattavat pääpiirteissään samankaltaista rytmiiikkaa kuin myyrien 3-5 vuoden kannanvaihtelut. Petojen vaikutus kanalintukantoihin ei ole tasaista vuodesta toiseen, vaan korostuu myyräkantojen laskiessa jaksollisesti (Henttonen 1989). Pienpetojen vaikutusta metsäkanalintukantoihin tutkivat myös Marcström ym. (1988), joiden mukaan petojen poistaminen kasvatti kanalintujen tuottoa.

32. Metsien pirstoutuminen ja reunavaikutus

MacArthurin ja Wilsonin (1967) saariteorian perusajatus on se, että eristyneen saaren lajimäärä on tasapainotila - hävinnän (extinction) ja saavunnan (immigration) yhteistulos. Saavunnan nopeus ja määrä riippuu saaren koosta ja eristäytyneisyydestä, eli siitä kuinka kaukana saari on mantereesta. Hävinnän nopeus voidaan kuvata saaren koon funktiona; suurella saarella populaatiot ovat suurempia, eivätkä näin ollen ole herkkiä hävinnälle.

Saaren koolla on siis ratkaiseva merkitys, vallitsee riippuvuussuhde lajimäärän ja pinta-alan välillä (Hunter 1990). Pinta-alan lisääntyessä kasvaa myös fyysisen ympäristön diversiteetti. Toisaalta suurella alueella voi elää myös lajeja, joiden populaatiotiheys on pieni (Haila 1988). Lisäksi pienet saaret voivat ylläpitää keskimäärin vain pieniä populaatioita, joiden todennäköisyys hävitä on suurempi, johtuen mm. sisäsiitoksesta, satunnaisista vaihteluista sukupuoli- ja ikäjakaumassa, ympäristömuutoksista ja katastrofeista (Hunter 1990).

Myös saaren eristyneisyys vaikuttaa saarekkeiden biodiversiteettiin. Eristyneisyyden yksinkertainen mitta on etäisyys mantereeseen. Eristyneisyys on kuitenkin monimutkaisempi ilmiö: se riippuu tehokkaista saavuntaesteistä, jollainen voi olla esimerkiksi vesistö. Näiden vaikutus taas vaihtelee lajeittain. Saavuntaa voivat helpottaa lähisaaret,

jotka voivat toimia ns. astinlautoina, joita pitkin lajit voivat saapua. Terrestrisistä saarista puhuttaessa ekologiset käytävät, kuten jokivarsien koskematon metsävyöhyke, voivat toimia ns. astinlautoina (Hunter 1990).

Eräs mahdollisuus ongelmien välttämiseksi olisi se, että metsäsaarekkeet olisivat isoja ja epäsäännöllisen muotoisia (Hunter 1990). Tällöin periaatteessa yhdistyisi reunavaikutuksen hyvät ominaisuudet ja suuren yhtenäisen pinta-alan edut (Hunter 1990). Laajassa mittakaavassa voitaisiin niinkään soveltaa ns. monikäyttömoduli-idea (multiple use modules, MUM): vanhan metsän saarekkeet suojattaisiin häiriötekijöiltä puskurivyöhykkeillä, joilla olisi eriasteisia käyttörajoituksia mm. hakkuiden suhteen (Hunter 1990).

Saariteorian toimivuutta terrestrisissä saaristoissa on kritisoitu. Arvostelua on herättänyt mm. se, miten määritellään saariston manner eli lajien oletettu lähtöalue (Helle & Jokimäki 1992). Lisäksi terrestriset saaret eivät ole suljettuja, vaan niissä tapahtuvat muutokset ovat heijasteita ympäristön laaja-alaisista muutoksista (Helle & Jokimäki 1992). Arvostelusta huolimatta saariteorian keskeinen ajatus - suuri alue voi ylläpitää suurempaa diversiteettiä - on pitävä (Hunter 1990).

Malli metson ympäristövalinnasta

Metsien pirstoutuminen vaikuttaa etenkin metson elinmahdollisuuksiin, koska pirstoutumisen seurauksena sopivien elinympäristöjen määrä vähenee, ja toisaalta pirstoutuminen häiritsee metson sosiaalista järjestelmää mm. soitimella (Rolstad & Wegge 1987a, 1987c).

Rolstad ja Wegge (1989) ovat kehittäneet mallin, joka ottaa huomioon metson kannalta riittävän vanhan metsän pinta-alan ja keskimääräisen kuviokoon tietyllä alueella. Mallissa on esitetty myös kriittiset arvot, joissa paikalliset populaatiot kuolevat sukupuuttoon lajin minimivaatimusten jäädessä toteutumatta.

Karkearakenteisessa metsämosaiikissa yksilötiheys laskee suoraviivaisesti suhteessa vanhan metsän pinta-alan vähentymiseen, kun taas hienorakenteisessa ääritapauksessa yksilötiheys alkaa laskea vasta tietyn kynnsarvon alittumisen jälkeen, mutta nopeasti.

Lievästi pirstoutuneessa tilanteessa lintutiheys voi olla alkuperäistilannetta parempikin, mm. kasvaneen reunavaikutuksen ansiosta (Helle & Jokimäki 1992).

Mallin mukaan pirstoutumiskehityksen alkuvaiheessa (vanhan metsän osuus >50 %) hakkuiden tulisi olla pienialaisia, jotta niiden vaikutus olisi mahdollisimman vähäinen. Voimakkaasti käsitellyssä metsämosaiikissa (vanhojen metsien osuus <50 %) on syytä menetellä toisin, koska tällöin alueelle jäisi koskemattomiakin, elinpiirin keskikokoa suurempia alueita (Helle & Jokimäki 1992).

Reunavaikutus - hyötyä ja haittaa

Pirstoutumisen välttäminen on ristiriitainen tavoite, jos toisena tavoitteena on luoda paljon reunavyöhykettä. Tämän ristiriidan tasapainottaminen riippuu paljolti siitä, mitä lajeja halutaan suosia (Hunter 1990). Jotkut lajit suosivat reunavyöhykkeitä, toiset taas tarvitsevat laajoja yhtenäisiä alueita. Esimerkiksi metson osalta on havaittu positiivinen korrelaatio reunavyöhykkeen ja yksilötiheyden välillä (Rolstad & Wegge 1987c). Eurooppalaisissa tutkimuksissa on todettu, että 200 metriä reunavyöhykettä hehtaaria kohti on eräs minimitekijä metson elinympäristön valinnassa (Gossow & Pseiner 1982). Lisäksi on muistettava, että nekin lajit, jotka voidaan luokitella reunavyöhykkeitä suosiviksi, käyttävät reunavyöhykettä vaihtelevasti eri maantieteellisillä alueilla ja vuodenaikoina sekä elämänvaiheensa mukaan (Hunter 1990).

Vaikka reunavyöhykkeissä populaatiotiheydet ovat korkeita ja diversiteetti suurta, ne eivät ole välttämättä kaikin tavoin ihanteellisia elinympäristöjä (Hunter 1990). Eräs reunavyöhykkeisiin liittyvä ongelma on voimakas predaatio (Angelstam 1986). Predaation voimakkuus reunavyöhykkeissä riippuu mm. petolajien runsaussuhteista sekä siitä, millaisesta reunavyöhykkeestä on kyse. Reunavyöhykkeissä, jotka erottavat toisistaan voimakkaasti poikkeavia elinympäristöjä (metsä/hakkuuaukko tai ihmisasutus), maassa pesivien lintulajien pesiin kohdistuva predaatio on voimakkainta (Angelstam 1986).

33. Yksittäiset toimenpiteet

Hakkuut

Metsänhoidolla on aina vaikutusta riistan elinympäristöihin. Jos halutaan puuntuotannon ohella vaalia riistakantoja, niiden elinympäristöjen hoidon tulee ulottua taimikon perustamisvaiheesta aina päätehakkuuseen asti ja edelleen seuraavaan puustosukupolveen, jne. Tällä tavoin turvataan riistalle sopivien elinympäristöjen riittävyys pitkällä aikavälillä.

Kuten edellä todettiin, metson soidinpaikat sijaitsevat useimmiten vanhoissa metsissä -uudistuskypsissä tai yli-ikäiseksi ja siten vajaatuottoisiksi luokitelluissa metsiköissä. Usein näille kuvioille esitetäänkin hakkuita metsäsuunnittelussa. Keski-Suomen riistanhoitopiirissä tehdyn soidinpaikkakartoituksen mukaan kolmasosa soidinpaikoista oli joutunut hakkuun kohteeksi (Pirkola 1974). Vanhojen metsien pirstoutuminen pieniksi vanhojen metsien refugioiksi, saarekkeiksi, on katsottu vaikuttavan haitallisesti metsokantoihin Suomessa (mm. Helle & Järvinen 1986).

Soidinkeskuksen hakkuu vaikuttaa eniten tietenkin niihin kukkoihin, joiden reviirit tuhoutuvat. Reviiriuskollisina vanhat kukot voivat soida aukolla muutaman vuoden ajan. Soidinaktiivisuus kuitenkin laskee tällöin merkittävästi, mikä ilmenee erityisesti muita kukkoja vähäisempänä oleskeluna soidinreviirillä iltaisin (Valkeajärvi & Ijäs 1991).

Koppelot hylkäävät helposti hakatun soidinkeskuksen, ja hakeutuvat metsäisille soitimille. Alentunut kukkojen soidinvire ja koppeloiden siirtyminen johtavat usein soidinkeskuksen siirtymiseen. Tällöin on ratkaisevaa, millaisia uusia soidinkeskuksia on lähistöllä tarjolla. Mikäli soidinpaikka on laaja, soidinkeskuksessakin voidaan tehdä harvennuksia ja jopa pieniä aukkoja. Kuitenkaan laajaa, soidinkeskuksen tuhoavaa avohakkuuta ei pidetä missään tapauksessa suotavana (Rolstad 1989, Valkeajärvi & Ijäs 1991).

Rolstadin (1989) mukaan harvennukset, joiden jälkeen jää yli 500 valtapuuta hehtaarille, ja pienialaiset avo- tai siemenpuuhakkuut (hakkuuaukon halkaisija < 50 m, pinta-ala 0,2-0,5 ha) eivät haittaa metson soidinta. Jos metsä on liian tiheää metsolle, lievät hakkuut voivat jopa parantaa metsikön ominaisuuksia soittimen kannalta. Näyttää siltä, että metson soidinpaikan puustosta usein jopa 50 % voidaan hakata soimisen oleellisesti kärsimättä. Tämä kuitenkin edellyttää soidinkeskuksen varsin hillittyä käsittelyä. Erityisesti laajat avohakkuut (> 20 ha) ja voimakkaat harvennukset (jäävä puusto < 500 r/ha) hajauttavat ja siirtävät soidinta. Voimakas harvennus lisää myös predaattoriskiä.

Myös hakkuut, joita tehdään soidinpaikkaa ympäröivissä päiväterritorioissa, vaikuttavat soidinpopulaatioihin. Metsokukat sietävät kohtalaisen voimakkaita elinympäristömuutoksia soidinpaikalla, jos ympäröivät territoriot säilyvät koskemattomina (Rolstad 1989). Toisaalta koskemattomatkin soittimet voivat tulla kelvottomiksi, jos ympäröiviä vanhoja metsiä hakataan liikaa. Pienet soidinpaikat tulevat herkimmin kelvottomiksi. (Rolstad 1989). Rolstad (1989) lisäksi epäilee, että hakkuuaukot ja nuoret kehitysvaiheet ylläpitävät suurempaa myyräkantaa, ja näin ollen suurempia petopopulaatioita, jotka heikentävät puolestaan metsokantoja.

Hakkuilla ei liene kovinkaan suurta vaikutusta metson pesintään: metson pesähän voi olla hyvinkin erilaisissa maastoissa, jopa hakkuuaukoilla. Hakkuilla voi olla kuitenkin negatiivinen vaikutus metson poikastuotannon kannalta. Esimerkiksi sekametsässä tehty avohakkuu pienentää alueen hyönteisten määrää 90 prosentilla (Spidsø ym. 1984). Samaten voimakkaat hakkuut vaikuttavat yleensä haitallisesti mm. mustikan marjomiiseen (Eriksson ym. 1978).

Laajojen yhtenäisten metsäkuvioiden pirstoutuminen hakkuiden kautta lienee parantanut teeren elinmahdollisuuksia (Kolstad ym. 1984, Järvinen & Väisänen 1984) - teerihän on reunahakuinen lintu. Säisän (1963) mukaan hakkuilla aikaansaatu aukkoisuus ja vesakkoiset hakkuuaukot soiden laitamilla parantavat teeren viihtyvyyttä. Aikuiset teeret saattavat ruokailla jopa yksittäisissä koivuissa aukeilla alueilla, jos kohta poikueympäristöksi kelpaavalla metsikkökuviolla on mahdollisesti minimikokonsa, jota ei kuitenkaan vielä ole kyetty määrittämään (Helle ym. 1987).

Riekko suosii avoimia ympäristöjä, joten hakkuista ei liene suoranaista haittaa riekon menestymiselle. Hakkuista on pidemmällä tähtäimellä usein jopa hyötyä suojaava vesakoitumisen myötä.

Pyy puolestaan kärsii reviirinsä voimakkaista muutoksista (Säisä 1963). Elinympäristön kuusikoiden avohakkuu ja uudistusalan raivaus huonontavat alueen soveltuvuutta pyylle (Säisä 1963).

Maanmuokkaus ja kulotus

Mikäli maanmuokkaus suoritetaan pesimäaikaan, osa uudistusalan pesistä tuhoutuu (Väyrynen 1978). Muokkaus tulisikin suorittaa vasta keskikesästä alkaen, jolloin poikaset ovat jo lentokykyisiä (Karsisto & Issakainen 1974). Tappioita voidaan pienentää etsimällä ja merkitsemällä etukäteen pesät, jolloin ne voidaan kiertää. Toisaalta muokkauksen seurauksena paljastuva kivennäismaa on hyvä rypy- ja soranottoa paikka (Karsisto & Issakainen 1974). Lisäksi muokkausalat heinittyvät ja vesakoituvat, mikä parantaa osaltaan ravinnonsaantia keväisin (Karsisto & Issakainen 1974). Heinittyminen saattaa kuitenkin johtaa Henttosen (1989) esittämän myyrä-pienpeto -efektiin: heinittyneillä aloilla viihtyy runsas myyräkanta, joka johtaa pienpetokantojen nousuun alueella, mikä edelleen vähentää metsäkanalintujen poikastuottoa.

Kulotettaessa pesimäaikaan pesät tuhoutuvat - varsinkin jos pesiä ei suojata. Kunnollisella suojaamisella (suojaussäde 2-10 m) pesätappioita voidaan pienentää. Rauhalan ja Reinikan (1959) tutkimuksen mukaan valtaosa emoista palasi pesälleen kulotuksen jälkeen, ja noin puolet suojatuista pesistä tuotti poikasia.

Taimikonhoito

Taimikonhoitomenetelmissä on metsäkanalintujen kannalta huomattavia eroja. Taimikonhoidon voimakkuudella ja ajoittamisella on myös omat vaikutuksensa. Karsiston ja Issakaisen (1974) mukaan mekaaninen perkaus ja harvennus ovat kanalintujen kannalta suositeltavimpia, koska kanto vesat tarjoavat runsaasti ravintoa ja suojaavat jo muutaman vuoden kuluttua taimikonhoidosta (ks. Maltamo ym. 1989). Kuitenkin syksyllä suoritet-

tu taimikonhoito aiheuttaa aina ravinto- ja suojatilanteen heikkenemisen seuraavaksi talveksi.

Taimikon kemiallisen käsittelyn aiheuttama kasvillisuuden lakastuminen pienentää metsäkanalintujen ravinnon määrää. Sen sijaan suoranaisesta myrkkyyvaikutuksesta ei liene näyttöä (Rajala & Raitis 1972). Kanalintuja haittaa myös heikentynyt suoja, joten laaja-alaiset käsittelyt pienentävät kanalintukantoja. Laajoista vesakkomyrkytyksistä on onneksi luovuttu.

Tuoreilla kankailla, jotka ovat tärkeitä poikueympäristöjä, syntyy metsäkanalintujen kannalta usein liian tiheitä taimikoita (Rodem ym. 1984). Sen sijaan niin sanotusti hyvin hoidetussa kasvatusmetsässä saattaa olla liian vähän pensas- ja aluskasvillisuutta, mikä voi aiheuttaa pesätappioita (Storaas & Wegge 1985). Metsäkanalintujen elinympäristöjen hoidossa on usein kyse metsätalouden kannalta vähäarvoisten puiden ja pensaiden säilyttämisestä sopivassa suhteessa havupuutaimikoissa (Vikberg & Turpeinen 1990).

Teeren kannalta olennaisinta on se, miten paljon koivua ja muita lehtipuita jätetään taimikonhoidossa kasvamaan (Helle ym. 1987). Teeren kannalta on parasta, jos koivuja jätetään ryhmiä tai kuvioiden reunoille lähes puhtaiksi pienialaisiksi koivikoiksi. Riittävä koivusekoitus metsikkökuviotasolla on 10-20 %. (Vikberg & Turpeinen 1990).

Pyyn elinmahdollisuuksia taimikonhoito normaalisti heikentää (Helle ym. 1987). Näin on asianlaita erityisesti pitkällä aikajänteellä. Lähinnä kysymys on siitä, että taimikosta ei kehity pyylle sopivaa elinympäristöä, mikäli leppä ja muut lehtipuut poistetaan taimikosta.

Ojitus ja lannoitus

Ojitus ja lannoitus muuttavat voimakkaasti suon ulkonäköä, kasvillisuutta ja kosteus-suhteita. Kuivumisen myötä vähenee poikasten tärkeä ravinnonlähde - hyönteiset (Spidsø ym. 1984). Koivu ja pajut, samoin leppä, haapa, pihlaja ja katajat lisääntyvät etenkin ojien varsilla (Rajala & Lindén 1982). Ojituksen vaikutukset riistakantoihin lienevät kaiken kaikkiaan voittopuolisesti yleensä myönteiset (esim. Karsisto 1974).

Ojituksen ja lannoituksen seurauksena aluskasvillisuus kasvaa usein tiheäksi ja korkeaksi, minkä johdosta kaikki kanalinnut välttelevät ojitettuja soita poikasympäristöinä, mm. poikasten kastumisen vuoksi (Helle ym. 1987) ja siksi, että poikaset eivät ylety hyödyntämään lehtevien varpujen yläosien kasvi- ja hyönteisravintokohteita (Rajala & Lindèn 1982). Toisaalta riekon talviravinnon määrä ja saatavuus paranee (Karsisto & Issakainen 1977, Rajala & Lindèn 1982), minkä johdosta riekko käyttääkin vanhoja ojitus- ja lannoitusalueita talvihabitaattinaan. Rajala ja Lindèn (1982) toteavatkin, että on vaikea määrittää, onko metsänparannustoimenpiteistä hyötyä vaiko haittaa riistakannoille kokonaisuudessaan.

Metsäautotiet

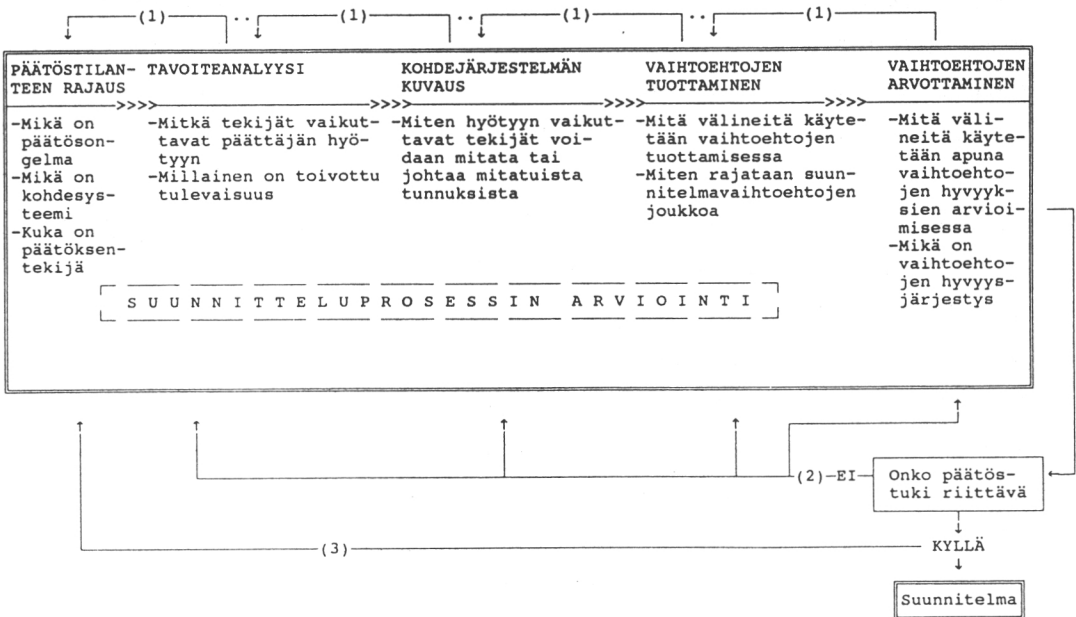
Ennen metsäautoteiden valtakautta metsästys keskittyi lähinnä kyläympäristöihin, jotka saattoivat olla hyvinkin voimakkaasti verotettuja. Kyläympäristön ulkopuolelle jäi kuitenkin laajoja luontaisia tiettömiä rauhoitusalueita, riistareservaatteja. (Lindèn & Raijas 1986). Tiheän metsäautotieverkoston johdosta syrjäisimmätkin alueet ovat nykyisin helposti saavutettavissa, mikä ilmenee suurentuneena metsästyspaineena (Lindèn & Raijas 1986, Helle ym. 1987). Toisaalta riistanhoitotyö on helpottunut, mutta myös luvaton metsästys.

4. METSÄKANALINNUT JA METSÄSUUNNITTELU

41. Riistatalous osana metsien monikäytön suunnittelua

Metsäsuunnittelun prosessi voidaan jakaa viiteen päävaiheeseen: päätöstilanteen kartoitus, tavoiteanalyysi, kohdejärjestelmän eli metsän kuvaus, päätösvaihtoehtojen tuottaminen ja päätösvaihtoehtojen arvottaminen (Kuva 1) (Kangas ym. 1992b). Metsäsuunnittelun tehtävä on tuottaa päätöksentekijälle tietoa kulloisenkin tavoiteyhdistelmän kannalta parhaan metsänkäsittelyohjelman valintaa varten. Sen tuloksena on usein metsäsuunnitelma: ehdotus metsänkäsittelyohjelmaksi ja tälle vaihtoehtoja sekä tieto siitä, mitä seuraa ehdotuksen tai sille esitettyjen vaihtoehtojen toteuttamisesta.

Suunnittelussa yhdistetään metsää ja sen mahdollisia käyttötapoja kuvaava tietous ja niiden pohjalta tehdyt metsän kehitysennusteet sekä metsän käytölle asetetut tavoitteet. On oleellista, että kaikkien mahdollisten päätösvaihtoehtojen hyvyys pystytään määrittämään jokaisen päätöksiin vaikuttavan käyttömuodon ja metsän ominaisuuden kannalta. Suunnitteluprosessissa voidaan ja on yleensä tarpeellista käyttää erinäisiä tiedonhallinnan ja -käsittelyn apuneuvoja: tietokoneet ja tietokoneohjelmistot ovat metsäsuunnittelun nykypäivää.



Kuva 1. Metsäsuunnittelun prosessi (Kangas ym. 1992b)

Metsäsuunnittelun kaikkien vaiheiden menestyksellinen kattaminen edellyttää yleensä metsää ja sen kehitysnusteita kuvaavan tiedon sekä metsälle ja sen käytölle asetettujen tavoitteiden numeerista käsittelyä. Numeerinen laskenta myös mahdollistaa suunnitelmien nopean, halvan ja rutiininomaisen koostamisen sekä suunnittelukohteen ja -tilanteen monipuolisen analysoinnin.

Metsien monikäytön suunnittelu on erityisen hankala hallita ilman numeerista otetta ja ilman apuneuvoja: ihmisaivojen ja kuvailevien menetelmien kapasiteetti sekä suunnittelijan asiantuntemus eivät riitä useiden erityyppisten käyttöjen ja ominaisuuksien yhtäaikaiseen analyttiseen tarkasteluun. Siksi vaihtoehtoisten metsäsuunnitelmien hyvyys on kyettävä ilmaisemaan numeroin myös riistan elinympäristövaatimusten suhteen, jos riistakannat halutaan ottaa metsäsuunnittelussa huomioon.

Numeeriset suunnittelumenetelmät asettavat vaatimuksia tarkasteltavien suureiden mitta-asteikoille. Esimerkiksi yleisesti käytetyt lineaarisen optimoinnin menetelmät edellyttävät vähintään intervalli- eli välimatka-asteikkoa. Modernit päätösanalysit puolestaan vaativat usein suhdeasteikolla ilmaistavat tavoitesuureet, tai suhdeasteikollisuus ainakin suuresti helpottaa suunnittelulaskelmia.

Kun riistataloudelliset näkökohdat - tässä yhteydessä metsäkanalintujen elinympäristövaatimukset - otetaan huomioon metsäsuunnittelussa yhdessä puuntuotannollisten ja muiden arvojen kanssa, on kyse metsien monikäytön suunnittelusta. Sekä parasta mahdollista metsäkanalintujen elinympäristöä että suurinta mahdollista metsätaloudellista tulosta ei voi saavuttaa samanaikaisesti yhdellä ja samalla metsäalueella muutoin kuin poikkeustapauksissa. On yleensä valittava joko metsätalouden tuloksen tai metsäkanalintukantojen maksimointi tai kompromissiratkaisu yksittäisten tavoitteiden väliltä.

Jos metsänkäsittelyssä halutaan puuntuotannon ohella myös suosia metsäkanalintuja, paras mahdollinen suunnitelma on tällainen kompromissiratkaisu. Sana kompromissi on kuitenkin huono kuvaamaan kyseistä suunnitelmaa - onhan se kahta todellista tavoitetta punniten haettu optimiratkaisu. Optimiratkaisun löytämiseksi eri tavoitteiden suhteelliset tärkeydet, painoarvot, on kyettävä selvittämään ja ilmaisemaan laskelmissa.

Pelkästään tavoitteet ja niiden suhteelliset tärkeydet tietämällä ei metsäsuunnitelmaa kyetä laatimaan. On myös oltava keinot määrittää mahdollisten suunnitelmavaihtoehtojen hyvyydet kunkin tavoitteen kannalta. Metsäsuunnitelmien arviointi metsäkanalintujen elinympäristövaatimusten kannalta on vaikeaa. Vaikka tietoa elinympäristövaatimuksista on kertynyt joidenkin lajien, esimerkiksi metson, osalta paljonkin, tuotantofunktioita tai muita matemaattisia malleja suunnitelmien hyvyksien määrittämiseksi niiden kannalta ei ole kehitetty. Tällaisille malleille olisi kuitenkin akuutti tarve, siksi yleinen on halu ottaa metsäkanalinnut metsäsuunnittelussa huomioon.

Metsän kuvaus riittävän tarkasti metsäkanalintujen elinympäristövaatimusten huomioon ottamiseksi suunnittelussa on vaikeaa ja työlästä. Esimerkiksi soidinpaikkojen kartoitus ei pääsääntöisesti onnistu yhtä aikaa muun tiedonkeruun kanssa, koska kasvupaikka- ja puustotietojen hankinta ei useinkaan osu ajallisesti yksin lintujen soimisen kanssa. Suunnittelijan useaan otteeseen maastossa käyminen taas tulisi liian kalliiksi, eikä sama suunnittelija välttämättä edes kykenisi sekä arvioimaan puustoa että paikallistamaan soitimia, hakomispuita tai muita metsäkanalintujen kannalta tärkeitä kohteita.

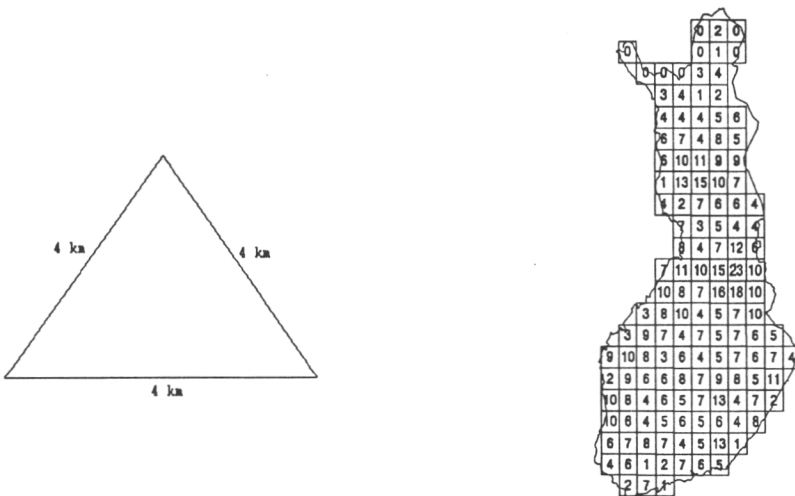
Metsästäjien, metsäammattilaisten ja monien muiden luonnossa liikkuvien edut yhtyvät riistanäkökohtien integroimisessa metsäsuunnitteluun - puhumattakaan metsäkanalintujen edusta: metsäammattilaiset saavat laadittua parempia suunnitelmia ja metsästäjille sekä muille luontoharrastajille koittavat paremmat harrastusmahdollisuudet. Yhteistyö metsästäjien ja metsäsuunnittelijoiden kesken on virinnyt monin paikoin (esim. Ryynälä 1991).

42. Metsäkanalintujen kantojen arviointi ja ennustaminen

Metsästäjien toteuttamat metsäkanalintujen kantojen arvioinnit tuottavat paitsi metsästyksen järjestämisessä myös metsäkanalintujen metsäsuunnitteluun integroimisessa tarvittavaa perustietoa. Lintuhavaintojen ja havaintopaikkojen metsällisten ominaisuuksien yhteistarkastelu lisää tietämystä metsäkanalintujen elinympäristövaatimuksista. Alueittaisia kannanvaihteluja taas voidaan peilata alueen metsän tilan ja muiden kantojen suuruuteen mahdollisesti vaikuttavien seikkojen muutoksiin.

Metsäkanalintukantojen seuranta toteutettiin aiemmin vuodesta 1964 lähtien reittiarvioinnein. Näillä arvioinneilla selvitettiin vuosittain lintujen esiintymisrunsaus, lisääntymistulos ja kannan koostumus ennen metsästyskauden alkua - vuodesta 1984 lähtien heinäkuussa. Nytemmin riistakantojen arvioinnissa on siirrytty ns. riistakolmioarviointiin. Reittiarviointien tarkoituksena oli tuottaa tietoa metsäkanalintujen populaatiodynamiikasta lähinnä tutkimusta ja metsästyspolitiikkaa varten. Lindèn ym. (1989) mukaan reittiarvioinnissa todetut lintutiheydet eivät olleet todellisia, vaan suhteellisia tiheyksiä parhailla poikueilla.

Riistakolmioarviointia kokeiltiin jo vuonna 1987 Satakunnan riistanhoitopiirissä, ja vuonna 1990 siirryttiin koko maassa yksinomaan riistakolmioarviointiin. Riistakolmiot (kuva 2) sijoittuvat lähes sattumanvaraisesti maastoon. Reitti- ja riistakolmioarviointeja verrattaessa on todettu, että riistakolmioiden antamat lintutiheydet ja poikastuotannon tunnusluvut ovat realistisempia kuin reittiarvioinnilla saatavat tulokset (Lindèn ym. 1989). Lisäksi riistakolmioiden myötä kanalintujen elinympäristövaatimukset voidaan määrittää metsätaloudellisin termein (Lindèn ym. 1989). Riistakolmiot tarkastetaan kahdesti vuodessa - elokuussa ja keskitalvella (Häkkinen 1990).



Kuva 2. Riistakolmiot ja niiden jakautuminen 50 km x 50 km ruutuihin vuonna 1992 (Lindèn ym. 1992). Luvut ruuduissa ilmaisevat riistakolmioiden määrän kullakin alueella.

Metsäkanalintukantojen kehitystä voidaan ennustaa matemaattisilla malleilla, jotka perustuvat lintukantojen syklien tunnistamiseen. Kannanvaihtelujen ennustamisella on suuri ekologinen merkitys, koska se (1) sisältää useita teoreettisia ongelmia kantojen vakaudesta ja häiriöalttiudesta, (2) lisää tietoa kannanvaihtelun mekanismeista onnistuessaan, ja (3) mahdollistaa tarkkojen saaliskiintiösuositusten tekemisen jo vuotta aikaisemmin (Lindèn ym. 1990).

Metsäkanalintujen kannanvaihteluiden ennustemalli perustuu populaatiodynaamiselle seuranta-aineistolle tehtävään aikasarja-analyysiin. Ennustemallin laadinnassa on kehitelty mm. syklisyysastetta kuvaavia indeksejä, jotka perustuvat autokorrelaatio-analyysiin (mm. Lindèn 1989b). Laadituilla malleilla on voitu ennustaa seuraavan vuoden lintukannat kohtalaisella tarkkuudella -ennustevirheet ovat olleet 20 %:n tasolla.

Metsäkanalintujen elinympäristövaatimusten arvioinnissa on käytetty biologista tutkimustietoa, tilastollisia analyyskejä ja asiantuntijalausuntoja. Fyysiseltä olemukseltaan tieto voi olla sanallista tietoa, riistan potentiaalisia tiheyksiä tai numeerisia arvoja, jotka kuvaavat tietyn alueen hyvyttä riistan kannalta. On huomattava, ettei riistan elinympäristöä voida arvioida pelkästään metsikkökuvioittain, koska riistan elinpiirit ovat yksittäistä kuviota suurempia. Kuvioittaisia tietoja voidaan kylläkin käyttää alueellisia tunnuksia selvitettäessä.

Elinympäristövaatimusten selvittämiseen on käytetty viime vuosina mm. radiotelemetriisiä menetelmiä (Helle ym. 1990, Marjakangas 1992). Lähitulevaisuudessa riistatietous yhdistettäneen paikkatietojärjestelmiin, jolloin olemassa olevan riistatiedon käyttö ja hallinta helpottuu (Helle 1992).

43. Metsäkanalintujen elinympäristövaatimusten huomioon ottaminen metsäsuunnittelussa

Metsäammattilaisten ja metsästäjien yhteistyö on koettu erityisen hyödylliseksi riistan huomioon ottavan metsänhoidon ja metsäsuunnittelun kannalta (esim. Ryynälä 1991).

Metsästäjien avulla on saatu kartoitettua riistalle tärkeitä kohteita, kuten soidinpaikkoja ja pesäluolastoja. Ilman paikallista tuntemusta onkin vaikeaa päästä hyvin tuloksiin riistan elinympäristönäkökohtien kytkemisessä metsäsuunnitteluun.

Omat ongelmansa aiheuttaa yksityisten metsälöiden pirstoutuminen. Metsäkiinteistöjen rajat noudattelevat harvoin ns. luonnollisia rajoja, ja yksityisomistuksessa olevien metsälöiden keskikoko on pieni. Tällöin esimerkiksi metsolle sopivan soidinpaikan säilyminen voi riippua useamman kuin yhden metsänomistajan päätöksistä. Yksityismetsissä metsäkanalintujen elinympäristöjen hoidosta vastaavat metsälautakunnat ja metsänhoitoyhdistykset yhdessä metsänomistajien kanssa. Viime vuosina metsäammattilaiset ovatkin hankkineet koulutusta riista-asioista mm. erilaisilla teemaretkeilyillä ja kursseilla (Hänninen 1986).

Monet metsäyhtiöt ovat viime aikoina alkaneet entistä enemmän panostaa riistan elinympäristöjen vaalimiseen metsänhoidossa. Esimerkiksi avohakkuualueiden koko jää yleensä alle 10 hehtaarin ja kuviorajat noudattelevat mahdollisuuksien mukaan luonnollisia rajoja. Taimikonhoidossa lehtipuita, kuten koivua, leppää, pihlajaa ja raitaa säästetään. Vesistöjen rannoille ja soiden laitaa pyritään jättämään suojakaista raivauksissa. Sekametsikkörakenne on eräs tavoite, ja siihen pyritään pitämällä koivun osuus 15-20 %:ssa kasvupaikasta riippuen. Yhtiöillä on myös riistanhoidon mallialueita. (Hänninen 1987).

Metsähallituksella on hyvät mahdollisuudet suurimpana yksittäisenä maanhaltijana ottaa riista huomioon metsänhoidossa. Vuonna 1985 metsähallitus antoi metsien käsittelyohjeet, joiden perusteluissa riistatalous määriteltiin osaksi metsähallinnon toimintaa: tarkoituksena oli turvata riistan ravinto-, suoja- ja lisääntymisvaatimukset. Valtion talousmetsissä lähdettiinkin toteuttamaan riistan tarpeet huomioon ottavaa metsänhoitoa, jota tarvittaessa täydennetään riistanhoidolla (Hänninen 1991). Uudemmissa, tämän jälkeen annetuissa metsänkäsittelyohjeissa on edelleen tarkennettu riistanäkökohtien huomioon ottamista.

Käytännön tulosten varmistamiseksi metsähallitukseen palkattiin riistataloussuunnittelijoita, joiden vetäminä aloitettiin hoitoaluekohtaisten riistataloussuunnitelmien laadinta

vuonna 1986 (Hänninen 1991). Tuloksiin pääseminen varmistettiin lisäksi kenttäväen koulutuksella ja perustamalla erityisiä riistatalouden koulutus- ja mallialueita. Riistataloussuunnitelman laadinnassa on kerätty perustietoa mm. metsästyksestä, riistakannoista ja riistalle tärkeistä elinympäristöistä. Tärkeä osa riistataloussuunnitelmaa on riistatalouskartasto, jolle on paikannettu riistalle tärkeät kohteet.

Esimerkiksi Pudasjärven hoitoalueeseen valmistui riistataloussuunnitelma v. 1990. Yhteistyötä suunnitelman aikaansaamiseksi tehtiin metsähallituksen piirikuntakonttorin sekä hoitoalueen ja riistanhoitoyhdistyksen ja riistanhoitopiirin kesken. Nykytila-analyysin jälkeen suunnitteluperusteet jaettiin kolmeen pääryhmään: 1) elinympäristöjen parantamistoimenpiteet, 2) aktiivinen riistanhoito ja sen mitoitus sekä 3) metsästysalueet ja lupakiintiöinti. (Ekman 1990).

Tavoitteena integroitu metsäsuunnittelu

Käytännössä ongelmaksi on usein muodostunut riistasuunnitelmien ja metsätaloussuunnitelmien integroiminen riistanäkökohdat huomioon ottavaksi metsäsuunnitelmaksi. Kahteen erilliseen suunnitelmaan pohjautuva neuvotteluasetelma on epäkiitollinen lähtökohta riistan elinympäristövaatimusten ja puuntuotannon yhteensovittamiselle. Neuvottelussa vahvemman osapuolen on tapana voittaa, eikä kompromissien kautta haetusta todellisesta optimisuunnitelmasta voida useinkaan puhua.

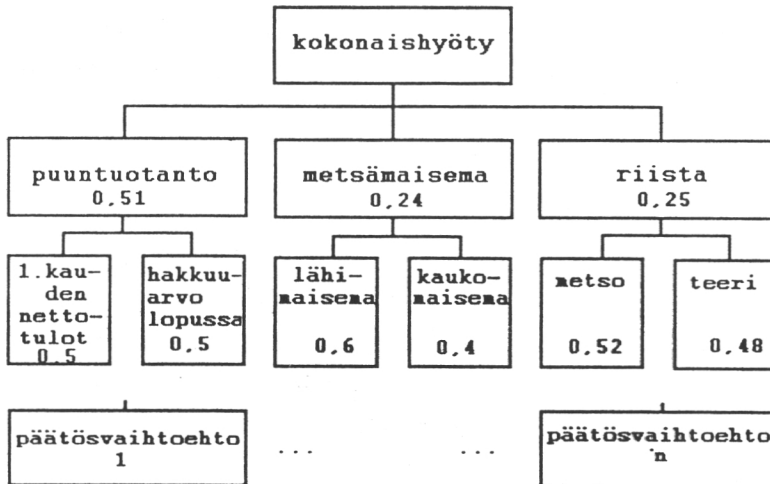
Oletetaan vaikkapa tietyn alueen tavoitteiksi metsäkanalintujen elinympäristövaatimusten vaaliminen ja puuntuotannon maksimointi ja näille keskenään yhtä suuret painoarvot. Oletetaan edelleen, että riista-asiantuntijat laativat erikseen metsäkanalintusuunnitelman ja metsäsuunnittelijat metsätaloussuunnitelman kyseiselle alueelle. Eri suunnitelmissa esitetään erilaiset käsittelyohjelmat metsikkökuvioille. Jos nyt lähdetään etsimään kompromissia metsikkö metsiköltä neuvottelemalla ja valitsemalla aina jompi kumpi esitetyistä käsittelyvaihtoehdoista, saatetaan joutua kauas todellisesta optimiratkaisusta. Erityisesti metsäkanalintujen osalta aluetta on kyettävä tarkastelemaan kokonaisuutena: eri metsiköiden käsittelyillä on yhteisvaikutus koko alueen hyvyyden kannalta. Jos esimerkiksi laajan alueen lähes kaikki varttuneet havumetsät hakataan, soidinpaikan säilyttäminen koskemattomana ei takaa metson viihtymistä suunnittelualueella.

Tietokoneiden suuren laskentakapasiteetin hyödyntävät suunnitteluohjelmistot auttavat tässä tilanteessa. Kun käytetään metsäsuunnitteluun kehitettyjä monitavoiteoptimointimenetelmiä (esim. Kangas & Pukkala 1992, Pukkala & Kangas 1993), ei erillisiä riista- ja metsätaloussuunnitelmia ole tarpeen laatia, vaan voidaan lähteä aluetason suunnitteluun 'puhtaalta pöydältä' tasapainoillen metsäkanalintujen elinympäristövaatimusten ja puuntuotannon tavoitteiden kesken.

Näissä optimointimenetelmissäkin on monesti tarpeellista määritellä koostettavalle suunnitelmalle tavoitteiden ja niiden tärkeyksien lisäksi myös ehdottomia rajoitteita. Esimerkiksi soidinpaikat, hakomispuut ja muut keskeisimmät kohteet asettavat suunnitelmalle erityisvaatimuksia, joita ei välttämättä kyetä optimoinnissa muilla tavoin ottamaan huomioon. Erityiskohdetta voidaan optimointilähestymistapaa sovellettaessa tarkastella esimerkiksi siten, että sille ei tuoteta suunnitteluprosessissa kuin etukäteen hyväksyttävissä olevia toimenpidevaihtoehtoja. Tällöin optimoinnissakaan ei voida valita muunlaista käsittelyä kyseiselle kohteelle.

Toisaalta on olemassa myös suunnittelumenetelmiä, joilla etukäteen laadituista suunnitelmavaihtoehdoista voidaan valita haluttua tavoitteiden painoarvoyhdistelmää parhaiten vastaava suunnitelma. Hyvän valinnan mahdollistamiseksi tarkasteluun on tällöin sisällytettävä yksitavoitteisena laadittujen suunnitelmien lisäksi useita muita, eri perustein koostettuja suunnitelmavaihtoehtoja. Tällaista analyttiseen hierarkiaproessiin (AHP) perustuvaa lähestymistapaa on jo menetelmän testausmielessä sovellettu riista- ja metsätalouden strategiseen yhteissuunnitteluun (Kangas 1992a, Kangas ym. 1992a).

AHP:ssa hahmotellaan suunnittelutilannetta kuvaava päätöshierarkia jakamalla suunnittelun yleisluonteinen tavoite päätöksenteon kriteereihin (kuva 3). Nämä kriteerit jaetaan edelleen niitä tarkentaviin komponentteihin. Komponentteja tarkennetaan tarvittaessa edelleen, kunnes suunnitelmavaihtoehtojen hyvyydet kyetään arvioimaan kunkin sellaisen komponentin kannalta, jota ei enää tarkenneta. Päätöshierarkian alimman tason muodostavat päätösvaihtoehdot, metsäsuunnittelussa yleensä metsäsuunnitelmavaihtoehdot.



Kuva 3. Esimerkki metsäsuunnittelutilanteen päätöshierarkiasta.

Kun päätöshierarkia on hahmotettu, päätöksenteon kriteereiden tärkeyssuhteet määritetään. Oheisen kuvan (kuva 3) mukaisessa suunnittelutilanteessa asetetaan puuntuotannon, metsämaiseman ja riistan keskinäiset tärkeydet. Samoin määritetään kriteereiden komponenttien tärkeydet sen kriteerin tai komponentin kannalta, jota ne tarkentavat. Kuhunkin samaan ylempään hierarkiatason kriteeriin tai komponenttiin viittavien komponenttien keskinäiset tärkeyssuhteet on selvitettävä. Kuvan 3 mukaisessa tilanteessa esimerkiksi metson ja teeren tärkeyssuhde määritetään: kumman elinympäristöjen vaaliminen on kokonaisuudessaan riistanäkökohtien kannalta tärkeämpää ja kuinka paljon tärkeämpää.

Suunnitelmavaihtoehtojen hyvyydet arvioidaan jokaisen sellaisen kriteerin ja komponentin kannalta, jota ei ole enää tarkennettu. Kaikki tärkeys- ja hyväysmääritykset tehdään pareittaisin vertailuin, ja tulokseksi saadaan suhteelliset tärkeys- ja hyväysarvot. Lopulta suunnitelmavaihtoehtoja voidaan näiden tärkeys- ja hyväysarvojen avulla arvottaa ja vertailla kokonaisuuden eli suunnittelutilanteen yleisluonteisen tavoitteen saavuttamisen kannalta.

Kriteereiden ja niiden komponenttien tärkeyksien määrittäminen kuuluu pääsääntöisesti metsänomistajalle tai metsäalueen haltijalle. Suunnitelmavaihtoehtojen hyvyksien arvioimisessa taas turvaudutaan etenkin riistan elinympäristön osalta tutkimustietoon tai asiantuntemukseen. Lähestymistapaa voidaan soveltaa myös osallistuvaan metsäsuunnitteluun (Kangas & Matero 1993).

AHP-menetelmän keskeisin sovellutusongelma on siinä tarkasteltavien päätösvaihtoehtojen suhteellisen vähäinen enimmäismäärä. Koska metsäalueen metsikkökuviotason suunnittelussa on aina paljon erilaisia suunnitelmavaihtoehtoja, tarvitaan parhaan kuvioittaisten toimenpideohjelmien yhdistelmän löytämiseksi usein numeerisia optimointimenetelmiä. Viime aikoina onkin kehitetty AHP:n ja numeerisen optimoinnin yhteiskäyttöön perustuvia metsäsuunnittelumenetelmiä, joita käyttäen molempien lähestymistapojen etuja voidaan hyödyntää (Kangas & Pukkala 1992, Pukkala & Kangas 1993).

Jos käytettävissä olisi numeerisesti esitettävä täydellinen tietämys puuntuotannon mahdollisuuksista ja arvosta sekä elinympäristöjen suhteellisista hyvyksistä metsäkanalintujen kannalta, olisi mahdollista laatia optimaalinen suunnitelma mille tahansa tavoitteiden keskinäiselle painoarvoyhdistelmälle. Koska näin ei ole asianlaita, eikä tule koskaan olemaankaan johtuen tulevaisuuden ennustustarpeesta, suunnittelussa on aina tarpeen esittää useita vaihtoehtoisia suunnitelmia todennäköisimpine seuraamuksineen. Suunnittelussa tulisi myös kyetä näkemään, mitä tapahtuu, jos tulevaisuuden ennusteet eivät pitäisikään paikkaansa. Päätöksenteko tulisi edelleen pitävämmälle pohjalle, jos kyettäisiin esittämään todennäköisyydet kunkin suunnitelman mahdollisille seuraamuksille.

Tällä hetkellä käytettävissä olevan riistatietouden soveltaminen metsäsuunnittelussa ei ole ongelmatonta. Puute kvantitatiivisista tutkimustuloksista ja etenkin niihin perustuvista elinympäristöjen arvottamismalleista on yhä todellisuutta, vaikka viime vuosina metsäkanalintujen elinympäristövaatimukset onkin pyritty kuvaamaan metsätaloudessa käytetyillä tunnuksilla (mm. Helle & Helle 1991, Helle ym. 1990).

Ongelmia ilmenee erityisesti riistatietouden sisällyttämisessä suunnitteluohjelmistoihin, jotka hyödyntävät erilaisia optimointitekniikoita. Raha-, puu- ja työmäärät kyetään jo nykyisellään teknisesti helposti sisällyttämään suunnittelulaskelmiin ja myös kohtuullisen luotettavasti laskemaan suunnitelmavaihtoehtoittain. Metsien monikäytön suunnittelussa sama olisi kyettävä tekemään myös muiden päätöksiin vaikuttavien seikkojen osalta. Lisäksi eri mittayksiköin ja -asteikoin ilmaistavat suuret pitäisi pystyä saattamaan yhteismitallisiksi monikäyttölaskelmien teon mahdollistamiseksi. Yhteismitallistamiseen metsäsuunnittelun optimointilaskelmissa on jo esitetty keinoja (esim. Kangas & Pukkala 1992, Pukkala & Kangas 1993), joten keskeisimmäksi pullonkaulaksi jää elinympäristöjen hyvyksien määrittäminen kvantitatiivisesti.

Riista-asiantuntemuksen mallittaminen

Eräs keino sisällyttää metsäkanalintujen elinympäristövaatimuksia koskeva tietous metsäsuunnitteluun on turvautua asiantuntemukseen. Tämä on periaatteessa tarpeen vain sellaisen tiedon osalta, josta ei ole objektiivista tutkimustietoa. Esimerkiksi pyyn elinympäristövaatimuksia on tutkittu vähänlaisesti.

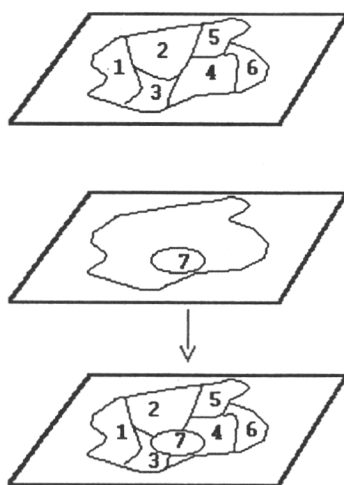
Asiantuntemusta voidaan hyödyntää myös aikaisemmin todetun kvantitatiivisen numerotiedon puutteen paikkaajana. On nimittäin kehitetty tapoja kiteyttää subjektiivisia näkemyksiä ja mielipiteitä matemaattisiksi malleiksi, joiden avulla kohteille tai vaihtoehdoille voidaan laskea suhteellisia hyvyysarvoja halutun ominaisuuden tai tavoitteen kannalta (esim. Kangas ym. 1993b).

Asiantuntijoiden tietämyksen mallittamista metsäkanalintukantojen elinympäristövaatimusten osalta kokeillaan parhaillaan Joensuun metsätiedeyhteisössä (Kangas ym. 1993a). Kehitetyssä menetelmän prototyypissä asiantuntijat määrittävät eri metsäsuunnitelmien suhteelliset hyvyydet teeren kannalta suunnitelmien pareittaisilla vertailuilla. Suhteellista hyvyyttä kuvaava lukuarvo ennustetaan regressioanalyysillä, jossa selittäjänä käytetään metsällisiä tunnuksia. Tuloksena saadut funktiot voidaan yhdistää esimerkiksi Monsu-suunnitteluohjelmiston (Pukkala 1993) heuristiseen optimointiin (Kangas & Pukkala 1992), jolloin riistan elinympäristövaatimukset voidaan integroida metsäsuunnitteluun.

Paikkatietojärjestelmät monikäytön suunnittelussa

Koska metsäalueen hyvyys metsäkanalintujen kannalta riippuu suuresti tiettyjen osaluoiden, kuten soidinpaikkojen, tilasta, on paikkatiedon hallinta numeerisessakin suunnittelussa tarpeellista. Karttatieto onkin kytketty moniin metsäsuunnitteluohjelmissiin, joskin paikkaan sidotun tiedon hyödyntämisessä on vielä paljon kehittämisen varaa ja tutkittavaa (ks. Päivinen ym. 1992). Metsäsuunnittelussa paikkatietojärjestelmiä on jo hyödynnetty muunmuassa maisema- ja ulkoiluarvon laskennassa (esim. Levinsohn ym. 1987, Nuutinen & Pukkala 1992). Paikkatietojärjestelmiä on käytetty myös luonnon monimuotoisuuden arviointitehtävissä (esim. Davis ym. 1990) ja kasvillisuuskartoituksissa (Eeronheimo ym. 1992).

Paikkatietosovelluksissa sijainti- ja ominaisuustietoa voidaan hyödyntää esimerkiksi siten, että riistalle tärkeät kohteet erotellaan omiksi käsittely-yksiköikseen, kuvioiksi (kuva 4), jolle tuotettavien käsittelyvaihtoehtojen valikoimaa voidaan ohjata. Riistalle tärkeiden kohteiden ympärille voidaan muodostaa myös puskurivyöhykkeitä, jolle asetetaan eriasteisia käytön rajoitteita metsänkäsittelyn suhteen (esim. Nalli 1992).



Kuva 4. Karttatasojen yhdistäminen uudeksi kuviokartaksi. Kuvio 7 esittää metson soidinpaikkaa.

Lopuksi

Metsäkanalintujen elinympäristövaatimusten huomioon ottaminen, aivan kuten minkä tahansa lisäelementin ottaminen suunnitteluprosessiin, lisää väistämättä suunnittelukustannuksia, jos se halutaan tehdä kunnolla ja tinkimättä muun suunnitteluprosessin tarkkuudesta. Se kuitenkin mahdollistaa suunnitelman tilaajan toiveiden kuulemista myös tilanteissa, missä riistakantojen vaaliminen nähdään yhtenä metsän käytön ja hoidon tavoitteena. Toisin sanoen riistan elinympäristövaatimusten huomioon ottaminen parantaa suunnittelun ja suunnitelmien laatua. Tietenkään suunnittelutilanteissa, joissa riistan painoarvo on nolla, ei kannata panostaa metsäkanalintujenkaan elinympäristövaatimuksia koskevan tietämyksen sisällyttämiseen suunnitteluun.

Kaikkea käytännön toimenpiteiden suunnittelussa ja toteuttamisessa tarpeellista tietoa ei kyetä missään suunnittelujärjestelmässä esittämään ja hallitsemaan. Riistan elinympäristöjen vaalimisessa ovat tärkeitä monet yksityiskohdat, joita ei etenkään aluetason metsäsuunnitelmissa kyetä ottamaan huomioon. Metsäsuunnittelussa ei toistaiseksi ole juurikaan käytettävissä tietoa esimerkiksi aluskasvillisuudesta ja metsänkäsittelyn vaikutuksesta siihen.

Metsänkäsittelyssä riistan elinympäristöjä voi vaalia paitsi metsälö- ja metsäaluetason strategiavalinnan kautta myös monin keinoin suunnitelman kuvioittaisten ehdotusten käytännön toimeenpanossa. Nykyaikaiset metsien monikäytön suunnitteluun kehitetyt numeeriset menetelmät tarjoavat oivan avun metsänomistajittain ja suunnittelutilanteittain vaihtelevien optimaalisten tai vähintäänkin hyvien metsänkäsittelyvaihtoehtojen valinnassa. Pelkkä suunnitelma ei kuitenkaan vielä tuota hyviä elinympäristöjä. Sen tekee vasta metsänkäsittelyehdotusten metsän yksityiskohtiin sovitettu toteuttaminen. Voidaankin todeta, että suunnittelu on tiedettä, mutta toteutuksen pitää olla taidetta.

Toteutuksessa voidaan kiinnittää huomiota muunmuassa yksityiskohtaisiin soidinpaikkavaatimuksiin, koivuryhmien jättöön metsikkökuvioden reunamiin ja riittävään aluskasvillisuuden tarjoamaan suojaan. Kuitenkaan mitään yleispäteviä toteutusmalleja ohjenuoraksi metsäkanalintujen huomioon ottamiseen metsien hoidossa ja käytössä ei voida antaa: optimaalinen metsänkäsittelyohjelma riippuu suuresti riistan elinympäris-

töjen vaalimiselle annettavasta painoarvosta suhteessa muiden tavoitteiden tärkeyksiin. Lisäksi eri metsäkanalintu- ja muilla riistaeläinlajeilla on erilaiset elinympäristövaatimukset.

Lisätiedon tai muun lisäelementin sisällyttäminen suunnitteluprosessiin kannattaa vain siinä määrin kuin siitä paremman päätöstuen muodossa saatava lisähyöty on vähintään yhtä suuri kuin siitä koituva lisäkustannus. Koska yhä useammat metsänomistajat, puhumattakaan ns. suuresta yleisöstä, näkevät metsässä myös muita kuin puuntuotannollisia arvoja, kuten luonnon monimuotoisuus ja metsästysmahdollisuudet, myös riistan elinympäristövaatimusten huomioon ottamiseen metsäsuunnittelussa kannattanee panostaa.

KIRJALLISUUS

- Aarnio, M. 1989. Metsähallitus kehittää riistatalouttaan. *Metsästäjä* 1/1989. 30-31, 38-39.
- Angelstam, P. 1983. Population dynamics of tetraonids, especially the black grouse *Tetrao tetrix* L., in boreal forests. Ph.D. thesis, Univ. of Uppsala. Sweden.
- Angelstam, P. 1986. Predation on ground-nesting birds' nests in relation to predator densities and habitat edge. *Oikos* 47:365-373.
- Angelstam, P.K., Jaarola, M. & Nordh, N.-E. 1985. Are female Black Grouse *Tetrao tetrix* territorial? *Ornis Fennica* 62:124-129.
- Bergerud, A.T. & Gratson, M.W. 1988. Survival and breeding strategies of grouse. Julkaisussa: Bergerud, A.T. ja Gratson, M.W. (toim.): Adaptive strategies and population ecology of northern grouse: s. 473-577. University of Minnesota Press, Minneapolis.
- Brittas, R. & Willebrand, T. 1991. Nesting habitats and egg predation in Swedish Black Grouse. *Ornis Scandinavica* 22:261-263.
- Bryant, J.P. & Kuropat, P.J. 1980. Selection of winter forage by subarctic browsing vertebrates: the role of plant chemistry. *Annual Review of Ecology and Systematics* 11:261-285.
- Davis, F. W., Stoms, D. M., Estes, J. E., Scean, J. & Scott, J. M. 1990. An information systems approach to the preservation of biological diversity. *International Journal of Geographical Information Systems* 4:55-78.
- Dzieciolowski, R. & Matuszewski, G. 1981. Habitat Preferences of Capercaillie in Lowland Forests of Poland. Julkaisussa: Lovel, T. 1981 (toim.): Proceedings of the 2nd International Symposium on Grouse. s. 139-147.

- Eeronheimo, H., Sippola, A.-L. & Virtanen, R. 1992. Vegetation mapping and its possibilities as reference material for remote sensing interpretations in the Pallas-Ounastunturi National Park, northern Finland. Julkaisussa: Second Circumpolar Symposium on remote sensing of Arctic Environments, Tromsö, May 4-6, 1992. Abstracts. The Roald Amundsen Centre for Arctic Research, University of Tromsö, s. 45-46.
- Ekman, K. 1990. Pudasjärven riistataloussuunnitelma valmis. Metsästäjä 6/1990. s. 16-17.
- Eriksson, L., Ingelöf, T. & Kardell, L. 1978. Skogen full av bär. Forskning och framsteg 6:21-29.
- Ermala, A. 1992. Metsästysvuoden 1990/91 pienriistasaalis. Riistantutkimuslaitoksen tiedote n:o 116. Helsinki. 10 s.
- Gjerde, I. 1991. Cues in winter habitat selection by Capercaillie. I. Habitat characteristics. *Ornis Scandinavica* 22:197-204.
- Gossow, H. & Pseiner, K. 1981. Implications of Forestry Management on Woodland Grouse Conservation in Middle Europe. Julkaisussa: Lovel, T. 1981 (toim.): Proceedings of the 2nd International Symposium on Grouse. s. 81-86.
- Hahtola, M. 1981. Peltö- ja metsämyyrän ravinnosta eteläsuomalaisilla avohakkuualueilla sekä sukkession vaikutuksesta näiden myyrälajien runsaussuhteisiin. Julkaisematon lisensiaatintutkielma. Helsingin yliopiston eläintieteen laitos. 55+8 s.
- Haila, Y. 1988. Calculating and miscalculating density: the role of habitat geometry. *Ornis Scandinavica* 19:88-92.
- Hallikainen, V. 1990. Talousmetsien monikäytön suunnittelun perusteita. Luentomoniste. Joensuun yliopisto. Metsätieteellinen tiedekunta. 17 s.
- Hansson, L. 1978. Small mammal abundance in relation to environmental variables in the Swedish forest phases. *Studia Forestalia Suecica* 147:1-40.
- Helle, E. 1982. Riekon talviravinnon koostumuksesta ja valinnasta Pohjois-Pohjanmaalla. English summary: Preference for different types of winter forage in the willow grouse (*Lagopus lagopus* L.) in the northern part of Ostrobothnia, Finland. *Suomen Riista* 29:14-20.
- Helle, P. 1992. Paikkatietojärjestelmä - mikä se on? *Metsästäjä* 6/1992. s. 32.
- Helle, P. & Helle, T. 1991. Miten metsärakenteen muutokset selittävät metsäkanalintujen pitkän aikavälin kannanmuutoksia? English summary: How do changes in forest structure explain recent changes in Finnish grouse populations? *Suomen Riista* 37:56-66.
- Helle, P. & Jokimäki, J. 1992. Metsien pirstoutumisen vaikutus vanhan metsän lintulajeihin. Abstract: Significance of forest fragmentation for bird species in old taiga forest. Julkaisussa: Jokimäki, J., Sippola, A.-L. ja Junntila, P. (toim.): Erämaa - yhteisomaisuusresurssin biologinen ja yhteiskunnallinen merkitys. Seminaari 8.-9.4.1991. Rovaniemi. Arktisen keskuksen tiedotteita 6:75-85.

- Helle, P., Jokimäki, J. & Lindèn, H. 1990. Metsokukkojen elinympäristönvalinta Pohjois-Suomessa - radiotelemetrinen tutkimus. English summary: Habitat selection of the male capercaillie in northern Finland: a study based on radiotelemetry. Suomen Riista 36:72-81.
- Helle, P. & Järvinen, O. 1986. Population trends of North Finnish land birds in relation to their habitat selection and changes in forest structure. Oikos 46:107-115.
- Helle, T., Helle, P., Lindèn, H. & Kilpelä, S-S. 1989. Metson soidintaikojen metsikkörakenteesta Pohjois-Suomessa. English summary: Stand characteristics of capercaillie lekking sites in northern Finland. Suomen Riista 35:26-35.
- Helle, T., Taskinen, E., Lindèn, H. & Hokka, P. 1987. Metsäkanalintujen elinympäristöt ja metsätalous. English summary: Tetraonid habitats and forestry. Suomen Riista 34:77-95.
- Henttonen, H. 1987. The impact of spacing behavior in microtine rodents on the dynamics of least weasels *Mustela nivalis* - a hypothesis. Oikos 50:366-370.
- Henttonen, H. 1989. Metsien rakenteen muutoksen vaikutuksesta myyräkantoihin ja sitä kautta pikkupetoihin ja kanalintuihin - hypoteesi. English summary: Does an increase in the rodent and predator densities, resulting from modern forestry, contribute to the long-term decline in Finnish tetraonids? Suomen Riista 35:83-90.
- Hjorth, I. 1970. Reproductive behavior in Tetraonidae. Viltrevy 7(4):184-596.
- Hjorth, I. 1990a. Behöver tjädern en lekplats? English summary: Does the capercaillie need a courtship arena- a lek? Julkaisussa: Carlson, A. (toim.) 1990. Tjädern och skogsbruket. The Capercaillie and Forestry. Sveriges lantbruksuniversitetet. Institutionen för viltekologi. Rapport 15:7-14. Uppsala.
- Hjorth, I. 1990b. Relationen mellan tjäderlekplatsens och rekryteringsområdets kvaliteer. English summary: Relationship between the qualities of the capercaillie display arena and the recruitment area. Julkaisussa: Carlson, A. (toim.) 1990. Tjädern och skogsbruket. The Capercaillie and Forestry. Sveriges lantbruksuniversitetet. Institutionen för viltekologi. Rapport 15:25-38. Uppsala.
- Hunter, M.,L.,Jr. 1990. Wildlife, forests, and forestry. Principles of managing forests for biological diversity. Wildlife Department. College of Forest Resources. University of Maine. Orono, Maine. 370 s.
- Hyytiä, K., Kellomäki, E. & Koistinen, J. (toim.) 1983. Suomen lintuatlas. SLY:n Lintutieto Oy, Helsinki.
- Häkkinen, I. 1990. Riistaekologian perusteet. Teoksessa: Niemelä, E. (toim.). Metsästäjän opas. Gummerus, Jyväskylä. s. 12-24.
- Hänninen, P. 1986. Pohjoissavolaiset metsäammattilaiset tutkailivat miten puuta ja riistaa kasvatetaan samassa metsässä. Metsästäjä 6/1986. s. 16-17.
- Hänninen, P. 1987. Myös metsäyhtiö ymmärtää moninaiskäytön. Metsästäjä 6/1987. s. 37-39.
- Hänninen, P. 1991. Metsähallitus riistanhoitajana. Metsästäjä 4/1991. s. 18-19.

- Höglund, N.H. 1970. On the ecology of the willow grouse (*Lagopus lagopus*) in a mountainous area in Sweden. *Riistatieteellisiä julkaisuja/Finnish Game Research* 30:118-120.
- Ijäs, L. & Valkeajärvi, P. 1978. Tuloksia teeren talviruokintatutkimuksista. *Metsästäjä* 27(5):8-9.
- Jones, A. M. 1982. Aspects of the ecology and behaviour of capercaillie *Tetrao urogallus* L. in two Scottish plantations. Ph.D. thesis, University of Aberdeen, Scotland. 268 s.
- Järveläinen, V-P. 1988. Yksityismetsänomistajien rakennemuutos ja puun tarjonnan kehitys. Pellervon taloudellinen tutkimuslaitos. *Katsaus* 2/1988:6-12.
- Järvinen, O., Kuusela, K. & Väisänen, R.A. 1977. Metsien rakenteen muutoksen vaikutus pesimälinnustoomme viimeisten 30 vuoden aikana. English summary: Effects of modern forestry on the numbers of breeding birds in Finland in 1945-1975. *Silva Fennica* 11:284-294.
- Järvinen, O. & Väisänen, R.A. 1984. Metson, teeren ja pyyn pesimäaikainen kanta Suomessa 1973-77. English summary: Numbers of breeding capercaillie, black grouse and hazel hen in Finland 1973-77. *Suomen Riista* 31:60-73.
- Kaasa, J. 1959. En undersökelse över naeringen hos orrfuglen (*Lyrurus tetrix* L.) i Norge. *Meddel. Stat. Undersök.* 2(4): 1-112.
- Kangas, J. 1992a. Multiple-use planning of forest resources by using the Analytic Hierarchy Process. *Scandinavian Journal of Forest Research* 7:259-268.
- Kangas, J. 1992b. Metsikön uudistamisketjun valinta - monitavoitteiseen hyötyteoriaan perustuva päätösanalyysimalli. Summary: Choosing the regeneration chain in a forest stand. A decision analysis model based on multiattribute utility theory. Joensuun yliopiston luonnontieteellisiä julkaisuja 24. 230 s.
- Kangas, J., Karsikko, J., Laasonen, L. & Pukkala, T. 1993a. A method for estimating habitat suitability function for forest planning on the basis of expertise. *Käsikirjoitus*. 29 s.
- Kangas, J., Laasonen, L. & Pukkala, T. 1993b. A method for estimating forest landowner's landscape preferences. *Scandinavian Journal of Forest Research* 8. Painossa.
- Kangas, J. & Matero, J. 1993. Ruunaan luonnonsuojelun alueen jako aarni- ja puisto-osiin -kokemuksia AHP-menetelmästä osallistuvassa metsäsuunnittelussa. *Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja* 449. 44 s.
- Kangas, J., Matero, J. & Pukkala, T. 1992a. Analyttisen hierarkiaproessin käyttö metsien monikäytön suunnittelussa - tapaustutkimus. *Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja* 412. 48 s.
- Kangas, J. & Pukkala, T. 1992. A decision theoretic approach applied to goal programming of forest management. *Silva Fennica* 26:169-175.
- Kangas, J., Päivinen, R. & Varjo, J. 1992b. Integroitu metsäsuunnittelu. Joensuun yliopiston metsätieteellisen tiedekunnan tiedonantoja 2. 34 s.

- Karsisto, K. 1974. Metsänparannuskohteet riistan kannalta. Summary: Forest amelioration and the stocks of game. *Suo* 25:25-40.
- Karsisto, K. & Issakainen, J. 1974. Riistan tuottaminen metsänparannusalueilla. Pyhäkosken tutkimusaseman tiedonantoja 11. Metsäntutkimuslaitos. 30 s.
- Koivisto, I. 1965. Behavior of the black grouse, *Lyrurus tetrix* (L.), during the spring display. *Finnish Game Research* 26:1-60.
- Kolstad, M., Bo, T. & Wegge, P. 1984. Orrfuglens sommerbiotoper på Ostlandet. Julkaisussa: Myrberget. S. (toim.): Skogsfuglsprosjektet 1980-1984. Viltrapport 36:66-71. Trondheim.
- Koskimies, J. 1957. Flocking behavior in capercaillie, *Tetrao urogallus* (L.), and blackgame, *Lyrurus tetrix* (L.). *Papers on Game Research* 18:1-32.
- Klaus, S. 1991. Effects of forestry on grouse populations: case studies from the Thuringian and Bohemian forests, Central Europe. *Ornis Scandinavica* 22:218-223.
- Levinsohn, A., Langford, G., Rayner, M., Rintoul, J. & Eccles, R. 1987. A Micro-computer based GIS for assessing recreation suitability. *Proceedings of the Second Annual International Conference, Exhibits and Workshops on Geographic Information Systems, San Francisco, California, USA, October 26-30.* s. 739-747.
- Lindèn, H. 1981. Changes in Finnish tetraonid populations and some factors influencing mortality. *Finnish Game Research* 39:5-11.
- Lindèn, H. 1983a. Metson ja teeren kuolevuudesta. English summary: Estimation of juvenile mortality in the capercaillie and the black grouse from indirect evidence. *Suomen Riista* 30:79-88.
- Lindèn, H. 1983b. Metson ja teeren muna- ja pesyekoon vaihtelusta. English summary: Variations in clutch size and egg size of capercaillie and black grouse. *Suomen Riista* 30:44-50.
- Lindèn, H. 1989a. Metson talvi. English summary: The capercaillie in winter. *Suomen Riista* 35:61-71.
- Lindèn, H. 1989b. Characteristics of tetraonid cycles in Finland. *Finnish Game Research* 46:34-42.
- Lindèn, H. 1990. Var finner vi tjäderspelen? English summary: Where do we find the lek arenas? Julkaisussa: Carlson, A. (toim.) 1990. Tjädern och skogsbruket. The Capercaillie and Forestry. Sveriges lantbruksuniversitetet. Institutionen för viltekologi. Rapport 15:15-16. Uppsala.
- Lindèn, H., Laurila, A. & Wikman, M. 1990. Metson ja teeren kannanvaihtelujen ennustettavuus - varovaista jälkiviisautta. English summary: Predictability of the capercaillie and black grouse density of the next year - wisdom after the event. *Suomen Riista* 36:82-88.

- Lindèn, H. & Pasanen, J. 1987. Metsien pirstoutuminen metsokantojen uhkana. English summary: Capercaillie leks are threatened by forest fragmentation. Suomen Riista 34:66-76.
- Lindèn, H. & Raijas, M. 1986. Yliverotammeko metsäkanalintukantoja? English summary: Do we overharvest our grouse populations? An educated guess. Suomen Riista 33:91-96.
- Lindèn, H. & Wikman, M. 1983. Goshawk predation on tetraonids: availability of prey and diet of the predator during breeding season. Journal of Animal Ecology 52:953-968.
- Lindèn, H., Wikman, M. & Helle, E. 1989. Metsäkanalintukannat 1988 - riistakolmioiden ja reittiarviointien vertailu. English summary: Tetraonid populations in Finland in 1988. A comparison between the route censuses and the wildlife triangles. Suomen Riista 35:36-42.
- Lindèn, H., Wikman, M. & Helle, P. 1992. Pohjoisessa metsäkanalintukannat nousseet - etelässä kannat pohjalukemissa. Riistantutkimusosaston tiedote 118. 15 s.
- Lindroth, H. & Lindgren, L. 1950. Metson hakomisen metsänhoidollisesta merkityksestä. English summary: On the significance for forestry of the capercaillie, *Tetrao urogallus* L., feeding on pine needles etc. Suomen Riista 5:60-81.
- MacArthur, R.H. & Wilson, E.O. 1967. The theory of island biogeography. Princeton University Press. Princeton, New Jersey. 203 s.
- Maltamo, M., Kangas, J. & Tolonen, R. 1989. Vesakon alkukehitys ja sen vaikutus taimikkoon. Kirjallisuustarkastelu. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 343. 66 s.
- Marcström, V., Brittas, R. & Engren, E. 1981. Habitat use by tetraonids during summer - a pilot study. Julkaisussa: Lovel, T. (toim.) Proceedings of the 2 International Symposium on Grouse. s. 148-153.
- Marcström, V., Kenward, R.E. & Engren, E. 1988. The impact of predation on boreal tetraonids during vole cycles: an experimental study. Journal of Animal Ecology 57:859-872.
- Marjakangas, A. 1980. Metsäkanalintujen lumikiepit. English summary: Snow roosting in tetraonids, Tetraonidae. Memoranda Soc. Fauna Flora Fennica 56:65-70.
- Marjakangas, A. 1985. Teerien talviruokinnan vaikutuksista. English summary: Effects of artificial winter feeding on the black grouse (*Tetrao tetrix*). Suomen Riista 32:32-42.
- Marjakangas, A. 1986. On the winter ecology of the black grouse, *Tetrao tetrix*, in Central Finland. Acta Universitatis Ouluensis. Series A. Scientiae rerum naturalium no. 183. Biologica no. 29.
- Marjakangas, A. 1992. Pienpedot rajoittavat teeren poikastuottoa. Metsästäjä 1/92. s. 32-33.
- Marjakangas, A. & Marjakangas, A. 1989. A "gang" brood of two Black Grouse *Tetrao tetrix* hens. Ornis Fennica 66(2):79-80.

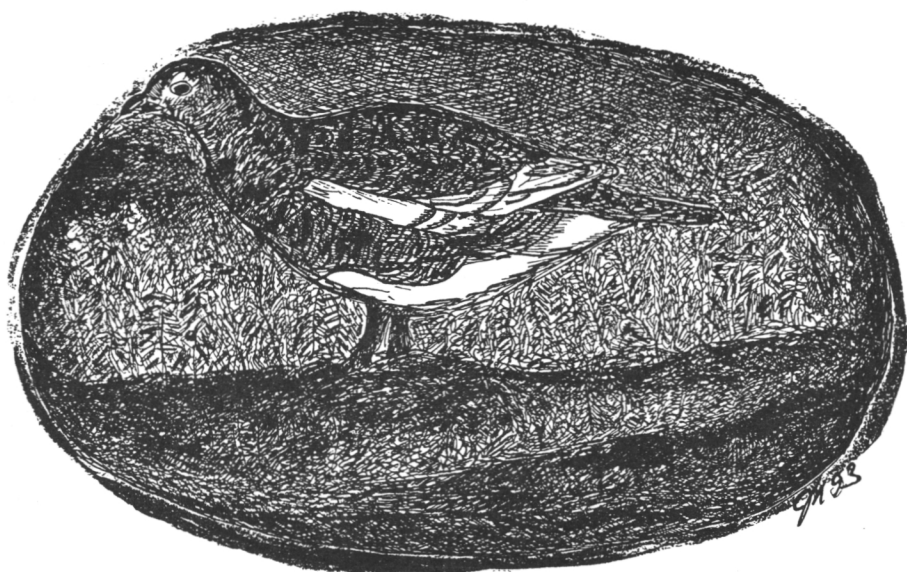
- Milonoff, M. & Lindèn, H. 1988. Mistä metsokukko tinkii kasvaessaan suureksi? Riistantutkimusosaston monistettu tiedote 73. 3 s.
- Nalli, A. 1992. Monikäytön suunnittelumenetelmä. Metsätalouden suunnittelun syventävien opintojen tutkielma. Joensuun yliopisto. Metsätieteellinen tiedekunta.
- Naskali, A. 1989. Metsän hinnoittelemattomien hyötyjen arvottaminen. Julkaisussa: Metsästä markkinoille. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 330:46-62.
- Niemelä, E. 1974. Riekon pesien ja poikueiden esiintymisestä eri maastotyypeillä. English summary: Observations on nesting and brood rearing habitats of the willow grouse, *Lagopus lagopus*, in Central Sweden. Suomen Riista 25:97-105.
- Niemi, M. 1992. Riekonmetsästys elinkeinona ja virkistysmuotona Ylä-Lapissa metsästyksena 1989/90 ja 1991/92. Maatilahallitus. 85 s.
- Nuutinen, T. & Pukkala, T. 1992. Long-term forestry management with landscape illustrations. The Joint FAO/ECE/ILO Committee on Forest Technology, Management and Training. Seminar on the use of information systems in forest management. Garpenberg, Sweden, 14-18 September 1992 (in press).
- Nyberg, A. & Niemi, T. 1957. Tutkimuksia metsäkanalintujen esiintymisestä eri maastotyypeillä, Kauhavan, Töysän ja Kemijoen kunnissa. Suomen Riista 11:65-73.
- Ovaskainen, V., Savolainen, H. & Sievänen, T. 1992. The benefits of managing forests for grouse habitats: a contingent valuation experiment. Julkaisussa: Solberg, S. (toim.): Proceedings of the biennial meeting of the Scandinavian Society of Forest Economics, Gausdal, Norway. Scandinavian Forest Economics 33:263-274.
- Pirkola, M.K. & Koivisto, I. 1970. The main stages of the display of the capercaillie and their phenology. Riistatieteellisiä julkaisuja/Finnish Game Research 30:177-184.
- Pirkola, M.K. 1974. Metson ja teeren soidinpaikat kartoitettu Keski-Suomen riistanhoitopiirissä. RKTL, riistantutkimusosasto. Tiedonantoja 1:15-17.
- Pukkala, T. 1993. MONSU - monikäytön suunnitteluohjelma. Ohjelmiston toiminta ja käyttö. Moniste. 40 s.
- Pukkala, T. & Kangas, J. 1993. A heuristic optimization method for forest management planning. Scandinavian Journal of Forest Research 8. Painossa.
- Pulliainen, E. 1970. Metson talviravinnon valinnasta ja koostumuksesta. English summary: Composition and selection of winter food by the capercaillie (*Tetrao urogallus*) in northeastern Finnish Lapland. Suomen Riista 22:67-73.
- Pulliainen, E. 1981a. Weight of the crop contents of *Tetrao urogallus*, *Lyrurus tetricus*, *Tetrastes bonasia* and *Lagopus lagopus* in Finnish Lapland in autumn and winter. Ornis Fennica 58:64-71.

- Pulliainen, E. 1981b. Differences in breeding, foraging and wintering strategies between the, Capercaillie (*Tetrao urogallus*) and Willow Grouse (*Lagopus lagopus*) and their ecological and conservational importance. Julkaisussa: Kempf, Ch. (toim.). Colloque International Grand Tetras, 5-7 octobre 1981, Colmar, France.
- Pulliainen, E. 1982. Riekon syys- ja talvielinympäristöjen valinnasta Pohjois-Suomessa. English summary: Autumn and winter habitat selection in the willow grouse (*Lagopus lagopus*) in northern Finland. Suomen Riista 29:46-52.
- Pulliainen, E. & Tunkkari, P.S. 1991. Responses by the capercaillie *Tetrao urogallus*, and the willow grouse *Lagopus lagopus*, to the green matter available in early spring. Holarctic ecology 14:156-160.
- Pynnönen, A. 1950. Pyyn elintavoista. English summary: The living habits of the hazel grouse, *Tetrastes B. bonasia* L. Preliminary communication. Suomen Riista 5:7-27.
- Päivinen, R., Kangas, J. & Varjo, J. 1992. Katsaus metsätalouden suunnitteluun Suomessa ja Ruotsissa. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 406. 52 s.
- Rajala, P. 1959. Metsonpoikasten ravinnosta. Suomen Riista 13:143-155.
- Rajala, P. 1966. Metsäkanalintujen määrästä ja esiintymisestä eri maastotyypeillä Oulun läänissä vuonna 1966 suoritettujen kompassilinja-arviointien mukaan. English summary: The number of tetraonid birds and their occurrence in various habitat types in the Oulu district according to compass census 1966. Suomen Riista 19:130-144.
- Rajala, P. & Lindén, H. 1982. Räreiden ojituksen ja lannoituksen vaikutuksista riista-eläinten esiintymisrunsauteen. English summary: Effect of drainage and fertilization of pine swamps on the abundance of some game animals. Suomen Riista 29:93-97.
- Rajala, P. & Raitis, T. 1972. Vesakkohävitteen 2,4,5-T vaikutuksesta metsäkanalintuihin taimistoaloilla. Summary: The effect of underbrush killer (2,4,5-T) on the tetraonid populations. Suomen Riista 24:19-27.
- Rajala, P., Seiskari, P. & Siivonen, L. 1960. Årfugle (Dalrypen, Fjeldrypen, Urfuglen, Tjuren). Nordens Fugle i Farver IV:325-348. Odense.
- Rauhala, T. & Reinikka, P. 1959. Metsälintujen pesien suojaaminen kulotuksissa. Suomen Riista 13:89-100.
- Rissanen, V. 1990. Metsästyksen historiaa Suomessa. Niemelä, E. (toim.): Metsästäjän opas. ss. 25-32. MKJ.
- Rodem, B., Wegge, P., Spidsø, T., Bokseth, O. K. & Barikmo, J. 1984. Biotopvogel hos storfuglkull. Julkaisussa: Myrberget, S. (toim.). Skogsfuglprosjektet 1980-1984. Viltrapport 36:53-59.
- Rolstad, J. 1988. Autumn habitat of capercaillie in Southeastern Norway. Journal of Wildlife Management 52(4):747-753.

- Rolstad, J. 1989. Effects of logging on capercaillie (*Tetrao urogallus*) leks. *Scandinavian Journal of Forest Research* 4:99-135.
- Rolstad, J. & Wegge, P. 1984. Storfuglens leikbiotoper på Ostlandet. Julkaisussa: Myrberget, S. (toim.). Skogsfuglsprosjektet 1980-1984. Viltrapport 36:36-41.
- Rolstad, J. & Wegge, P. 1987a. Distribution and size of capercaillie leks in relation to old forest fragmentation. *Oecologia (Berl.)* 72:389-394.
- Rolstad, J. & Wegge, P. 1987b. Habitat characteristics of Capercaillie *Tetrao urogallus* display grounds in southeastern Norway. *Holarctic Ecology* 10(3):219-229.
- Rolstad, J. & Wegge, P. 1987c. Capercaillie habitat: a critical assessment of the role of old forest. Julkaisussa: Lovel, T. ja Hudson, P. (toim.). Proceedings of the 4th International Grouse Symposium. s. 33-40.
- Rolstad, J. & Wegge, P. 1989. Capercaillie *Tetrao urogallus* populations and modern forestry - a case for landscape ecological studies. *Finnish Game Research* 46:43-52.
- Rolstad, J., Wegge, P. & Larsen, B.B. 1988. Spacing and habitat use of capercaillie during summer. *Canadian Journal of Zoology* 66:670-679.
- Ryynälä, H. 1991. Riista huomioon metsätaloussuunnittelussa. *Metsästäjä* 2/1991. s. 26-27.
- Seiskari, P. 1957a. Riekon talvisesta ruokailusta. *Suomen Riista* 11:43-47.
- Seiskari, P. 1957b. Lumen sulatuskoe metsälintujen pesäpaikkavaatimusten selvittämiseksi. *Suomen Riista* 11:157-158.
- Seiskari, P. 1957c. Teeren talvisen ruokailupaikan rakenteesta. *Suomen Riista* 11:141-144.
- Seiskari, P. 1962. On the winter ecology of the capercaillie, *Tetrao urogallus*, and the black grouse, *Lyrurus tetrix*, in Finland. *Riistatieteellisiä julkaisuja/Papers on Game Research* 22.
- Siivonen, L. 1957. The problem of the short term fluctuations in numbers of tetraonids in Europe. *Papers on Game Research* 19:1-44.
- Siivonen, L. 1958. Metsälintukatojen perussyistä ja saatujen tulosten soveltamismahdollisuuksista. *Suomen Riista* 12:43-62.
- Sjöberg, K. 1990. Tjäderplatsernas biotopkvalitet? English summary: Habitat quality of capercaillie display arenas. Julkaisussa: Carlson, A. (toim.) 1990. Tjädern och skogsbruket. The Capercaillie and Forestry. Sveriges lantbruksuniversitetet. Institutionen för viltekologi. Rapport 15:21-24. Uppsala.
- Sorsa, J. 1954. Metsäriistan tyypillinen esiintyminen. *Metsänhoitotieteen pro-gradu työ*. Helsingin yliopisto. 159 s.
- Spidsø, T., Kastdalen, L., Stuen, O.H. & Wegge, P. 1984. Skogsfuglkyllingenes ernæring på Sorlandet og Ostlandet. Julkaisussa: Myrberget, S. (toim.). Skogsfuglsprosjektet 1980-1984. Viltrapport 36:60-65. Trondheim.
- Storaas, T. & Wegge, P. 1984. Skogbruk, reirstader og reirroving på Austlandet. Julkaisussa: Myrberget, S. (toim.). Skogsfuglsprosjektet 1980-1984. Viltrapport 36:47-52. Trondheim.

- Storaas, T. & Wegge, P. 1985. High nest losses in capercaillie and black grouse in Norway. Julkaisussa: Hudson, P.J. ja Lovel, T.W.I. Proceedings of the 3rd International Grouse Symposium. s. 481-498.
- Storaas, T. & Wegge, P. 1987. Nesting habitats and nest predation in sympatric populations of capercaillie and black grouse. *Journal of Wildlife Management* 51:167-172.
- Storch, I. & Willebrand, T. 1991. Management implications of nest and brood predation in grouse. Workshop summary. *Ornis Scandinavica* 22:271-272.
- Swenson, J.E. & Olsson, B. 1991. Hazel grouse night roost site preferences when snow-roosting is not possible in winter. *Ornis Scandinavica* 22:284-286.
- Säisä, P. 1963. Havainnot metsänhoidon vaikutuksesta riistakantoihin. English summary: Observations on the influence of forest management upon density of game. *Suomen Riista* 16:120-127.
- Taskinen, E. & työryhmä. 1986. Metsäkanalintujen elinympäristövaatimukset. Kirjallisuuskatsaus. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 242. Rovaniemen tutkimuskeskus. 52 s.
- Uusvaara, O. 1963. Pyyn elinympäristöjen metsikkörakenteesta. English summary: The structure of the habitats of hazel grouse. *Suomen Riista* 16:31-45.
- Valkeajärvi, P. & Ijäs, L. 1986. Metson soidinpaikkavaatimuksista Keski-Suomessa. English summary: On the display requirements of capercaillie in Central Finland. *Suomen Riista* 33:5-18.
- Valkeajärvi, P. & Ijäs, L. 1989. Ruokitun teeriparven elintavoista ja talviruokinnan vaikutuksista. English summary: The winter ecology of the black grouse and the effects of artificial winter feeding in Central Finland. *Suomen Riista* 35: 43-60.
- Valkeajärvi, P. & Ijäs, L. 1991. Soidinkeskusten hakkuun vaikutuksista metson soittimeen. English summary: The impact of clearcutting on a capercaillie lek centre. *Suomen Riista* 37:44-57.
- Valleala, E. 1954. Metsänhoitotoimenpiteiden vaikutuksesta metsänriistan viihtyisyyteen. *Suomen Riista* 9:11-123.
- Wegge, P. & Larsen, B. B. 1984. Vårterritorier og sosial regulering hos storfugl på Ostlandet. Julkaisussa: Myrberget, S. (toim.). Skogsfuglsprosjektet 1980-1984. Viltrapport 36:28-35.
- Wegge, P. & Rolstad, J. 1986. Size and spacing of capercaillie leks in relation social behavior and habitat. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 19:401-408.
- Wegge, P. & Rolstad, J. 1991. Modern forestry and habitat fragmentation: effects on capercaillie grouse in boreal forests. Julkaisussa: Maruyama, N., Bobek, B., Ono, Y., Regelin, W., Bartos, L. ja Ratcliffe, P. R. (toim.). *Wildlife conservation. Present Trends and Perspectives for the 21st Century. Proceedings of the International Symposium on Wildlife Conservation.* s. 87-92.

- Vikberg, P. & Turpeinen, V. 1990. Riistanhoito. Niemelä, E. (toim.). Metsästäjän opas. ss. 99-163. MKJ.
- Winqvist, T. 1983. 100 capercaillie courtship display grounds. Sveriges Skogsvårdsförbunds Tidskrift 81(2):5-25.
- Winqvist, T. 1990. Hur ser tjäderns spelskogar ut? English summary: What do the capercaillie lek-forests look like? Julkaisussa: Carlson, A. (toim.) 1990. Tjädern och skogsbruket. The Capercaillie and Forestry. Sveriges lantbruksuniversitetet. Institutionen för viltekologi. Rapport 15:17-20. Uppsala.
- Winqvist, T. & Ringaby, E. 1989. Hur utnyttjar skogshönsen skogsbestånd av olika åldrar? English summary. Viltekologi 2:39-48. Sveriges Skogsvårdsförbunds Tidskrift.
- Väyrynen, E. 1978. Metsäaurauksen vaikutus metson ja teeren pesiin hakkuualueilla. RKTL, riistantutkimusosasto. Tiedonantoja 2:9-10.



Viimeisimmät Joensuun tutkimusasemalla ilmestyneet
Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja -sarjan julkaisut:

- Nro 371 Korhonen, K.T. & Maltamo, M. 1990. Männyn maanpäällisten osien kuivamassat Etelä-Suomessa. 43 s.
- Nro 383 Mäkkeli, P. & Hotanen, J.-P. (toim.) 1991. Metsänkasvatuksen perusteet turve- ja kivennäismailla. Metsäntutkimuspäivä Joensuussa 1991. 84 s.
- Nro 398 Mäkelä, H. & Salminen, H. 1991. Metsän tilaa ja muutoksia kuvaavia puu- ja puustotunnusmalleja. 265 s.
- Nro 406 Päivinen, R., Kangas, J. & Varjo, J. (toim.) 1992. Katsaus metsätalouden suunnitteluun Suomessa ja Ruotsissa. 52 s.
- Nro 411 Kolström, T. 1992. Dynamics of uneven-aged stands of Norway spruce: a model approach. 29 s. + liitteet.
- Nro 412 Kangas, J., Matero, J. & Pukkala, T. 1993. Analyttisen hierarkiaproessin käyttö metsien monikäytön suunnittelussa - tapaustutkimus. 48 s.
- Nro 420 Finér, L. 1992. Biomass and nutrient dynamics of Scots pine on a drained ombrotrophic bog. 43 s.
- Nro 438 Driver, B.L. & Peterson, G. L. 1992. Evaluation of the multiple-use research program of the Finnish Forest Research Institute. 71 s.
- Nro 449 Kangas, J. & Matero, J. 1993. Ruunaan luonnon-suojelualueen jako aarni- ja puisto-osiin - kokemuksia AHP-menetelmästä osallistuvassa metsäsuunnittelussa. 44 s.
- Nro 459 Toropainen, M. 1993. Metsäsektorin muutosten työllisyysvaikutukset 1989 - 1997. 84 s.

METSÄNTUTKIMUSLAITOS
Joensuun tutkimusasema

Käyntiosoite Yliopistokatu 7
Postiosoite PL 68, 80101 Joensuu
Puhelin 973-1514000 (ohivalinnat)
Telefax 973-1514567

Kansikuva Juha Mäkitalo

ISSN 0358-4283
ISBN 951-40-1313-1

Joensuun yliopiston monistuskeskus
Joensuu 1993