

Ekologinen tietämys ja metsäsuunnittelu – menetelmiä, näkökulmia ja tutkimustuloksia

Ron Store ja Esa Heino (toim.)

KANNUKSEN TUTKIMUSASEMA

Ekologinen tietämys ja metsäsuunnittelu - menetelmiä, näkökulmia ja tutkimustuloksia

Toimittaneet

Ron Store ja Esa Heino

**Metsäntutkimuslaitos
Kannuksen tutkimusasema**

Kannus 2005

Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 939

Store, R. ja Heino, E. (toim.) 2005. Ekologinen tietämys ja metsäsuunnittelu - menetelmiä, näkökulmia ja tutkimustuloksia. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 939. 109s. ISBN 951-40-1953-9, ISSN 0358-4283.

Julkaisussa esitellään Maa- ja metsätalousministeriön rahoittaman hankkeen “Ekologisen tiedon jalostaminen ja liittäminen maisematason metsäsuunnitteluun” tuloksia. Julkaisu toimii samalla hankkeen loppuraporttina. Sen alkuosassa esitellään tutkimuksia ja menetelmiä, joiden avulla voidaan tuottaa ekologista tietämystä ja jalostaa sitä vastaamaan paremmin metsäsuunnittelun ja käytännön metsätalouden tarpeita. Raportin loppuosassa keskitytään metsäsuunnittelun tutkimus- ja kehittämishankkeisiin, joiden avulla ekologista tietämystä voidaan aiempaa tehokkaammin hyödyntää metsien käytön suunnittelussa.

Julkaisija: Metsäntutkimuslaitos, Kannuksen tutkimusasema
PL 44, 69101 Kannus
Puh. 010 2111 (Metlan vaihde)

Hyväksynyt: Tutkimusjohtaja Kari Mielikäinen

Myynti: Metsäntutkimuslaitoksen kirjasto, PL 18, 01301 Vantaa
Puh. 010 211 2200, faksi 010 211 2201,
sähköposti: kirjasto@metla.fi

Kannen kuvat: Esa Heino/Metla ja Ari Kokko/Metla

Painanut: Gummerus Kirjapaino Oy
Saarijärvi 2005

SISÄLLYS

Ron Store ja Jyrki Kangas: Alkusanat.....	4
Ari Nikula: Miksi metsikkötasoa laajempien alueiden tarkasteluita tarvitaan?.....	6
Marja-Liisa Kaisanlahti-Jokimäki, Jukka Jokimäki ja Eeva Väisänen: Kuukkelin metsäluonnon muutosten indikaattorina.....	18
Marja-Liisa Kaisanlahti-Jokimäki ja Jukka Jokimäki: Kuukkelin sulkien käyttämömahdollisuuksista metsähabitaatin laadun mittarina.....	34
Katri Kulkki: Ekologisesti arvokkaiden kohteiden väliset yhteydet ja väli- alueiden rakenne.....	41
Ari Nikula, Eija Hurme, Vesa Nivala, Pasi Reunanen ja Mikko Mönkkönen: Satelliittikuvat ja kuviotieto ekologisen informaation tuottamisessa ja jalostamisessa.....	51
Jouni Pykäläinen ja Mikko Kurttila: Metsätähti-malli luonnonarvokaupan kohteiden arviointiin yksityismetsissä.....	63
Katri Kulkki, Ron Store ja Ari Kokko: Paikkatietomenetelmien hyödyntä- minen yksityismetsien vapaaehtoisessa suojelussa - METSO-pilotti Pohjan- maan rannikkoseudulla.....	71
Pekka Leskinen ja Jyrki Kangas: Ekologisten muuttujien yhdysvaikutukset monitavoitteisessa metsäsuunnittelussa.....	83
Ron Store ja Jukka Jokimäki: Ekologisen tiedon kuvaaminen elinympä- ristön sopivuusindeksinä: eri lajien ja mittakaavojen yhdistäminen.....	90
Ron Store: Paikkatietojärjestelmään pohjautuva lähestymistapa ekologisen tiedon liittämiseksi numeeriseen metsäsuunnitteluun.....	99
Yhteystiedot.....	109

ALKUSANAT

Tämä julkaisu on Maa- ja metsätalousministeriön rahoittaman hankkeen “Ekologisen tiedon jalostaminen ja liittäminen maisematason metsäsuunnitteluun” (2002 - 2004, Dnro 3619/64/2001, Pnro 310262) loppuraportti. Raportti koostuu artikkeleista, joissa esitellään hankkeen keskeisimpiä tuloksia. Tuloksia on esitelty aiemminkin eri yhteyksissä mm. ennakkotarkastetuissa kotimaisissa ja kansainvälisissä julkaisusarjoissa sekä seminaareissa ja konferensseissa.

Loppuraportin alkuosan teemana on kuvata tutkimuksia ja menetelmiä, joiden avulla voidaan tuottaa ekologista tietämystä ja jalostaa sitä vastaamaan paremmin metsäsuunnittelun ja käytännön metsätalouden tarpeita. Tässä osassa mm. pohditaan maisematason tarkasteluiden ja tarkastelumittakaavan valinnan merkitystä, esitellään menetelmiä elinympäristön laadun arviointiin sekä selvitetään suojelualueiden läheisyydessä sijaitsevien talousmetsien rakennetta. Raportin loppuosassa keskitytään metsäsuunnittelun tutkimus- ja kehittämishankkeisiin, joiden avulla ekologista tietämystä voidaan aiempaa tehokkaammin hyödyntää metsien käytön suunnittelussa. Tässä osuudessa mm. esitellään Metso-pilottien tarpeisiin kehitettyjä menetelmiä ja sovelluksia luonnonarvokaupan kohteiden valintaan ja arvottamiseen yksityismetsissä, tarkastellaan ekologisten muuttujien yhdysvaikutusten huomioonottamista metsäsuunnittelussa sekä esitellään menetelmiä, joiden avulla voidaan tuottaa elinympäristön sopivuusindeksejä ja hyödyntää niitä numeerisessa metsäsuunnittelussa.

Hanke aloitti toimintansa vuonna 2002 ja se oli luonteva jatko aiemmin toteutetulle tutkimushankkeelle “Alue-ekologisen metsäsuunnittelun menetelmät ja ekologiset perusteet” (1997 - 2001). Hankkeen tutkimusten suorituspaikkoina ovat toimineet Metsäntutkimuslaitoksen (Metla) Kannuksen, Rovaniemen ja Joensuun yksiköt sekä Lapin yliopiston Arktinen Keskus, jotka kaikki ovat myös osallistuneet hankkeen toteuttamiseen rahallisten- ja henkilötyökuukausiresurssien kautta. Hankkeen vetäjänä aloitti professori Jyrki Kangas, mutta hänen siirryttyä vuoden 2003 toukokuussa toisen työnantajan palvelukseen vetovastuu siirtyi tutkija Ron Storelle.

Hankkeen päätavoitteena alkuperäisessä tutkimussuunnitelmassa oli kehittää menetelmiä ja malleja ekologisen tiedon jalostamiseksi paremmin metsäsuunnittelussa hyödynnettäväksi sekä sen viemiseksi käytännön metsäsuunnittelussa käyttökelpoisiin laskelmiin. Hankkeen rahoituksen ehtona MMM:n taholta kuitenkin oli, että hankkeen tutkimuksia suunnataan tutkimussuunnitelmassa esitettyä enemmän yksityismetsien suunnitteluun. Tämä onkin näkynyt tutkimusten suuntauksessa konkretisoituen hankkeen tutkijoiden osallistumisena Metso-projektin pilottihankkeisiin erilaisten yhteistyökuvioiden merkeissä. Näissä hankkeissa on kehitetty menetelmiä, joiden avulla voidaan edistää ekologisten tavoitteiden huomioonottamista yksityismetsien suunnittelussa.

Hankkeessa on tehty tiivistä yhteistyötä monien muiden tutkimus- ja kehittämis-

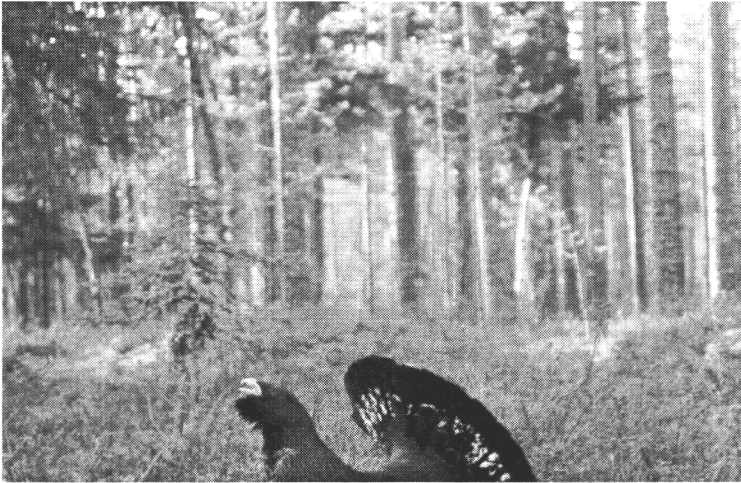
hankkeiden kanssa. Yhteistyövireyksiä on ollut mm. Metso-pilottihankkeiden, MMM:n rahoittamien muiden metsäsuunnittelun tutkimus- ja kehittämishankkeiden kanssa sekä Metlan tutkimushankkeiden kanssa. Verkottuneessa tutkimusympäristössä tietyn tutkimuksen tulokset voivat olla usean hankkeen tutkijoiden yhteistyön tulosta. Näin tässäkin hankkeessa. Lisäksi yhteistyötä on harjoitettu metsätalouden eri toimijoiden kanssa eri-

tyisesti Metsähallituksen sekä yksityismetsätalouden puolelta Pohjois-Pohjanmaan ja Pohjois-Karjalan metsäkeskusten kanssa.

Kiitämme kaikkia rahoittajia sekä yhteistyökumppaneita saamastamme tuesta sekä hankkeen tutkijoita ekologisten tavoitteiden edistämisen ja metsäsuunnittelun kehittämisen puolelta annetusta työpanoksesta.

Ron Store
Varttunut tutkija
Metla, Kannuksen tutkimusasema

Jyrki Kangas
Metsätalospäällikkö
UPM-Kymmene Metsä



(kuva: Esa Heino)

Ari Nikula

MIKSI METSIKKÖTASOA LAAJEMPIEN ALUEIDEN TARKASTELUITA TARVITAAN?

1. Muuttunut metsätalouden toimintaympäristö

Metsikkötalous on ollut metsätalouden peruslähtökohtana jo useiden vuosikymmenien ajan. Metsikkötaloudessa pyritään rajaamaan kasvillisuuden, maaperän, puuston sekä puuston käsittelytarpeen suhteen mahdollisimman yhdenmukaisia metsiköitä, joille metsän käsittelyt suunnitellaan. Kunkin metsikön käsittelytarvetta ja metsänhoidollisia toimenpiteitä on tarkasteltu pääasiassa metsikön sisäisten ominaisuuksien pohjalta ja ympäröivä alue on vaikuttanut käsittelypäätöksiin lähinnä maisemallisesti arvokkaissa kohteissa, kuten rannoilla, tienvarsilla ja muuta maisemaa selvästi korkeammassa kohdissa. Yksittäisen metsikön käsittelypäätökseen ovat voineet vaikuttaa myös tilan muut hakkuumahdollisuudet ja muiden lähialueella tehtävien hakkuiden sijoittuminen, mutta muutoin ympäröivien metsien laadulla tai muilla ominaisuuksilla ei ole juurikaan ollut vaikutusta käsittelyihin. Metsien käsittelyssä ja metsäsuunnittelussa on 1990-luvulta lähtien alettu kiinnittää enemmän huomiota yksittäistä metsikköä laajempiin kokonaisuuksiin ja ajattelutavan muutos on näkynyt jossain määrin myös metsienkäsittelyohjeissa.

Metsälaki uudistettiin 1990-luvun puolivälissä ja uusi laki tuli voimaan vuoden 1997 alussa (Metsälaki 1093/1996). Kuten aikaisemmassakin metsälaissa, metsien kestävä hoito ja käyttö on lain lähtö-

kohtana, mutta tavoitteisiin liitettiin hyvän puuntuotannon lisäksi myös monimuotoisuuden säilyttäminen ja monikäytön turvaaminen. Metsälain mukaan monimuotoisuuden säilyttämiseen pyritään mm. jättämällä erityisen tärkeät elinympäristöt käsittelyiden ulkopuolelle. Yksityismetsien metsienkäsittelyohjeita uudistettiin vastaamaan paremmin monitavoitteista metsäsuunnittelua jo ennen lainsäädännön uudistamista ja ohjeissa kiinnitettiin huomiota myös maisemanhoitoon (Luonnonläheinen metsänhoito 1994, Metsämaiseman hoito 1997). Pääpaino uudistetuissa ohjeissa oli kuitenkin vielä kulttuuri- ja perinnumaisemien säilyttämisessä sekä maisemallisesti arvokaiden kohteiden käsittelyssä, joskin myös riistan elinympäristöjen huomioonottaminen oli kirjattu ohjeisiin. Alue-ekologisia tarkasteluita ei toistaiseksi ole sisällytetty yksityismaiden metsänhoitosuosituksiin.

Aluetason suunnittelu, jolla alueella luontaisesti esiintyvien eliölaajien suojelu, virkistyskäyttö ja metsätalous pyritään sovittamaan yhteen laajoilla aluekokonaisuuksilla, aloitettiin metsähallituksen mailla 1995 (Hallman ym. 1996). Aluetason suunnittelua kutsuttiin alue-ekologiseksi suunnitteluksi. Jo tätä ennen oli valtion metsien käsittelyohjeissa annettu suosituksia myös yksittäistä metsikköä laajempien alueiden käsittelyyn maisema- ja virkistyskäyttökohteiden lisäksi myös joillekin riista- ja muille eläinlajeille (Metsätalouden ympäristöopas 1993), ja maisema-

ekologian periaatteisiin oli viitattu lyhyesti uhanalaisten lajien yhteydessä. Vuoden 2000 loppuun mennessä alue-ekologinen suunnitelma oli tehty kaikille yhteisille Metsähallituksen hallinnassa oleville valtion maille.

Ajattelutapa metsien ja muiden luonnonvarojen käytön suunnittelussa on siis muuttunut 1990-luvulta lähtien huomattavasti. Aikaisemmin käytössä olleen luonnonvarasuunnittelun rinnalle (*natural resource management*) on tullut ns. ekosysteemiajattelu (*ecosystem management*), jossa huomiota kiinnitetään muihinkin ekosysteemin osiin kuin taloudellisesti arvokkaisiin luonnonvaroihin (Franklin 1997). Taustana kehitykselle on ensisijaisesti huoli eliölaajien ja ekosysteemien säilymisestä ihmistoiminnan muokkaamalla alueilla. Myös maisemaekologiaksi kutsutun tieteenalan kehittymisen seurauksena on alettu ymmärtää, että ekologiset prosessit ja laajempien alueiden muodostama maisemamosaiikki ovat kiinteässä vuorovaikutuksessa keskenään (Wiens 1999). Useat luonnonvarojen käyttöön liittyvät ongelmat, kuten esimerkiksi metsien pirstoutuminen, monimuotoisuuden väheneminen, reunavaikutukset, vanhojen metsien väheneminen ja eliölaajien uhanalaistuminen, ovat luonteeltaan spatiaalisia, ja niiden tarkastelussa on käytettävä yksittäistä metsikköä laajempaa aluetta (Crow ja Gustafson 1997).

2. Maisemaekologian kehitys alueellisten tarkasteluiden taustalla

Sanaa maisemaekologia, käytti ensimmäisenä saksalainen maantieteilijä Carl Troll jo 1930-luvulla. Sana maisemaekologia on suora käännös englannin kielen termistä *landscape ecology* ja suomalaisessa kielenkäytössä termi alue-ekologia

on hiljalleen vakiintunut tarkoittamaan samaa asiaa. Maisemaekologialle tutkimusalana on esitetty useita määritelmiä, joiden painotukset hieman poikkeavat toisistaan (Forman 1997), mutta keskeistä eri määritelmille on kysymys siitä, kuinka monimutkainen habitaattien ja muiden maisemapiirteiden muodostama kokonaisuus vaikuttaa erilaisiin ekologiisiin prosesseihin ja toisaalta, kuinka erilaiset prosessit saavat aikaan maisemassa havaittavia rakenteita. Maisemaekologia siis tutkii maisemarakenteen ja ekologisten prosessien vuorovaikutusta (Pickett ja Cadenasso 1995).

Maisema on määritelmän mukaan useita kilometrejä laaja alue, joka koostuu toistensa kanssa vuorovaikutuksessa olevista ekosysteemeistä (Forman 1997). Maiseman koolle ei ole pinta-alana yleisesti sovellettavissa olevaa määritelmää, vaan alueen koko riippuu tarkasteltavan ilmiön luonteesta. Niinpä esimerkiksi eläinten elinympäristötutkimuksissa tarkasteltava alue rajataan usein lajin kannalta oleellisen alueen, esimerkiksi elinpiirin koon mukaan (Wiens ym. 1993). Laikku (*patch*) on keskeinen käsite maisematausun tutkimuksissa. Laikulla tarkoitetaan jokseenkin yhtenäistä aluetta, esimerkiksi metsikköä, joka on jollakin kriteerillä erotettavissa ympäristöstään (Forman 1997). Tutkimuksissa pyritään erottamaan tutkitavan lajin kannalta oleelliset, joko lajin tarvitsemat tai sen karttavat habitaattilaikut ympäröivästä maisemasta, ns. matrisista. Tärkeimpiä metsiin liittyviä laikun rajaamiskriteereitä ovat esimerkiksi metsän ikä ja puulajisuhteet sekä latvuston kerroksellisuus ja pintakasvillisuus.

Eurooppalainen näkemys maisemaekologiasta tutkimusalana poikkeaa Pohjois-Amerikassa 1980-luvun alusta lähtien ke-

hittyneestä maisemaekologiasta lähinnä siinä, miten ihmisen rooli ekosysteemeissä nähdään (Hersperger 1994). Keski-Eurooppalainen näkemys maisemaekologiasta on Pohjois-Amerikasta alkunsa saaneeseen kehitykseen verrattuna enemmän holistinen. Siinä ihmiset nähdään oleellisena osana toimivia ekosysteemejä ja se kattaa ihmisen maankäyttöön liittyvät tarpeet (Hersperger 1994). Pohjois-Amerikasta alkunsa saanut maisemaekologia puolestaan keskittyy Eurooppalaista näkemystä tiukemmin ekosysteemien toimintaan ja erilaisiin ekologiisiin prosesseihin. Myös ekologiseen tutkimukseen suuntautuneella maisemaekologialla on kuitenkin alusta alkaen ollut kiinteä yhteys luonnonvarojen ja muun maankäytön suunnitteluun siten, että se on pyrkinyt tuottamaan aluetasolle sovellettavissa olevaa informaatiota esimerkiksi monimuotoisuuden säilyttämiseksi (Risser 1999). Koska luonnonvaroja ja maankäyttöä koskevat päätökset ovat viime

dessä taloudellisia ja poliittisia päätöksiä, maisemaekologiaa on nähty tarpeelliseksi jatkossa laajentaa koskemaan myös sosioekonomisia, kulttuurisia ja poliittisia muuttujia (Risser 1999).

Maisemarakenteen kuvaaminen numeerisesti on keskeinen tehtävä maisematason ekologisessa tutkimuksessa (Turner 1990) ja etenkin aiemmin suuri osa maisemaekologisista tutkimuksista suuntautui kehittämään erilaisia maisemarakennetta kuvaavia mittoja (Wiens 1995). Maisemarakenteen numeerinen kuvaaminen on edellytys sille, että esimerkiksi metsäsuunnittelussa voidaan tavoitella tietynlaisia maisemarakennetta, jonka avulla voidaan turvata vaikkapa jonkin lajin säilyminen suunnittelualueella (Baskent ja Jordan 1995). Maiseman rakennetta voidaan kuvata lukuisilla mitoilla, jotka voidaan jaotella esimerkiksi pinta-alaa, yksittäisiä laikkuja, reunaa, laikkujen ja maiseman muotoa, ydinalueita, laikkujen



(kuva: Ari Nikula)

naapurietäisyyksiä ja maisemamosaiikin monimuotoisuutta kuvaaviin mittoihin (McGarigal ja Marks 1995, ks. myös esim. Baskent ja Jordan 1995). Lukuisten mittojen olemassaolo johtuu siitä, ettei maiseman rakennetta voi kuvata kaikkiin tarkoituksiin yhdellä tunnusluvulla, vaan kulloinkin käytettävien mittojen tulee olla relevantteja tarkasteltavan prosessin kannalta (Wiens ym. 1993). Laajojenkin alueiden maisemarakenteen analysoiminen on mahdollistunut paikkatietojärjestelmien (GIS) kehittymisen myötä ja paikkatietojärjestelmiä voidaankin pitää yhtenä numeerisen maisemaekologian keskeisenä työkaluna (Johnson 1990).

Maisemaekologisessa tutkimuksessa maiseman numeeristen rakennemittojen avulla pyritään selittämään alueen ekologisia prosesseja samalta alueelta mitattujen tietojen avulla (Wiens ym. 1993). Prosessilla tarkoitetaan kaikkia niitä yksilö- tai populaatiotason toimintoja, joko lajin sisäisiä tai lajien välisiä, joita organismit tarvitsevat mm. elintoimintojen ylläpitämiseen (ravinto, suoja), lisääntymiseen sekä liikkumiseen ja levittäytymiseen paikasta toiseen. Tarve maisematason tarkastelulle näiden prosessien selittämisessä perustuu siihen yksinkertaiseen seikkaan, ettei jossakin paikassa, esimerkiksi metsikössä, mitattua ilmiötä voi kaikissa tapauksissa selittää pelkästään metsikön sisäisillä ominaisuuksilla. Asiaa voidaan havainnollistaa esimerkiksi liito-oravan (*Pteromys volans*) elinympäristönvalinnalla. Pohjois-Suomessa tehtyjen tutkimusten mukaan (Mönkkönen ym. 1997, Reunanen ja Nikula 1998, Reunanen ym. 2002a, 2002b) liito-oravaa tavataan varttuneissa kuusimetsissä, joissa on järeitä haapoja ja muita lehtipuita sekapuuna. Metsikön rakenne on liito-oravalle tärkeä ilmeisesti toisaalta kuusten tarjoaman suojan vuoksi

ja toisaalta lehtipuista saatavan ravinnon vuoksi. Metsikön ikä puolestaan on tärkeä siksi, että liito-oravan tarvitsemia kolo-puita löytyy vanhoista metsistä. Koska liito-orava tarvitsee metsäyhteyksiä liikkumiseen paikasta toiseen, yksittäinen metsikkö voi kuitenkin jäädä asuttamatta, mikäli sen ympäristö on liito-oravan kannalta liian avoin, esimerkiksi metsikkö on avohakkuiden tai taimikoiden ympäröimä (Mönkkönen ym. 1997, Reunanen ym. 2002b, Hurme ym. 2005). Liito-oravan tapa liikkua on tässä esimerkissä prosessi, jonka kautta maiseman rakenne liittyy liito-oravan elinympäristön valintaan.

Maisemaekologiaksi kutsutun tieteenalan kehittyminen on vaikuttanut keskeisesti siihen, että ajattelutapa ekologien ja luonnonvarojen suunnittelijoiden keskuudessa on laajentunut kattamaan yksittäistä koealaa tai metsikköä laajempia kokonaisuuksia (Wiens 1999). Maisemaekologian keskeinen sanoma esimerkiksi metsien käsittelylle ja metsäsuunnittelulle on se, että jollakin alueella oleva metsäekosysteemi muodostuu erilaisista metsiköistä ja muista habitaateista, joiden määrä ja sijoittuminen suhteessa toisiinsa samantyyppisiin tai erilaisiin habitaatteihin määrää sen, miten erilaiset ekologiset prosessit alueella toimivat (Wiens 1999, Franklin 1997). Käytännössä tämä tarkoittaa sitä, että esimerkiksi jollakin alueella tehtävät hakkuut vaikuttavat paitsi suoraan hakattaviin metsiköihin, myös näitä metsiköitä ympäröiviin alueisiin erilaisten prosessien kautta.

3. Mittakaavan käsite ja huomioonottaminen alueellisissa tarkasteluisissa

Ekologiset prosessit koostuvat eri mittakaavoissa (*scale*) toimivien tekijöiden

monimutkaisesta vuorovaikutusten verkosta, jossa eri tasojen vaikutusta kokonaisuuteen on vasta viime aikoina alettu ymmärtää (Wiens 1999). Tutkimuksen kannalta se, miten suurelta alueelta jotain tietoa mitataan (koela, metsikkö, maisema), vaikuttaa oleellisesti päätelmiimme ilmiöön vaikuttavista tekijöistä ja prosesseista. Eri mittakaavoissa tapahtuvan vaihtelun huomioonottaminen on tullut osaksi nykyistä ekologista tutkimusta ja sitä voidaan pitää jopa yhtenä peruslähtökohtana ekologisten tutkimusten suunnittelussa (Wiens 1999). Mittakaava määrittellään yleisimmin raekoon, eli pienimmän erottuvan yksikön koon ja tarkasteltavan alueen koon mukaan (Turner ym. 1989). Mittakaava liittyy monitavoitteiseen metsäsuunnitteluun siten, että suunnittelussa tulisi pystyä vastaamaan kysymykseen, miten suurina kokonaisuuksina, esimerkiksi metsiköinä, jonkin lajin kannalta tärkeiden habitaattien tulisi olla ja miten laajalla alueella tällaisia habitaatteja tarvitaan (Nikula ja Store 1999).

Erään näkökulman mittakaavan ongelmaan tarjoaa hierarkiateoria, jonka mukaan ekosysteemin toiminta voidaan jakaa eri tasoilla tapahtuviin prosesseihin, jotka ovat kytkeytyneet toisiinsa (Allen ym. 1987). Hierarkiateorian mukaan pienemmän mittakaavan prosessit tarjoavat selityksen sille, miksi ja miten jokin asia tapahtuu, kun taas ylemmän mittakaavan prosessit sitovat ilmiön johonkin laajemman tason yhteyteen. Esimerkiksi yksittäisessä taimikossa tapahtuva hirvivoitus voi selittyä hirven (*Alces alces*) hierarkisella elinympäristövalinnalla, jossa taimikon sisäiset ominaisuudet (puulajikoostumus, tiheysvaihtelu, maaperä, pintakavullisuus jne.) muodostavat yhden tason hirven hierarkista valintaprosessia. Ylemmän tason hirven elinympäristön valin-

nassa muodostaa taimikon ympäristö ja siinä olevat taimikot ja muut habitaatit, joiden määrä ja sijoittuminen puolestaan vaikuttavat sitä kautta, muodostaako taimikkoa ympäröivä alue hirven kannalta edullisen habitaattien kokonaisuuden, jolle hirvi hakeutuu (Nikula ym. 2004).

Yksi lähtökohta sille, miten suuria aluekokonaisuuksia esimerkiksi alue-ekologiassa suunnittelussa tulisi tarkastella, on jonkin lajin elinpiirin koko. Useilla lajeilla elinpiiri on yksittäistä metsikköä laajempi alue, jota se käyttää esimerkiksi ravinnonhankintaan, suojautumiseen ja lisääntymiseen. Elinpiirin koko vaihtelee eri lajien välillä huomattavasti, kuten myös se, millaisia metsiköitä ja muita resursseja ne tarvitsevat. Esimerkiksi hirven tyypillinen elinpiiri on kooltaan noin 1500 ha ja koostuu pääosin mäntyvaltaisista nuorista metsiköistä (Nikula ym. 2004). Pyyllä (*Bonasa bonasia*) elinpiirin koko on puolestaan 20-40 ha (Åberg 2000) ja koostuu nuorista tai varttuneista kuusi-lehtipuu -sekametsistä. Jotta elinpiirin kokoinen alue täyttäisi jonkin lajin elinpiirivaatimukset, alueen tulee kattaa tarpeellinen määrä lajin tarvitsemia habitaatteja (ravinto, suoja) ja lisäksi näiden habitaattien tulisi olla tarpeeksi suurina kokonaisuuksina tai kytköksissä toisiinsa siten, että yksilö pystyy liikkumaan niiden välillä (Reunanen ym. 2002b, Hurme ym. 2005). Esimerkiksi pyyn elinympäristössä pyyn karttamien habitaattien, kuten avohakkuiden ja muiden avointen alueiden, määrä ei saa olla liian suuri, eivätkä ne saa kattaa yhtenäisenä 100-200 m laajempia alueita, jotta alue kelpaa pyylle (Åberg 2000). Liito-oravalla puolestaan ns. kriittinen maisemakoko, jonka alueella liito-orava tarvitsee tietyn määrän sopivia kuusimetsiä, ja jossa ei saa olla liian paljon avoimia alueita, ulottuu noin kilo-

metrin päähän pesämetsiköstä (Reunanen ym. 2004).

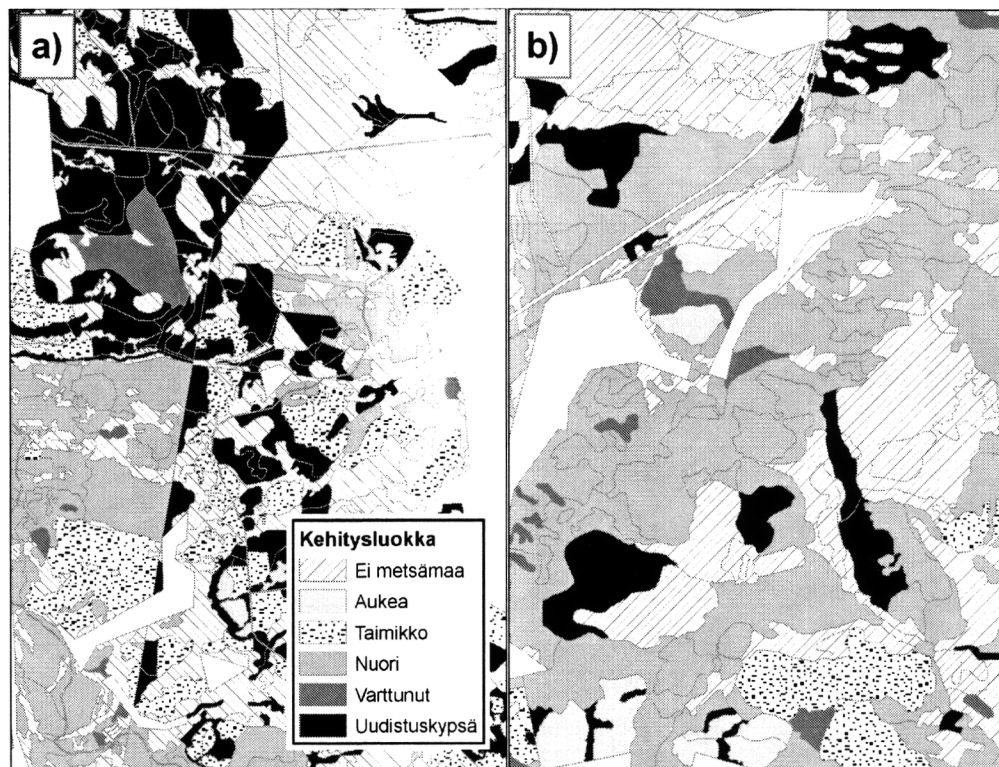
Elinpiiri on yksilötason käyttäytymiseen liittyvä mittakaava, joten populaatiotason tarkasteluissa on käytettävä elinpiiriä laajempaa aluetta. Keskeinen edellytys populaation säilymiselle jollain alueella on, että alue sisältää riittävän määrän habitaatteja tarpeeksi suurelle määrälle yksilöitä, jotka pystyvät pitämään yllä elinkykyisen populaation. Populaatiot voivat olla melko selvärajaisia, mutta useiden lajien kohdalla populaation rajaaminen on vaikeaa yksilöiden muuton tai vaelluksen vuoksi. Jollakin rajatulla alueella esiintyvää populaatiota kutsutaan paikallispopulaatioksi ja suuremmalla alueella esiintyvää paikallispopulaatioiden joukkoa metapopulaatioksi (Hanski ja Gilpin 1991). Metsien pirstoutumiseen sovellettuna paikallispopulaatiot esiintyvät jäljellä olevissa metsissä enemmän tai vähemmän toisistaan eristäytyneinä ja yksilöiden liikkuminen paikallispopulaatiosta toiseen tapahtuu lähinnä sukupolvien välillä. Metapopulaation säilyminen jollakin alueella riippuu siitä, kykenevätkö yksilöt levittäytymään habitaautilaikusta toiseen riittävällä nopeudella paikallispopulaatioiden häviämistähtiin verrattuna. Se, miten suurella alueella, missä määrin ja millaisina kokonaisuuksina jonkin populaation tarvitsemia resursseja tulisi olla, on useimpien lajin kohdalla toistaiseksi huonosti tunnettu asia. Joka tapauksessa populaatiotaso on tärkeä mittakaava siksi, että elinympäristöjen pirstoutuessa populaatiot voivat pienetä ja eristyä toisistaan, mikä lisää paikallispopulaatioiden riskiä hävitä alueelta (Andrén 1997).

Laajin alue, jota jonkin lajin yhteydessä voidaan tarkastella, on lajin levinneisyysalue. Levinneisyysalue rajoittuu lajista

riippuen ehkä yleisimmin ilmastotekijöiden ja siitä riippuvien tekijöiden seurauksena. Esimerkiksi liito-oravan levinneisyysaluetta rajoittaa pohjoisessa todennäköisesti sille sopimattomien habitaattien runsaus sekä idässä että lännessä (Reunanen ym. 2002c). Levinneisyysalueen sisällä erilaisten habitaatien määrä ja rakenne vaihtelevat paitsi topografian, ilmastollisten ja maaperään liittyvien tekijöiden vuoksi, mutta myös maankäytön historiasta johtuen. Sen vuoksi eliöiden elinympäristötutkimuksissa alueellisesti vaihtelevat tekijät tulisi ottaa huomioon elinympäristötekijöiden määrittelyssä (Reunanen ym. 2002b). Niinpä jollakin alueella tehtyjen elinympäristömallien käyttäminen jollakin toisella alueella voi olla ongelmallista, koska mallista saattaa puuttua alueelle tärkeitä rakennepiirteitä. Esimerkiksi liito-oravalle Koillis-Suomessa tehtyjen elinympäristömallien (Reunanen ym. 2002b) selitysaste toisella osa-alueella oli jonkin verran alkuperäistä mallialuetta heikompi, koska malleissa ei otettu huomioon alueen korkeusvaihtelua. Mallien testialueella korkeimmat vaarat ulottuvat yli 300 m korkeuteen, kun taas mallien kehitysalueella näin suuria korkeusvaihteluita ei esiinny. Yli 300 m korkeilla alueilla liito-oravaa tavataan yleensä enää vain satunnaisesti, vaikka metsien rakennepiirteet muutoin olisivat liito-oravalle sopivat. Korkeuden tavoin myös muu alueelle tyypillinen vaihtelu voi vaikuttaa eliöiden esiintymiseen.

4. Maiseman sidonnaisuus

Maiseman sidonnaisuus on keskeinen käsite, joka liittyy erilaisiin maisema- ja aluetason prosesseihin (With ym. 1997). Maiseman sidonnaisuudella tarkoitetaan rakenteellista ja toiminnallista yhteyttä eri maisemaelementtien kesken sekä tilassa



Kuva 1. Kuvien a) ja b) alueet eroavat hakkuuhistorialtaan. Kuvan a) alueella metsien hakkuut ovat alkaneet vasta hiljattain ja maisema on pääosin kaksijakoinen, jossa taimikot ja vanhat metsät vuorottelevat. Varttuneita ja vanhoja metsiä sekä näiden välisiä metsäisiä yhteyksiä on alueella vielä jäljellä. Kuvan b) alueella metsien hakkuut ovat jatkuneet pitempään mikä näkyy nuorten ja varttuneiden kasvatusmetsien suurempana osuutena kuin kuvan a) alueella. Varttuneet ja vanhat metsät ovat hakkuiden seurauksena eristyneet toisistaan.

että ajassa. Maiseman sidonnaisuus muuttuu habitaattien vähenemisen ja pirstoutumisen myötä (Andrén 1997). Esimerkiksi vanhojen metsien hakkuiden myötä uudistusalat ja nuoret ikävaiheet esiintyvät hakkuiden alkuvaiheessa laikuttain vanhojen metsien vallitsemisissa maisemissa (kuva 1). Vanhojen metsien määrän vähenemisen negatiivinen vaikutus lajistoon näkyy alkuvaiheessa jokseenkin lineaarisesti, mutta hakkuiden edetessä metsien väheneminen alkaa vaikuttaa voimakkaammin kuin mitä pelkän habitaatin vähenemisen perusteella on ennustetta-

vissa (Andrén 1994 ja 1997). Tämä viittaa siihen, että habitaatin vähetessä tietyn kynnsarvon alapuolelle, pirstoutumisvaikutus alkaa olla voimakkaampi kuin habitaatin vähenemisestä johtuva vaikutus. Teoreettisten mallien mukaan maisemassa olevat habitaatit alkavat pirstoutua ja eristyä toisistaan, kun habitaattia on jäljellä 50-60 % alkuperäisestä määrästä (Gardner ja O'Neill 1991). Empiiristen tutkimusten mukaan pirstoutumisvaikutus alkaa näkyä, kun habitaattia on jäljellä enää 10-30 % alkuperäisestä (Andrén 1994). Habitaatin määrään liittyvät

kynnysarvot vaihtelevat luonnollisesti alueesta ja lajista toiseen, mutta tutkimusten keskeinen sanoma on, että jossain vaiheessa habitaatin vähenemistä habitaattilaikkujen pienenemisestä ja eristymisestä johtuvat ekologiset vaikutukset muuttuvat epälineaariseksi ja voimistuvat (Andrén 1994 ja 1997).

Alue-ekologisessa suunnittelussa maiseman sidonnaisuudesta pyritään huolehtimaan jättämällä ns. askelkiviä, esimerkiksi vanhan metsän laikkuja, nuorempien metsien muodostamien alueiden väliin. Metsäalueet voidaan liittää yhteen myös metsäisten käytävien avulla jättämällä esimerkiksi varttuneiden metsiköiden väliset puronvarret hakkaamatta, jolloin puhutaan maiseman rakenteellisesta sidonnaisuudesta. Vaikka askelkivillä ja käytävillä on helposti ymmärrettävä teoreettinen perustansa, se, mitä maiseman sidonnaisuudella tarkoitetaan, riippuu kulloinkin tarkasteltavasta lajista. Maiseman sidonnaisuus riippuu eliöiden kyvystä kulkea tai levittäytyä habitaattilaikusta toiseen (toiminnallinen sidonnaisuus, *functional connectivity*) jossain elämänsykliänsä vaiheessa ja se vaihtelee eri lajien välillä huomattavasti (With ym 1997). Joillekin lajeille maiseman sidonnaisuutta voidaan kuvata sopivien habitaattilaikkujen etäisyydellä toisistaan, kun taas toisten lajien kohdalla on tarkasteltava myös sitä, millaisista metsiköistä ja muista habitaateista lajille tärkeiden habitaattien välialueet muodostuvat.

Lahopuu on yksi tärkeimpiä metsien rakennepiirteitä monimuotoisuuden kannalta ja lahopuusta riippuvat lajit ovat esimerkki eliöryhmästä, johon voidaan soveltaa ajatusta askelkivistä. Suomessa on arvioitu olevan 4000-5000 eri vaiheessa olevasta lahopuusta riippuvaa lajia, mikä

tarkoittaa noin 20-25 % metsissä elävistä eliölajeista (Siitonen 2001). Luonnonmetsissä lahopuuta syntyy mm. myrskynkaatojen, metsäpalojen ja aukkodynaamiikan seurauksena. Lahopuun määrä on suurimmillaan heti luonnontuhojen jälkeisissä kehitysvaiheissa, pienimmillään metsien ollessa metsätalouden termein nuoria ja keski-ikäisiä kasvatusmetsiä ja suuri jälle vanhoissa metsissä. Useat metsien käsittelytoimenpiteet vähentävät lahopuun määrää sekä metsikkö- että maisematasolla. Avohakkuihin perustuvassa metsien uudistamisessa suuri määrä potentiaalista lahopuuta poistuu päätehakkuun yhteydessä, päinvastoin kuin esimerkiksi myrskytuhon tai metsäpalon jälkeen, jolloin jokseenkin kaikki puuainees jää metsikköön. Harvennushakkuissa puolestaan pyritään yleensä poistamaan sairaita, kuolleita, heikentyneitä tai valtapuustoa alempiin latvuserroksiin kuuluvia puita, joista luonnontilaisissa metsissä kehittyisi lahopuuta. Niinpä intensiivisen metsätalouden piirissä olevissa metsissä lahopuun määrä onkin vain 2-5 m³ ha⁻¹, kun taas luonnontilaisissa metsissä lahopuuta on alueesta riippuen 60-90 m³ ha⁻¹ (Siitonen 2001).

Lahopuusta riippuvien lajien säilymiselle on tärkeää, että eri vaiheessa olevaa lahopuuta on saatavilla tarpeeksi paljon sekä määrällisesti että ajallisesti, ja että lahopuuta esiintyy korkeintaan lajeille saavutettavissa olevan levittäytymismatkan etäisyydellä toisistaan (Penttilä 2004). Lahopuulajien kohdalla tästä vaatimuksesta on käytetty termiä lahopuujatkumo. Uusien metsänkäsittelyohjeiden mukaan lahopuuta pyritään lisäämään metsikkötasolla jättämällä hehtaarille 5-10 säästöpuuta (Metsätalouden ympäristöopas 2004). Lahopuun määrälle asetettua tavoitetta voi olla kuitenkin edullista vaih-



(kuva: Esa Heino)

della maisema- ja aluetasolla metsikön sijainnin mukaan siten, että lahoppuuta pyritään saamaan keskimääräistä enemmän esimerkiksi avainbiotooppien, muiden erityisten tärkeiden elinympäristöjen tai suojeltujen metsien läheisyyteen (Siitonen 2001, Jonsson ja Kruys 2001). Toistaiseksi aluetasolla riittävän lahoppuun määrä, kuten myös lahoppuueliöiden kannalta edullinen lahoppuiden sijoittuminen suhteessa toisiinsa on vähän tutkittu kysymys, joten tarkempien aluetavoitteiden asettaminen jää tulevien tutkimusten haasteeksi (Jonsson ja Kruys 2001). Lahoppuuta sisältävien habitaattien määrään on tarpeellista kiinnittää kuitenkin huomiota myös yksittäistä metsikköä laajemmalla alueella, koska hakkuiden, luonnontuhojen tai lahon etenemisen vuoksi yksittäinen metsikkö voi käydä elinkelvottomaksi tai metsikössä elävä lahoppupuupopulaatio voi jostakin syystä hävitä.

Liito-orava on esimerkki lajista, joka tarvitsee konkreettisia metsäyhteyksiä liikkumisympäristössään (Reunanen ym. 2002b). Liito-orava liikkuu liitämällä puusta toiseen, eikä se pyyn tavoin usein ylitä laajoja aukeita. Liito-oravan elinympäristötutkimuksissa onkin havaittu, että tyypilliset liito-oravan asuttamat metsiköt ovat nuorten kasvatusmetsien tai sitä vartuneempien metsien ympäröimiä. Sen si-

jaan niiden metsiköiden ympärillä, joista liito-oravaa ei ole löydetty, mutta jotka muuten puustorakenteensa puolesta olisivat liito-oravalle sopivia, on enemmän aukeita, taimikoita tai muita nuoria metsän kehitysvaiheita (Reunanen ym. 2002b). Liito-oravasta tehdyt tutkimukset ovat antaneet viitteitä myös siitä, että maiseman sidonnaisuus voi selittää osaltaan liito-oravan levinneisyyttä (Reunanen ym. 2002c). Pohjoisimmalla levinneisyysalueellaan liito-oravaa esiintyy Kainuussa ja Koillismaalla, mutta se puuttuu lännestä Pohjois-Pohjanmaalta ja idästä Venäjän rajan tuntumasta. Lännessä liito-oravan puuttumista saattaa selittää laajojen vähäpuustoisten suoalueiden yleisyys ja idässä taas liito-oravalle sopivien habitaattien vähäisyys suhteessa muihin metsiin.

Pyö on puolestaan on esimerkki lajista, joka ei välttämättä vaadi konkreettisia metsäyhteyksiä asuttamiensa habitaattien välillä, mutta joka ei toisaalta siedä liian suuria aukeita elinympäristössään ilmeisesti saalistusvaaran vuoksi (Åberg 2000). Tutkimusten mukaan 100-200 m muodostaa rajan, jota leveämpiä aukeita pyö ei ylitä, joten tätä kauempana toisistaan sijaitsevat muutoin pyölle sopivat habitaatit voivat jäädä asuttamatta. Toisaalta, pyö voi levittäytyä hyvästä habitaatista toiseen jopa useita kilometrejä, mikäli välialueiden metsät ovat tarpeeksi peitteisiä ja tarjoavat pyölle suojaa saalistukselta (Åberg 2000).

5. Alueelliset tarkastelut osana metsäsuunnittelua

Edellä esitettyjen pääperiaatteiden tueksi, joilla alueellisten tarkasteluiden tarvetta voidaan perustella, löytyy runsaasti myös empiirisiä tutkimustuloksia. Tästä huolimatta metsäsuunnittelussa on edelleenkin

suuri tarve ekologiselle perustietämykselle eri lajien elinympäristövaatimuksista. Useiden lajien elinympäristövaatimukset tunnetaan huonosti tai tutkimukset niistä puuttuvat kokonaan. Kaikkein harvinaisimmista lajeista tietoa voi olla vaikeaa saada jatkossakaan, joten niiden kohdalla jouduttaneen turvautumaan teoreettisista tarkasteluista lähteisiin pääperiaatteisiin. Vaikka jostain lajista olisi myös tutkimustietoa riittävästi olemassa, ongelmaksi on osoittautunut tiedon muokkaaminen esimerkiksi numeeriseksi elinympäristömalliksi ja niiden vieminen suunnittelumenetelmiin (Gray ym. 1996). Toisaalta myös metsäsuunnittelumenetelmät tarvitsevat vielä runsaasti kehitystyötä, jotta erilaiset spatiaaliset tavoitteet voidaan liittää osaksi suunnitteluprosessia (Kurttila 2001).

Toistaiseksi alue-ekologista suunnittelua on tehty vain valtion omistamilla mailla. Yli kiinteistörajojen ja eri omistajaryhmien kesken ulottuvaa yhteistyötä testataan kuitenkin yksityismaillakin vuosien 2004–2006 ajan kestävässä kokeiluhankkeessa, metsien monimuotoisuuden yhteistoimintaverkostossa. Yhteistoimintaverkoston avulla pyritään muodostamaan laajahkoilla alueilla luontokohteiden paikallisia kokonaisuuksia metsien monimuotoisuuden edistämiseksi. Yksityisten metsänomistajien metsissä tehtävää alue-ekologista suunnittelua rajoittaa useissa tapauksissa tilan pieni koko suhteessa tavoitteisiin. Useiden metsänomistajien metsistä koostuvilla alueilla puolestaan eri omistajien metsät saattavat olla monimuotoisuuden säilyttämisen kannalta eriarvoisia, tai eri metsänomistajien tavoitteet luonnonarvojen suhteen poikkeavat toisistaan, jolloin ongelmaksi muodostuu tavoitteiden kohdentaminen eri omistajille. Yksityismaistakin on olemassa run-

saasti paitsi metsätalouteen liittyvää suunnittelutietoa, myös tietoa uhanalaisista lajeista, luontotyypeistä ja muista tärkeistä luonnonarvoista eri viranomaisilla. Vaikka päätösvalta näiden asioiden huomioonottamisessa jatkossakin säilyy yksittäisellä maanomistajalla, voitaisiin olemassaolevan tiedon käyttöä metsäsuunnittelun yhteydessä tehostaa esimerkiksi tuomalla maanomistajan tietoon entistä paremmin omiin metsiin liittyvien luonnonarvojen lisäksi myös ympäröivään alueeseen liittyvää tietoa. Sitä ennen on kuitenkin ratkaistava mm. tietosuojan ja eri viranomaisten yhteistoimintaan liittyviä kysymyksiä.

Kirjallisuus

- Allen, T.F.H., O'Neill, R.V. ja Hoekstra, T.W. 1987. Interlevel relations in ecological research and management: some working principles from hierarchy theory. *Journal of Applied Systems Analysis* 14: 63-79.
- Andrén, H. 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos* 701: 55-366.
- Andrén, H. 1997. Habitat fragmentation and changes in biodiversity. *Ecological Bulletin* 46: 171-181.
- Baskent, E.Z. ja Jordan, G.A. 1995. Characterizing spatial structure of forest landscapes. *Canadian Journal of Forest Research* 25: 1830-1849.
- Crow, T.H. ja Gustafson, E.J. 1997. Concepts and methods of ecosystem management: Lessons from landscape ecology. Julkaisussa: Boyce, M.S. ja Haney, A. (toim.) *Ecosystem Management. Applications for sustainable forest and wildlife resources*. Yale University Press, New Haven & London. s. 54-67.

- Forman, R.T.T. 1997. Land mosaics. The ecology of landscapes and regions. Cambridge University Press, Cambridge, UK. 632 s.
- Franklin, J.F. 1997. Ecosystem management: an overview. Julkaisussa: Boyce, M.S. ja Haney, A. (toim.) Ecosystem Management. Applications for sustainable forest and wildlife resources. Yale University Press, New Haven & London. s. 21-53.
- Gardner, R.H. ja O'Neill, R.V. 1991. Pattern, process and predictability: the use of neutral models for landscape analysis. Julkaisussa: Turner, M.G. ja Gardner, R.H. (toim.) Quantitative methods in landscape ecology. Springer-Verlag, New York. s. 289-307.
- Gray, P.A., Cameron, D. ja Kirkham, I. 1996. Wildlife habitat evaluation in forested ecosystems: some examples from Canada and the United States. Julkaisussa: DeGraaf, R.M. ja Miller, R.I. (toim.) Conservation of Faunal Diversity in Forested Landscapes. Chapman & Hall, London. s. 407-536.
- Hallman, E., Hokkanen, M., Juntunen, H., Korhonen, K.-M., Raivio, S., Savela, O., Siitonen, P., Tolonen, A. ja Vainio, M. 1996. Alue-ekologinen suunnittelu. Metsähallituksen metsätalouden julkaisuja 3.
- Hanski, I. ja Gilpin, M. 1991. Metapopulation dynamics: brief history and conceptual domain. Biological Journal of the Linnean Society 42: 3-16.
- Hersperger, A.M. 1994. Landscape ecology and its potential application to planning. Journal of Planning Literature 9(1): 14-29.
- Hurme, E., Mönkkönen, M., Nikula, A., Niivala, V., Reunanen, P., Heikkinen, T. ja Ukola, M. 2005. Constructing and evaluating predictive occupancy models for the Siberian flying squirrel with forest planning data. Käsikirjoitus.
- Johnson, L.B. 1990. Analyzing spatial and temporal phenomena using geographical information systems. Landscape Ecology 4(1): 31-43.
- Jonsson, B.G. ja Krüys, N. 2001. Ecology of coarse woody debris in boreal forests: future research directions. Ecological Bulletins 49: 279-281.
- Kurttila, M. 2001. Methods for integrating ecological objectives into landscape-level planning of non-industrial private forestry. Väitöskirja. Joensuun yliopisto. Joensuun yliopistopaino. 35 s.
- Luonnonläheinen metsänhoito. 1994. Metsänhoitosuosituksset. Metsäkeskus Tapion julkaisu 6/1994. 72 s.
- McGarigal, K. ja Marks, B.J. 1995. Fragstats: Spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. General Technical Report PNW-GTR-351. Portland, OR: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station. 122 p.
- Metsämaiseman hoito. 1997. Metsätalouden kehittämiskeskus Tapio. 25 s.
- Metsätalouden ympäristöopas. 2004. Metsähallitus. Edita Prima Oy. 159 s.
- Mönkkönen, M., Reunanen, P., Nikula, A., Inkeröinen, J. ja Forsman, J. 1997. Landscape characteristics associated with the occurrence of the flying squirrel *Pteromys volans* in old-growth forests of northern Finland. Ecography 20(6): 634-642.
- Nikula, A. ja Store, R. 1999. Paikkatietomenetelmät aluetason tutkimuksen ja metsäsuunnittelun apuvälineenä. Metsätieteen aikakauskirja 3/1999: 523-532
- Nikula, A., Heikkinen, S. ja Helle, E. 2004. Habitat selection of adult moose *Alces alces* at two spatial scales in central Finland. Wildlife Biology 10: 121-135.

- Penttilä, R. 2004. The Impacts of Forestry on Polyporous Fungi in Boreal Forests. Väitöskirja. Helsingin yliopisto. 35 s.
- Pickett, S.T.A. ja Cadenasso, M.L. 1995. Landscape ecology: spatial heterogeneity in ecological systems. *Science* 269: 331-334.
- Reunanen, P. ja Nikula, A. 1998. Liito-oravan elinympäristöt ja maiseman rakenne Koillisella metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. *Sarja A* 93. 52 s.
- Reunanen, P., Mönkkönen, M. ja Nikula, A. 2002a. Habitat requirements of the Siberian flying squirrel in northern Finland: comparing field survey and remote sensing data. *Annales Zoologici Fennici* 39: 7-20.
- Reunanen, P., Nikula, A., Mönkkönen, M., Hurme, E. ja Nivala, V. 2002b. Predicting occupancy for the Siberian flying squirrel in old-growth forest patches. *Ecological Applications* 12(4): 1188-1198.
- Reunanen, P., Nikula, A. ja Mönkkönen, M. 2002c. Regional landscape patterns and distribution of the Siberian flying squirrel *Pteromys volans* in northern Finland. *Wildlife Biology* 8(4): 267-278.
- Reunanen, P., Mönkkönen, M., Nikula, A., Hurme, E. ja Nivala, V. 2005. Assessing landscape thresholds for the Siberian flying squirrel. *Ecological Bulletins* 51. Paivossa.
- Risser, P.G. 1999. Landscape ecology: Does the science only need to change at the margin? Julkaisussa: Klopatek, J.M. ja Gardner, R.H. (toim.) *Landscape ecological analysis. Issues and applications*. Springer-Verlag. New York Inc. s. 3-10.
- Siitonen, J. 2001. Forest management, coarse woody debris and saproxylic organisms: Fennoscandian boreal forests as an example. *Ecological Bulletins* 49: 11-42.
- Turner, M.G., O'Neill, R.V., Gardner, R.H. ja Milne, B.T. 1989. Effects of changing spatial scale on the analysis of landscape pattern. *Landscape Ecology* 3(3/4): 153-162.
- Turner, M.G. 1990. Spatial and temporal analysis of landscape patterns. *Landscape Ecology* 4(1): 21-30.
- Wiens, J.A. 1995. Landscape mosaics and ecological theory. Julkaisussa: Hansson, L., Fahrig, L. ja Merriam, G. (toim.) *Mosaic landscapes and ecological processes*. IALE studies in landscape ecology 2. Chapman&Hall. London. s. 1-26.
- Wiens, J.A. 1999. The science and practice of landscape ecology. Julkaisussa: Klopatek, J.M. ja Gardner, R.H. (toim.) *Landscape ecological analysis. Issues and applications*. Springer-Verlag. New York, Inc. s. 371-383.
- Wiens, J.A., Stenseth, N.C., Van Horne, B. ja Ims, R.A. 1993. Ecological mechanisms and landscape ecology. *Oikos* 66: 369-380.
- With, K.A., Gardner, R.H. ja Turner, M.G. 1997. Landscape connectivity and population distributions in heterogeneous environments. *Oikos* 78: 151-169.
- Åberg, J. 2000. The occurrence of Hazel grouse in the boreal forest. Effects of habitat composition at several spatial scales. *Acta Universitatis Agriculturae Sueciae. Silvestria* 158. 30 s.

Marja-Liisa Kaisanlahti-Jokimäki, Jukka Jokimäki ja Eeva Väisänen

KUUKKELI METSÄLUONNON MUUTOSTEN INDIIKAATTORINA

1. Johdanto

Boreaaliset havumetsät ovat aiemmin uudistuneet lähinnä metsäpalojen ja myrskytuhojen kautta. Metsätaloustoimet ovat nopeuttaneet metsien uudistumista ja muuttaneet metsänkuvaa. Metsien ikärakenne on nuorentunut ja yhtenäiset puustoiset alueet ovat hakkuiden ja metsäautoiteiden myötä pirstoutuneet aiempaa pienemmiksi kuvioiksi (ks. esim. Andrén 1994). Pohjois-Suomessa vanhojen, yli 120-vuotiaiden metsien osuus metsäpinta-alasta on vähentynyt 1950-luvun 44 %:sta 1990-luvun puolivälin 25 %:iin (Aarne 1995). Useiden pohjoisten havumetsien paikkalintujen parimäärien on havaittu viimeisten vuosikymmenien aikana vähentyneen (Järvinen ym. 1977, Helle ja Järvinen 1986, Virkkala 1987a, b). Erityisesti väheneminen on koskenut lintumaantieteellisesti itäistä alkuperää olevia, vanhoihin luonnontilaisiin taigavyöhykkeen havumetsiin sopeutuneita lajeja (Mönkkönen ja Welsh 1994). Vanhojen metsien lintulajit, joihin kuuluvat mm. metso (*Tetrao urogallus*), pohjantikka (*Picoides tridactylus*), taviokuurna (*Pinicola enucleator*), lapintiainen (*Parus cinctus*) ja kuukkeli (*Perisoreus infaustus*), muodostavat ainoan selvästi taantuneen lajiryhmän Suomen linnustossa (Väisänen ym. 1998). Vanhojen metsien lintuja pidetään yhtenä keskeisimmistä Suomen metsäluonnon tilaa indikoivista lajiryhmistä (Väisänen ym. 1998).

Vanhoissa metsissä esiintyvien lintulajien kantojen pienenemisen syiksi on esitetty mm. metsien ikärakenteen nuorentumista, puulajisuhteissa tapahtuneita muutoksia, metsien pirstoutumista ja erityisesti vanhojen metsien vähenemistä (Järvinen ym. 1977, Helle 1986, Helle ja Järvinen 1986, Virkkala 1987a, b, Järvinen ja Vickholm 1988). Kun lajille sopivaa elinympäristöä on jäljellä vain vähän, esimerkiksi 17-29 %, pienenee kanta nopeammin kuin voitaisiin pelkän lajin elinympäristön kokonaisalan vähenemisen perusteella olettaa (Gardner ym. 1987, Andrén 1994). Yksittäisten metsälaikkujen pinta-alalla ja eristäytyneisyydellä on tällöin huomattava merkitys lajin säilyvyyden kannalta. Viitteitä vanhojen metsien lintujen parimäärien pienentymisestä enemmän kuin vanhan metsän pinta-alan vähentyminen olisi antanut odottaa, on havaittu myös Suomessa (Väisänen ym. 1998). Erityisesti kuukkelikantojen tilaan on Suomessa viime aikoina kiinnitetty enenevästi huomiota. Kesäaikaisten seurantalaskentojen mukaan Suomen kuukkelimäärien on todettu romahtaneen viime vuosikymmeninä (Väisänen ym. 1998). Etelä-Suomessa kuukkeleita on alettu seurata entistä tarkemmin (Kempainen 2002, Laamanen 2002, Lillandt 2000, 2003).

Lintulajin esiintymiseen ja menestyvyyteen tietyllä alueella vaikuttavat useat eri tekijät. Näiden merkitys voi vaihdella sekä käytetystä mittakaavasta riippuen että

eri vuosien välillä (Jokimäki ja Huhta 1996, Jokimäki ym. 2000). Jotta lintulajin elinympäristövaatimuksista saataisiin luotettava kuva metsäsuunnittelun tueksi, tarvitaan monimittakaavaisia ja monivuotisia tutkimuksia. Aiemmat tutkimukset ovat korostaneet yksittäisten kasvillisuutta kuvaavien muuttujien tärkeyttä (ks. esim. Hildén 1965). Metsälintujemme elinympäristövaatimuksia tarkasteltaessa on kuitenkin havaittu, että lajin esiintymisen kannalta tärkeimmät tekijät liittyvät metsikön ja metsämaiseman rakennetta kuvaaviin tekijöihin tai niiden yhdysvaikutuksiin (Väisänen ym. 1986, Virkkala 1990, Raivio 1992, Jokimäki ja Huhta 1996). Rovaniemen seudulla tehdyssä tutkimuksessa havaittiin, että vanhojen metsien lintulajien parimäärät kasvoivat metsän iän, lahoppuun ja sekapuuston määrän kasvun myötä (Jokimäki ja Huhta 1996). Toisaalta vanhojen metsien lintulajien parimäärät vähenivät metsänreunojen ja metsäautoteiden määrän kasvaessa. Havainto viittaa siihen, että lajin esiintymiseen vaikuttavia tekijöitä olisi tarkasteltava samanaikaisesti sekä paikallisella että maisematasolla.

Metsäsuunnittelun ja lajistonsuojelun kehittämisen kannalta on tärkeää huomata, että tietty laji ei yleensä koskaan esiinny yhtä aikaa kaikissa sille sopivissa elinympäristöissä. Toisaalta lajin esiintyminen yhtenä vuonna tietyllä paikalla ei välttämättä tarkoita kyseisen elinympäristön olevan lajille optimaalinen, metsäsuunnittelun ja luonnonsuojelun kannalta tavoiteltava. Koska metsien käyttö muuttaa lajien elinympäristöjä ja elinmahdollisuuksia, on metsälajien populaatioiden kehityssuuntia seurattava jatkuvasti. Seurannan avulla voidaan arvioida uhanalaisuusstatuksia ja metsien käytön vaikutusta metsäeliöstömmme monimuotoisuuteen.

Monivuotisia tutkimuksia tarvitaan, jotta lajien kannalta tärkeät elinympäristöpiirteet löydettäisiin ja elinvoimaisten kantojen säilyminen mahdollistuisi.

Metsätaloussektorilla on alettu puhua ekologisesti kestävästä metsätaloudesta, jolla tarkoitetaan lähinnä sitä, että metsien taloudellinen käyttö ja metsänhoito eivät saa vaarantaa metsäekosysteemien toimintaa ja metsien eliöyhteisöjen monimuotoisuutta (ks. Jokimäki ja Kangas 2001). Nykyisin luonnon monimuotoisuuden ylläpitäminen ja sen tarkoituksenmukainen lisääminen tulee entistä tarkemmin ottaa huomioon metsien hoidossa ja käytössä. Yksi tärkeimmistä soveltavan metsäekologian tehtävistä onkin löytää keinoja, joiden avulla voidaan turvata monimuotoisen metsäeliöstön säilyminen. Tämä edellyttää metsälajien ympäristövaatimusten yhä parempaa tuntemusta ja tutkimustiedon integroimista metsäsuunnitteluun.

Tässä tutkimuksessa selvitettiin kuukkelin elinympäristönvalintaa pohjoissuomalaisessa metsämaisemassa, missä kuukkelin esiintyy vielä suhteellisen runsaana. Tavoitteena oli erotella kuukkelin suosit ympäristöt lajin kannalta keskinkertaisista (=kuukkeleita paikalla vain joihinkin tutkimusvuosina) ja kuukkelille kelpaamattomista ympäristöistä. Kuukkelin esiintymistä pyrittiin selittämään sekä pienen mittakaavan kasvillisuusmuuttujilla että suuren mittakaavan metsikkö- ja metsämaisematason muuttujilla. Lajin esiintymistä tutkittiin usean vuoden ajan; tällä pyrittiin saamaan luotettava kuva kuukkelin elinympäristövaatimuksista peräpohjalaisessa metsämaisemassa. Erityisesti haluttiin selvittää, vaikuttaako alueen metsäisyys tai vanhojen metsien määrä kuukkelin esiintymiseen. Lisäksi pyrit-

tiin löytämään yksittäisiä metsikön rakennetta kuvaavia muuttujia, joiden avulla voitaisiin ennustaa kuukkelin esiintymistä alueella. Päättökäsimasaiheita olivat: millaisilla metsäalueilla kuukkeli elää päälvinneisyysalueellaan ja onko kuukkelista metsäluonnossa tapahtuvien muutosten indikaattoriksi? Tässä yhteydessä indikaattorilla tarkoitetaan lajia, jonka ekologia ja elinympäristövaatimukset tunnetaan niin hyvin, että lajin esiintyminen alueella antaa arvokasta tietoa alueen laadusta (ks. Kuuluvainen ym. 2004).

2. Tutkimuslajin yleisesittely, levinneisyys ja kannanarvot

Suomen vakituinen pesimälintulajisto koostuu 235 lajista; näistä 15 on metsän yleislintuja, 28 havumetsälintulajeja ja 15 vanhan metsän lintulajeja (Väisänen ym.

1998). Tutkimuslajimme kuukkeli on yksi vanhojen metsien tyyppilajeista (kuva 1). Suomessa kuukkeleita pesii arviolta 30000-50000 paria (Väisänen ym. 1998). Suomen kuukkelikanta painottuu maan pohjoisosiin ja lajin yhtenäinen levinneisyysalue ulottuu Tornion-Kainuun tasolle; Keski- ja Etelä-Suomessa on vain sirpaleisia esiintymiä (Väisänen ym. 1998). Virkkala ja Rajasärkkä (2000) tarkastelivat kuukkelin esiintymistä Suomen suojelualueilla. Tutkimuksessa kuukkelitiheys oli suurempi Pohjois-Suomessa (keskitiheys 0,45 paria/km²) kuin Etelä-Suomessa (0,03 paria/km²) ja Itä-Suomen suojelualueilla kuukkeleita oli enemmän (0,36 paria/km²) kuin Länsi-Suomen suojelualueilla (0,14 paria/km²). Virkkalan ja Rajasärkkän (2000) mukaan Suomen kuukkeleista noin 31-50 % esiintyy suojelualueilla.



Kuva 1. Kuukkeli on yksi vanhojen metsien tyyppilintulajeista (kuva: Jukka Jokimäki).

Suomen kuukkelikanta on pienentynyt rajusti viime vuosikymmenten aikana. Pesimäaikaisten linjalaskentojen mukaan lajin kokonaisparimäärä on laskenut alle kolmasosaan 1940-luvulta 1970-luvulle tultaessa. 1970- ja 1980-luvulla kanta ei enää pienentynyt, mutta kannankokoindeksi oli kuitenkin vain puolet koko havaintojakson (1945-1988) keskiarvosta (Väisänen ym. 1998). Taantuminen on ollut erityisen voimakasta eteläisessä Suomessa (Kemppainen ja Kemppainen 1991, Kemppainen 2002). Suurimpana yksittäisenä syynä kuukkelimäärän pienenemiseen on pidetty vanhojen havumetsien pinta-alan pienenemistä ja lajin elinympäristön pirstoutumista (Helle ja Järvinen 1986).

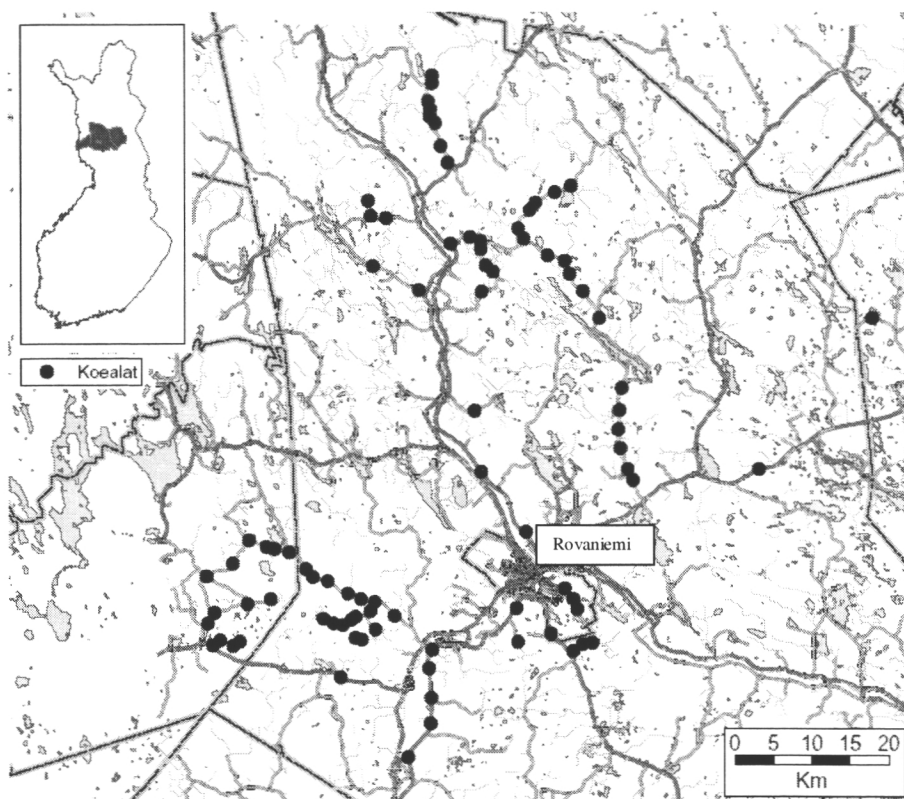
Elintavoiltaan kuukkelin on hyvin paikka- ja pariuskollinen. Laji elää ympäri vuoden territoriaalisessa perheparvessa, joka koostuu yleensä pesivästä parista sekä yhdestä tai useammasta nuoresta linnusta. Nuoret linnut voivat olla parin omia poikasia tai immigrantteja naapuriparvista. (Sklepkovych 1997). Ravinnonkäytöltään kuukkelin on lähes kaikkiruokainen; se pyydystää pikkunisäkkäitä ja pienikokoisia varpuslintuja, käy haaskoilla sekä vie railee lintulaudoilla. Ruokavalioon kuuluvat myös mm. erilaiset niveljalkaiset, marjat sekä linnunpoikaset ja -munat. Kuukkelin varastoi syksyllä ravintoa mm. kaarnarakoihin ja naavan joukkoon. Pesintänsä kuukkelin aloittaa varsin varhain kevättalvella, Pohjois-Suomessa jo maaliskuun puolivälissä. Kuukkelin pesäpuuna on yleisimmin kuusi (Matero 1996, Sklepkovych 1997).

3. Tutkimusalue ja menetelmät

Tutkimus toteutettiin Lapin läänissä, Ylitornion, Rovaniemen kaupungin ja Rova-

niemen maalaiskunnan sekä Kemijärven alueella (kuva 2). Kuukkelin rengastuspyyntejä on Rovaniemen kaupungin ja maalaiskunnan alueella sekä Ylitorniossa tehty jo useiden vuosien ajan; tutkimusjakson (v. 2000-2003) aikana pyyntiä edelleen tehostettiin ja laajennettiin alueellisesti. Kuukkelin esiintymishavainnot kerättiin rengastuspyyntien yhteydessä rasvaruokintapaikoilta. Ruokintapaikkoja oli käytössä kaikkiaan 85, joista 41 neljän vuoden ajan, 31 kolmen vuoden ajan ja 13 kahden tutkimusvuoden ajan. Vuosina 2000-2003 rengastettiin ruokintapaikoilla kaikkiaan 351 kuukkeliyksilöä. Ruokintapaikat ryhmiteltiin kuukkelin esiintymisen (x) mukaan seuraavasti: 1) $x = 0$; jokaisena tutkimusvuotena kuukkelittomat paikat ($n = 24$), 2) $0 < x < 50$ %, paikat, joilla kuukkeleita tavattiin satunnaisesti joinakin tutkimusvuosina ($n = 19$) ja 3) $x \geq 50$ %, paikat, joilla kuukkeleita tavattiin vähintään joka toisena tutkimusvuotena ($n = 42$). Kuukkelittomiksi paikoiksi tulkittiin ruokintapaikat, joilla ei havaittu kuukkeleita ja joiden rasvaruokinnalla ei havaittu kuukkeleiden syömäjälkiä.

Ruokintapaikat sijaitsivat asumattomilla alueilla (etäisyys lähimpään taloon yli 1,5 km), metsäautoteiden varsilla noin 1,5 kilometrin etäisyydellä toisistaan. Ruokintapaikat sijoitettiin puustoisille alueille ja rasvaruokinta aloitettiin vuosittain syyskuussa. Kuukkeleita houkuteltiin ruokintapaikalle myös äänitrapin avulla. Ruokailemassa käyneet kuukkelit pyydystettiin lintuverkoilla, loukulla tai katiskalla. Linnut rengastettiin ja niistä kerättiin biometria-aineistoa myöhempiä analyysjä varten. Yleensä parven kaikki yksilöt saatiin kiinni samalla kertaa. Tarvittaessa yritettiin ensimmäisellä kerralla kiinnijäämättömiä lintuja pyydystää vielä uudel-



Kuva 2. Tutkimusalue ja koealojen sijoittuminen. Kuntarajat näkyvät harmaalla.
© Maanmittauslaitos lupa nro 6/MAR/98.

leen. Kun kaikki yksilöt oli saatu kiinni tai lisäpyynti ei enää tuottanut tulosta, rasvaruokinta lopetettiin. Yleensä syksyisillä ruokintapaikoilla oli tarjolla rasvaa noin 1-2 viikon ajan.

Maisematason tarkastelussa eri elinympäristötyyppien (taulukko 1) osuudet 250, 500, 750 ja 1 000 metrin säteellä ruokintapaikasta selvitettiin kahdeksannen valtakunnan metsien inventoinnin (VMI8) satelliittikuvapohjaisen paikkatietoaineiston avulla. Paikkatietoaineistosta arvioitiin lisäksi samojen elinympäristötyyppien keskimääräinen laikkukoko ja laikkutiheys. Laikkukoon ja -tiheyden sekä elinympäristötyyppien osuuksien määrittämisessä käytettiin FRAGSTATS-ohjelmaa (McGarigal ja Marks 1993). Tutkimuk-

sessamme vanhaksi metsäksi katsottiin metsät, joissa puuston kuutiotilavuus oli $100 \text{ m}^3/\text{ha}$ tai enemmän. Tompon ym. (1998) mukaan ko. arvo vastaa tutkimusalueella noin satavuotiasta metsää. Koska käytettävissä ollut paikkatietoaineisto oli vuosilta 1993-1994, se ajantasaistettiin päivittämällä tuoreet hakkuut Rovaniemen maalaiskunnan alueen valtion metsissä Metsähallituksen kuvioaineistojen avulla ja Ylitornion alueella tuoreita ilmakuvia käyttäen. Lisäksi analyysissä käytettyjä luokkarajoja laskettiin kivennäismailla vastaamaan noin kymmenen vuoden aikana tapahtunutta keskimääräistä metsän kasvua (Häyrynen 1994). Päivityksen myötä VMI8:n alkuperäiset aukeat ja nuoret taimikot muunnettiin taimikko-luokaksi. Maisematason aineiston tilas-

tollisessa käsittelyssä käytettiin Kruskalin-Wallislin testiä, jolla selvitettiin erosi-
vatko alueet, joilla kuukkeleita tavattiin
usein tai satunnaisesti, alueista, joilla
kuukkeleita ei tutkimusvuosien aikana ta-
vattu.

Tutkimusalueen yleistä metsämaiseman
rakennetta arvioitiin arpomalla tutkimus-
alueelle 100 satunnaispistettä. Satunnais-
pisteiden tuli sijaita hakkuupäivitettyillä
alueilla. Kuten ruokintapaikkojenkin,
myös satunnaispisteiden tuli sijaita puus-
toisilla alueilla korkeintaan 200 metrin
etäisyydellä metsäautotiestä. Satunnais-
pisteiden ympäristöstä selvitettiin samat
maisematason muuttujat kuin ruokinta-
paikkojen ympäristöstä.

Ruokintapaikkojen lähiympäristöstä
koottiin metsikkötasolla varsin monipuoli-
nen kuukkelin elinympäristöä kuvaileva
aineisto (taulukko 2), jonka avulla pyrit-
tiin selittämään kuukkelin esiintymistä
tietyillä alueilla sekä lajin puuttumista toi-
silta alueilta. Puustotiedot sekä kenttäker-
roksen koostumus määritettiin ruokinta-
paikalta ja neljältä muulta koealalta 50
metrin säteellä rasvaruokinnasta. Kaikki-
aan 430 koealalta laskettiin 3,99 metrin
säteisen ympyrän sisältä puulajeittain
runkolukusarjat pituusluokittain (1-3 m,
>3-5 m, >5-10 m, >10-15 m ja >15 m)
sekä arvioitiin kenttäkerroksen koostu-
mus 1 m²:n koealalta. Lisäksi jokaiselta
ympyräkoelalta arvioitiin puiden latvus-
peittävyys ja naavaisuus. Naavaisuus luo-
kiteltiin kolmeen luokkaan: 0) ei naavaa,
1) jonkin verran naavaa ja 2) runsaasti
naavaa. Ruokintapaikoilla viiden mitta-
pisteen naavaisuusluokkien arvot lasket-
tiin yhteen; näin saatiin nk. naavaisuus-
indeksi. Jokaisella ympäristökuvauspi-
steellä mitattiin keskimääräisen puun pi-
tuus hypsometrillä ja pohjapinta-ala ar-

*Taulukko 1. Ruokintapaikkojen maisematason
mittakaavan ympäristömuuttujat.*

Avohakkuut
Taimikot
Turvemaat
Avomaat
Nuoret mäntymetsät
Vanhat mäntymetsät
Kuusivaltaiset nuoret metsät
Kuusivaltaiset vanhat metsät
Lehtimetsät
Nuoret mänty-kuusi sekametsät
Vanhat mänty-kuusi sekametsät
Nuoret lehtipuuvaltaiset sekametsät
Vanhat lehtipuuvaltaiset sekametsät

*Taulukko 2. Ruokintapaikkojen metsikkötason
ympäristömuuttujat.*

PUUSTO
Puuston runkotilavuus (m³/ha)
runkoluku (kpl/ha)
puuston keskikorkeus (m)
puuston korkeuden keskihajonta
rinnankorkeusläpimitta (cm)
pienpuuston määrä (kpl/ha)
latvuspeittävyys
mäntyjen osuus (%)
kuusen osuus (%)
lehtipuiden osuus (%)

KENTTÄKERROS
varpujen peittävyys (%)
puolukan osuus varvuista
mustikan osuus varvuista
variksenmarjan osuus varvuista
juolukan osuus varvuista

MUUT
korkeus merenpinnasta (m)
naavaisuus

vioitiin puulajeittain relaskoopilla. Ruokintapaikan 3,99 metrin säteiseltä alueelta mitattiin puiden rinnankorkeusläpimitta kaulaimen avulla. Ruokintapaikan sijaintikoordinaatit ja korkeus merenpinnasta määritettiin GPS:llä. Kuviotason aineiston tilastollisessa käsittelyssä käytettiin Kruskalin-Wallisin testiä selvittämään erosivatko alueet, joilla kuukkeleita tavattiin usein tai satunnaisesti, alueista, joilla kuukkeleita ei tavattu.

4. Tulokset

4.1 Maisematason tekijät kuukkelin esiintymisen selittäjinä

Kuukkelin ruokintapaikoilla vanhojen metsien osuus maapinta-alasta (>22 %) oli suurempi kuin satunnaispisteillä (noin 17 %) (kuva 3). Vanhojen metsien osuus väheni siirryttäessä kuukkelipaikkojen välittömästä läheisyydestä (<250 m) etäämmälle aina 750 metriin asti (kuva 3). Satunnaispisteillä vanhojen metsien osuus (n. 17 %) pysyi vakiona mittakaavasta riippumatta. Vanhojen metsien osuuksissa ei ollut merkittäviä eroja kuukkelittomien ja kuukkelipaikkojen välillä.

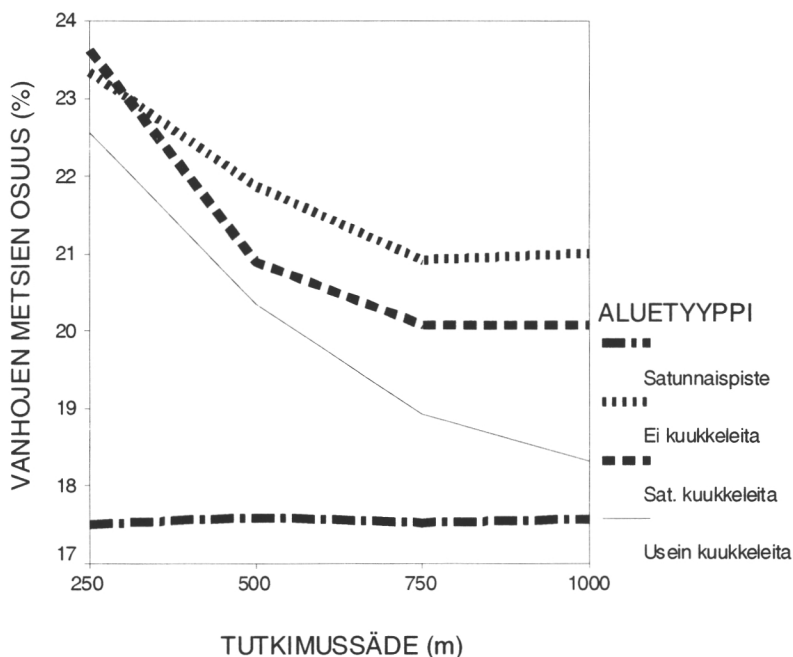
Kaikkiaan 19 muuttujassa 39 testatusta havaittiin eroja kuukkelittomien ja kuukkelipaikkojen välillä jollakin tutkimussäteellä (taulukko 3). Eniten merkitseviä eroja (24) havaittiin maisematyyppin pinta-ala osuuksia kuvaavissa muuttujissa (taulukko 3). Keskimääräistä laikkukokoa kuvaavissa muuttujissa havaittiin eroja 17 tapauksessa ja laikkutiheyttä kuvaavissa muuttujissa 18 tapauksessa kuukkelittomien ja kuukkelipaikkojen välillä. Havaittujen erojen lukumäärä kasvoi tutkimussäteen kasvaessa (taulukko 3).

Avohakkuiden, taimikoiden ja mäntykuusisekametsän määrää, keskimääräistä laikkukokoa ja laikkutiheyttä kuvaavat muuttujat eivät selittäneet kuukkeleiden esiintymistä millään käytetyistä tutkimussäteistä. Tutkimussäteestä riippumatta vanhojen mäntymetsien osuus ja niiden keskimääräinen laikkukoko oli suurempi paikoilla, joissa tavattiin kuukkeleita usein kuin paikoilla joissa kuukkeleita tavattiin vain satunnaisesti tai ei lainkaan (taulukko 3; kuva 4). Kuukkelipaikkojen lähistöllä (= 500 m) oli enemmän laajalajaisia vanhoja kuusikoita kuin kuukkelittomilla paikoilla. Käytetystä tutkimussäteestä riippumatta hyvien kuukkelipaikkojen ympärillä oli vähän lehtimetsiä (tilastollisten erojen merkitsevyydet, ks. taulukko 3).

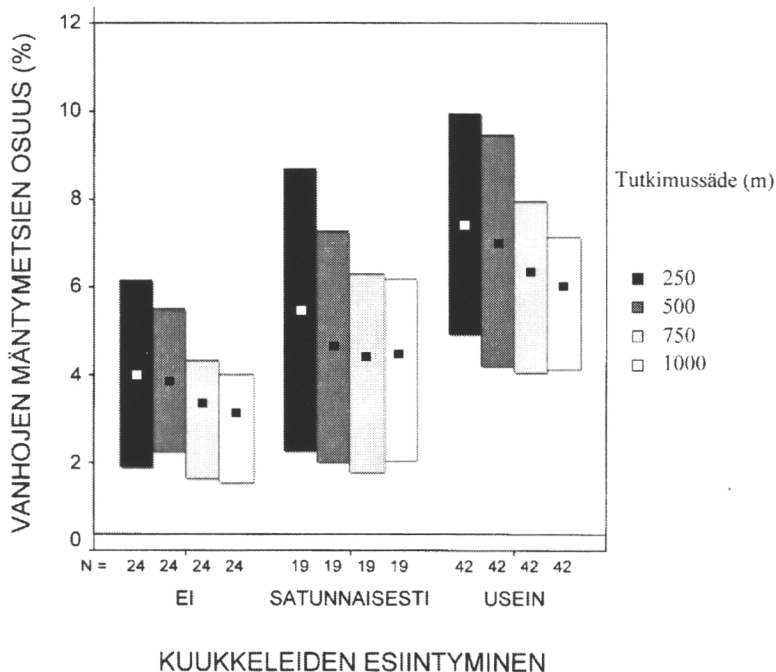
4.2 Metsikkötason tekijät kuukkelin esiintymisen selittäjinä

Maan korkeus merenpinnasta ei vaikuttanut kuukkeleiden esiintymiseen ($\chi^2 = 1,58$, $df = 2$, $P = 0,453$). Kuukkelin esiintymistodennäköisyyden havaittiin kasvavan puuston keskipituuden kasvaessa (kuva 5a, $\chi^2 = 5,75$, $df = 2$, $P = 0,056$). Myös puuston runkotilavuus oli kuukkelipaikoilla suurempi kuin kuukkelittomilla paikoilla, ei kuitenkaan tilastollisesti merkitsevästi (kuva 5b). Puuston rinnankorkeusläpimitalla ei todettu olevan merkitystä kuukkelin esiintymiseen ($\chi^2 = 0,86$, $df = 2$, $P = 0,652$).

Hyvillä kuukkelipaikoilla varpujen peittävyys kenttäkerroksessa oli suurempi kuin kuukkelittomilla ja satunnaisesti kuukkelin käyttämällä ruokintapaikoilla (kuva 5c, $\chi^2 = 9,97$, $P = 0,007$). Naavaa oli runsaammin kuukkelipaikoilla kuin kuukkelittomilla paikoilla (kuva 5d, $\chi^2 = 14,79$, $P = 0,001$).



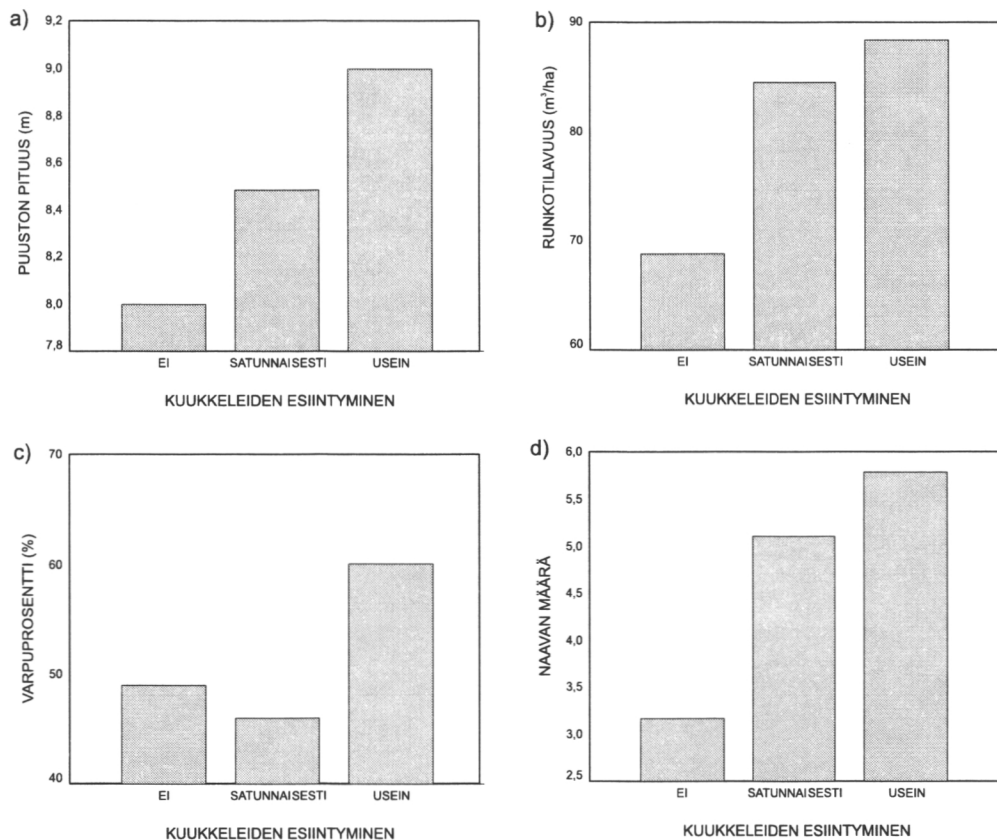
Kuva 3. Vanhojen metsien osuus (%) satunnaispisteillä ja ruokintapaikoilla eri etäisyyksillä (250, 500, 750 ja 1000 m) rasvaruokinnasta ja pisteestä. Ruokintapaikat on luokiteltu paikkoihin, joissa kuukkeleita tavattiin usein, satunnaisesti tai ei lainkaan.



Kuva 4. Kuukkeleiden esiintymisen suhde vanhojen mäntymetsien osuuteen (%) 86 ruokintapaikalla 250, 500, 750 ja 1000 metrin säteellä rasvaruokinnasta. Kuvassa esitetään $\bar{x} \pm 2SE$.

*Taulukko 3. Tilastollisesti merkitsevät erot eri maisematyyppien pinta-alaosuuksissa, keskimääräisessä laikkukoossa ja laikkutiheydessä vertailtaessa keskenään ruokintapaikkoja, joissa tavattiin kuukkeleita usein, satunnaisesti tai ei lainkaan eri tutkimussäteillä. NS = $P > 0,05$, * = $P < 0,05$ ja ** = $P < 0,01$.*

TUTKIMUSSÄDE (m)	250	500	750	1000
MAISEMATYYPPI:				
TURVEMAAT (rämeet, vähäpuustoiset korvet; puuston kokonaistilavuus 4-25 m³/ha)				
Osuus pinta-alasta	NS	NS	NS	*
Laikkukoko	NS	NS	**	*
Laikkutiheys	NS	*	*	*
AVOMAAT (pellot, tiet, avomaat; kokonaistilavuus <4 m³/ha)				
Laikkukoko	NS	*	*	*
NUORET MÄNTYMETSÄT (kokonaistilavuus 30-100 m³/ha)				
Osuus pinta-alasta	**	*	*	*
Laikkukoko	*	*	*	*
VANHAT MÄNTYMETSÄT (kokonaistilavuus > 100 m³/ha)				
Osuus pinta-alasta	*	NS	*	*
Laikkukoko	*	NS	NS	**
KUUSIVALTAISET NUORET METSÄT (kokonaistilavuus 30-100 m³/ha)				
Osuus pinta-alasta	NS	*	*	*
Laikkutiheys	NS	*	**	*
KUUSIVALTAISET VANHAT METSÄT (kokonaistilavuus > 100 m³/ha)				
Osuus pinta-alasta	*	*	*	*
Laikkutiheys	*	**	**	*
LEHTIMETSÄT (kokonaistilavuus >30 m³/ha)				
Osuus pinta-alasta	*	*	**	**
Laikkutiheys	*	*	**	**
Laikkukoko	**	NS	**	*
NUORET LEHTIPUUVALTAISET SEKAMETSÄT (kokonaistilavuus 30-100 m³/ha)				
Osuus pinta-alasta	NS	*	NS	NS
VANHAT LEHTIPUUVALTAISET SEKAMETSÄT (kokonaistilavuus > 100 m³/ha)				
Osuus pinta-alasta	*	**	*	*
Laikkutiheys	*	*	*	*
Laikkukoko	NS	*	*	*



Kuva 5. Kuukkeleiden esiintymisen suhde a) puuston pituuteen (m), b) puuston runkotilavuuteen (m³/ha), c) kenttäkerroksen varpurosenttiin (%) ja d) naavan määrään (minimiarvo = 0 [ei lainkaan naavaa] ja maksimiarvo = 10 [runsaasti naavaa]).

5. Tulosten pohdinta

5.1 Maisematason tekijöiden merkitys kuukkelin esiintymisessä

Vanhon metsien osuus maapinta-alasta näytti aivan ruokintapaikan välittömässä läheisyydessä olevan suurempi kuin satunnaispisteiden ympärillä. Laajemman mittakaavan tarkastelussa ei vanhojen metsien määrällä kuitenkaan havaittu olevan vaikutusta kuukkelin esiintymiseen. Tutkimusalueella vanhojen metsien (ikä yli 100 v.) osuus metsämaan maapinta-

alasta on noin 25 % (Tomppo ym. 1998). Aiemmin esitettyjen teorioiden mukaan yksittäisten, lajille sopivien, habitaatti-aiakkujen pinta-alan ja eristäytyneisyyden tulisi alkaa vaikuttamaan lajin esiintymiseen, kun lajille sopivaa elinympäristöä on alueella jäljellä 17-29 % tai vähemmän (Gardner ym. 1987, Andrén 1994). Runsaametsäisellä tutkimusalueella metsien pirstoutumisen ei siis pitäisikään olla kuukkeleiden esiintymistä rajoittava tekijä. Toisaalta vanhojen metsien osuuden pienikin väheneminen tutkimusalueella voi johtaa pirstoutumisen negatiivisten

vaikutusten ilmenemiseen, mikäli kuukeli suosii vanhoja metsiä elinympäristönään.

Kuokkasen (1997) Koillis-Suomen vanhoissa metsissä tekemässä tutkimuksessa kuukkelin pesimäaikaista tiheyttä selitti parhaiten vanhan metsän pinta-alan osuus tutkimusalueesta. Kuukkelitiheys kasvoi vanhan metsän pinta-alan kasvaessa ja tuoreen metsän pinta-alaosuuden kasvaessa. Kuokkasen (1997) tutkimusalueilla metsien osuus alueen tutkimuskohteen pinta-alasta vaihteli 15-100% ollen keskimäärin 68 %. Vanhojen metsien (yli 100 v.) osuus Koillis-Suomen kohteiden metsistä oli 61-100 %. Schmiegelow'n ja Mönkkösen (2002) mukaan alueilla, missä metsiä on vielä paljon jäljellä ja merkittävin maisemakuvaa muuttava tekijä on metsätalous, tärkein metsälinnustoon vaikuttava tekijä näyttäisi olevan linnuille sopivan elinympäristön kokonaispinta-alan väheneminen sekä elinympäristöjen laadullinen heikkeneminen, ei niinkään metsän pirstoutumiseen liittyvät tekijät.

Tässä tutkimuksessa havaittiin, että käytetystä mittakaavasta riippumatta vanhan mäntymetsän osuus ja sen keskimääräinen laikkukoko oli suurempi paikoilla, joilla tavattiin kuukkeleita usein, kuin paikoilla, joilla kuukkeleita tavattiin vain satunnaisesti tai ei lainkaan. Myös Virkkalan (1987a, b) tulokset korostavat luonnontilaisten mäntymetsien tärkeyttä kuukkelin elinympäristönä. Virkkala (1987a, b) havaitsi Pohjois-Suomessa tehdyssä tutkimuksessaan kuukkelitiheyksien olevan korkeampia luonnontilaisissa mäntymetsissä kuin luonnontilaisissa kuusimetsissä. Edelleen Virkkala (1987a, b) toteaa, että luonnontilaisten mäntymetsien kuukkelitiheydet olivat suurempia

kuin metsätalouden piirissä olevien mäntymetsien.

Kuukkelipaikkojen lähistöllä (= 500 m) oli enemmän laaja-alaisia vanhoja kuusikoita kuin kuukkelittomilla paikoilla. Havainto voi liittyä kuukkelin pesäpaikanvalintaan; laji tekee pesänsä miltei poikkeuksetta kuuseen (Matero 1996, Saari ym. 1999). Ekmanin ym. (2001) mukaan alle 15 metrin pituisten kuusien määrä vaikutti positiivisesti kuukkelin pesimämenestykseen Pohjois-Ruotsissa. Myös Edenius ja Meyer (2002) ovat omissa tutkimuksissaan todenneet kuusikoiden olevan Pohjois-Ruotsissa kuukkelille tärkeitä pienellä mittakaavalla, oletettavasti niiden tarjoaman suojan ja ravinnon kautta.

5.2 Metsikkötason tekijöiden merkitys kuukkelin esiintymisessä

Metsikkötason tarkastelussa kuukkelin esiintymiseen Rovaniemen, Ylitornion ja Kemijärven alueella vaikutti lähinnä metsien tuottavuus. Kuukkelin näytti suosivan runsasvarpuisia metsätyppejä. Etenkin pohjoisilla alueilla on metsätyyppin havaittu vaikuttavan lintulajistoon usein enemmän kuin esimerkiksi reunavaikutuksen (Virkkala 1991, Sallabanks ym. 2000). Varpujen kokonaispeittävyydellä oli tutkimuksessamme positiivinen vaikutus kuukkelin esiintymiseen. Samansuuntaisia tuloksia on saatu myös Pohjois-Ruotsista mustikan peittävyuden osalta (Sklepkojevich 1997). Marjat muodostavat tärkeän osan kuukkelin ravinnosta. Atlegrimin ja Sjöbergin (1996, 1997) mukaan avohakkuut vähentävät mustikan ja hyönteistoukkien määrää eli käytännössä kuukkelille tarjolla olevan ravinnon määrä vähenee. Suomen valtakunnan metsien inventointien mukaan mustikan peittä-

vyys on huomattavasti pienentynyt ajanjaksona 1951-1995 (Mäkipää 2004). Tuottavat metsämaat näyttävät tarjoavan kuukkelille enemmän ravintoa kuin vähemmän tuottoisat metsämaat. Myös Sklepkovychin (1997) kuukkelitutkimuksessa tuoreiden kankaiden suuri määrä kuukkelin reviirillä paransi reviirin laatua pesimämenestyksellä mitattuna. Talvinen ravinnonsaanti on eräs keskeinen kysymys käsiteltäessä vanhoissa metsissä elävien paikkalintujen esiintymistä. Pohjois-Ruotsissa tehdyssä tutkimuksessa havaittiin, että luonnontilaisissa metsissä on yli kolme kertaa enemmän hämähäkkejä talvisin kuin poimintahakuilla käsitellyillä alueilla (Pettersson 1996). Lisäksi avoimilla, kuivilla metsähabitaateilla, kuukkelin joutuminen pedon saaliksi lienee todennäköisempää kuin kasvipeitteeltään runsaammilla tuoreilla kankailla.

Tutkimuksissamme myös puuston pituus oli suurempi paikoilla, joilla kuukkeleita tavattiin useana vuonna, kuin paikoilla, joilla kuukkeleita ei havaittu lainkaan tai niitä havaittiin vain harvoin. Puuston pituuden positiivinen vaikutus liittyyneen joko maaperältään tuottavien alueiden preferenssiin ja/tai iältään vanhojen metsien suosimiseen lajin elinympäristönä. Puiden rinnankorkeusläpimitassa ei kuitenkaan havaittu eroja kuukkelittomien ja kuukkelipaikkojen välillä. Puuston runkotiavuus oli kuukkelittomilla paikoilla ($< 70 \text{ m}^3/\text{ha}$) pienempi kuin kuukkelipaikoilla (noin $85 \text{ m}^3/\text{ha}$). Tompon ym. (1998) mukaan metsät, joiden kuutiotiavuus on $85 \text{ m}^3/\text{ha}$, ovat tutkimusalueella iältään 81-100 vuoden ikäisiä. Rovaniemen maalaiskunnan metsämaan pinta-alasta liki 67 % on kuitenkin iältään alle 81-vuotiaita metsiä (Tomppo ym. 1998).

Kuukkelittomilla paikoilla oli selvästi vähemmän naavaa kuin kuukkelipaikoilla. Naavaisten alueiden suosiminen todennäköisesti liittyy kuukkelin taipumukseen varastoida syksyisin ravintoa talven varalle. Naavaiset puut tarjoavat hyviä kätköpaikkoja (Helle ja Helle 1989). Kuukkelin käyttää naavaa myös pesänsä vuokraukseen. Naava on hyvä lämmöneriste ja aikaisin keväällä, maaliskuuhuhtikuussa, pesivälle kuukkelille sillä voi olla tärkeä merkitys pesinnän onnistumisen kannalta. Metsien hakkuiden myötä naavaisten puiden määrä vähenee. Naavojen ja luppojen biomassan on havaittu vähenevän 25-50 metrin etäisyydelle asti metsän reunasta (Esseen ja Renhorn 1998).

6. Yhteenveto ja suositukset

Vanhojen metsien määrän merkitys kuukkelin elinympäristönvalinnassa jäi oletettua vähäisemmäksi. Vanhojen metsien määrä tutkimusalueella oli lähellä raja-arvoa (17-29 %), jonka jälkeen vähenemisen tulisi alkaa vaikuttamaan kuukkelikantoihin. Tutkimuksemme tulokset viittaavat siihen, että laaja-alaiset vanhat mäntymetsät ovat tärkeitä kuukkelin elinympäristöinä.

Metsikkötason tarkastelussa havaittiin, että kuukkelit suosivat esiintymisessään metsiä, joissa puusto on pitkää, varpuja on paljon ja erityisesti naavaa on runsaasti. Kuukkelin optimaaliseksi ympäristöksi nousi laajojen, vanhojen mäntymetsien dominoima alue, jonka sisäosissa oli runsasvarpuisia ja naavaisia kuusikoita. Kuukkeliparin reviirikoko on elinympäristön laadusta ja lajin populaatiotiheydestä riippuen $0,5-1,5 \text{ km}^2$; syksyisin reviirikoko lienee hiukan suurempi. Kuukkelin elinympäristöä tulisikin metsänhoi-

dossa tarkastella sekä metsikkö- että metsämaisematasolla.

Viimeaikaisissa tutkimuksissa on havaittu, että yhtenäisiä metsäalueita suosivien lintulajien runsaudenvaihtelu on suurempaa ja lajien paikalliset katoamiset ovat yleisempiä pirstoutuneessa metsämaise-massa kuin laajoilla yhtenäisillä metsä-alueilla (Jokimäki ym. 2000, Boulinier ym. 2001). Lajin pitkäaikainen säilyvyys tietyllä alueella voisi olla entistä tärkeämpi kriteeri arvioitaessa alueen sopi-vuutta tietylle lajille.

Suupohjan monivuotisessa kuukkelitutki-muksessa havaittiin, että tietyillä alueilla elävien ”menestyslintujen” poikastuotto on ollut niin merkittävää, että Suupohjan kuukkelipopulaation kehitys olisi ollut aivan toisensuuntainen ilman näitä hy-villä alueilla eläneitä yksilöitä (Lillandt 2003). Paikallisilta hyviltä alueilta (lähde-alueet), voi siirtyä yksilöitä muille alueille pesimään. Lajin alueellisen säilyvyyden kannalta lähdealueet ovat erityisen mer-kittäviä. Kanadassa tehdyssä tutkimuk-sessa havaittiin, että metsissä pesivät lin-tulajit palasivat sitä harvemmin ja hitaam-min revii-reilleen, mitä vähemmän alueel-la oli metsiä jäljellä (Bélise ym. 2001). Populaatioiden eristäytyminen voi johtaa yksilöiden geneettiseen rappeutumiseen ja lajien katoamiseen. Kuukkelin on äärim-mäisen paikkauskollinen lintulaji, jonka siirtymät paikasta toiseen ovat yleensä al-le 10 kilometriä (Lillandt 2003). Uima-niemen ym. (2000) tutkimuksessa havait-tiin, että Länsi-Suomessa päälevinnei-syysalueesta erillään elävien kuukkelei-den geneettinen monimuotoisuus oli vä-hentynyt verrattuna lajin esiintymisalu-een ydinosisissa eläviin kuukkeleihin.

Tutkimustuloksemme ovat sovellettavis-sa runsasmetsäisille alueille, joilla vanho-jen metsien osuus metsämaan pinta-alasta on noin neljännes. Vähämetsäisillä alueil-la jäljellä olevien vanhojen metsien määrä ja niiden pirstoutuneisuus ovat oletetta-vasti huomattavasti merkittävämpiä kuukkelin esiintymistä selittäviä tekijöitä kuin tässä tutkimuksessa. Lisäksi on huo-mattava, että tämä tutkimus tehtiin kuuk-kelein päälevinneisyysalueella Keski-La-pissa. Yleensä lajin ympäristövaatimukset tiukentuvat lajin levinneisyysalueen reu-na-alueita kohti. Etelä-Suomessa kuuk-kelein tulisi siis valita elinympäristönsä tarkemmin kuin päälevinneisyysalueel-laan pohjoisessa.

Tutkimuksemme tukee aikaisempia ha-vaintoja kuukkelin soveltuvuudesta met-säluonnon tilan sekä metsäluonnossa ta-pahtuvien muutosten indikaattoriksi. Lin-tuja on yleensäkin pidetty hyvinä ja kus-tannustehokkaina indikaattoreina (ks. esim. Montgomery ym. 1999, Juutinen 2004). Paikkalintuna kuukkelin kannan-muutokset ilmentävät juuri kyseisessä ha-vaintopaikassa tapahtuvaa ympäristön-muutosta. Lintulajina kuukkelin on helpos-ti tunnistettava ja tämä helpottaa sen käyt-töä indikaattorina. Ruokintapaikkoja pe-rustamalla kuukkelin esiintyminen tai sen puuttuminen tietyltä alueelta on helppo todeta. Lisäksi kuukkelin ekologia ja elin-ympäristövaatimukset tunnetaan varsin hyvin. Lisätietoja kuitenkin tarvitaan kuukkeleiden pesimämenestyksestä, tal-visäilyvyydestä ja dispersaalista.

Kiitokset

Tutkimusta ovat tukeneet Maa- ja metsä-talousministeriö, Metsäntutkimuslaitok-sen Rovaniemen tutkimusasema ja Lapin

yliopiston Arktinen keskus. Suomen Kulttuurirahasto, Oulun Luonnonystävään Yhdistys ry ja Suomen Biologian Seura Vanamo ry myönsivät työhön Eeva Väisälle apurahan. Erityiskiitokset Ismo Kreiville kuukkelinpyynnistä ja muusta avusta sekä Vesa Nivalalle ja Ari Nikulalle GIS-yhteistyöstä. Mikko Mönkköstä kiitämme hyvistä kommentteista työn eri vaiheissa.

Kirjallisuus

- Aarne, M. (toim.) 1995. Metsätilastollinen vuosikirja 1995. Painatuskeskus, Helsinki. 354 s.
- Andrén, H. 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos* 71: 355-366.
- Atlegrim, O. ja Sjöberg, K. 1996. Response of bilberry (*Vaccinium myrtillus*) to clear-cutting and single-tree selection harvest in uneven-aged boreal *Picea abies* forests. *Forest Ecology and Management* 86: 39-50.
- Atlegrim, O. ja Sjöberg, K. 1997. Effects of clear-cutting and single-tree selection harvests on herbivorous insect larvae feeding on bilberry (*Vaccinium myrtillus*) in uneven-aged boreal *Picea abies* forests. *Forest Ecology and Management* 87: 139-148.
- Bélise, M., Desrochers, A. ja Fortin, M.-J. 2001. Influence of forest cover on the movements of forest birds: a homing experiment. *Ecology* 82: 1893-1904.
- Boulinier, T., Nichols, J.D., Hines, J.E., Sauer, J.R., Flather, C.H. ja Pollock, K.H. 2001. Forest fragmentation and bird community dynamics: inference at regional scales. *Ecology* 82: 1159-1169.
- Edenius, L. ja Meyer, C. 2002. Activity budgets and microhabitat use in the Siberian Jay *Perisoreus infaustus* in managed and unmanaged forests. *Ornis Fennica* 78: 26-33.
- Ekman, J., Eggers, S., Griesser, M. ja Tegelström, H. 2001. Queuing for preferred territories: delayed dispersal of Siberian jays. *Journal of Animal Ecology* 70: 317-324.
- Esseen, P.-A. ja Renhorn, K.-E. 1998. Edge effects on an epiphytic lichen in fragmented forests. *Conservation Biology* 12: 1307-1317.
- Gardner, R.H., Milne, B.T., Turner, M.G. ja O'Neill, R.V. 1987. Neutral models for the analysis of broad-scale landscape pattern. *Landscape Ecology* 1:19-28.
- Helle, P. 1986. Effects of forest succession and fragmentation on bird communities and invertebrates in boreal forests. Väitöskirja, Acta Universitatis Ouluensis A 178, Biologica 26. 92 s.
- Helle, P. ja Helle, T. 1989. Arboreal lichens as a resource in winter ecology of mammals and birds. *Aquilo Ser. Zool.* 24: 59-64.
- Helle, P. ja Järvinen, O. 1986. Population trends of north Finnish landbirds in relation to their habitat selection and changes in forest structure. *Oikos* 46: 107-115.
- Hildén, O. 1965. Habitat selection in birds: A review. *Annales Zoologici Fennici* 2: 53-75.
- Häyrynen, M. (toim.) 1994. Tapion taskukirja. 22. uudistettu painos. Gummerus Kirjapaino Oy, Jyväskylä. 640 s.
- Jokimäki, J. ja Huhta, E. 1996. Effects of landscape matrix and habitat structure on a bird community in northern Finland: a multi-scale approach. *Ornis Fennica* 73: 97-113.

- Jokimäki, J., Huhta, E., Mönkkönen, M. ja Nikula, A. 2000. Temporal variation of bird assemblages in moderately fragmented and less-fragmented boreal forest landscapes: a multi-scale approach. *EcoScience* 7: 256-266.
- Jokimäki, J. ja Kangas, J. 2001. Metsien käytön ekologisesta kestävydestä. Julkaisussa: Kangas, J. ja Kokko, A. (toim.) *Metsän eri käyttömuotojen arvottaminen ja yhteensovittaminen*. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 800: 350-366.
- Juutinen, A. 2004. Kustannustehokkuus monimuotoisuuden turvaamisessa. Julkaisussa: Kuuluvainen, T., Saaristo, L., Keto-Tokoi, P., Kostamo, J., Kuuluvainen, J., Kuusinen, M., Ollikainen, M. ja Salpakivi-Salomaa, P. (toim.) *Metsän kätköissä – Suomen metsäluonnon monimuotoisuus*, s. 343-353. Edita Publishing Oy, Helsinki.
- Järvinen, O., Kuusela, K. ja Väisänen, R.A. 1977. Metsien rakenteen muutoksen vaikutus pesimälinnustoomme viimeisten 30 vuoden aikana. *Silva Fennica* 11: 284-294.
- Järvinen, O. ja Vickholm, M. 1988. Metsäluonnon muutokset ja Suomen linnusto. *Luonnon tutkija* 91: 20-24.
- Kempainen, J. 2002. Kuukkelihavainnot Etelä-Suomessa 1990-2001. *Hippiäinen* 32 (1): 23-28.
- Kempainen, J. ja Kempainen, O. 1991. Kuukkelin esiintymisestä Etelä-Suomessa 1960-1990. *Lintumies* 26 (1): 20-29.
- Kuokkanen, P. 1997. Pinta-alan, maiseman ja habitaattirakenteen merkitys vanhojen metsien lintuyhteisöille. *Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja, Sarja A* 73. 38 s.
- Kuuluvainen, T., Saaristo, L., Keto-Tokoi, P., Kostamo, J., Kuuluvainen, J., Kuusinen, M., Ollikainen, M. ja Salpakivi-Salomaa, P. (toim.) 2004. *Metsän kätköissä – Suomen metsäluonnon monimuotoisuus*. Edita Publishing Oy, Helsinki. 381 s.
- Laamanen, K. 2002. Pirkanmaan kuukkelikaritoitus 2000-2001. *Lintuviesti* 27 (2): 8-20.
- Lillandt, B-G 2000. Suupohjan kuukkelitutkimus 27 vuotta. *Hippiäinen* 30 (1): 13-26.
- Lillandt, B-G 2003. Kuukkelikanta kääntyi laskuun - heikoin poikastuotto 17 vuoteen. *Hippiäinen* 33 (2): 25-31.
- Matero, J. 1996. Seitsemän vuotta Kuusamon kuukkelikuusikoissa. *Aureola* 21: 74-87.
- McGarigal, K. ja Marks, B. J. 1993. FRAGSTATS – spatial pattern analysis for quantifying landscape structure. Dept. Forest Sci., Oregon State Univ.
- Montgomery, C., Pollak, R., Freemark, K. ja White, D. 1999. Pricing biodiversity. *Journal of Environmental Economic and Management* 38: 1-19.
- Mäkipää, R. 2004. Kasvillisuuden muutoksia viimeisen 50 vuoden aikana. Julkaisussa: Kuuluvainen, T., Saaristo, L., Keto-Tokoi, P., Kostamo, J., Kuuluvainen, J., Kuusinen, M., Ollikainen, M. ja Salpakivi-Salomaa, P. (toim.) *Metsän kätköissä – Suomen metsäluonnon monimuotoisuus*, s. 129-130. Edita Publishing Oy, Helsinki.
- Mönkkönen, M. ja Welsh, D.A. 1994. A biogeographical hypothesis on the effects of human caused landscape changes on the forest bird communities in Europe and North America. *Annales Zoologici Fennici* 31: 61-70.
- Petterson, R.B. 1996. Effects of forestry on the abundance and diversity of arboreal spiders in the boreal spruce forests. *Ecography* 19: 221-228.
- Raivio, S. 1992. Bird communities in fragmented coniferous forests: the importance of quantitative data and adequate scaling.

- Väitöskirja. Helsingin yliopisto, Eläintieteen laitos.
- Saari, L., Pulliainen, E. ja Hietajärvi, T. 1999. Itä-Lapin linnut. Helsingin yliopiston Värriön tutkimusasema. Oulun yliopistopaino. 2. painos. 366 s.
- Sallabanks, R., Walters, J.R. ja Collazo, J.A. 2000. Breeding bird abundance in bottomland hardwood forests: habitat, edge and patch size effects. *Condor* 102: 748-758.
- Schmiegelow, F.K.A. ja Mönkkönen, M. 2002. Habitat loss and fragmentation in dynamic landscapes: avian perspectives from the boreal forests. *Ecological Applications* 12: 375-389.
- Sklepkovych, B. 1997. Kinship and conflict. Resource competition in a proto-cooperative species: the Siberian Jay. Väitöskirja. Tukholman yliopisto.
- Tomppo, E., Katila, M., Moilanen, J., Mäkelä, H. ja Peräsaari, J. 1998. Kunnittaiset metsävaratiedot 1990-94. *Metsätieteen aikauskirja* 4B/1998: 619-839.
- Uimaniemi, L., Orell, M., Mönkkönen, M., Huhta, E., Jokimäki, J. ja Lumme, J. 2000. Genetic diversity in the Siberian Jay *Perisoreus infaustus* in fragmented old-growth forests of Fennoscandia. *Ecography* 23: 669-677.
- Virkkala, R. 1987a. Effects of forest management on birds breeding in northern Finland. *Annales Zoologici Fennici* 24: 281-294.
- Virkkala, R. 1987b. Geographical variation in bird communities of old, intact forests in northern Finland. *Ornis Fennica* 64: 107-118.
- Virkkala, R. 1990. Effects of forestry on birds in a changing north-boreal coniferous landscapes. Väitöskirja. Helsingin yliopisto, Eläintieteen laitos.
- Virkkala, R. 1991. Spatial and temporal variation in bird communities and populations in north-boreal coniferous forests: a multiscale approach. *Oikos* 62: 59-66.
- Virkkala, R. ja Rajasärkkä, A. 2000. Suojelualueverkon merkitys havu- ja sekametsien lintulajistolle. Julkaisussa: Heikkinen, R., Punttila, P., Virkkala, R. ja Rajasärkkä, A. (toim.) Suojelualueverkon merkitys metsälajistolle: lehtojen putkilokasvit, metsien lahopuukovakuoriaiset, havu- ja sekametsien linnut. *Suomen Ympäristö* 440: 97-125.
- Väisänen, R.A., Järvinen, O. ja Rauhala, P. 1986. How are extensive, human-caused habitat alterations expressed on the scale of local bird populations in boreal forests? *Ornis Scandinavica* 17: 282-292.
- Väisänen, R.A., Lammi, E. ja Koskimies, P. 1998. Muuttuva pesimälinnusto. Otava, Keuruu. 567 s.

Marja-Liisa Kaisanlahti-Jokimäki ja Jukka Jokimäki

KUUKKELIN SULKIEN KÄYTTÖMAHDOLLISUUKSISTA METSÄHABITAATIN LAADUN MITTARINA

1. Johdanto

Lintujen elinympäristönvalintaa on tutkittu lähinnä käyttämällä erilaisia lintujen esiintymistä ja runsautta arvioivia laskentamenetelmiä. Yksi vaivattomimmista menetelmistä on kerätä tietoja lajin esiintymisestä tai puuttumisesta tietyllä alueella. Dataa saadaan kerättyä varsin nopeasti ja haluttaessa laajalta alueelta, mutta lajin runsauksista eri esiintymispaikoilla ei saada tietoa. Piste-, linja- ja kartoituslaskentojen avulla selvitetään lajin esiintymispaikkojen lisäksi lajin runsaudet eri paikoilla.

Käytettäessä lajin esiintymiseen/puuttumiseen tai runsauslaskentoihin perustuvia tietoja, voidaan saada virheellisiä tuloksia lajin elinympäristövaatimuksista (van Horne 1983). Ajallisen aspektin huomiotta jättäminen vaikeuttaa tulosten tulkitsemista ja yleistämistä; laji voi esim. sattumalta puuttua hyvältäkin paikalta tietynä tutkimusvuotena, mutta esiintyä siellä kuitenkin seuraavana. Lajirunsauksia määritettäessä korkeankin parimäärän omaavalla alueella lajin pesimämenestys ja säilyvyys voivat jäädä heikoiksi. Edellä esitetyillä menetelmillä saadaan selvitettyä lintulajin esiintymispaikat, mutta syy siihen, miksi laji esiintyy kyseisellä alueella, jää selvittämättä. Lintulajin esiintymisen ja runsauden lisäksi olisi toivottavaa saada tietoa tekijöistä, jotka vaikuttavat lajin pesimämenestykseen ja kuolleisuuteen kulloinkin kyseessä olevalla alueella. Lajin kuolleisuustietojen keräämi-

nen ja pesimämenestyksen seuranta ovat hitaita ja työläitä menetelmiä lajin elinympäristönvalinnan tarkastelussa käytettäväksi.

Yksi viime vuosina yleistynyt tapa lähes tytä lintulajin elinympäristönvalintakäytöstä on tarkastella pieni- ja suurimitakaavaisten ympäristömuuttujien vaikutuksia lintujen fysiologiaan ja biometriiaan. Erityisesti lintujen sulkia on alettu käyttää monipuolisesti lintulajien elinympäristön laadun arvioinnissa (Carbonell ja Telleria 1999, Lens ym. 1999, 2000 ja 2002, Eeva ym. 2000; ks. myös Clarke 1995). Kokeellisesti voidaan seurata esim. linnun kykyä kasvattaa uusi sulka poistetun tilalle. Hyvillä habitaateilla linnun sulankasvatuskyky on parempi kuin huonommissa elinympäristöissä; huonolla habitaatilla lintu ei heti kasvata uutta sulkaa poistetun tilalle. Uudelleen kasvanutta sulkaa voidaan tarkastella nk. pitlokronologia-menetelmällä (Grubb 1995), jossa tehdään havainnot sulan kasvajuovien leveydestä. Yksi juova linnun sulassa kertoo vuorokauden mittaisesta kasvusta. Mitä leveämpiä kasvajuovat ovat, sitä paremmassa ympäristössä lintu on elänyt. Sulassa esiintyvät viat (reiät ym.) indikoivat huonoa elinympäristöä.

Lintuoksisilön kehityksen tasapainoisuutta erilaisissa elinympäristöissä voidaan tarkastella bilateriaalisten piirteiden symmetrisyyden arviointimenetelmillä. Piirteiden epäsymmetrisyys voi kasvaa esimer-

kiksi ulkopuolisen tai sisäisen stressiteki-
jän vuoksi. Ulkopuolisia stressitekijöitä
ovat esim. äärimmäiset ympäristöolosuh-
teet lämpötilaan, ravinnon määrään, saas-
tumiseen tai elinympäristönmuutokseen
liittyen. Epäsymmetria voi indikoida yksi-
lön heikentynyttä kuntoa.

Pilottiluonteisen, Lapin läänin alueella
tehdyn, kuukkelitutkimuksen tarkoituk-
sena oli selvittää, mitkä metsikkö- ja mai-
sematason elinympäristötekijät vaikutta-
vat lintulajin sulkien asymmetriaan. Ole-
tuksena oli, että pyrstösuliltaan symmetri-
set kuukkeliyksilöt elävät hyvässä elin-
ympäristössä.

2. Tutkimusalue ja -menetelmät

Tutkimusalue sijoittui neljän Lapin läänin
kunnan alueelle: Rovaniemi, Rovaniemen
maalaiskunta, Kemijärvi ja Ylitornio.
Tutkimus tehtiin vuosina 2000-2003.
Syys-lokakuun aikana rengastettiin tutki-
musalueelle sijoitetuilta ruokintapaikoilta
kaikkiaan 351 kuukkeliyksilöä (*Perisore-
us infaustus*). Ruokintapaikat sijaitsivat
pääosin metsäautoteiden varsilla, asumat-
tomilla seuduilla, noin 1,5 km etäisyydel-
lä toisistaan. Rengastuksen yhteydessä
linnuista kerättiin biometria-aineistoa
myöhempiä analyysejä varten. Kuukkelin
ikä määritettiin linnun pyrstösulkien
muodon ja kuluneisuuden avulla. Nuoren
linnun pyrstösulka on kuluneempi ja terä-
väkärkisempi kuin aikuisen. Jokaiselta
kiinni saadulta kuukkeliyksilöltä irroteti-
ttiin laboratorioissa tehtävää asymmetria-
analyysia varten toiseksi ulommainen
pyrstösulka pyrstön vasemmalta ja oikeal-
ta puolelta (Lapin ympäristökeskuksen lu-
pa). Aikaisemmissa lintujen asymmetria
tutkimuksissa on mittauksia usein tehty
maastossa. Maastossa tehdyt mittaukset
ovat tarkkuudeltaan kuitenkin yleensä

laboratoriossa tehtyjä epäluotettavampia.
Lisäksi mittaajalle voi oikea- tai vasenkä-
tisyystään johtuen olla hankalampi mi-
tata elävältä linnulta vasemman- tai oike-
anpuoleinen siipi tai nilkan pituus (Helm
ja Albrecht 2000).

Tutkimusalueelle perustetuilta 85 ruokin-
tapaikalta mitattiin metsikön rakennetta
ja laatua kuvaavia muuttujia. Taulukko
elinympäristömuuttujista ja metsikköta-
son kasvillisuuden kuvausmenetelmät on
esitetty toisaalla tässä julkaisussa (ks.
Kaisanlahti-Jokimäki ym. 2005). Maise-
matason muuttujat kuvasivat eri elinym-
päristötyyppien suhteellista osuutta, kes-
kimääräistä laikkukokoa ja laikkutiheyttä
250, 500, 750 ja 1000 metrin mittaisen
säteen ympyrän sisältä. Ympyrän keski-
pisteenä oli ruokintapaikka. Myös maise-
matason muuttujalista ja maisemamuuttu-
jien tarkempi kuvaus on esitetty toisaalla
tässä julkaisussa (Kaisanlahti-Jokimäki
ym. 2005).

Tässä artikkelissa käytetään otoksena
syksyllä 2002 kerättyä sulka-aineistoa.
Valtaosalla ruokintapaikoista saatiin kiin-
ni useita kuukkeleita, sekä vanhoja että
nuoria yksilöitä. Nuoret linnut olivat joko
kyseisellä alueella pesivän aikuisen kuuk-
keliparin jälkeläisiä tai muualta saapuneita
immigrantteja. Koska nuorten lintujen
täsmällinen alkuperä ei ollut tiedossa,
analyyseissä käytettiin vain aikuisten
lintujen sulkia. Linnun ikä voi vaikuttaa
kuukkelin sulankasvatuskykyyn (Kai-
sanlahti-Jokimäki ja Jokimäki, julkaise-
maton) ja sulkien symmetriaan. Kuukkelin
on varsin paikkauskollinen laji. Aikuisen
linnun vuosien väliset siirtymät paikasta
toiseen ovat hyvin lyhyitä (Lillandt 2000,
2003). Kuukkeliparin pesimäreviirin ko-
ko on noin 1 km², syksyisen reviirin olles-
sa hiukan suurempi (Lillandt 2000). Ai-

kuisilta kuukkeleilta kerättyjen sulkanäyt-
teiden voidaan siis olettaa indikoivan juu-
ri kyseisen ruokintapaikan metsikön ja
metsämaiseman laatua. Mikäli ruokin-
tapaikalta oli tarjolla aineistoa useammas-
ta aikuisesta yksilöstä, arvottiin analy-
seihin mukaan vain yhden kuukkelin sulat
havaintojen riippumattomuuden takaami-
seksi.

Lintujen asymmetria tutkimuksissa on
yleensä mitattu sulkien pituutta tai leveyt-
tä. Kokeiluluonteisesti tässä tutkimukses-
sa käytetään sulkien painoa asymmetria-
asteen mahdollisena indikaattorina. Kos-
ka symmetriaa/asymmetriaa indikoivien
piirteiden erot kehon eri puolten välillä
ovat usein hyvin pieniä, yleensä alle 5 %
ja usein alle 1 %, sulat punnittiin labora-
toriossa digitaalisella analyysiväällä
(Mettler AE 160). Vään lukematarkkuus
oli 0,0001 grammaa. Sulat punnittiin kah-
teen kertaan mahdollisen mittavirheen ha-
vaitsemiseksi. Fluktuoivan asymmetrian
mittana käytettiin oikean ja vasemman
pyrstösulan painon erotuksen itseisarvoa
(ks. Palmer 1994). Symmetristen sulkien

painon erotus oli 0. Asymmetria indeksin
sekä metsikkö- ja maisematason muuttu-
jien välille tehtiin Spearmanin korrelaa-
tioanalyysit kaksisuuntaista testausta
käyttäen. Maisematason muuttujista en-
sin testattiin elinympäristön osuutta tut-
kimusalueella kuvaavien muuttujien mer-
kitsevyys. Mikäli asymmetria indeksin ja
tietyn elinympäristön osuutta kuvaavan
muuttujan välillä havaittiin merkitsevä
korrelaatio, tehtiin vastaavat analyysit
myös kyseisen elinympäristötyypin kes-
kimääräisen laikkukoon ja laikkutiheyden
sekä asymmetria indeksin välillä.

3. Tulokset

Kuukkelin sulkien punnituksissa ensim-
mäisen ja toisen punnituskerran tulokset
eivät poikenneet toisistaan merkitsevästi
(oikea sulka: $Z = -1,033$, $P > 0,05$; vasen
sulka: $Z = -1,015$, $P > 0,05$). Kuukkelin
oikeanpuoleinen pyrstösulka painoi kes-
kimäärin 0,0525 grammaa ($SD = 0,003$,
 $n = 34$) ja vasemmanpuoleinen 0,0522
grammaa ($SD = 0,004$, $n = 34$). Sulkien
keskipainot eivät poikenneet merkitse-

*Taulukko 1. Tilastollisesti merkitsevät erot Spearmanin korrelaatioanalyysissä eri maisema-
tyyppien pinta-alaosuuksien, keskimääräisten laikkukokojen ja laikkutiheyksien suhteessa kuuk-
kelin pyrstösulkien asymmetria indeksiin. NS = $P > 0,05$, * = $P < 0,05$ ja ** = $P < 0,01$.*

SÄDE	250	500	750	1000
MAISEMATYYPPI:				
KUUSIVALTAISET NUORET METSÄT (kokonaistilavuus 30-100 m³/ha)				
Osuus pinta-alasta	*	**	*	*
Laikkutiheys	*	**	*	*
Laikkukoko	*	NS	NS	NS
NUORET SEKAMETSÄT (kokonaistilavuus 30-100 m³/ha)				
Osuus pinta-alasta	NS	NS	*	NS
Laikkutiheys	NS	NS	NS	NS
Laikkukoko	NS	NS	NS	NS

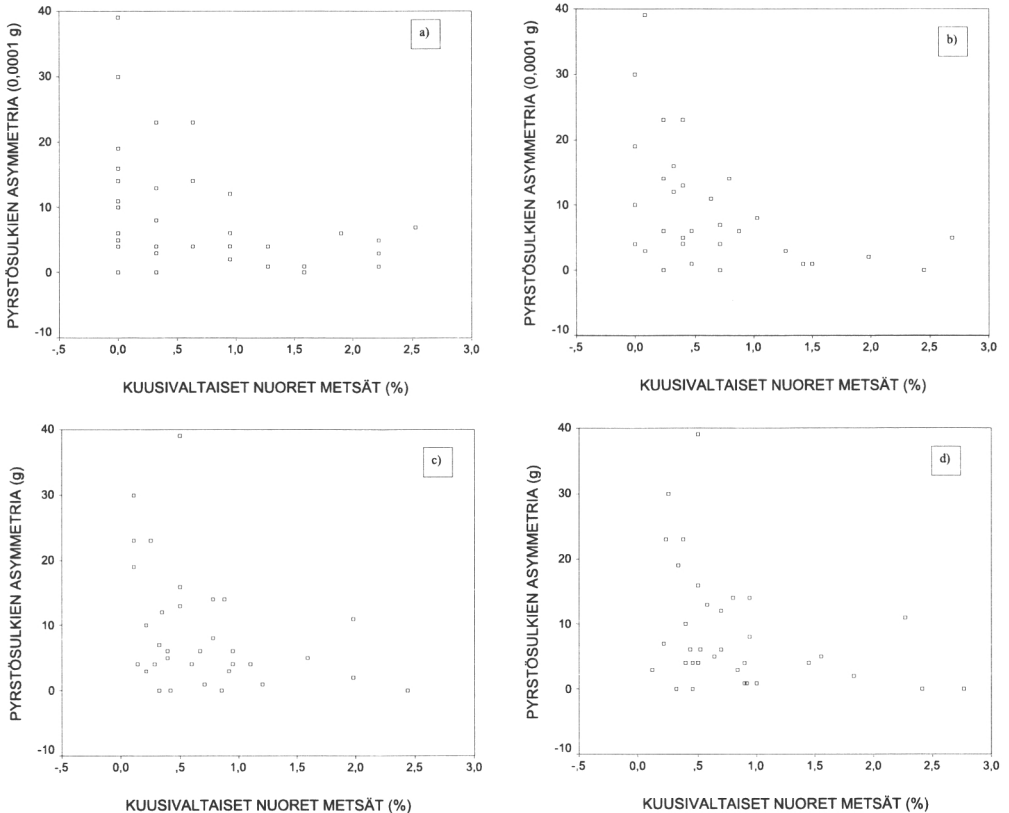
västi toisistaan (Wilcoxonin parittaisten otosten testi; $Z = -0,657$, $P = 0,511$). Sulki-
kien punnitusaineisto noudatti normaali-
jakaumaa (Kolmogorovin-Smirnovin testi:
 $Z = 1,357$, $P > 0,05$) keskiarvolla 0 (yh-
den otoksen t-testi; $t_{34} = 1,039$, $P > 0,05$).
Aineistossa toteutuivat fluktuoivan asym-
metrian jakauman oletukset.

Mikään metsikkötason muuttujista ei kor-
reloinut merkittävästi fluktuoivan asym-
metria indeksin kanssa (kaikki testit, $P >$
 $0,05$). Kuukkelin pyrstösulkien asymmetria
väheni kuusivaltaisten nuorten metsi-

en pinta-alaosuuden ja laikkutiheyden
kasvaessa kaikilla tutkimussäteillä (tau-
lukko 1, kuva 1). Asymmetria väheni
nuorten kuusivaltaisten metsien laikku-
koon kasvaessa 250 metrin tutkimussä-
teellä sekä nuorten sekametsien pinta-ala-
osuuden kasvaessa 750 metrin tutkimus-
säteellä.

4. Tulosten tarkastelu

Metsikkötason muuttujien ja kuukkelin
pyrstösulkien välillä ei tässä tutkimukses-
sa havaittu korrelaatioita. Tulos poikkeaa



Kuva 1. Kuukkelin pyrstösulkien asymmetria indeksi (oikean pyrstösulan paino –vasemman
pyrstösulan paino) suhteessa nuorten kuusivaltaisten metsien osuuteen (%) 250 (a), 500 (b),
750 (c) ja 1000 (d) metrin säteellä ruokintapaikan keskipisteestä.

kuukkelin pitkäaikaiseen esiintymiseen tietyllä alueella perustuneen tutkimuksen tuloksista (ks. Kaisanlahti-Jokimäki ym. 2005, tämä julkaisu); joissa metsikkötason muuttujista kuukkelin esiintymiseen havaittiin vaikuttavan seuraavien muuttujien: puuston runkotilavuus, varpujen määrä kenttäkerroksessa ja puiden naavaisuus. Kuukkeli liikkuu ja hankkii ravintoa syksyllä varsin laajalla alueella (jopa yli 1,5 km²), joten pienimittakaavaisella tasolla kerättyjen muuttujien ei voitane olettaakaan vaikuttavan kuukkelin sulkien kasvuun. Sulkien kasvuun ja painoon vaikuttavat tekijät operoivat metsikkötasoa laajemmalla mittakaavalla.

Maisematason tarkastelussa havaittiin, että mitä enemmän kuukkelille oli tarjolla nuoria kuusimetsiä, sitä symmetrisempiä linnun pyrstösulat olivat. Kuusimetsien pinta-alaosuuden ja laikkutiheyden kasvaessa kuukkelin pyrstösulkien asymmetria väheni kaikilla tutkimussäteillä. Pienimmän maisemamittakaavan säteellä (250 metrin tutkimussäde) myös kuusivaltaisten nuorten metsien laikkukoko korreloi negatiivisesti asymmetria indeksin kanssa. Kuusikkojen tärkeä merkitys kuukkelille tuli esiin myös linnun esiintymistä maisematasolla säätelevien tekijöiden tarkastelussa (ks. Kaisanlahti-Jokimäki ym. 2005, tämä julkaisu). Pohjois-Ruotsissa tehdyissä tutkimuksissa havaittiin nuorten kuusikoiden vaikuttavan positiivisesti kuukkelin pesimämenestykseen (Ekman ym. 2001) sekä elinympäristön hyödyntämiseen (Edenius ja Meyer 2002). Nuoret kuusikot tarjonnevat kuukkelille alkusyksyllä paljon ravintoa ja suojan petoja vastaan. Kuusikoiden hyvän ravintotarjonnan myötä linnuille ei pääse syntymään ravitsemuksellista stressiä ja ne pystyvät kasvattamaan symmetriset pyrstösulat (ks. Swaddle ja Witter

1994). Nuorten sekametsien positiivinen vaikutus kuukkelin pyrstösulkien symmetriaan 750 metrin tutkimussäteen tarkastelussa liittyy myös ravintoresursseihin. Metsäsuunnittelussa voitaisiin kuukkelin esiintymisalueella mahdollisuuksien mukaan suosia nuoria, kuusivaltaisia metsiä.

Tämän tutkimuksen tulokset viittaavat siihen, että kuukkelin pyrstösulkien fluktuoivaa asymmetriaa voitaisiin käyttää lajille sopivien metsäelinympäristöjen arvioimisessa jo suhteellisen pienellä otoskokoalla (tässä tutkimuksessa $n = 34$). Kuukkeli elää reviirillään parvessa, johon kuuluvat aikuinen koiras ja naaras sekä yleensä 2-4 nuorta yksilöä (ks. myös Ekman ym. 1994, Matero 1996). Parvi on rakenteeltaan hierarkkinen; vanhat linnut dominoivat nuoria yksilöitä ja koiraat naaraista (Sklepkovych 1997). Lisäksi aikuiset linnut suhtautuvat aggressiivisemmin parvessa eläviin vieraisiin nuoriin yksilöihin kuin omiin poikasiinsa (Ekman ym. 1994). Dominanssisuhteiden seurauksena arvoasteikossa eri tasolla olevien lintujen mahdollisuudet hyödyntää ravintoresursseja vaihtelevat. Tulevissa tutkimuksissa kuukkeliparvea tulisikin tarkastella kokonaisuutena siten, että asymmetria-analysit tehtäisiin vanhojen lintujen lisäksi nuorilla linnuilla. Myös naaras- ja koiraslintujen välisiä eroja asymmetria indekseissä tulisi selvittää. Tässä tutkimuksessa tulokset perustuvat yhden vuoden sulka-aineistoon. Ravintoresurssit kuitenkin vaihtelevat vuosien välillä, joten yhden vuoden tulokset eivät välttämättä anna oikeaa kuvaa fluktuoivaan asymmetriaan vaikuttavista tekijöistä. Tutkimuksen tulisi kattaa useampia vuosia. Käsillä olevassa tutkimuksessa tarkasteltiin vain yhtä linnun ruumiinrakenteen mittaa, pyrstösulan painoa. Tarkaste-

luissa pitäisi käyttää mahdollisimman monia asymmetriaan liittyviä piirteitä samanaikaisesti (esim. siiven pituus, nilkan pituus, pyrstösulan pituus).

Kiitokset

Tutkimusta ovat tukeneet Maa- ja metsätalousministeriö, Metsätutkimuslaitoksen Rovaniemen tutkimusasema ja Lapin yliopiston Arktinen keskus. Kiitokset Ismo Kreiville ja Eeva Väisäselle maastotyöskentelystä ja muusta avusta sekä Vesa Nivalalle ja Ari Nikulalle GIS-yhteistyöstä.

Kirjallisuus

- Carbonell, R. ja Telleria, J.L. 1999. Feather traits and ptilocronology as indicators of stress in Iberian Blackcaps *Sylvia atricapilla*. *Bird Study* 46: 242-248.
- Clarke, G.M. 1995. Relationships between developmental stability and fitness: application for conservation biology. *Conservation Biology* 9: 18-24.
- Edenius, L. ja Meyer, C. 2002. Activity budgets and microhabitat use in the Siberian Jay *Perisoreus infaustus* in managed and unmanaged forest. *Ornis Fennica* 79: 26-33.
- Eeva, T., Tanhuanpää, M., Råberg, C., Airaksinen, S., Nikinmaan, M. ja Lehikoinen, E. 2000. Biomarkers and fluctuating asymmetry as indicators of pollution-induced stress in two hole-nesting passerines. *Functional Ecology* 14: 235-243.
- Ekman, J., Sklepkovych, B. ja Tegelström, H. 1994. Offspring retention in the Siberian jay (*Perisoreus infaustus*): the prolonged brood care hypothesis. *Behavioural Ecology* 5: 245-253.
- Ekman, J., Eggers, S., Griesser, M. ja Tegelström, H. 2001. Queuing for preferred territories: delayed dispersal of Siberian jays. *Journal of Animal Ecology* 70: 317-324.
- Grubb, T.C. Jr. 1995. Ptilocronology. A Review and prospectus. Julkaisussa: Power, D.M. (toim.) *Current Ornithology*: 89-114. Plenum Press, New York.
- Helm, B. ja Albrecht, H. 2000. Human handedness causes directional asymmetry in avian wing length measurements. *Animal Behaviour* 60: 899-902.
- van Horne, B. 1983. Density as a misleading indicator of habitat quality. *Journal of Wildlife Management* 47: 893-901.
- Kaisanlahti-Jokimäki, M-L, Jokimäki, J. ja Väisänen, E. 2005. Kuukeli metsäluonnon muutosten indikaattorina. Julkaisussa: Store, R. ja Heino, E. (toim.) *Ekologinen tietämys ja metsäsunnittelu - menetelmiä, näkökulmia ja tutkimustuloksia. Metsätutkimuslaitoksen tiedonantoja* 939: 18-33.
- Lens, L., van Dongen, S., Wilder, C.M., Brooks, T.M. ja Matthysen, E. 1999. Fluctuating asymmetry increases with habitat disturbance in seven bird species in fragmented afro-tropical forest. *Proceedings of Royal Society of London B* 266: 1241-1246.
- Lens, L., van Dongen, S., Galbusera, P., Schenk, T., Matthysen, E. ja van de Gastele, T. 2000. Developmental stability and inbreeding in natural bird populations exposed to different levels of habitat disturbance. *Journal of Evolutionary Biology* 13: 889-896.
- Lens, L., van Dongen, S. ja Matthysen, E. 2002. Fluctuating asymmetry as an early warning system in the critically endangered Taiga Thrush. *Conservation Biology* 16: 479-487.

- Lillandt, B-G. 2000. Suupohjan kuukkelitutkimus 27 vuotta 1974-2000. *Hippiäinen* 30: 11-25.
- Lillandt, B-G. 2003. Kuukkelikanta kääntyi laskuun - heikoin poikastuotto 17 vuoteen. *Hippiäinen* 33 (2): 13-26.
- Matero, J. 1996. Seitsemän vuotta Kuusamon kuukkelikuusikoissa. *Aureola* 21: 74-87.
- Palmer, A.R. 1994. Fluctuating asymmetry analysis: a primer. Julkaisussa: Markow, T.A. (toim.) *Developmental instability: its origins and evolutionary implications*: 335-364. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- Sklepkovych, B. 1997. The influence of kinship on foraging competition in Siberian jays. *Behavioral Ecological Sociobiology* 40: 287-296.
- Swaddle, J.P. ja Witter, M.S. 1994. Food, feathers and fluctuating asymmetry. *Proceedings of Royal Society of London B* 255: 147-152.

Katri Kulkki

EKOLOGISESTI ARVOKKAIDEN KOHTEIDEN VÄLISET YHTEYDET JA VÄLIALUEIDEN RAKENNE

1. Luonnontilaiset vanhat metsät

Yksiselitteistä määritelmää luonnontilaisille vanhoille metsille ei ole, mutta boreaalisella havumetsävyöhykkeellä niiden puusto on tavallisesti metsätaloudellisesti yli-ikäistä, monijaksoista, koostuu useista puulajeista ja puissa on runsaasti päällyskasvillisuutta. Lisäksi luonnontilaisissa metsissä on kehitysvaiheesta riippumatta aina runsaasti kuollutta puuta (Rassi ym. 1992). Luonnollisista häiriötekijöistä metsäpalot ovat tärkeimpiä, mutta pienialaisempia häiriöitä aiheuttavat mm. myrsky- ja lumituhot, tulvat, soistuminen sekä hyönteis- ja sienituhot (Syrjänen ym. 1994). Suomessa luonnontilaiset vanhat metsät ovat ekologisesti arvokkaita, sillä niissä on lukuisia rakennepiirteitä ja eliölajeja, joiden säilyttäminen talousmetsässä on mahdotonta. Kaikista Suomen hävinneistä tai uhanalaisista lajeista noin 15 % on vanhojen metsien lajeja (Rassi ym. 2001).

Luonnontilassa Fennoskandian metsämaisemassa on noin 30 % metsistä ollut iältään yli 250-vuotiaita. Suomen osalta tätä tukee se, että Metsä-Lapissa, missä ihmisen vaikutus metsiin on ollut kaikkein vähäisin, oli 1920-luvulla yli 200-vuotiaita metsiä 35 % ja yli 120-vuotiaita metsiä noin 80 % metsämaan pinta-alasta (Virkkala 1996). Pohjois-Suomessa vanhojen metsien määrä on vähentynyt huomattavasti 1900-luvun aikana, kun taas Etelä-Suomessa vastaava väheneminen on tapahtunut jo aikaisemmin. Ensimmäi-

set tiedot Suomen metsien tilasta perustuvat C. W. Gyldeńin vuoden 1850 metsävaaroista laatimaan karttaan, jonka mukaan luonnontilaiset tai luonnontilaisen kaltaiset metsät käsittivät lähes puolet Etelä-Suomen pinta-alasta (Ympäristöministeriö 1994). Vuosina 1922–24 tehdyn ensimmäisen valtion metsien inventoinnin (VMI1) mukaan kasvullisilla metsämailla oli yli 120-vuotiaita metsiä Etelä-Suomessa 2,5 % ja Pohjois-Suomessa 55 % (Ilvessalo 1925). Vuosina 1991–2000 suoritettun VMI8:n mukaan vastaavat luvut olivat Etelä-Suomessa 5 % ja Pohjois-Suomessa 24 % (Metsätalastollinen vuosikirja 2001).

Vanhojen luonnontilaisten metsien määrän vähenemisestä huolimatta olennaisin metsiköiden rakenteessa tapahtunut muutos on Suomessa ollut lahopuun määrän väheneminen yli 90 % luonnontilaan verrattuna (Siitonen 2001). Suomessa luonnontilaisissa metsissä tehtyjen tutkimusten mukaan lahopuuta on keskimäärin 50–180 m³/ha tai 18–40 % koko puuston tilavuudesta (Virkkala 1996, Punttila 2000, Siitonen 2001). Sen sijaan VMI9:n mittausten mukaan Etelä-Suomen metsä- ja kitumaalla oli lahopuuta keskimäärin vain 2,4 m³/ha (Tonteri ja Siitonen 2001). Talousmetsien ja luonnontilaisten metsien kuviorakenteessa on lisäksi todettu huomattavia eroja siten, että talousmetsien kuviot ovat kooltaan luonnontilaisten metsien kuvioita pienempiä ja muodoltaan yksinkertaisempia (Mladenoff ym. 1993, Niklasson ja Granström 2000).

2. Vanhojen metsien suojeleminen Suomessa

Suomessa metsien suojelutilanne vaihtelee niin alueiden kuin metsätyyppien ja ikäluokkienkin suhteen suuresti. Keskimäärin noin 5 % (10 690 km²) Suomen metsämaasta on suojeltu, mutta suojelupinta-alat vaihtelevat pohjoisboreaalisen vyöhykkeen 17 %:sta eteläboreaalisen vyöhykkeen 0,7 %:iin (Virkkala ym. 2000). Suomessa vanhoista metsistä on suojeltu huomattavasti suurempi osuus kuin muista metsien ikäluokista, joten suojelualueiden metsät ovat huomattavasti vanhempia ja lisäksi luonnontilaisempia kuin suojelemattomien alueiden. Sekä suojeltujen että suojelemattomien vanhojen luonnontilaisten metsien määrä kasvaa pohjoiseen ja itään mentäessä (kuva 1).

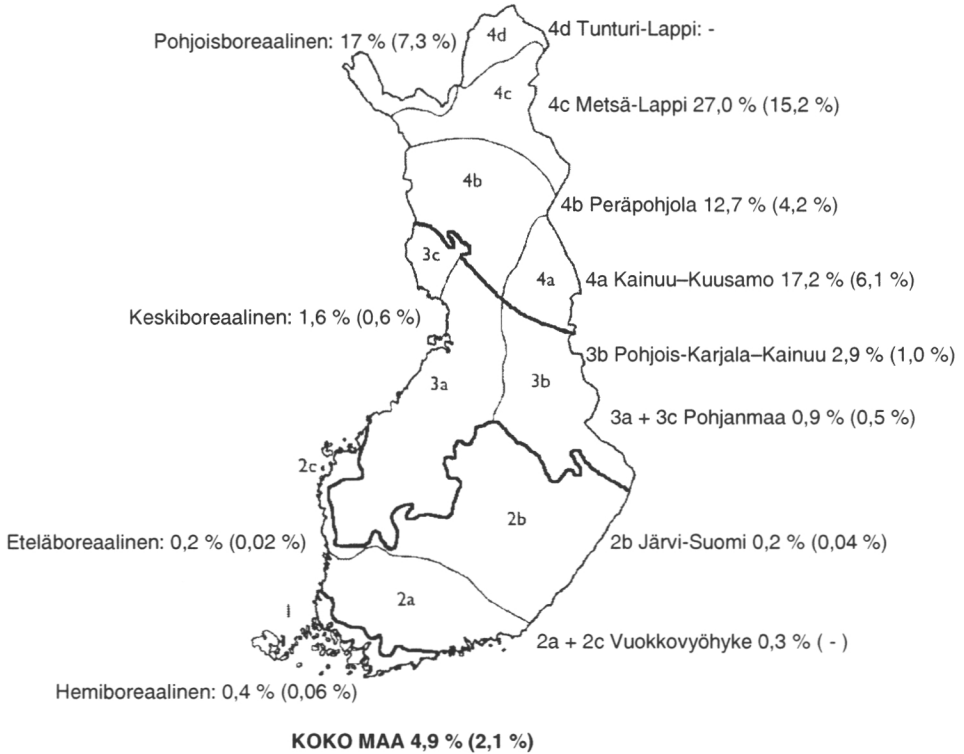
Vanhojen metsien suojelemiseksi Suomessa on perustettu vanhojen metsien suojeluohjelma (ks. Rassi ym. 1992), johon kuuluvien alueiden pinta-ala on kaikkiaan noin 320 000 hehtaaria. Valtioneuvosto on tehnyt kolme periaatepäätöstä vanhojen metsien suojelusta. Etelä-Suomen eli Oulu-Kuusamo-Kajaani -linjan eteläpuolisten vanhojen metsien suojelusta tehtiin päätös vuonna 1993 (23 000 ha), jota täydennettiin vuonna 1995 (3 900 ha). Pohjois-Suomen vanhojen metsien suojelusta tehtiin päätös vuonna 1996 (316 100 ha). Näiden lisäksi Natura 2000 -verkostoon kuuluu Etelä-Suomen vanhoja metsiä (Ympäristöhallinto 2004a). Vanhojen metsien suojeluohjelman kohteet sijaitsevat pääosin Pohjois- ja Itä-Suomessa. Vuoden 2004 alussa valtion mailla oli perustettuna 10 000 ha vanhojen metsien suojelualueita ja yksityismailla 2 000 ha. Perustamatta oli valtion mail-

la 305 400 ha ja yksityismailla 3 200 ha (Ympäristöhallinto 2004b).

Suojelussa suurimmat ongelmat liittyvät vanhojen metsien pirstoutumiseen sekä yksittäisten suojelualueiden pieneen koon. Pirstoutumisella tarkoitetaan habitatin kokonaisalan vähenemistä, habitatin koon pienenemistä ja lisääntynyttä iso-laatiota habitaatilaikkujen välillä (Haila ym. 1993, Andrén 1994). Pirstoutumisen ekologiset vaikutukset voidaan jakaa kahteen perustyyppiin: jäljelle jäävien saarekkeiden pienuuden ja eristyneisyyden vaikutuksiin sekä eristäytyneiden saarekkeiden muuttuneesta ympäristöstä johtuviin vaikutuksiin (Ympäristöministeriö 1994). Suorien lajimäärä- ja runsausvaikutusten lisäksi pirstoutuminen saattaa aiheuttaa epäsuoria kumuloituvia ketjureaktioita ja muuttaa ekologisia vuorovaikutussuhteita (Harrison ja Bruna 1999). Pienten suojelualueiden ongelmina yleisesti pidetään kasvanutta reunavaikutusta, ulkopuolisten alueiden eliölaajien ja prosessien suurta vaikutusta suojelualueen eliölajeihin ja prosesseihin sekä eliölaajien populaatioiden säilyttämistä elinvoimaisena (Janzen 1983, Gilpin ja Soulé 1986 ja Tolvanen 1997). Yksittäisten suojelualueiden muodostaman suojelualueverkon toimivuuteen vaikuttavat suojelualueiden koon, etäisyyksien ja ominaisuuksien lisäksi myös suojelualueita ympäröivien alueiden ominaisuudet (MacArthur ja Wilson 1967, Janzen 1983).

3. Suojelualueiden välisten ja niitä ympäröivien talousmetsien rakenteen selvittäminen

Vanhojen metsien suojeluohjelmaan kuuluvien kohteiden muodostaman suojelualueverkon rakennetta tutkittiin selvittä-



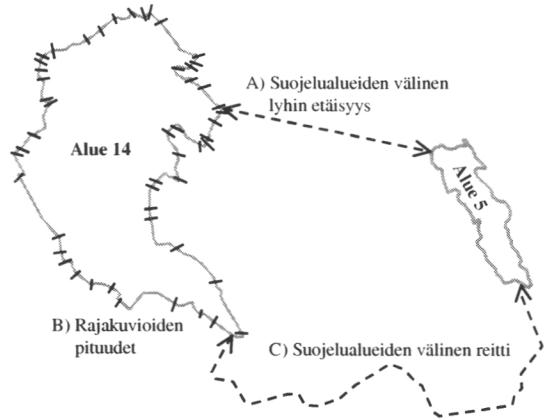
Kuva 1. Luonnontilaisen yli 140-vuotiaan metsän osuus metsämaan alasta eri metsäkasvillisuusvyöhykkeillä ja niiden osa-alueilla. Suluissa suojellun luonnontilaisen vanhan metsän osuus eri metsäkasvillisuusvyöhykkeiden ja niiden osa-alueiden metsämaan kokonaispinta-alasta. Ahvenanmaa ei ole tarkastelussa mukana (Virkkala ym. 2000).

mällä vanhojen metsien suojelualueiden välillä ja ympärillä olevien talousmetsäkuvioiden ikäluokka- ja puulajijakaumat sekä alue-ekologisen suunnitelman käyttöluokajakauma. Lisäksi haluttiin saada selville millaisia reittejä vanhojen metsien lajit mahdollisesti joutuvat kulkemaan alueelta toiselle, joten tämän vuoksi mitattiin vanhojen metsien kautta kulkevien reittien pituus suojelualueiden välillä sekä talousmetsien ikäluokka-, puulaji- ja käyttöluokajakaumat reiteillä. Tutkimus toteutettiin yhteistyössä Metsähallituksen Lieksan aluetoimiston kanssa, mistä saatiin myös tarvittava aineisto.

Aineistona tutkimuksessa oli Metsähallituksen Lieksan aluetoimistolta saadut teemakartat, jotka oli tulostettu Metsähallituksen paikkatietojärjestelmästä mitta-kaavalla 1:50000. Karttoihin oli merkitty kuvioiden ikäluokka, puulaji sekä alue-ekologisen suunnitelman mukainen käyttöluokka. Ikäluokista 0–80-vuotiaat kuvaavat nuoria metsiä, 81–125-vuotiaat hakkuukypsiä ja yli 125-vuotiaat varsinaisia vanhoja metsiä. Puulajiluokat on jaettu pääpuulajin mukaan siten, että esim. luokkaan ”mänty” kuuluvat sekä puhtaat männiköt että mäntysekametsät. Alue-ekologisessa suunnitelmassa niille kuvi-

oille, joiden käsittely jollakin tavalla poikkeaa normaaleista talousmetsistä, on annettu jokin käyttöluokka. Näitä käyttöluokkia ovat: luontokohde, palautuva tai palautettava luontokohde, ekologiset yhteydet, monimuotoisuuden lisäämisalue, kulttuurikohde, riista-alue tai maisema-alue. Aineiston vuoksi etäisyyksien mittaaminen suoritettiin kartoilta viivoittamalla, eikä kuvioiden pinta-aloja voitu määrittää. Tämän vuoksi ikä-, puulaji- ja käyttöluokkien osuudet määritettiin laskemalla niiden pituuden osuus kokonaismatkasta.

Vanhon metsien suojelualueiden välisen talousmetsien rakenteen selvittämiseksi määritettiin toisiaan lähimpänä sijaitsevien suojelualueiden välinen lyhin etäisyys. Tämän janan halkaisemista kuvioista mitattiin pituus sekä merkittiin ylös ikä-, puulaji- ja käyttöluokka. Koska vanhojen metsien suojelualueet muodostavat toisistaan erillään olevia ryhmiä, mitattiin suojelualueryhmien väliset etäisyydet kuten yksittäisten alueiden välillä. Suojelualueita ympäröivien talousmetsien rakenteen selvittämiseksi mitattiin ns. rajakuvioiden pituudet sekä merkittiin ylös niiden ikä-, puulaji- ja käyttöluokka. Suojelualueiden väliset reitit muodostettiin kulkemalla suojelualueelta sen lähimmälle naapurille siten, että: kuljettiin mahdollisimman monen puustoltaan yli 80-vuotiaan kuvion kautta, ylitettävien puustoltaan nuorempien kuvioiden pituudet jäivät mahdollisimman lyhyiksi sekä reitin kokonaispituus oli mahdollisimman lyhyt. Mittaaminen aloitettiin suojelualueella sijaitsevasta yli 80-vuotiaasta kuvioista ja myös lopetettiin suojelualueella sijaitsevaan yli 80-vuotiaaseen kuvioon. Samoja periaatteita noudattaen reitit muodostettiin myös suojelualueryhmien välille. Tehdyt mittaukset on esitetty kuvassa 2.



Kuva 2. Tutkimuksessa tehtyt mittaukset. A = suojelualueiden välinen lyhin etäisyys, jolta määritellään suojelualueiden välisten alueiden ikäluokka-, puulaji- ja käyttöluokkajakaumat, B = rajakuvioiden pituudet (mustat lyhyet viivat) ja C = suojelualueiden välinen reitti.

4. Vanhojen metsien suojelualueverkosto Lieksassa Metsähallituksen mailla

Tässä artikkelissa esimerkkinä käytetyt vanhojen metsien suojelualueet sijaitsivat Metsähallituksen mailla Lieksassa Itä-Suomen läänissä (kuva 3). Tutkimusalue kuuluu keskiboreaaliseen metsäkasvillisuusvyöhykkeeseen ja sijaitsee sen kaakkoisosassa Pohjois-Karjalan–Kainuun osa-alueella. Alueelle on valmistunut vuonna 2000 alue-ekologinen suunnitelma (Räsänen ym. 2000), jonka pinta-alasta noin 134 000 ha on talousmetsiä ja 33 000 ha erikoismetsiä (suojelu- ja suojeluohjelmien alueet, retkeily- ja ulkoilualueet, koeviljelykset, vuokra-alueet, maanottoapaikat ja yleishyödylliset alueet). Lisäksi alueeseen kuuluu 12 700 ha vesialueita. Mänty on alueella selvästi yleisin puulaji: lähes 90 % talousmetsien sekä erikoismetsien metsämaan pinta-alasta on mänty- tai mäntysekametsiä. Suunnittelualueella 70 % metsämaan ta-



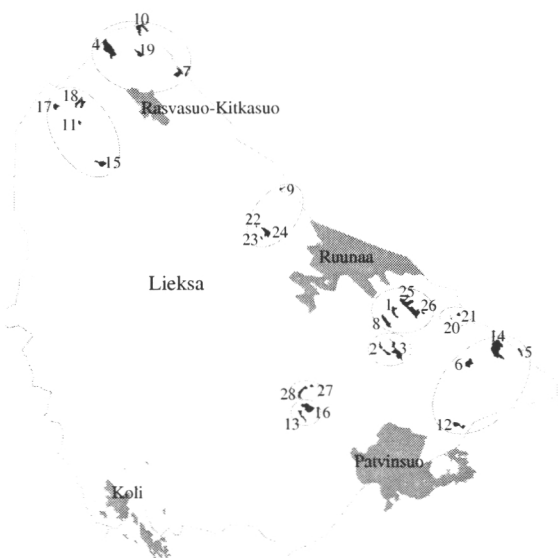
Kuva 3. Tutkimusalueen sijainti.

lousmetsistä ja 20 % metsämaan erikoismetsistä on alle 60-vuotiaita. Alueella sijaitsee kolme suurta suojelualuetta; Patvinsuon kansallispuisto, Rasvasuon-Kitkasuon soidensuojelualue sekä Ruunaan luonnonsuojelualue, joiden yhteenlaskettu pinta-ala on lähes 20 000 ha. Eri suoje- luohjelmiin ja seutukaavavarauksiin kuu- luvia kohteita sekä suojelumetsiä on noin 5 000 ha. Lisäksi ekologiseen verkostoon kuuluvia talous- ja virkistymetsien luon- tokohteita, erityistä suojelua vaativien ja valtakunnallisesti uhanalaisten lajien esiintymiä, ekologisia käytäviä ja moni- muotoisuuden lisäämisaluetta on 13500 ha. Kaikkien näiden yhteenlaskettu pinta- ala on noin 20 % suunnittelualan maa- pinta-alasta (Räsänen ym. 2000).

Tutkimuksessa mukana olevia erillisiä vanhojen metsien suoje luohjelmaan kuu- luvia kohteita oli 28 kpl. Suojelualueiden

yhteenlaskettu pinta-ala oli 3 240 hehtaaria ja alueiden koko vaihteli noin 15 hehtaaria 400 hehtaariin. Vanhojen metsien suojelualueiden metsät olivat useimmiten tuoreita tai kuivahkoja mänty- tai kuusi- valtaisia kankaita, joiden puustoon kuului monipuolisesti lehtipuita sekä vanhoja aihkimäntyjä (Räsänen ym. 2000). Suojelualueista muodostui yhdeksän ryhmää, joiden sisällä alueet ovat yhteydessä toisiinsa lähimpien naapureiden kautta. Kuvassa 4 on esitetty suojelualueiden ja alueryhmien sijainti sekä Lieksan suurimmat suojelualueet.

Yksittäiset vanhojen metsien suojelualueet sijaitsivat keskimäärin noin 2 km etäisyydellä toisistaan (0,3–8,9 km), kun taas suojelualueryhmien välinen keskimääräinen etäisyys oli noin 10 km (0,8–30 km). Suojelualueiden rajan pituus oli keskimäärin noin 6 km (1,8–16,5 km). Suojelu-



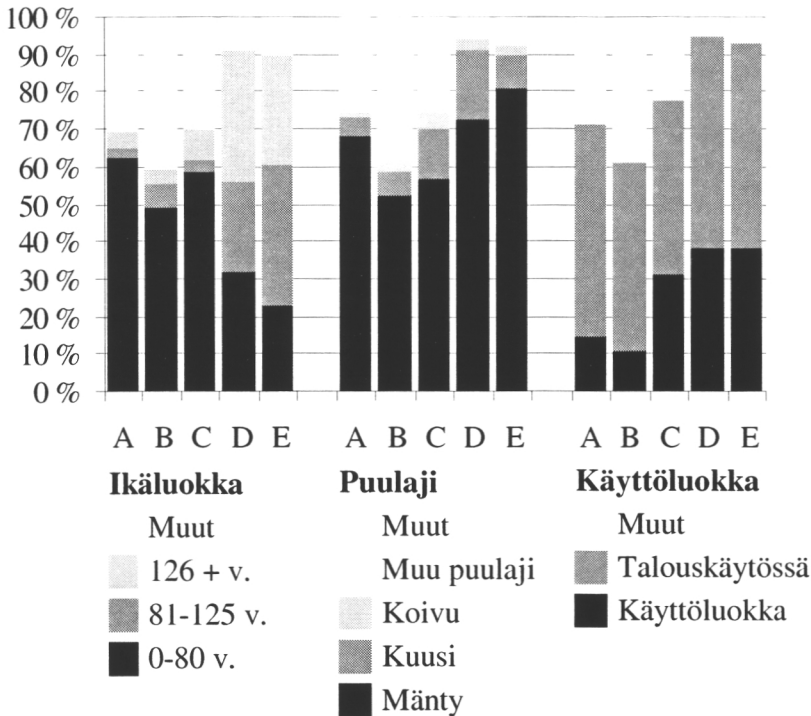
Kuva 4. Tutkimuksessa mukana olleiden vanhojen metsien suojelualueiden (mustat alueet) sekä suojelualueryhmien (ympyröidyt alueet muodostavat ryhmän) sijainti. Lisäksi kuvassa näkyvät Lieksan suurimmat suojelualueet, joista Kolin kansallispuisto ei sijainnut tutkimusalueella.

alueiden ja alueryhmien välisten reittien keskimääräiset pituudet olivat suoria etäisyyksiä noin kaksi kertaa pidemmät: suojelualueiden välillä keskimäärin 4,4 km (0,4–21,4 km) ja alueryhmien välillä keskimäärin 20 km (1,4–36,9 km).

Tehtyjen mittausten perusteella sekä suojelualueiden välisistä että suojelualueeryhmien välisistä lyhimmistä etäisyyksistä noin puolet oli alle 80-vuotiaita mäntyvaltaisia normaalissa talouskäytössä olevia metsiä (kuva 5, kohdat A ja B). Suojelualueita välittömästi ympäröivät metsät (rajakuviot) olivat myös pääasiassa nuori-

ria talouskäytössä olevia mäntymetsiä, mutta alueiden ja alueryhmien välisiin suoriin etäisyyksiin verrattuna kuusikoiden sekä alue-ekologisen suunnitelman mukaisten käyttöluokkien osuudet olivat suuremmat (kuva 5, C-kohdat). Suojelualueiden välisillä ja suojelualueeryhmien välisillä reiteillä yli 80-vuotiaiden metsien sekä alue-ekologisen suunnitelman käyttöluokkien osuudet olivat huomattavasti suuremmat kuin alueiden ja alueryhmien välisillä suorilla etäisyyksillä sekä rajakuviolla. Reittien pituudesta noin 60–70 % oli yli 80-vuotiaita metsiä ja noin 40 %:lla oli alue-ekologisen suunni-

Mitattujen kuvioiden ikäluokka-, puulaji- ja käyttöluokkajakaumat



Kuva 5. Suojelualueiden (A) ja alueryhmien (B) välisten suorien etäisyyksien, rajakuvioiden (C) sekä alueiden (D) ja alueryhmien (E) välisten reittien ikäluokka-, puulaji- ja käyttöluokkajakaumat. Kunkin luokan osuus on siihen kuuluvien kuvioiden yhteenlasketun pituuden osuus kokonaismatkasta. Muut = kitu-, jouto- ja muut maat, yksityismaat, vesistöt, tiet sekä kunnan- ja valtakunnan rajat. Käyttöluokka = luontokohde, palautuva tai palautettava luontokohde, ekologiset yhteydet, monimuotoisuuden lisäämisalue, kulttuurikohde, riista-alue tai maisema-alue.

telman mukainen käyttöluokka (kuva 5, kohdat D ja E).

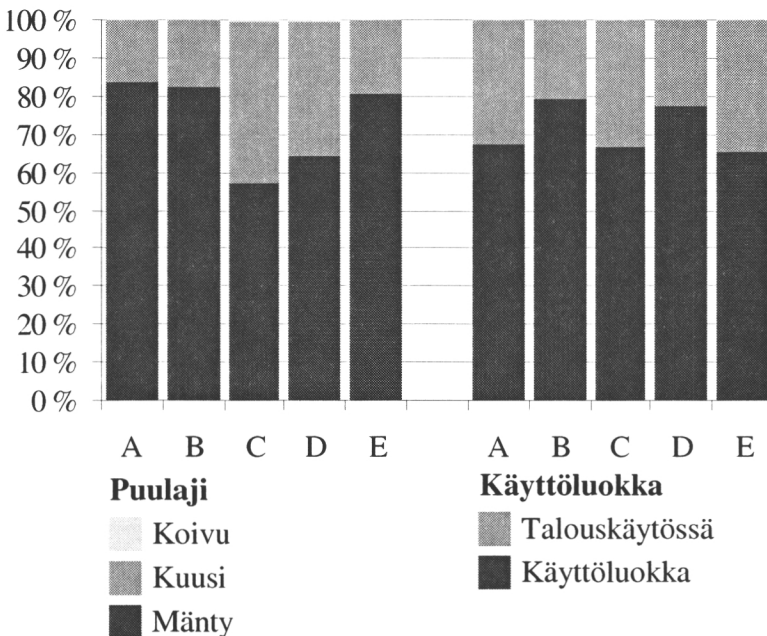
Yli 125-vuotiaat vanhat metsät muodostivat 2–4 % sekä suojelualueiden välisistä että suojelualueryhmien välisistä lyhimmistä etäisyyksistä ja 8 % rajakuvioiden pituudesta. Suojelualueiden välisten reitien ja suojelualueryhmien välisten reitien pituudesta noin 30 % oli vanhoja metsiä. Myös vanhoissa metsissä mänty oli vallitseva puulaji, mutta kuusimetsien osuus oli huomattavasti suurempi kuin kaikissa ikäluokissa. Koivikoita oli ainoastaan rajakuviolla ja reiteillä, joissa niiden osuus oli 0,2–0,5 % mitatusta matkasta. Kaikkiin ikäluokkiin verrattuna vanhoista metsistä huomattavasti pienempi

osuus oli talouskäytössä. Mittaustavasta riippumatta talouskäytössä olevien vanhojen metsien osuus mitatusta matkasta oli noin 20–35 % (kuva 6).

5. Johtopäätökset

Lieksan alueella suojelualueita ja vanhoja metsiä on runsaasti verrattuna Etelä-Suomen yleiseen tilanteeseen. Alue-ekologisen suunnitelma-alueen metsämaasta 15 % kuuluu erilaisiin suojelualueisiin, suojeluohjelmiin tai ekologiseen verkostoon ja noin 12 % on yli 120-vuotiaita metsiä (Räsänen ym. 2000). Vanhojen metsien suojelualueiden yhteenlaskettu pinta-ala on noin 2 % suunnittelualueen kokonaispinta-alasta, minkä lisäksi Patvinsuon

Mitattujen yli 125-vuotiaiden metsien puulaji- ja käyttöluokkajakaumat



Kuva 6. Yli 125-vuotiaiden metsien puulaji- ja käyttöluokkajakaumat suojelualueiden (A) ja alueryhmien (B) välisillä suorilla etäisyyksillä, rajakuviolla (C) sekä alueiden (D) ja alueryhmien (E) välisillä reiteillä. Kunkin luokan osuus on siihen kuuluvien kuvioiden yhteenlasketun pituuden osuus kokonaismatkasta. Käyttöluokka = luontokohde, palautuva tai palautettava luontokohde, ekologiset yhteydet, monimuotoisuuden lisäämisalue, kulttuurikohde, riista-alue tai maisema-alue.

kansallispuistossa sekä Ruunaan luonnonsuojelualueella on runsaasti vanhoja metsiä (Virkkala 1996).

Vanhon metsien suojelualueiden sijainti painottui itärajan tuntumaan (kuva 4) ja ne olivat pinta-alaltaan pieniä (15–401 ha). Tutkimuksessa tehtyjen mittausten mukaan suojelualueet rajautuivat varsin jyrkästi normaalissa talouskäytössä oleviin nuoriin metsiin, sillä talousmetsät muodostivat keskimäärin 47 % ja alle 40-vuotiaat metsät keskimäärin 49 % suojelualueiden rajojen pituudesta. Suojelualueiden välisistä lyhimmistä etäisyyksistä yli 80-vuotiaiden metsien osuus oli keskimäärin vain 10 %, mutta alueiden välille oli mahdollista muodostaa reittejä, joilla yli 80-vuotiaiden metsien osuus nousi keskimäärin 56–65 %:iin. Alueiden väliin lyhimpiin etäisyyksiin (keskimäärin 2 km) verrattuna reitit olivat kuitenkin huomattavasti pidempiä (keskimäärin 4,5 km), mikä saattaa heikentää joidenkin lajien mahdollisuuksia liikkua alueiden välillä.

Ekologisesti arvokkaiden kohteiden ominaisuuksien säilyttämiseksi tulisi kiinnittää huomiota myös niitä ympäröivien alueiden rakenteeseen. Jos kohteista halutaan lisäksi muodostaa eliölajien kannalta toimiva verkosto, on myös kohteiden välisten alueiden rakenteella tärkeä merkitys. Vanhonen metsien suojelualueiden pienen koon vuoksi niitä ympäröivissä talousmetsissä tulisi välttää avohakkuuta ja suosia ns. puskurivyöhykkeitä, jotta reunavaikutukset eivät ulottuisi liian voimakkaana suojelualueille. Koska useat vanhonen metsien lajit ovat lahoppuusta riippuvaisia, tulisi puskurivyöhykkeille keskittää myös muita talousmetsiä enemmän lahoppuuta.

Suojelualueiden välisillä alueilla tulisi metsäsuunnittelun keinoin varmistaa alueiden välisten toimivien yhteyksien säilyminen. Tämä voidaan tehdä määrittelemällä vanhonen metsien osuus pinta-alasta suojelualueiden välillä ja järjestämällä hakkuut siten, että suuret alueet eivät katkaise suunniteltuja yhteyksiä. Kun suojelualueiden välillä huolehditaan ikäluokkien oikeasta suhteesta ja kuvioiden sijainnista, voivat suojelualueiden väliset yhteydet hakkuiden myötä muuttua vuosikymmenien kuluessa ilman, että niiden toiminnallisuus lajien kannalta kärsii. Monien vanhonen metsien lajien kannalta olisi hyödyllistä muodostaa vanhoista talousmetsistä mahdollisimman suuria ja yhtenäisiä kokonaisuuksia muuallakin kuin suojelualueiden välittömässä läheisyydessä. Näin ehkäistäisiin vanhonen metsien pirstoutumista ja minimoitaisiin kuvioille kohdistuvat reunavaikutukset.

Kirjallisuus

- Andrén, H. 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos* 71: 355–366.
- Gilpin, M. E. ja Soulé, M. E. 1986. Minimum viable populations: processes of species extinction. Julkaisussa: Soulé, M.E. (toim.) *Conservation biology – the science of scarcity and diversity*. Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts, Yhdysvallat. s. 19–34.
- Haila, Y., Saunders, D. A. ja Hobbs, J. R. 1993. What do we presently understand about ecosystem fragmentation? Julkaisussa: Saunders, D.A., Hobbs, J.R. ja Ehrlich, P.R. (toim.) *Nature conservation 3: Reconstruction of fragmented ecosystems*. Surrey Beatty & Sons, Uusi Etelä-Wales, Australia. s. 45–55.

- Harrison, S. ja Bruna, E. 1999. Habitat fragmentation and large-scale conservation: what do we know for sure? *Ecography* 22(5): 225–232.
- Ilvessalo, Y. 1925. Suomen metsät. Metsäva-
rat ja metsien tila. Julkaisussa: Metsäntut-
kimuslaitos. Metsätieteellisen koelaitok-
sen julkaisuja 9. s. 1–33.
- Janzen, D. H. 1983. No park is an island: in-
crease in interference from outside as park
size decreases. *Oikos* 41: 402–410.
- MacArthur, R. H. ja Wilson, E. O. 1967. The
theory of island biogeography. Princeton
University Press, Princeton. 203 s.
- Metsätilastollinen vuosikirja 2001. Maa-, met-
sä- ja kalatalous 2001:52. Metsäntutki-
muslaitos. 374 s. Saatavilla [http://www.metla.fi/metinfo/mo/
index.htm](http://www.metla.fi/metinfo/mo/index.htm) Tulostettu 31.10.2002.
- Mladenoff, D. J., White, M. A., Pastor, J. ja
Crow, T. R. 1993. Comparing spatial pat-
tern in unaltered old-growth and disturbed
forest landscapes. *Ecological Applications*
3(2). s. 294–306.
- Niklasson, M. ja Granström, A. 2000. Num-
bers and sizes of fires: long-term spatially
explicit fire history in a swedish boreal
landscape. *Ecology* 81(6): 1484–1499.
- Punntila, P. 2000. Metsien suojelualueverkon
merkitys lahopuukovakuoriaisten elinkel-
poisten populaatioiden säilymiselle Etelä-
Suomessa. Julkaisussa: Heikkinen, R.,
Punntila, P., Virkkala, R. ja Rajasärkkä, A.
(toim.) Suojelualueverkon merkitys metsä-
lajistolle: lehtojen putkilokasvit, metsien
lahopuukovakuoriaiset, havu- ja sekamet-
sien linnut. Suomen ympäristö 440. Suo-
men ympäristökeskus. Helsinki. s. 50–96.
- Rassi, P., Lindholm, T., Salminen, P. ja Tanni-
nen, T. (toim.) 1992. Vanhojen metsien
suojelu valtion mailla Etelä-Suomessa.
Vanhojen metsien suojelutyöryhmän osa-
mietintö. Valtion painatuskeskus. Helsinki.
59 s. + 169 karttasivua.
- Rassi, P., Alanen, A., Kanerva, T. ja Manner-
koski, I. (toim.) 2001. Suomen lajien uhan-
alaisuus 2000. Ympäristöministeriö &
Suomen ympäristökeskus. Helsinki. 432
s.
- Räsänen, H., Eisto, K., Hupli, H., Ikonen, M.,
Kokkonen, A., Martin, T., Sundman, R. ja
Timonen, K. 2000. Lieksan alue-ekologi-
nen suunnitelma. Metsähallitus. 82 s. + lii-
tekartat.
- Siitonen, J. 2001. Forest management, coarse
woody debris and saproxylic organisms:
Fennoscandian boreal forests as an exam-
ple. *Ecological Bulletins* 49: 11–41.
- Syrjänen, K., Kalliola, R., Puolasmaa, A. ja
Mattsson, J. 1994. Landscape structure
and forest dynamics in subcontinental Rus-
sian European taiga. *Annales Zoologici
Fennici* 31: 19–34.
- Tolvanen, P. 1997. Luonnontilaisen metsän ja
suon reuna. Tutkimus reunavyöhykkeen
leveydestä ja kasvillisuudesta. Metsähäl-
lituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A
No 84. Oy Edita Ab. Helsinki. 74 s.
- Tonteri, T. ja Siitonen J. 2001. Lahopuu ta-
lousmetsissä valtakunnan metsien 9. in-
ventoinnin tulosten mukaan – vertailu
luonnonmetsiin. Julkaisussa: Siitonen, J.
(toim.) Monimuotoinen metsä. Metsäluon-
non monimuotoisuuden tutkimusohjelman
loppuraportti. Metsäntutkimuslaitoksen
tiedonantoja 812: 25–53.
- Virkkala, R. 1996. Metsien suojelualueverkon
rakenne ja kehittämistarpeet – ekologinen
lähestymistapa. Suomen ympäristö 16. Oy
Edita Ab. Helsinki. 53 s.
- Virkkala, R., Korhonen, K. T., Haapanen, R.
ja Aapala, K. 2000. Metsien ja soiden suo-
jelutilanne metsä- ja suokasvillisuusvyö-
hykkeittäin valtakunnan metsien 8. inven-

toinnin perusteella. Suomen ympäristö 395. Oy Edita Ab. Helsinki. 52 s.

Ympäristöhallinto. 2004a. Ympäristöhallinnon www-sivut osoitteessa URL: <<http://www.ymparisto.fi/default.asp?node=752&lan=fi>>. Tulostettu 6.10.2004.

Ympäristöhallinto. 2004b. Ympäristöhallinnon www-sivut osoitteessa URL: <[\[www.ymparisto.fi/default.asp?contentid=3200&lan=fi\]\(http://www.ymparisto.fi/default.asp?contentid=3200&lan=fi\)>. Tulostettu 6.10.2004.](http://</p></div><div data-bbox=)

Ympäristöministeriö. 1994. Suomen metsäluonnon monimuotoisuuden turvaaminen. Ympäristöministeriö, Alueidenkäytön osasto. Painatuskeskus Oy. Helsinki. 90 s.

Ari Nikula, Eija Hurme, Vesa Nivala, Pasi Reunanen ja Mikko Mönkkönen

SATELLIITTIKUVAT JA KUVIOTIETO EKOLOGISEN INFORMAATION TUOTTAMISESSA JA JALOSTAMISESSA

1. Metsätalous ja monimuotoisuus

Ekologinen kestävyys on tullut 1990-luvulla yhdeksi tavoitteeksi puuntuotannon rinnalle metsien käsittelyä koskevassa päätöksenteossa. Ekologisesta kestävästä pyritään huolehtimaan säilyttämällä kullekin alueelle tyypillinen luonnon monimuotoisuus mm. säästämällä avainbiotoopit ja muut tärkeät elinympäristötyypit hakkuilta, säilyttämällä uhanalaisten lajien elinympäristöt, säilyttämällä lehtipuita ja muita eliöiden kannalta tarpeellisia metsän rakennepiirteitä ja jättämällä hakkuualoille säästöpuita kehittymään aikaa myöten lahopuiksi (Hyvän metsänhoidon suositukset 2001, Metsätalouden ympäristöopas 2004). Valtion omistamissa metsissä on näiden toimien lisäksi tehty ns. alue-ekologista suunnittelua, jonka lähtökohtana on kiinnittää huomiota yhtä metsikköä laajempiin alueisiin monimuotoisuuden turvaamiseksi (Hallman ym. 1996). Taustalla muuttuneille käytännöille on lisääntynyt tieto metsien käsittelyn negatiivisista vaikutuksista lukuisiin metsälajeihin (esim. Esseen ym. 1997, Andrén 1997, Siitonen 2001). Tärkeimmät metsätalouden aikaansaamat muutokset luonnontilaisiin metsiin verrattuna ovat erityisesti vanhojen lehtipuiden (Siitonen ja Martikainen 1994), lahopuun (Siitonen 2001) ja vanhojen metsien väheneminen (Esseen ym. 1997). Koska Suomessa uhanalaisiksi luokitelluista 1505 lajista 646 eli 43 % elää metsäympäristöissä,

metsätalouden käytännöillä on jatkossakin keskeinen merkitys sille, miten näiden lajien kannat kehittyvät.

Lajien elinympäristövaatimukset voidaan periaatteessa ottaa huomioon metsien käsittelyssä, mikäli tietoa lajin elinympäristövaatimuksista on olemassa käyttökelteisessä muodossa. Käytännössä tutkimuksista saadun informaation soveltaminen esimerkiksi jonkin lajin elinympäristömalliksi on kuitenkin osoittautunut vaikeaksi monestakin syystä (Gray ym. 1996). Elinympäristömalleihin liittyvien tilastomatemattisten kysymysten lisäksi ongelmallisiksi ovat osoittautuneet myös habitaatteja kuvaavat aineistot, jotka usein on kerätty muita tarkoituksia kuin elinympäristömallitusta varten (Gray ym. 1996). Siten esimerkiksi malleissa käydyt habitaatteja kuvaavat muuttujat eivät ole aina perustuneet lajin ekologiaan, koska sopivia muuttujia ei ole ollut saatavilla.

Jotta ekologisista tutkimuksista saatua tietoa voitaisiin soveltaa esimerkiksi metsäsuunnittelussa, tutkimustulosten esittämisessä käytetyt muuttujat ja käsitteet tulisi voida kytkeä suunnittelumenetelmissä käytettyihin käsitteisiin ja muuttujiin. Lisäksi tutkimustulosten tulisi olla tai ne tulisi voida muuntaa sellaiseen muotoon, että niitä voidaan käsitellä numeerisilla suunnittelumenetelmillä. Yksi kysymys ekologisen informaation soveltamisessa tällöin on, voidaanko eri lajien habitaatti-

vaatimukset johtaa tai kuvata metsäsuunnitteluaineistojen tai muiden metsiä kuvaavien tietojen avulla. Ekologisten tutkimusten näkökulmasta voidaan puolestaan kysyä, miten käyttökelpoisia metsäsuunnittelussa käytettävät metsiä kuvaavat tiedot ovat esimerkiksi elinympäristötutkimuksissa.

2. Eliölajin kannalta oleellinen tieto metsikkö- ja aluetasolla

Habitaatti on määritelty useilla hieman toisistaan poikkeavilla tavoilla (ks. esim. Dennis ym. 2003), mutta usein sillä tarkoitetaan jollakin tavoin rajattavissa olevaa elinympäristötyyppiä, jota laji tarvitsee elääkseen ja lisääntyäkseen. Se millaisista resursseista ja muista elollisista tai elottomista osista habitaatti koostuu, vaihtelee lajeittain, samoin kuin habitaatin koko (Dennis ym. 2003). Keskeistä habitaatille on kuitenkin, että se sisältää tarpeellisen määrän niitä resursseja, joita laji tarvitsee elämänsä aikana elintoimintonsa ylläpitämiseen, suojautumiseen ja lisääntymiseen. Useimmiten habitaatti käsitetään samaksi kuin kasvillisuustyyppi tai biotooppi, joskin tätä näkemystä on myös kritisoitu riittämättömäksi monien lajien kannalta (Dennis ym. 2003). Metsäsuunnitteluaineistossa lähimmäksi habitaattia tulee pienin erotettavissa oleva yksikkö eli metsikkökuvio.

Habitaatin rakenne voidaan kuvata puuston ja muun kasvillisuuden koostumuksella, määrällä ja muilla rakennepiirteillä sekä mahdollisesti abioottisilla tekijöillä. Esimerkiksi liito-oravaa (*Pteromys volans*) tavataan sen pohjoisimmalla levinneisyysalueellaan varttuneissa kuusimetsissä, joissa on lehtipuustoa sekapuuna (Reunanen ja Nikula 1998, Reunanen ym. 2002a, Hurme ym. 2005). Metsän

puulajikoostumus ja ikä ovat tällöin lähtökohtina habitaatin määrittelyssä. Kuusi tarjoaa ilmeisesti suojaa liito-oravalle saalistajia vastaan ja lehtipuut puolestaan ravintoa. Metsän ikä taas liittyy paitsi siihen, että liito-orava tarvitsee tarpeeksi kookkaita puita liikkuaakseen, myös siihen, että vanhoissa metsissä on liito-oravan tarvitsemia kolopuita.

Useat lajit tarvitsevat monenlaisia habitaatteja eri elämänkiertonsa vaiheissa tai eri toimintoihin. Niinpä lajin kannalta tärkeät habitaatit voivat koostua useista eri habitaateista, jotka voivat mennä päällekkäin joko osittain tai kokonaan tai sitten sijaita erillään toisistaan (Dennis ym. 2003). Esimerkiksi liito-orava näyttää tarvitsevan paitsi tiettytyyppisiä metsiä lisääntymisympäristökseen, myös tarpeeksi varttuneita metsiä näiden metsiköiden ympäristössä (Mönkkönen ym. 1997, Reunanen ym. 2002b). Niinpä liito-oravan elinympäristötutkimuksissa on tarpeen määritellä myös liito-oravan liikkumisen mahdollistavat habitaatit. Tällaisia voivat olla esimerkiksi nuoret kasvatusmetsät ja sitä varttuneemmat metsät puulajista riippumatta. Sekä liito-oravan lisääntymis- että liikkumishabitaatit ovat esimerkkejä elinympäristötyypeistä, jotka voidaan melko pitkälle kuvata puuston rakenne- ja ikätiedoilla.

Pyy (*Bonasa bonasia*) puolestaan on esimerkki lajista, jonka habitaattikuvaukseen tarvitaan puuston lisäksi muitakin metsän rakennetta kuvaavia muuttujia. Pyyntyyppillisiä elinympäristöjä ovat rehevät kuusi-lehtipuusekametsät. Erityisesti leimaa-antavaa pyyhabitaateille on runsas pensaskerros, rehevä kenttäkerroksen kasvillisuus ja lepän esiintyminen sekapuuna (Uusvaara 1963, Åberg 2000). Aivan puhtaita lehtimetsiä pyy ei suosi,

sillä se tarvitsee kuusia suojupeiksi. Iältään pyyn suosimat metsät ovat noin 30-vuotiaita ja sitä varttuneempia, mutta kun kuusialikasvos kasvaa lehtipuiden tasalle ja alkaa varjostaa lehtipuita, metsän laatu heikkenee pyyn kannalta. Pyy asuttaa myös vanhoja sekametsiä, joiden luontaisesti harventuneisiin kohtiin on ehtinyt kehittyä lehtipuualikasvos. Puuston pituudella mitaten pyymetsiköt ovat tyypillisesti 9-16 m, mikä vastaa nuoria tai hieman varttuneempia kasvatusmetsiä (Uusvaara 1963, Åberg 2000). Tiivistetynä pyyn habitaattikuvaukseen tarvitaan siis tietoa metsikön puulajisuhteista, iästä ja pituudesta, pensaskerroksesta ja pintakasvillisuudesta.

Edelläkuvattujen metsän rakennepiirteiden lisäksi esimerkiksi lahoppulajien säilymiselle on tärkeää, miten paljon eri vaiheessa olevaa lahoppuuta metsikössä ja sen ympäristössä on (Siitonen 2001). Joillekin muille lajeille, kuten pyylle, ovat tärkeitä puulajit tai sellaiset metsän rakennepiirteet, joilla ei ole merkitystä taloudellisessa mielessä, eikä niistä välttämättä ole kerätty tietoa esimerkiksi metsäsuunnittelua varten. Ekologisen tutkimuksen ja tutkimustiedon sovellettavuuden kannalta keskeinen kysymys onkin, voidaanko jonkin lajin kannalta tärkeät habitaatit erottaa kuviotietojen tai muiden metsää kuvaavien tietojen perusteella riittävän tarkasti.

3. Eri lähteistä saatava tieto habitaattimallien pohjana

3.1 Metsät metsäsuunnitteluaineistossa

Metsikkötalous on ollut metsäsuunnittelun lähtökohdانا jo useiden vuosikymmenien ajan. Metsikkötalous sai alkunsa 1900-luvun alussa, jolloin metsien luon-

taista kehitystä alettiin pitää metsien hoidon perusteena (Pukkala 1994). Metsikkötaloudessa suunnittelun peruslähtökohdانا on metsikkö, jonka käsittely suunnitellaan pelkästään metsikön ominaisuuksien perusteella, eikä muilla metsikköillä tai ympäröivällä alueella ole juurikaan vaikutusta esimerkiksi hakkuupäätöksiin (Pukkala 1994). Poikkeuksen muodostavat ranta-, tienvarsi- ja muut maisemallisesti arvokkaat metsiköt (esim. Luonnonläheinen metsänhoito 1994, Metsämaiseman hoito 1997, Metsätalouden ympäristöopas 2004).

Metsiköt rajataan suunnittelussa ns. kuvioksi maapohjan, pintakasvillisuuden ja puuston ominaisuuksien perusteella. Kuviot pyritään rajaamaan siten, että ne muodostavat näiltä ominaisuuksiltaan mahdollisimman yhtenäisiä alueita. Kuvioiden rajaamisessa käytetään hyväksi mm. ilmakuvia ja kuvioiden rajaukset tarkistetaan maastossa. Kuvioinnissa pyritään toisaalta suuriin kuvioihin, mutta toisaalta kuvioiden tulisi kuvata metsiköitä ja muita kohteita riittävän yksityiskohtaisesti. Kuvion ohjeellinen minimikoko on noin puoli hehtaaria, mutta sitäkin pienempiä kohteita voidaan merkitä, mikäli ne kuuluvat ns. avainbiotooppeihin tai muihin erityisen tärkeisiin elinympäristöihin (PATI- maastotyöohje 1998).

Metsäsuunnittelua varten metsiköstä kerätään tietoa mm. puuston rakenteesta, kasvillisuudesta, maaperästä ja käsittelytarpeesta. Näiden avulla voidaan kuvata metsikön nykytila ja tehdä laskelmia metsikön kehityksestä ja hakkuumahdollisuuksista. Puuston rakennetta kuvaavat tunnuksot mitataan ositteittain. Osittamisessa pyritään muodostamaan samaa puulajia olevien samankokoisten ja -ikäisten puiden joukkoja. Mitattavia tunnuksia

ovat mm. puulaji, pohjapinta-ala, runkolu-
luku, läpimitta, pituus ja ikä. Puusto-osit-
teet jaetaan vielä puujaksoihin sen mu-
kaan mihin latvuserrokseen ne kuuluvat.
Maaperään ja kasvillisuuteen liittyvillä
tunnuksilla pyritään puolestaan kuva-
maan kasvupaikan puuntuotantokykyä.

Perinteisesti metsäsuunnittelussa on ke-
rätty tietoa taloudellisesti arvokkaista
puulajeista ja muista metsän rakennepiir-
teistä, joita puuntuotannon suunnittelua
varten on tarvittu. Suunnittelussa mitatta-
vien muuttujien määrä on pyritty myös
optimoimaan siten, että puuston määrä ja
kehitys voidaan arvioida luotettavasti
mahdollisimman vähillä kustannuksilla.
Niinpä valtaosa metsistä mitattavasta tie-
dosta palvelee pääasiassa puuntuotannon
tarpeita. Taloudellisesti vähäarvoisista
puulajeista puustotietoja ei ole mitattu sa-
malla tarkkuudella kuin taloudellisesti ar-
vokkaista tai niistä ei ole mitattu tietoa
lainkaan. Myöskään metsämaan ulkopuo-
lella olevilta puustoisilta alueilta metsiä
kuvaavia tietoja ei ole mitattu samalla
tarkkuudella kuin metsämaalta. Metsä-
suunnittelutieto ei niinkään välttämättä
anna tietoa muutamista muistakaan mo-
nimuotoisuuden kannalta tärkeistä metsi-
en rakennepiirteistä, kuten kuviolla ole-
vasta puuston puulaji-, tiheys- ja pituus-
vaihtelusta sekä pensas- ja kenttäkerrok-
sen rakenteesta. Vasta viimeaikaisissa oh-
jeistuksissa on kiinnitetty huomiota aikai-
sempaa enemmän myös mm. avainbio-
tooppeihin ja muihin monimuotoisuuden
kannalta tärkeisiin luontokohteisiin, laho-
puustoon sekä uhanalaisten lajien esiinty-
miin.

3.2 Metsät satelliittikuvien avulla näh- tynä

Satelliittien tuottaman informaation hyö-
dyntämistä metsävarojen kartoituksessa

on selvitetty runsaasti jo 1970-luvun alus-
ta lähtien, jolloin ensimmäiset luonnon-
varasatelliitit lähetettiin (Holmgren ja
Thuresson 1998). Samoin satelliittikuvien
käyttö erilaisissa aluetason ekologisissa
tutkimuksissa on ollut mielenkiinnon
kohteena jo satelliittikuvien käytön var-
haisesta vaiheesta lähtien (Gray ym.
1996). Nykyään satelliittikuvia käytetään
mm. valtakunnan metsien inventoinnissa
melko rutiininomaisesti (Tomppo ym.
1998), mutta kuvilta saatavan informaation
käyttökelpoisuudesta esimerkiksi
metsäsuunnittelun tarpeisiin käydään
edelleen keskustelua (Holmgren ja Thu-
resson 1998).

Satelliittikuvien avulla tuotetuista tun-
nuksista eri maankäyttöluokat, kuten pel-
lot, metsät, vesistöt, jne. voidaan erottaa
melko luotettavasti toisistaan (Jaakkola
ym. 1988). Käyttämällä luokituksessa
apuna digitaalista ennakkotietoa kohteista
pystytään eri maankäyttöluokkien erotte-
lua ja satelliittikuvien luokittelua paran-
tamaan (Tokola ja Heikkilä 1997, Katila
ym. 2000). Satelliittikuvilta pystytään
erottamaan melko luotettavasti myös yh-
den puulajin dominoivat metsät samoin
kuin metsämaiseman selkeät muutokset,
kuten avohakkuut, metsäautoteiden rak-
entaminen, uudistusalojen kehitys jne.
(Jaakkola ym. 1988).

Yksityiskohtaisten, metsien rakennetta
kuvaavien, tunnusten tulkitseminen satel-
liittikuvilta on osoittautunut vaikeaksi ja
tästä syystä satelliittikuvilta tuotettua in-
formaatiota on kritisoitu liian karkeaksi
ja epävarmaksi (Holmgren ja Thuresson
1998). Metsän kokonaistilavuuden, iän ja
puulajisuhteiden on useissa tutkimuksissa
todettu korreloivan satelliittikuvien sävy-
arvojen kanssa, mutta tulosten tarkkuus
on vaihdellut tutkimusalueesta ja metsi-
köiden rakenteesta riippuen (Holmgren ja

Thuresson 1998). Esim. puuston kokonaistilavuus ja satelliittikuvainformaatio korreloivat aina latvuksen sulkeutumiseen saakka, mutta tämän jälkeen korrelaatio on heikompi. Puustoestimaattien keskivirhe voi olla puulajista ja alueen koosta riippuen jopa muutamia kymmeniä prosentteja (Tokola ja Heikkilä 1997), mistä johtuen satelliittikuvapohjaisista puustoa kuvaavista aineistoista voidaan muodostaa ainoastaan suhteellisen karkeita habitaattiluokkia. Käytännössä tämä tarkoittaa sitä, että esimerkiksi puuston tilavuuden perusteella rajatut kehitysluokat käsittävät jatkumon eri kehitysvaiheissa olevia puustoja luokkarajana käytettyjen tilavuuskriteerien molemmin puolin.

Satelliittikuvilta johdettujen metsän rakennetunnusten, kuten puuston tilavuuden keskivirheen, on todettu pienenevän kohdealueen pinta-alan kasvaessa (Tokola ja Heikkilä 1997, Tomppo ym. 1998). Yksittäisen kuva-alkion (maastossa n. 30 × 30 m) puuston tilavuuden keskivirhe voi olla jopa useita kymmeniä prosentteja, mutta alueen pinta-alan kasvaessa useisiin kymmeneen tai satoihin hehtaareihin, virhe pienenee puulajista riippuen n. 15-30 %:iin (Tokola ja Heikkilä 1997, Tomppo ym. 1998).

Satelliittikuvilta tuotetun informaation käyttökelpoisuutta ekologisiin tutkimuksiin rajoittaa myös satelliittien spatiaalinen erotuskyky, joka yleisimmin käytetyillä satelliiteilla on maastossa 20-30 m. Satelliittikuvilta ei voida siten erottaa esimerkiksi yksittäisiä kolopuita tai vähäluokuisia puulajeja, jotka voivat olla joidenkin lajien kannalta kriittisiä tekijöitä elinympäristössä. Esimerkiksi liito-oravan suosimat lehtipuuryhmät ovat usein pienialaisia saarekkeitä, jopa yksittäisiä puita,

varttuneiden kuusimetsien keskellä, eivätkä ne välttämättä erotu satelliittikuvilta (Reunanen ym. 2002a). Myös satelliittien spektrinen erottelukyky, eli se miten hyvin eri puulajit voidaan erottaa niiden antaman heijasteen perusteella toisistaan, voi rajoittaa joillekin lajeille tärkeiden kohteiden erottamista.

Valtakunnan metsien monilähdeinventoinnissa (ML-VMI) käytetään hyväksi satelliittikuvia, maastossa mitattuja koelaitietoja sekä digitaalista karttainformaatiota tiestöstä, asutuksesta, pelloista ja muista muuhun kuin metsämaahan kuuluvista kohteista (Tomppo ja Katila 1993, Tomppo ym. 1998). ML-VMI tuottaa satelliittikuvien ja muiden aineistojen avulla estimaatit puustosta jokaiselle kuva-alkiolle, joka vastaa maastossa 25 m × 25 m kokoista aluetta. Metsätunnusten laskenta perustuu ns. k-lähimmän naapurin menetelmään ja sillä voidaan tuottaa periaatteessa estimaatit kaikille koelaloilta mitatuille muuttujille (Tomppo ja Katila 1993, Tomppo ym. 1998). ML-VMI:n päätunnukset, joilla esimerkiksi ekologeisessa tutkimuksessa on ollut toistaiseksi eniten käyttöä, ovat puulajeittainen kokonaistilavuus, puuston ikä ja boniteetti.

ML-VMI -aineistolla tehtävissä tutkimuksissa metsät voidaan jakaa jonkin lajin kannalta tärkeisiin tai muihin luokkiin summaamalla kuva-alkioittaiset ja puulajeittain esitetyt metsän tilavuusestimaatit ja erottamalla ne sitten toisistaan tilavuus- ja puulajisuhteita kuvaavien kriteerien avulla. Esimerkiksi karkeasti kehitysluokkia mukaileva luokitus voidaan tehdä käyttämällä kunnittain esitettyjä kehitysluokittaisia tilavuusarvoja (Tomppo ym. 1998) ja tarkentamalla luokitusta esimerkiksi digitaalisen maaperäaineiston avulla. Lisäämällä mukaan muita maankäyt-

töä kuvaavia aineistoja, voidaan muut kuin metsäiset alueet jakaa tai yhdistää haluttuihin luokkiin.

4. Satelliittikuvien ja kuviotiedon käyttö elinympäristömallituksessa - liito-orava esimerkkilajina

4.1 Liito-oravan ML-VMI-aineistoon perustuva elinympäristömalli

Liito-orava suosii kuusivaltaisia metsiä, joissa on lehtipuita sekapuuna (Reunanen ja Nikula 1998, Reunanen ym. 2002ab). Liito-oravaa tavataan sen pohjoisimmalla levinneisyysalueella erityisesti vanhoista kuusimetsistä, mikä johtunee siitä, että varttuneissa metsissä on nuoriin verrattuna enemmän kolopuita. Lehtipuusekoitus on liito-oravalle tärkeä, koska se käyttää lehtipuiden lehtiä ja norkkoja ravinnokseen. Liito-oravan elinympäristöille on tyypillistä myös se, että pesimämetsiköistä on metsäyhteys ympärillä oleviin pesä- ja muihin metsiköihin (Mönkkönen ym. 1997, Reunanen ym. 2002b). Naaraiden keskimääräinen elinpiiri on Etelä-Suomessa tehtyjen tutkimusten mukaan 8,3 ha ja urosten noin 60 ha (Hanski ym. 2000).



Liito-orava (kuva: Esa Heino).

Liito-oravan esiintymistä mallitettiin Koillismaalta kerätyn kenttäaineiston ja monilähde-VMI-aineiston avulla (ks. Reunanen ym. 2002b, jossa tutkimus on selostettu yksityiskohtaisesti). Liito-oravan esiintymistä selvitettiin kahdella tutkimusalueella inventoimalla yhteensä 207 metsäkuviota (102 eteläisellä ja 105 pohjoisella alueella). Jokaiselta kuviolta etsittiin liito-oravan papanoita, ja mikäli sellaisia löydettiin, kuvio merkittiin asutuksi, muutoin asumattomaksi.

Potentiaaliset liito-oravan asuttamat kuviot muodostettiin ML-VMI-aineiston avulla ja tarkentamalla kuviointia maastotöiden yhteydessä. ML-VMI-aineiston eri puulajien kokonaistilavuutta kuvaavista tietokerroksista muodostettiin paikkatietojärjestelmän avulla aluksi paikkatietokerros, joka esitti kunkin kuva-alkion kokonaispuuston tilavuuden. Kokonaistilavuus laskettiin yksinkertaisesti summamalla jokaisen kuva-alkion puulajeittaiset tilavuudet yhteen. Koska alkuperäinen satelliittikuva oli vuodelta 1993, alueella tehdyt avohakkuut päivitettiin metsähallituksen kuvioaineiston ja ilmakuvilta rajattujen avohakkuiden perusteella. Tämän jälkeen potentiaaliin liito-oravakohteisiin luokiteltiin aikaisemman tutkimustiedon perusteella sellaiset kuva-alkiot, joiden kokonaistilavuus oli yli $100 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ ja, joissa kuusi muodosti yli 80 % kokonaistilavuudesta sekä kuva-alkiot, joissa kuusen ja lehtipuiden tilavuus oli yli 80 % kokonaistilavuudesta, ja joissa kuusen tilavuus oli suurempi kuin männyn. Liito-oravalle potentiaalisiksi liikkumismetsiksi luokiteltiin puolestaan kaikki sellaiset kuva-alkiot, joiden puuston kokonaistilavuus oli suurempi kuin $75 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$.

Kun satelliittikuvan jokainen kuva-alkio luokitellaan johonkin luokkaan kokonais-

tilavuuden ja/tai puulajiosuuden mukaan, menevät vierekkäiset kuva-alkiot usein eri luokkiin vain pienen eron vuoksi, vaikka ne esimerkiksi liito-oravan näkökulmasta edustaisivat samanlaisia metsiköitä. Tämän vuoksi luokitellulla kuvalla eri luokkiin jaetut kohteet esiintyvät usein yhden tai muutaman kuva-alkion ryhmissä, joiden välissä on muita maisemaluokkia. Yksittäiset kuva-alkiot tai muutaman kuva-alkion ryhmät ovat myös liito-oravan elinympäristön kokoon verrattuna liian pieniä soveltuakseen liito-oravalle. Sen vuoksi potentiaaliset kuva-alkiot tai -ryhmät muodostettiin kuvioiksi yhdistämällä korkeintaan 100 m etäisyydellä toisistaan olevat liito-oravahabitaatteja kuvaavat kuva-alkiot ja valitsemalla näin saaduista kuvioista edelleen sellaiset, joiden kokonaispinta-ala oli yli 16 kuva-alkiota. Maasto-inventointeja varten lopullisesta kuviojoukosta tehtiin vielä pinta-alalla painotettu otos.

Kustakin inventoidusta kuviosta ja sen ympäristöstä tehtiin useita paikkatieto-analyysyjä, joilla selvitettiin kuvion laatua, potentiaalisten liito-oravahabitaattien määrää eri etäisyyksillä kuvion ympäristössä sekä kuviosta olevien metsäyhteyksien määrää ympärillä oleviin kuvioihin. Ennen mallitusta mitatuille muuttujille tehtiin pääkomponenttianalyysi, joka jakoi muuttujat kolmeen ryhmään. Ensimmäinen pääkomponentti kuvasi liito-oravan suosimien metsien määrää 500-3000 m etäisyydellä tutkitusta kuviosta. Toinen komponentti kuvasi tutkitun kuvion laatua, eli kuvion kokoa ja liito-oravan suosiman metsän määrää kuvion sisällä. Kolmas komponentti kuvasi yhteyksien määrää potentiaaliin liito-oravakuvioihin sekä näiden kuvioiden etäisyyttä tutkitusta kuviosta.

Logistisessa regressiomallissa kuvion laatu ja yhteyksien määrä osoittautuivat merkitseviksi liito-oravan esiintymisen selittäjiksi eteläisellä tutkimusalueella. Malli ennusti liito-oravan esiintymisen 81,4 % tarkkuudella. Vääriin esiintymislukuihin menneistä tapauksista 16,7 % oli vääriä positiivisia ja 20 % vääriä negatiivisia ennusteita. Pohjoisella tutkimusalueella malliin valikoitui vain kuvion laatua kuvaava pääkomponentti. Malli ennusti liito-oravan esiintymisen 71,4 % tarkkuudella, ja vääristä ennusteista positiivisia vääriä oli 33,3 % ja vääriä negatiivisia 26,9 %. Mallin mukaan liito-oravan esiintymistodennäköisyys oli yli 0,5, kun kuvion koko oli yli 8,4 ha.

4.2 Kuvioaineistoon perustuva elinympäristömalli

Liito-oravan esiintymistä mallitettiin myös käyttäen maastossa kerättyjä liito-oravan esiintymistietoja ja metsähallituksen kuvioaineistoa (Hurme ym. 2005). Liito-oravan esiintymismalli tehtiin ensin yhden tutkimusalueen tietojen perusteella ja sitä testattiin toiselta tutkimusalueelta kerättyjen liito-oravan esiintymistietojen ja metsäsuunnittelutietojen avulla.

Maastoinventointeja varten kuviotiedoista valittiin aikaisemman tutkimustiedon perusteella sellaiset kuviot, joissa kuusen osuus oli yli 50 % ja joiden ikä oli vähintään 80 vuotta. Liito-oravan esiintyminen jokaisella kuviolla määritettiin sen mukaan, löydettiinkö kuviolta papanoita vai ei. Yhteensä liito-oravan esiintyminen selvitettiin 92 kuusivaltaiselta kuviolta. Logistisessa regressiomallissa käytettiin kuviotason muuttujina kuvion kokoa, metsikön ikää, kuvion puuston kokonais-tilavuutta sekä männyn, kuusen ja koivun tilavuutta. Ensimmäisessä vaiheessa liito-

oravan esiintymismalli tehtiin käyttäen pelkästään kuviotason muuttujia selittäjinä.

Toisessa vaiheessa myös kuvion ympäristöstä laskettiin paikkatietomenetelmien avulla 500 m säteeltä niiden metsien määrä ja etäisyys, jotka kuviomallilla arvioituna antoivat liito-oravan esiintymistodennäköisyydeksi 0,5 tai enemmän. Nämä kuviot siis edustivat liito-oravan näkökulmasta puustoltaan hyviä metsiköitä.

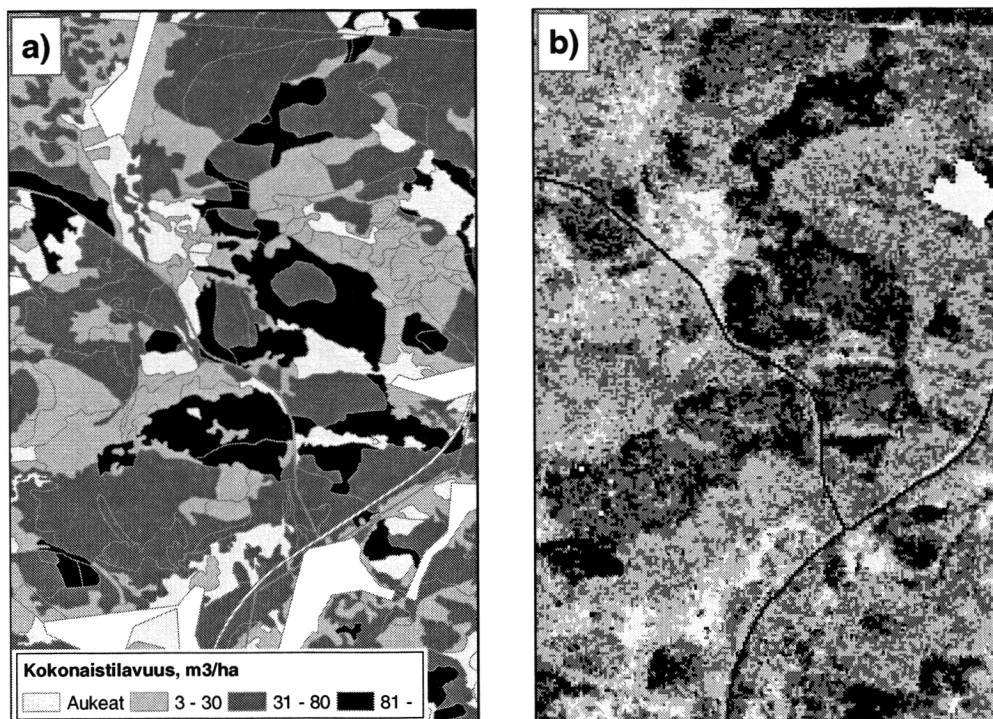
Pelkästään kuvion puustotiedoilla tehty malli ennusti 71,4 % tapauksista oikein ja kuvion kokoa koskeva tieto lisäsi mallin tarkkuutta hieman, eli 73,5 %:iin. Malli, jossa oli mukana myös kuvion ympäristön laatua koskevaa tietoa, ennusti liito-oravan esiintymisen jokseenkin samalla tarkkuudella kuin pelkästään kuviotason tiedoilla tehty malli. Kuvion ympärillä olevien potentiaalisten liito-oravakuvioiden etäisyyden lisääminen malliin kuitenkin vähensi väärin negatiivisten ennusteiden määrää, eli mallilla pystyttiin ennustamaan paremmin kuviot, joilla liito-oravaa oli tavattu.

5. Aineistojen vertailua ja kehitystarpeita

Sekä ML-VMI -aineistolla että kuvioaineistolla tehdyt liito-oravan ennustemallit antoivat käytännössä hyvin samanlaiset tulokset. Koska malleissa käytetyt tunnuksot ja toisaalta tutkittujen kuvioiden kriteerit (puuston rakenne ja kuvion muodostaminen) poikkesivat toisistaan, ei mallien suora vertailu ole mahdollista. Kuitenkin molemmilla aineistoilla tehtyjen mallien pääsanoma on sama, eli liito-oravan esiintymistä selittävät sekä metsikön laatu että liito-oravalle sopivien habitattien määrä lähiympäristössä.

ML-VMI-aineistosta johdetut metsien rakennepiirteet, jotka selittivät liito-oravan esiintymistä, vastaavat melko hyvin myös maastossa tehtyjä havaintoja liito-oravametsien rakennepiirteistä (Reunanen ym. 2002b). Maastotöiden yhteydessä ML-VMI-aineistosta muodostettua kuviointia kuitenkin tarkennettiin ja siitä poistettiin virheellisesti liito-oravametsiksi luokitellut kohteet, mikä on todennäköisesti parantanut mallien selitystasetta. Yleisimmän virheluokitukset liittyivät tiettyntyyppiin rantoihin ja nuoriin, n. 10 m korkeisiin männiköihin (Reunanen ym. 2002b). Vesistöjen ja maan rajalle osuvien kuvaalkioiden antama heijaste sekoittuu usein tiettyntyyppisten metsien heijasteeseen, mikä on yleisesti tunnettu ongelma satelliittikuvien luokituksessa (esim. Virtanen ym. 2004). Johtopäätöksenä satelliittikuvien käyttökelpoisuudesta voidaan siis pitää, että etenkin silloin kun tutkimuksissa on tarpeen erottaa jollakin kriteerillä rajattuja metsiköitä, rajausten oikeellisuus on syytä tarkistaa esimerkiksi maastotöiden yhteydessä. Myöskään kuvioiden rajat eivät välttämättä noudata esimerkiksi kuvioittaisen suunnittelun rajoja, joten kuvioiden kokoon liittyvät tulokset eivät ole suoraan yleistettävissä metsäsuunnitteluun.

Kuvassa 1 on esitetty osa tutkimusalueesta, jolla liito-oravan esiintymistä mallitettiin. Kuvassa 1a metsäsuunnitteluaineisto on luokiteltu puuston tilavuuden perusteella karkeasti aukeisiin, taimikoihin, nuoriin kasvatusmetsiin sekä varttuneisiin kasvatusmetsiin ja uudistuskypsiin metsiin. Kuvassa 1b sama alue on esitetty ML-VMI-aineistolla ja jokainen kuvaalkio on luokiteltu puuston kokonaistilavuuden perusteella kuten kuvan 1a metsäkuviot. Molemmilla aineistoilla maiseman rakenne näyttäytyy samankaltaisena



Kuva 1. Sama metsäalue kahdella eri metsiä kuvaavalla aineistolla nähtynä. Kuva a) on tehty kuvioittaisella metsäsuunnitteluaineistolla ja kuva b) monilähde-VMI-aineistolla. Molempiin aineistoihin on sovellettu samoja luokittelukriteereitä, joiden avulla metsät on jaettu luokkiin niiden kokonaistilavuuden perusteella. Vaikka kartat eroavat yksityiskohdissa toisistaan, erottuvat maiseman pääpiirteet molemmilla aineistoilla jokseenkin samalla tavoin.

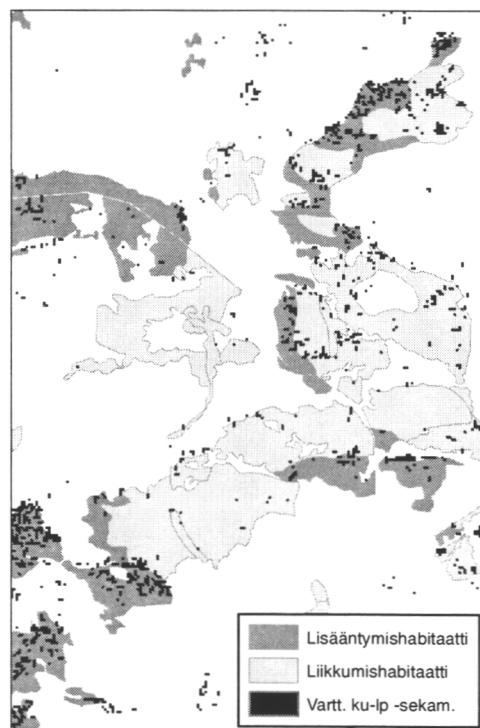
paitsi visuaalisen tarkastelun perusteella, myös alueiden rakennetta kuvaavien tunnuslukujen perusteella. Satelliittikuva pohjaiselle aineistolle on kuitenkin tyypillistä, että siitä tehdyissä kartoissa kuviointi on pienipiirteisempää, eivätkä kuviot erotu yhtä selvärajaisina kuin varsinaisissa metsäsuunnitteluaineistoissa. Satelliittikuvilta ja metsäsuunnitteluaineistoilta lasketut maiseman rakennetunnukset poikkeavat toisistaan erityisesti kuvioiden kokoon, muotoon ja sijaintiin liittyvien tunnusten osalta, joten näiden tunnusten soveltaminen aineistosta toiseen ei käy suoraviivaisesti.

Tutkimuksen kannalta satelliittikuva pohjaisten aineistojen hyvänä puolena voi-

daan pitää sitä, että ne kattavat laajoja alueita maanomistajasta riippumatta. Eri maanomistajien metsäsuunnitteluaineistoille on tyypillistä, että suunnittelualueiden sisään jää väistämättä muiden maanomistajien metsiä tai muita alueita, joista tietoa ei ole saatavilla. Toisaalta satelliittikuvien rajoitteena voidaan pitää pilvettömien kuvien saatavuutta, eli pilvettömiä kuvia ei ole kaikilta alueilta lähellekään joka vuosi saatavissa. Satelliittikuva pohjaiset aineistot, kuten ML-VMI, perustuvat myös jonakin ajankohtana rekisteröityihin satelliittikuviin, joten maiseman muuttuminen hakkuiden ja muun maankäytön vuoksi ajan mittaan heikentää satelliittikuvilla näkyvien ja maanpinnalla olevien kohteiden vastaavuutta.

Yksi mielenkiintoinen jatkotarkasteluiden aihe on se, voidaanko satelliittikuva- pohjaisten metsäaineistojen, kuten ML-VMI:n avulla, liittää kuvioaineistoihin esimerkiksi monimuotoisuuden kannalta tärkeää informaatiota. Tällaista informaatiota voisivat olla esimerkiksi pienialaisten lehtipuustojen esiintyminen tai kuvi- onsisäinen puuston vaihtelu. Esimerkkinä on kuvassa 2 on esitetty kuvioaineisto, jossa on kuviotietojen perusteella korostettu potentiaaliset liito-oravametsiköt. Samaan kuvaan on liitetty ML-VMI-aineiston perusteella luokitellut liito-oravan suosimat metsänkohdat. Liito-oravan kuvioittaista esiintymistietoa, kuvioaineiston puustotietoja ja näihin liitettävien ML-VMI-aineiston spatiaalisten analyysitietojen avulla voidaan ainakin testata, parantaako molempien aineistojen yhteiskäyttö liito-oravamallien ennustekykyä. Mikäli metsiä kuvaavien aineistojen yhteiskäyttö osoittautuu lupaavaksi, molempien aineistojen avulla tehtyjä karttoja voitaisiin käyttää potentiaalisten liito-oravametsien ja muiden monimuotoisuuden kannalta tärkeiden kohteiden kartoituksissa. Samalla tavalla kartat voisivat toimia esimerkiksi alue-ekologisen suunnittelun lähtökohtana suunniteltaessa esimerkiksi eri toimenpiteiden kohdentamista ja rajaamista.

Toistaiseksi eri aineistoilla tehtyjen ekologisten tutkimusten tuloksia voidaan ottaa huomioon esimerkiksi metsäsuunnittelussa helpoiten kuviotasolla. Kuviotietojen perusteella on helppo hakea ja paikantaa kohteet, jotka esimerkiksi puustonsa puolesta täyttävät annetut kriteerit. Sen sijaan kuvion ympäristön huomioon ottaminen, kuten habitaattien määrän tai metsäyhteyksien säilyttäminen jollakin alueella on huomattavasti vaativampi tehtävä. Se on sitä toisaalta siksi, että tietom-



Kuva 2. Potentiaaliin liito-oravan lisääntymis- ja liikkumishabitaatteihin luokiteltu metsäsuunnitteluaineisto, jonka päälle on tulostettu monilähde-VMI -aineistosta potentiaaliset liito-oravametsät, eli varttuneet kuusi-lehtipuusekametsät.

me useimpien lajien elinympäristövaatimuksista ovat tässä suhteessa puutteelliset. Toisaalta myös metsäsuunnittelumenetelmät, jotka pystyvät käsittelemään spatiaalisia tavoitteita, ovat vasta kehityksensä alussa (esim. Kurttila 2001). Koska kuviotasoa laajempien alueiden tarkastelu on useiden lajien tai muiden tavoitteiden kohdalla tärkeää, tulisi spatiaalista osaamista lisätä jatkossa sekä suunnittelumenetelmien kehittämisessä että varsinaisessa ekologisen tiedon tuottamisessa.

Kirjallisuus

Andrén, H. 1997. Habitat fragmentation and changes in biodiversity. *Ecological Bulletins* 46: 171-181.

- Dennis, R.L.H., Shreeve, T.G. ja Van Dyck, H. 2003. Towards a functional resource-based concept for habitat: a butterfly biology viewpoint. *Oikos* 102(2): 417-426.
- Esseen, P.-A., Ehnström, B., Ericson, L. ja Sjöberg, K. 1997. Boreal forests. *Ecological Bulletins* 46: 16-47.
- Gray, P.A., Cameron, D. ja Kirkham, I. 1996. Wildlife habitat evaluation in forested ecosystems: some examples from Canada and the United States. Julkaisussa: DeGraaf, R.M. ja Miller, R.I. (toim.) *Conservation of Faunal Diversity in Forested Landscapes*. Chapman & Hall. London. s. 407-536.
- Hallman, E., Hokkanen, M., Juntunen, H., Korhonen, K.-M., Raivio, S., Savela, O., Siitonen, P., Tolonen, A. ja Vainio, M. 1996. Alue-ekologinen suunnittelu. *Metsähallituksen metsätalouden julkaisuja* 3.
- Hanski, I.K., Stevens, P., Ihalempiä, P. ja Selonen, V. 2000. Home range size, movements, and nest-site use in the Siberian flying squirrel (*Pteromys volans*). *Journal of Mammalogy* 81: 798-809.
- Holmgren, P. ja Thuresson, T. 1998. Satellite remote sensing for forestry planning – A review. *Scandinavian Journal of Forest Research* 13: 90-110.
- Hurme, E., Mönkkönen, M., Nikula, A., Nivala, V., Reunanen, P., Heikkinen, T. ja Ukkola, M. 2005. Combining information from species' ecology and forestry: constructing and evaluating predictive occupancy models for Siberian flying squirrel. *Käsikirjoitus*.
- Hyvän metsänhoidon suositukset. 2001. Metsätalouden kehittämiskeskus Tapio. 2. painos. Libris Oy. Helsinki. 95 s.
- Jaakkola, S., Poso, S. ja Skråmo, G. 1988. Satellite remote sensing for forest inventory – experiences in the Nordic countries. *Scandinavian Journal of Forest Research* 3: 545-657.
- Katila, M., Heikkinen, J. ja Tomppo, E. 2000. Calibration of small-area estimates for map errors in multi-source forest inventory. *Canadian Journal of Forest Research* 30: 1329-1339.
- Kurttila, M. 2001. Methods for integrating ecological objectives into landscape-level planning of non-industrial private forestry. Väitöskirja. Joensuun yliopisto, Metsätieteellinen tiedekunta. 35 s.
- Luonnonläheinen metsänhoito. Metsänhoito-suositukset. 1994. Metsäkeskus Tapion julkaisu 6/1994. 72 s.
- Metsämaiseman hoito. 1997. Metsätalouden kehittämiskeskus Tapio. 25 s.
- Metsätalouden ympäristöopas. 2004. Metsähallitus. Edita Prima Oy. 159 s.
- Mönkkönen, M., Reunanen, P., Nikula, A., Inkeröinen, J. ja Forsman, J. 1997. Landscape characteristics associated with the occurrence of the flying squirrel *Pteromys volans* in old-growth forests of northern Finland. *Ecography* 20(6): 634-642.
- PATI-maastotyöohje 1998. Metsähallitus. Luonnonvarayksikkö. 32 s.
- Pukkala, T. 1994. Metsäsuunnittelun perusteet. Gummerus kirjapaino Oy. Jyväskylä 1994. 242 s.
- Reunanen, P. ja Nikula, A. 1998. Liito-oravan elinympäristöt ja maiseman rakenne Koillismaalla. *Metsähallituksen luonnonsovelusjulkaisuja*. Sarja A 93. 52 s.
- Reunanen, P., Mönkkönen, M. ja Nikula, A. 2002a. Habitat requirements of the Siberian flying squirrel in northern Finland: comparing field survey and remote sensing data. *Annales Zoologici Fennici* 39: 7-20.

- Reunanen, P., Nikula, A., Mönkkönen, M., Hurme, E. ja Nivala, V. 2002b. Predicting occupancy for the Siberian flying squirrel in old-growth forest patches. *Ecological Applications* 12(4): 1188-1198.
- Siitonen, J. 2001. Forest management, coarse woody debris and saproxylic organisms: Fennoscandian boreal forests as an example. *Ecological Bulletins* 49: 11-42.
- Siitonen, J. ja Martikainen, P. 1994. Occurrence of rare and threatened insects living on decaying *Populus tremula*: a comparison between Finnish and Russian Karelia. *Scandinavian Journal of Forest Research* 9: 185-191.
- Tokola, T. ja Heikkilä, J. 1997. Improving satellite image based forest inventory by using a priori site quality information. *Silva Fennica* 31(1): 67-78.
- Tomppo, E. ja Katila, M. 1993. Satelliittikuva-pohjainen valtakunnan metsien inventoinnin tietotuotanto. Julkaisussa: Nikula, A., Ritari, A. ja Lahti, M-L. (toim.) Paikkatiedon ja satelliittikuvainformaation käyttö metsäntutkimuksessa. *Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja* 479: 21-26.
- Tomppo, E., Katila, M., Moilanen, J., Mäkelä, H. ja Peräsaari, J. 1998. Kunnittaiset metsävaratiedot 1990-94. *Metsätieteen aikakauskirja – Folia Forestalia* 4B/1998: 619-839.
- Uusvaara, O. 1963. Pyyn elinympäristöjen metsikkörakenteesta. *Suomen Riista* 16: 31-45.
- Virtanen, T., Mikkola, K. ja Nikula, A. 2004. Satellite image based vegetation classification of a large area using limited ground reference data: a case study in the Usa Basin, Northeast European Russia. *Polar Research* 23(1): 51-66.
- Åberg, J. 2000. The occurrence of Hazel grouse in the boreal forest. Effects of habitat composition at several spatial scales. *Acta Universitatis Agriculturae Sueciae. Silvestria* 158. 30 s.

Jouni Pykäläinen ja Mikko Kurttila

METSÄTÄHTI-MALLI LUONNONARVOKAUPAN KOHTEIDEN ARVIOINTIIN YKSITYISMETSISSÄ

1. Johdanto

Etelä-Suomen metsien suojeluohjelma eli ns. METSO-ohjelma (Etelä-Suomen, Oulun läänin länsiosan... 2002) määrittelee metsien monimuotoisuuden turvaamisen toimenpiteet Etelä-Suomen, Oulun läänin länsiosan ja Lapin läänin lounaisosan alueille. Raportissa ei aseteta pinta-alatavoitteita suojelualueille, vaan esitellään uusin vapaaehtoisten suojelukeinojen periaatteita. Yksityismetsätalouden näkökulmasta tällä hetkellä mielenkiintoisimpia keinoja ovat tarjouskilpailu, luonnonarvokauppa ja monimuotoisuuden yhteistoimintaverkostot. Näistä tarjouskilpailu määrittellään lähinnä pysyvien suojelualueiden hankintakeinoksi, kun taas luonnonarvokauppa tähtää pääasiassa määräaikaisiin suojelusopimuksiin. Kaikissa keinoissa sovelletaan samoja luonnon-suojelubiologisia kriteereitä suojeltavien kohteiden monimuotoisuusarvon määrittelyyn (Etelä-Suomen metsien... 2003).

Vapaaehtoinen suojelu tarjoaa metsänomistajille uudenlaisia mahdollisuuksia hyötyä omistamastaan metsästä. Yhdeksi vapaaehtoisen suojelun ongelmaksi on kuitenkin mainittu, että vaikutuksiltaan merkittävän verkoston hankintakustannus voi nousta korkeammaksi kuin ko. alueiden valtiolle ostamisen kustannus. Toisaalta uusilla menettelyillä voitaneen saada hyviä kohteita täydentämään perinteisillä keinoilla suojeltuja alueita. Perinteiset keinot uusilla keinoilla täydennettynä tuottanevat kustannus-hyöty -suhteeltaan

paremman lopputuloksen kuin pelkästään perinteisiin keinoihin nojautuva suojelu. Tällöin koko yhteiskunta hyötyisi uusista suojelukeinoista.

Tässä artikkelissa paneudutaan luonnonarvokauppaan liittyvien päätösongelmien ratkaisemisen tukemiseen. Luonnonarvokaupassa yhteiskunta vuokraa maanomistajalta luonnonarvoja tyypillisesti 10-vuoden määräaikaissopimuksella. Prosessin aloitteentekijänä on yleensä maanomistaja, joka ottaa yhteyttä suojeluviranomaisiin ja kertoo olevansa mahdollisesti halukas osallistumaan luonnonarvokauppaan. Prosessin, johon kuuluu mm. maanomistajan informoiminen suojelukeinon periaatteista ja kohteen tarkempi inventointi, aikana omistajan tulisi kyetä määrittelemään hintapyyntö (vuokran taso) määräaikaiselle suojelusopimukselle. Yhtenä hintapyynnön määrittelyn ongelmana on, että maanomistaja ei ilman asianmukaista päätöstukea tiedä, kuinka hyvä hänen kohteensa on suhteessa haluttuihin monimuotoisuusarvoihin. Toisaalta monimuotoisuuden suojelusta vastaavien viranomaisten pitäisi kyetä valitsemaan tarjolla olevista kohteista ne, jotka tuovat monimuotoisuusverkostolle parhaan lisäarvon kustannus-hyötysuhteella mitattuna. Tämä ei ole helppo tehtävä pelkästään asiantuntijan yksilölliseen harkintaan nojautuen.

Luonnonarvokaupan tärkeimmät hyödyt lienevät kustannustehokas suojeluverkoston täydentäminen ja yksityismetsissä to-

teutettavan suojelun parempi sosiaalinen hyväksyttävyyttä. Kustannustehokkuus perustuu mm. maanomistajien tavoitteiden erilaisuuteen; omistajat, joilla on omia monimuotoisuustavoitteita omalle tilalleen tai monimuotoisuustavoitteiden kanssa positiivisesti korreloivia tavoitteita tyypillisesti vuokraavat luonnonarvonsa yhteiskunnalle halvemmalla kuin pelkästään taloudellisia tavoitteita omaavat metsänomistajat. Sosiaalista hyväksyttävyyttä voi lisätä esim. osallistumisen vapaaehtoisuus, mahdollisuus vetää tarjous pois neuvottelujen aikana jos sopimusta ei näytä syntyvän sekä luonnonsojeluun osallistuvien ja sitä kautta myös lisätuloja saavien metsänomistajien suurempi määrä. Periaatteessa voi myös ajatella, että aiemmin omaehtoisesti toteutetusta suojelusta on nyt mahdollista saada korvaus.

Perinteinen monimuotoisuuden suojelu- projekti tyypillisesti seuraa ylhäältä alas -prosessia, jossa suojeluviranomaiset etsivät käytössään olevista tietolähteistä potentiaalisia suojelukohteita ja ovat aloitteellisia suojeluun tähtäävän neuvottelun käynnistämässä. Tässä artikkelissa esitettävässä luonnonarvokaupan prosessissa omistajat ovat aloitteellisia ottaessaan yhteyttä suojeluviranomaisiin, mutta tieto haluttujen kohteiden ominaisuuksista kerrotaan omistajille etukäteen. Tämän tyyppinen prosessi voidaan luokitella integroiduksi prosessiksi, joka sisältää piirteitä sekä ylhäältä alas että alhaalta ylös -prosesseista. Integroitu prosessi voi saavuttaa metsänomistajien joukossa paremman hyväksynnän ja tuen kuin perinteinen ylhäältä alas -prosessi. On kuitenkin muistettava, että mainituilla prosesseilla on erilaiset tavoitteet, ja niitä ei voitane korvata toisillaan käytännön toiminnassa.

Luonnonarvokauppaa on toistaiseksi kehitetty Lounais-Suomen metsäkeskuksen hallinnoimassa pilottihankkeessa. Hankkeesta saatujen kokemusten perusteella maanomistajat osallistuvat aktiivisesti luonnonarvokauppaan ja hyväksyvät vapaaehtoisesta ja määräaikaisesta suojelun periaatteet hyvin (Gustafsson ja Nummi 2004). Asenteet luonnonarvokauppaan ovat olleet ylipäänsä positiivisia. Lounais-Suomen prosessissa ei kuitenkaan käytetty markkinoilla määräytyviä hintoja suojelukorvauksille, koska maanomistajat eivät osanneet määrittellä hintapyyntöjään. Tämän vuoksi kohteiden hinnoittelussa päädyttiin luonnonarvoa ja puuntuotantomenetystä kuvaavaan laskentamalliin.

Tässä artikkelissa esitetään monitavoitteinen asiantuntijamalli ”Metsätähti”, jolla voidaan tukea luonnonarvokauppaan liittyvää päätöksentekoa. Metsänomistajille Metsätähti -mallilla tuotetaan tietoa heidän potentiaalisten suojelukohteidensa monimuotoisuusarvoista. Omistajat voivat ottaa tämän tiedon huomioon määrittellessään hintapyyntöään suojelutarjoukselleen. Tarjousten arviointivaiheessa Metsätähti -malliin lisätään osa, joka kuvaa suojeluviranomaisten suhtautumista maanomistajien hintapyyntöihin. Tämä mahdollistaa monimuotoisuusverkoston kustannustehokkaan täydentämisen. Metsätähti -malli on kehitetty Keski-Karjalan lehtoverkosto -pilottihankkeen käyttöön, mutta sen periaatteita voidaan soveltaa myös muissa vastaavissa hankkeissa.

2. Keski-Karjalan lehtoverkosto -pilottihanke

Keski-Karjalan lehtoverkosto -pilottihanke on metsien monimuotoisuuden yhteis-

toimintaverkostohanke. Luonnonarvokauppa toimii hankkeessa keskeisenä suojelun toteuttamiskeinona. Vuosina 2003 ja 2004 on käynnistetty muita yhteistoimintaverkostojen pilottihankkeita, joissa hankitaan tietoa metsänomistajien halukuudesta osallistua vapaaehtoiseen suojeleluun sekä uusien suojelukeinojen ekologisista, taloudellisista ja sosiaalisista vaikutuksista. Pilottihankkeet sijaitsevat eri puolilla METSO-ohjelman toiminta-aluetta ja ne tähtäävät eri tyyppisten monimuotoisuustavoitteiden huomioon ottamiseen. Uusien keinojen lisäksi myös perinteisiä keinoja käytetään kaikista arvokaimpien alueiden suojelemiseen.

Keski-Karjalan lehtoverkosto -pilottihanketta hallinnoi Pohjois-Karjalan metsäkeskus. Muita osallistuvia organisaatioita ovat Pohjois-Karjalan ympäristökeskus, Pohjois-Karjalan ja Keski-Karjalan metsänhoitoyhdistykset sekä Metsäntutkimuslaitoksen Joensuun tutkimuskeskus. Verkoston toiminta-alueella (Kesälahden, Kiteen, Tohmajärven ja Värsilän kunnat) on lehtoja kaikkiaan 842 ha.

Hankkeen ekologisena tavoitteena on säilyttää ja kehittää Suomen itäisimmän lehtokeskusalueen luonnonarvoja. Lehtoverkoston laatua pyritään parantamaan täydentämällä jo suojeltuja kohteita uusilla suojelluilla lehtokohteilla. Maanomistajia kannustetaan myös taloudellisesti muodostamaan yhteistyönä useamman lehtolaikun rypäitä. Hankkeessa hyödynnetään kaikkia käytettävissä olevia vapaaehtoisen suojelun keinoja, mutta suurimpana lisäarvona voidaan pitää luonnonarvokaupasta ja yhteistoiminnasta saatavia kokemuksia.

Lehtoverkoston laatua voidaan parantaa myös ottamalla lehtoverkoston asettamat

tarpeet huomioon suojelukohteiden läheisyydessä sijaitsevien metsien hoidon ja käytön suunnittelussa. Lehtojen lisäksi hankkeessa kiinnitetään huomiota verkoston lehtojen läheisyydessä sijaitsevien paahdeympäristöjen luonnonarvojen ylläpitämiseen ja edistämiseen. Myös muita tärkeitä luontotyyppejä suojellaan hankkeen budjetin ja yleisten luonnonsuojelubiologisten kriteerien (Etelä-Suomen metsien... 2003) sallimissa rajoissa.

Metsänomistajia informoidaan hankkeen monimuotoisuustavoitteista, toimintaohjelmasta, aikataulusta ja rahoituksellisista instrumenteista useilla eri tavoilla. Hanke integroituu osaksi normaalia metsäsuunnitteluprosessia yhdellä verkostoalueen suunnittelulohkolla. Tällä alueella monimuotoisuuskohteita etsitään ja inventoidaan tavanomaista tarkemmin suunnittelun maastoinventoinnin yhteydessä. Monimuotoisuuskohteita voidaan hakea myös paikkatietoanalyysillä (Store ja Nikula 1998, Kangas ym. 2000), tietokantojen hakurutiineilla ja eri tahojen paikallistietämystä hyödyntäen. Etukäteen hankittuun tiedon ansiosta metsäkeskus voi ottaa yhteyttä suoraan alueen metsänomistajiin ja kertoa, että heillä on mahdollisuus osallistua vapaaehtoiseen monimuotoisuuden suojeleluun esim. luonnonarvokaupan kautta.

Keski-Karjalan lehtoverkostossa suojelusopimukset tehtäneen pääosin kymmenen vuoden sopimuskausille ja korvaus maksetaan kertasummuna heti sopimuksen allekirjoituksen jälkeen. Tätä ennen metsänomistajan on kuitenkin tehtävä päätös siitä, lähtekö hän mukaan suojeleluun ja millä hinnalla. Suojeluviranomaisen on puolestaan valittava verkostoon sisällytettävät alueet eli ne kohteet, joille sopimus tehdään. Keski-Karjalan pilottihankkees-

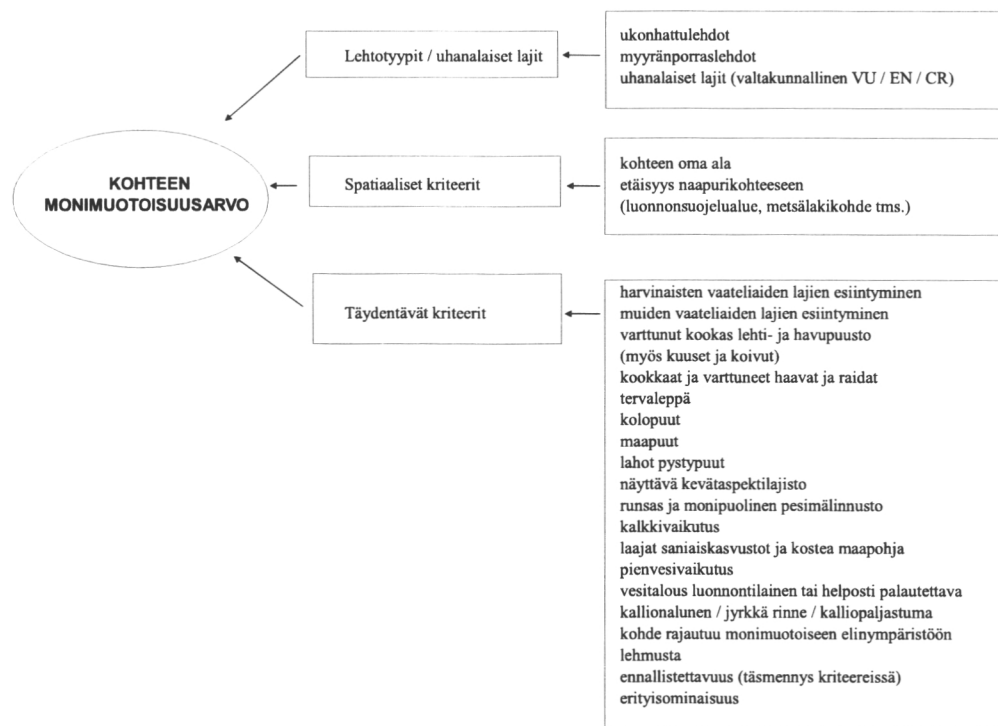
sa alueiden valintaprosessissa kootaan yhteen mahdollisimman suuri joukko tarjouksia, joiden joukosta muotoillaan käytettävissä olevalla tiedolla paras mahdollinen lehtoverkosto.

3. Metsätähti -malli

Metsätähti -mallin päätöshierarkia (kuva 1) perustuu METSO-ohjelman toimenpiteitä varten laadittuihin luonnonsuojelubiologisiin kriteereihin (Etelä-Suomen metsien... 2003). Tässä artikkelissa esitettävässä Metsätähti -mallissa näitä kriteereitä sovelletaan paikallisesti Keski-Karjalan lehtoverkoston tavoitteiden mukaisesti. Kriteereiden ja alakriteereiden valinnasta sekä alakriteereille määriteltävien osaprioriteettimallien (kuva 2) muo-

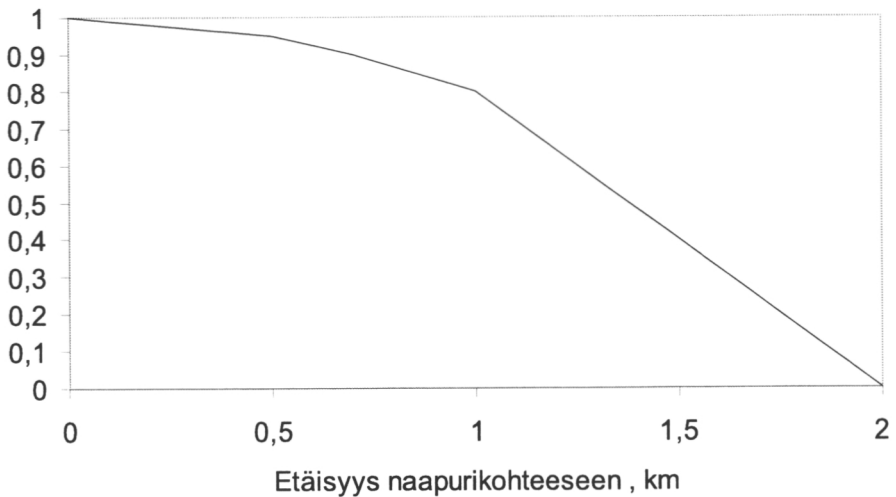
toilusta vastasi paikallisen ympäristökeskuksen biologi.

Metsätähti -mallissa käytetään sekä jatkuvia osaprioriteettimalleja että diskreettejä osaprioriteetteja. Jatkuvat osaprioriteettimallit muotoiltiin graafisesti. Niillä kuvataan osaprioriteetin muutos suhteessa alakriteerin arvon muutokseen. Tulkinta on analoginen rajahyödyn käsitteelle. Osaprioriteetin minimi kiinnitettiin nollaan ja maksimi ykköseen. Diskreettejä osaprioriteetteja käytettäessä haluttua ominaisuutta joko ei ollut (0) tai oli (1) tarkastellulla potentiaalisella suojelukohteella. Alakriteereiden ja kriteereiden painoarvojen määrittelyyn käytettiin sekä suoraa arvottamista että parivertailuja (esim. Saaty 1980). Monimuotoisuuden suojelu-



Kuva 1. Metsätähti -mallin päätöshierarkia.

Osaprioriteetti



Kuva 2. Esimerkki jatkuvasta osaprioriteettimallista.

kohteiden kokonaisprioriteetit lasketaan additiivista aggregointisääntöä noudattaen.

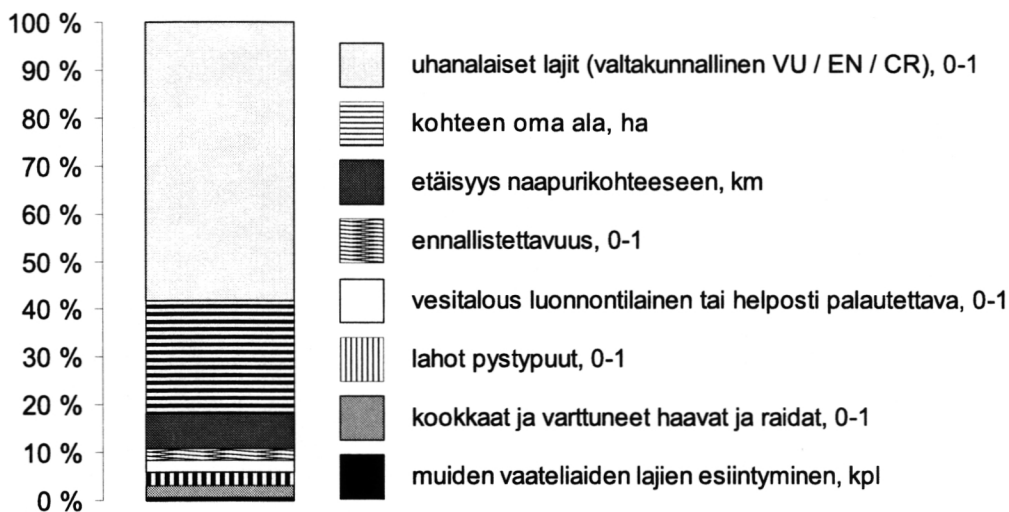
Metsätähti -mallin tuottama monimuotoisuuskohteen hyvyysarvo (prioriteetti) ei ole sellaisenaan hyödyllinen yksittäiselle maanomistajalle, koska hyvyysarvolla ei ole selkeää vertailukohtaa. Tämän vuoksi hyvyysarvot luokitellaan viiteen tähtiluokkaan (taulukko 1). Esim. monimuotoisuuden kannalta heikko alue saa yhden tähden ja ideaalinen kohde saa viisi tähteä. Tähdityksen lisäksi kohteen monimuotoisuusarvoa havainnollistetaan graafisesti (kuva 3) ja sitä kuvaillaan myös sanallisesti. Metsänomistajaa voidaan informoida myös kohteelta mahdollisesti puuttuvista ominaisuuksista.

Edellä kuvattu malli palvelee maanomistajia ja suojeluviranomaisia potentiaalisten suojelukohteiden monimuotoisuusarvon määrittelyssä. Tämä ei kuitenkaan ri-

tä ostajan näkökulmasta kohteiden kokonaishyvyysien laskentaan, vaan lisäksi tarvitaan "Maanomistajan hintapyyntö"-kriteeri ja sitä vastaava osaprioriteettimalli. Tällä mallin osalla kuvataan suojeluviranomaisen suhtautuminen metsänomistajan hintapyyntöön. Teknisesti kyseessä on laskeva osaprioriteettimalli, mikä tarkoittaa kohteen kokonaisprioriteetin huononemista hinnan kasvaessa. Hintapyyntö -kriteeri voidaan sisällyttää malliin additiivisena tai multiplikatiivisena osana. Jälkimmäisessä tilanteessa hinnalla kerrotaan additiiviselle aggregointisäännöllä koostettu monimuotoisuusarvo. Tällöin "ylihinnoitellut" kohteet putoavat pois automaattisesti, koska hintapyyntöä kuvaavan osaprioriteetin nollautuminen johtaa myös kokonaisprioriteetin nollautumiseen. Hintapyyntö -kriteerin lisääminen Metsätähti -malliin mahdollistaa kustannustehokkaan suojeluverkoston täydentämisen.

Taulukko 1. Tähtien määriä vastaavat numeeriset hyvyysarvot sekä niiden sanalliset tulkinnat (voi muuttua mallin kalibroinnin edetessä).

Tähtien määrä	Hyvyys	Tulkinta
*	≤ 0.100	Kohde on monimuotoisuusarvoiltaan hyvin vaatimaton.
**	≤ 0.200	Kohteella on joitakin haluttuja lehtokohteiden piirteitä.
***	≤ 0.300	Kohteella on monia haluttuja lehtokohteiden piirteitä. Tyypillisellä kohteella on sekä haluttuja metsän rakennepiirteitä että kasvilajistoa.
****	≤ 0.400	Kohteella on paljon haluttuja piirteitä sekä metsän rakenteessa että kasvilajistossa.
*****	> 0.400	Kohde on erittäin arvokas monimuotoisuuskohde.



Kuva 3. Potentiaalisen suojelukohteen monimuotoisuusarvojen ja niiden keskinäisten toteutussuhteiden graafinen esitys.

4. Tarkastelu

Metsätähti -malli ei sellaisenaan ota huomioon luonnonarvokaupassa tarjottavien lehtolaikkujen suhteellista sijoittumista toisiinsa nähden. Tähän voitaisiin periaatteessa käyttää heuristisia suojelualueiden

valinta-algoritmeja (esim. Siitonen ym. 2003). Tässä hankkeessa päädyttiin kuitenkin yksinkertaisempaan lähestymistapaan, koska suunnitteluongelma oli uudenlainen ja spatiaalisen optimointimallin määrittelyn ja toteuttamisen työläys ei todennäköisesti olisi ollut aikataulun ja

budjetin rajoissa mahdollista. Yksinkertaisuus myös lisänee käytännön sovellettavuutta, koska malli on helppokäyttöinen ja helposti ymmärrettävä.

Spatiaalisia näkökulmia ei kuitenkaan unohdeta kokonaan Keski-Karjan lehtoverkoston Metsätähti -sovelluksessa; matka olemassa oleviin suojelukohteisiin ja kohteen oma ala sisällytettiin malliin. Lisäksi hankkeessa sovelletaan ns. kasaamisbonusta (Parkhurst ym. 2002). Kasaamisbonus maksetaan niille metsänomistajille, joiden suojeltavaksi valitut kohteet sijaitsevat lähellä toisten maanomistajien kohteita. Kasaamisbonuksella rohkaitaan maanomistajia muodostamaan yhteistyössä suojeltavien lehtolaikkujen ryppäitä. Tämä on toivottavaa, koska ryppäissä olevat kohteet ovat monimuotoisuuden kannalta arvokkaampia kuin muista erillään sijaitsevat kohteet.

Metsätähti -malli määrittelee kohteen monimuotoisuusarvon, mutta se ei sellaisenaan kerro metsänomistajalle kohteesta esitettävän hintapyynnön tasoa. Hintapyynnön määrittelyprosessia voidaan kuitenkin tukea lisälaskelmillä. Tällöin omistajalle voidaan laskea suojelusta aiheutuva taloudellinen menetys kuviotasolla (Kurttila ym. 2004a) sekä tilakohtaisiin tavoitteisiin perustuva suojelukorvauksen minimitaso, joka ei laske tilakohtaisten tavoitteiden perusteella laskettua omistajan metsistään saamaa kokonaisuhyötyä (Kurttila ym. 2004b, Pykäläinen ja Kurttila 2004). Näistä jälkimmäinen lähestymistapa ottaa huomioon kuviokohtaisten käsittelyketjujen tuottamien tulemien korvautuvuussuhteet koko tilan tasolla.

Nyt esitetyn Metsätähti -mallin kriteereiden ja alakriteereiden painotukset ja osa-

prioriteettimallit ovat staattisia. Tällöin ei voida vaikuttaa siihen, kuinka paljon mitään luontotyyppiä tulee suojelluksi. Mallin jatkokehittelmissä voitaisiin laatia erikseen mallit eri luontotyypeille ja ohjata kohteiden valintaa eri luontotyyppien hintapyyntö -kriteerin painoarvoa tai osaprioriteettimallia säätämällä kulloisenkin kysyntätilanteen mukaisesti.

Suojelukohteiden ostajan tulisi käyttää Metsätähti-mallia tilanteessa, jossa metsänomistajilta on vastaanotettu suurempi joukko tarjouksia. Näiden tarjouksien joukosta mallia ja muita menettelyjä hyväksikäyttäen voidaan valita parhaat suojelukohteet. Mallin ominaisuudet tulevat vajavaisesti hyödynnettyä tilanteessa, jossa suojeluosopimuksia tehdään sitä mukaa, kun tarjouksia vastaanotetaan omistajilta. Tarjousten yhtäaikainen arviointi parantaa myös mahdollisuuksia aluetason tavoitteiden tarkasteluun, joka on erityisen tarpeellista yhteistoimintaverkostohankkeissa.

Kirjallisuus

- Etelä-Suomen metsien monimuotoisuusohjelman luonnonsuojelubiologiset kriteerit. 2003. Suomen ympäristö 634. Ympäristöministeriö. 72 s.
- Etelä-Suomen, Oulun-läänin länsiosan ja Lapin läänin lounaisosan metsien monimuotoisuuden turvaamisen toimintaohjelma. 2002. [Verkkodokumentti]. Ympäristöministeriö, Suomen ympäristö 583. 56 s. <<http://www.ymparisto.fi/palvelut/julkaisu/elektro/sy583/SY583.pdf>>
- Gustafsson, L. ja Nummi, T. 2004. Luonnonarvokauppa vuonna 2003. Luonnonarvokaupan kokeilun vuosiraportti. Lounais-Suomen metsäkeskus. Moniste. 15 s. + liitteet.

- Kangas, J. Store, R., Leskinen, P. ja Mehtätalo, L. 2000. Improving the quality of landscape ecological forest planning by utilising advanced decision-support tools. *Forest Ecology and Management* 132: 157-171.
- Kurttila, M., Pykäläinen, J. ja Leskinen, P. 2004a. Supporting forest owners' decision making in voluntary biodiversity protection. Käsikirjoitus.
- Kurttila, M., Pykäläinen, J. ja Leskinen, P. 2004b. A utility-theoretical approach to defining the forest landowner's minimum price demand for a biodiversity object. Käsikirjoitus.
- Parkhurst, G.M., Shogren, J.F., Bastian, C., Kivi, P., Donner, J. ja Smith, R.B.W. 2002. Agglomeration bonus: an incentive mechanism to reunite fragmented habitat for biodiversity conservation. *Ecological Economics* 41:305-328.
- Pykäläinen, J. ja Kurttila, M. 2004. Interactive method for supporting forest owners in biodiversity protection decisions. Käsikirjoitus.
- Saaty, T.L. 1980. *The Analytic Hierarchy Process*. McGraw-Hill, New York. 287 s.
- Siitonen, P., Tanskanen, A. ja Lehtinen, A. 2003. Selecting forest reserves with a multiobjective spatial algorithm. *Environmental Science and Policy* 6: 301-309.
- Store, R. ja Nikula, A. 1998. Paikkatietojärjestelmät alue-ekologisessa suunnittelussa ja tutkimuksessa. *Metsätieteen aikakauskirja - Folia Forestalia* 3/1998: 470-475.

Katri Kulkki, Ron Store ja Ari Kokko

PAIKKATIETOMENETELMIEN HYÖDYNTÄMINEN YKSITYISMETSIEN VAPAAEHTOISESSA SUOJELUSSA - METSO-PILOTTI POHJANMAAN RANNIKKOSEUDULLA

1. Merestä metsäksi -hanke

Osana Kansallisen metsäohjelman 2010 ekologisen kestävyuden toteuttamista valtioneuvosto teki lokakuussa 2002 Etelä-Suomen metsien suojelutoimikunnan (METSO) ehdotuksen pohjalta periaatepäätöksen toimintaohjelmasta Etelä-Suomen, Oulun läänin länsiosan ja Lapin läänin lounaisosan metsien monimuotoisuuden turvaamiseksi. Toimintaohjelmaan sisältyy metsäluonnon monimuotoisuuden yhteistoimintaverkosto -kokeiluhanke, jossa metsäluonnon monimuotoisuuden turvaaminen tapahtuu paikallistasolla omaehtoisuuden ja vapaaehtoisuuden periaatteilla (Ympäristöministeriö 2003).

Yhteistoimintaverkostohankkeeseen valittiin 4 kokeiluprojektia, joiden käytössä ovat METSO:n tarjoamat uudet keinot, kuten luonnonarvokauppa ja tarjouskilpailut, sekä perinteiset menetelmät, kuten ympäristötukisopimukset, määräaikaiset rauhoitukset ja luonnonsuojelualueiden perustaminen (Ympäristöministeriö 2003, Nurro 2004). Yksi valituista hankkeista on Pohjois-Pohjanmaan metsäkeskuksen vetämä Merestä metsäksi -hanke, jonka muita toteuttajia ovat Rannikon metsäkeskus, Pohjois-Suomen ja Keski-Pohjanmaan metsänomistajien liitot, Österbottens skogsägarförbund, hankealueen metsänhoitoyhdistykset, Pohjois-Pohjanmaan ja Länsi-Suomen ympäristö-

keskukset sekä hankkeesta kiinnostuneet yksityismetsänomistajat. Lisäksi hankkeen aikana tehdään runsaasti yhteistyötä eri viranomaisten, tutkijoiden sekä tuottaja- ja kansalaisjärjestöjen kanssa (Pohjois-Pohjanmaan metsäkeskus 2004).

Merestä metsäksi -hankkeen tavoitteena on 1) kehittää toimijoiden yhteistyöhön ja METSO:n vapaaehtoiisiin menetelmiin perustuva toimiva malli rannikon metsien monimuotoisuuden turvaamiseen, 2) saada rannikolla toimiville metsäammattilaisille perusvalmiudet tunnistaa arvokkaat primäärisuknessiometsäkohteet ja niihin liittyvät muut arvokkaat alueet sekä antaa perustiedot METSO:n toteuttamiskeinoista, 3) lisätä rannikon metsänomistajien ja suuren yleisön tietoisuutta maankohoamisrannikon suknessiometsien monimuotoisuudesta ja sen edistämismahdollisuuksista sekä 4) lisätä luonnon monimuotoisuutta rannikkoalueella.

2. Maankohoamisrannikon suknessiometsät

Suomen maankohoamisrannikon suknessiometsiä esiintyy Saaristomereltä Perämerelle ja ne ovat maailmanlaajuisesti ainutlaatuinen luontotyyppi, jolle on ominaista veden korkeuden vaihtelun aiheuttama kasvillisuuden vyöhykkeisyys (Siira 1999, Ympäristöministeriö 2003). Maankohoaminen on tällä hetkellä Merenkur-

kun alueella noin 8-9 mm vuodessa (Björklund ym. 1996).

Merenrannan kehitys etenee niitty-, pensas- ja lehtimetsävaiheiden kautta havumetsiin. Rantaniityillä merivesi ja jäät estävät pensaiden ja puiden kasvun. Pensasvyöhykkeellä kasvaa pajujen lisäksi mm. tyrniä ja suomyrttiä (Siira 1999). Kohotessaan maa tulee kuivemmaksi ja siitä huuhtoutuu yhä enemmän ravinteita. Tämän vuoksi kasvillisuuden kehitys etenee pensasvyöhykkeen jälkeen rehevistä lepi-koista ja koivikoista kohti selvästi kuivempia ja niukkaravinteisempia kuusikoita ja mäntykankaita. Kasvillisuusvyöhykkeiden rakenne ja lajisto kuitenkin vaihtelevat suuresti kasvupaikan ominaisuuksien mukaan (Mattbäck ja Lindroth 1996, Siira 1999).

Maankohoamisrannikon primäärisuksessiometsät ovat sekä METSO-ohjelmassa että ns. ESSU-työryhmän mietinnössä todettu monimuotoisuuden kannalta tärkeiksi ja harvinaistuneiksi elinympäristöiksi. Lisäksi ne kuuluvat EU:n luontodirektiivin ensisijaisesti suojeltaviin luontotyyppihin. Tällä hetkellä primäärisuksessiometsien määrää ei tarkasti tiedetä, mutta Natura-alueilla niitä on noin 7 400 ha. Arvokkaimpia ovat pinta-alaltaan laajat kokonaisuudet, joissa esiintyy useita eri metsäsuukessiovaiheita ja mosaiikkimaisesti muita maankohoamisrannikolle ominaisia luontotyyppisiä (Etelä-Suomen ja... 2000, Ympäristöministeriö 2003).

Maankohoamisrannikon sukkessiosarjojen paikallistamisessa ja edustavuuden arvioinnissa on useita ongelmia. Pilottialueiksi tulisi löytää mahdollisimman laajoja ja yhtenäisiä, monta kasvillisuusvyöhykettä kattavia sukkessiosarjoja. Tällaisia sarjoja on jäljellä enää hyvin vähän (Ete-

lä-Suomen ja... 2000). Kasvillisuusvyöhykkeiden rajat ovat asteittaisia, joten löydettyjen kohteiden rajaaminen on hankalaa ja monimuotoisten sekä suuresti vaihtelevien kohteiden etsiminen tehokkaasti laajoilta alueilta maastoinventointien avulla on kallista ja aikaa vievää. Lisäksi kohteiden arvioiminen ja keskinäinen arvottaminen vaativat tarkoitukseen sopivia työkaluja.

3. Paikkatietomenetelmät ja monikriteerinen arviointi

Paikkatietojärjestelmien tehokkaat sijainti- ja ominaisuustiedon hallintamenetelmät mahdollistavat laajojen tietoaisteistojen varastoinnin ja käsittelyn. Tavallisimmin luonnonvaroihin liittyvässä päätöksenteossa paikkatietojärjestelmiä hyödynnetään tarvittavien syöttötietojen tuottamisessa sekä tulosten havainnollisessa esittämisessä esim. teemakarttoina. Kun yhdistetään tietokoneiden suuri laskentakapasiteetti ja paikkatietojärjestelmien analyysimenetelmät, on mahdollista tehdä tarkasteluja, joissa käytetään yhdessä sekä sijainti- että ominaisuustietoja. Näillä spatiaalisilla analyyseillä tarkoitetaan toimenpiteitä, joilla tietyn alueen paikkaan sidotusta tiedosta tuotetaan informaatiota, joka auttaa ymmärtämään ja ennustamaan spatiaalisia ilmiöitä (Bonham-Carter 1994).

Monikriteerisen arvioinnin (Multi Criteria Evaluation, MCE) avulla pystytään arvottamaan joukko vaihtoehtoisia ratkaisuja usean kriteerin suhteen. Paikkatietojärjestelmien käytön yhteydessä monikriteerinen arviointi auttaa ratkaisemaan karttatasojen tai yksittäisten luokkien painotukseen liittyviä ongelmia sekä mahdollistaa eri asteikoilla ja mittayksiköillä kuvattujen tunnusten rinnastamisen. Eko-

logisessa tutkimuksessa paikkatietomenetelmiä ja monikriteeristä arviointia on mahdollista hyödyntää eri lähteistä peräisin olevan tiedon tallentamiseen, muokkaamiseen ja yhdistämiseen sekä vaihtoehtoisten ekologisten kohteiden arvottamiseen. Lisäksi tutkimustulokset on mahdollista esittää havainnollisesti erilaisten karttatulosteiden avulla.

4. Menetelmä maankohoamisrannikon sukkessiosarjojen paikantamiseen

Tämä artikkeli esittelee menetelmän, jonka avulla voidaan paikantaa edustavia maankohoamisrannikon sukkessiosarjoja. Tässä vaiheessa työ on vielä kesken, joten sekä menetelmä että tapaustutkimuksessa esitettävät tulokset ovat vielä alustavia. Menetelmä perustuu erilaisten paikkatietoaineistojen numeeriseen analysointiin ja yhdistämiseen. Menetelmän tavoitteena on rajata alueen korkeusmallin avulla kasvillisuuden kehitymistä kuvastavat kasvillisuusvyöhykkeet maastoon sekä paikantaa monimuotoisuuden kannalta arvokkaita yksittäisiä kohteita sekä kohteiden muodostamia, niittyvyöhykkeeltä havuvyöhykkeelle ulottuvia, yhtenäisiä sukkessiosarjoja. Kohteiden arvottamisessa voidaan hyödyntää monikriteeriseen arviointiin perustuvia menetelmiä. Menetelmä esitellään tapaustutkimuksen avulla, jossa tavoitteena on paikallistaa ja arvioida Pohjanmaan rannikkoalueella yksityismetsissä sijaitsevia sukkessiosarjoja. Näin menetelmää voidaan hyödyntää valittaessa potentiaalisia sukkessiosarjoja tarkempiin maastointointeihin Pohjois-Pohjanmaan MET-SO-pilotissa.

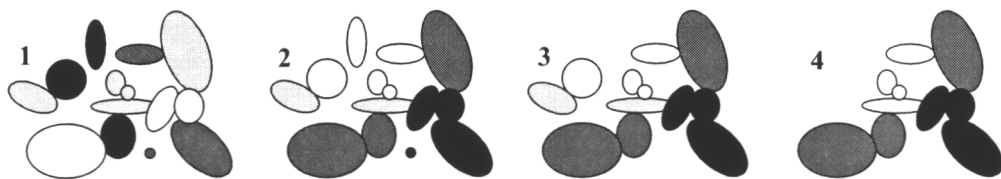
Tutkimuksessa käytetty menetelmä sisältää seuraavat päävaiheet: 1) muodoste-

taan kasvillisuusvyöhykkeet alueen korkeusmallin ja keskimääräisen maankohoamisnopeuden pohjalta; 2) etsitään tietyt valintakriteerit täyttävät metsikkökuviot paikkatietomenetelmien avulla; 3) yhdistetään saman vyöhykkeen kuviot potentiaalisiksi sukkessiokohteiksi ja paikannetaan kohteiden naapuruustarkastelujen avulla yhtenäiset sukkessiosarjat; 4) arvotetaan lopulliset sukkessiosarjat kohteiden ja sarjojen ominaisuustietojen ja sijaintianalyysien pohjalta.

Ensimmäisenä tehtävänä niittyvyöhykkeeltä havupuuvyöhykkeelle ulottuvien sukkessiosarjojen löytämiseksi on määrittää kasvillisuusvyöhykkeiden rajat. Tässä työssä rajat määritetään olemassa olevan tiedon (esim. Kukko-oja ym. 1999, Siira 1999) ja asiantuntijoiden kuulemisen perusteella. Vyöhykkeiden muodostaminen tehdään paikkatieto-ohjelmalla alueen numeerisen korkeusmallin pohjalta.

Seuraavassa vaiheessa päätetään yksittäisten kohteiden valinnassa käytettävät kriteerit. Tässä tutkimuksessa valintakriteereiden määrittelyssä käytetään apuna Lounais-Suomen metsäkeskuksen luonnonarvokaupan hinnoitteluperiaatteiden mukaisia kriteereitä. Näistä kriteereistä valitaan sopivimmat kuvaamaan maankohoamisrannikolle tyypillisiä luonnon-suojellullisesti arvokkaita kohteita ja muokataan niitä tämän tutkimuksen tarpeisiin.

Yksittäisten kohteiden valinnan jälkeen (kuva 1, kohta 1) sukkessiosarjojen etsintä aloitetaan luokittelemalla valitut kohteet kasvillisuusvyöhykkeisiin ja muodostamalla kustakin kasvillisuusvyöhykkeestä erillinen karttataso (kuva 1, kohta 2). Koska tavoitteena on löytää sarjoja, joissa on kohteita kolmelta tai neljältä kasvillisuusvyöhykkeeltä, aineistosta poistetaan



Kuva 1. Sukkessiosarjojen muodostaminen vaiheittain valituista kuvioista. 1) Kriteereiden perusteella valitut kuviot. Saman värisillä kuvioilla on sama valintakriteeri. 2) Kuvioiden luokittelu kasvillisuusvyöhykkeittäin. Saman väriset kuviot kuuluvat samaan vyöhykkeeseen. 3) Poistetaan kohteet, joilla ei ole yhteistä rajaa muiden vyöhykkeiden kohteiden kanssa. 4) Sijaintitietojen perusteella valitaan yhtenäiset kolmen tai neljän kasvillisuusvyöhykkeen kohteita sisältävät kokonaisuudet.

kaikki irralliset kohteet, joilla ei ole yhteistä rajaa muiden vyöhykkeiden kohteiden kanssa (kuva 1, kohta 3). Varsinaiset sukkessiosarjat muodostetaan kohteiden sijaintiin perustuvien valintojen avulla siten, että valituksi tulevat kaikki alueella sijaitsevat kokonaisuudet, joissa kolmen tai neljän kasvillisuusvyöhykkeen kohteet ovat yhteydessä toisiinsa (kuva 1, kohta 4).

Lopuksi löydetty potentiaaliset sukkessiosarjat arvotetaan monikriteerisen arvioinnin periaatteiden mukaan. Tämän vaiheen tarkoituksena on löytää aineistosta potentiaalisimmat kohteet maastossa tehtäviä inventointeja varten. Sarjojen arvottamisen lähtökohtana käytetään METSO-ohjelman luonnonsuojelubiologisia kriteereitä (Ympäristöministeriö 2003).

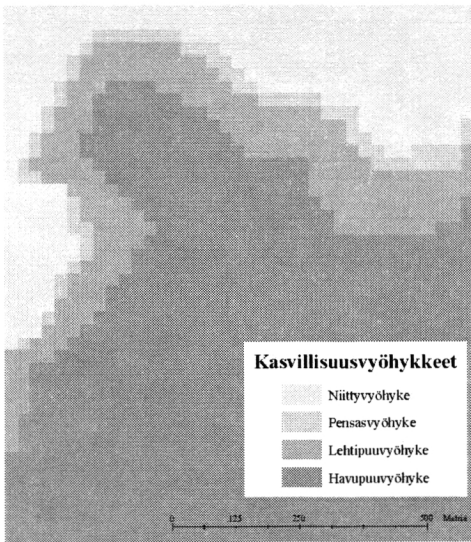
5. Tapaustutkimus Pohjanmaan rannikkoalueella

Tapaustutkimus toteutettiin yksityismetsissä Pohjanmaan rannikkoalueella yhteistyössä Pohjois-Pohjanmaan metsäkeskuksen kanssa. Tutkimusalueen metsiköiden kuviotiedot saatiin metsäkeskukselta. Lisäksi työssä hyödynnettiin numeerista

korkeusmallia sekä Natura- ja luonnonsuojelualueiden rajoja. Tutkimusalueen pinta-ala on noin 2 800 hehtaaria ja se koostuu noin 3 400 metsikkökuvioista. Sukkessiosarjojen paikantamisessa kehitettiin kahta hieman toisistaan poikkeavaa tapaa, jotka on kuvattu seuraavassa.

Tutkimuksen ensimmäisessä vaiheessa alueelle muodostettiin kasvillisuusvyöhykkeet. Vyöhykkeiden rajojen määrittämiseen liittyi monia epävarmuustekijöitä ja näin ollen vyöhykkeitä käytettiin tässä työssä pikemmin suuntaa antavina kuin ehdottomina rajoina. Niittyvyöhykkeen katsottiin ulottuvan merenpinnan tasosta 60 cm korkeudelle. Niittyvyöhykkeen kanssa osittain päällekkäin on pensasvyöhyke, jonka korkeudeksi tässä työssä asetettiin 50–80 cm merenpinnasta. Pensasvyöhykettä seuraavat lehtipuuvyöhyke 70–150 cm korkeudella ja havupuuvyöhyke 120–260 cm korkeudella. Kohteiden valinnan ja luokittelun mahdollistamiseksi vyöhykkeiden päällekkäin menevät osat poistettiin ylemmästä vyöhykkeestä (kuva 2).

Yksittäisten kuvioiden valintakriteerit muodostettiin Lounais-Suomen Metsä-



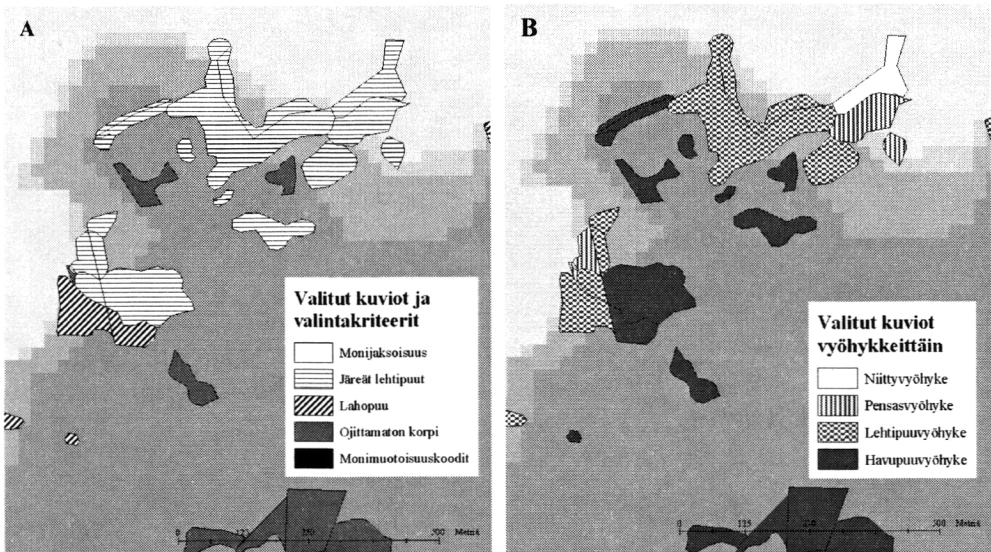
Kuva 2. Kasvillisuusvyöhykkeiden sijainti osassa tutkimusaluetta. Tapaustutkimuksessa käytetyt vyöhykkeiden rajat meren pinnasta mitattuna: niittyvyöhyke 0–60 cm, pensasvyöhyke 60–80 cm, lehtipuuvyöhyke 80–150 cm sekä havupuuvyöhyke 150–260 cm.

keskuksen luonnonarvokaupan hinnoitteluperiaatteiden pohjalta (taulukko 1). Tutkimusalueelta löytyi yhteensä 773 valintakriteerit täyttävää kuviota. Valittujen

kuvioiden yhteispinta-ala oli 511 hehtaaria eli lähes 20 % koko alueen pinta-alasta. Eniten alueelta löytyi ojittamattomia korpia, lähes 140 ha, ja vähiten monijaksoisia kuvioita, noin 60 ha (taulukko 1).

Sukessiosarjojen etsintää varten kuviot luokiteltiin uudelleen sen mukaan, millä kasvillisuusvyöhykkeellä ne sijaitsivat (kuva 3). Kuvioden pinta-ala oli niittyvyöhykkeellä hieman yli 50 ha (100 kuviota), pensasvyöhykkeellä 16 ha (35 kuviota), lehtipuuvyöhykkeellä 80 ha (134 kuviota) ja havupuuvyöhykkeellä 280 ha (404 kuviota). Kuvioden lukumäärä ja vyöhykkeiden pinta-ala poikkeavat taulukossa 1 esitetystä, sillä monet kuviot täyttivät useamman kuin yhden valintakriteerin.

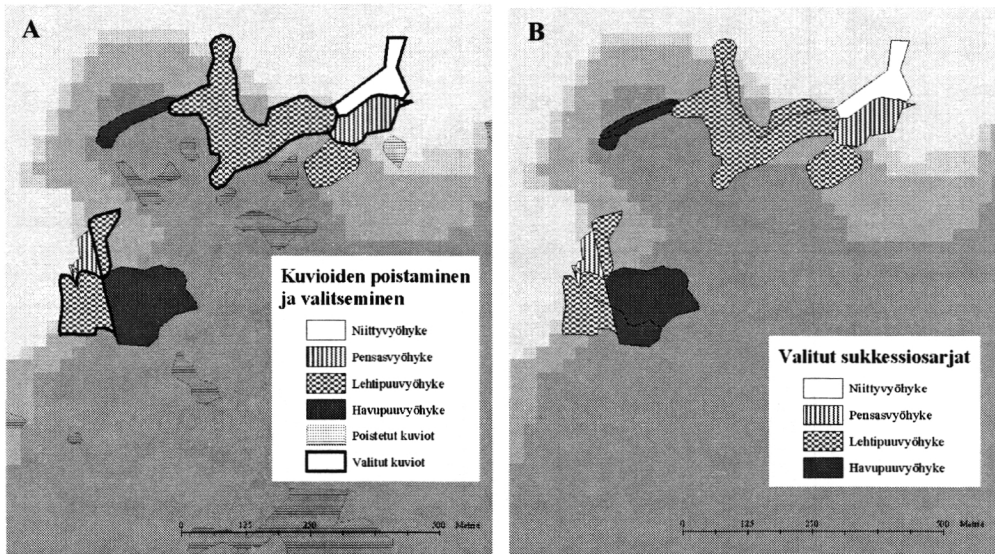
Sukessiosarjojen muodostamiseksi saman kasvillisuusvyöhykkeen kuvioista muodostettiin suurempia kokonaisuuksia poistamalla kuviorajat vierekkäisten kuvioden väliltä. Kuvan 4 A-kohdassa on esitetty sekä aineistosta poistetut irralliset kohteet että valitut kohteet, joiden perus-



Kuva 3. Valitut kuviot sekä valintakriteereiden (A) että kasvillisuusvyöhykkeen perusteella luokiteltuna (B) osassa tutkimusaluetta.

Taulukko 1. Kohteiden valinnassa käytetyt kriteerit, kriteerit täyttäneiden kuvioiden lukumäärä ja pinta-ala sekä osuus koko alueen pinta-alasta.

Valintakriteeri	kuvioita (kpl)	pinta-ala (ha)	pinta-ala (%)
Kuviolla on monta puujaksoa.	83	56,8	2,0
Kuviolla on järeää lehtipuustoa tai sillä on monimuotoisuuskoodin mukaan haapoja tai leppiä. Järeän lehtipuun keskiläpimitat olivat: - haapa, raudus- ja hieskoivu yli 22,5 cm - harmaaleppä yli 15 cm - tervaleppä, pihlaja ja raita yli 7,5 cm	226	110,2	3,9
Kuviolle on kirjattu lahoppuuta.	215	104,8	3,7
Kuvio on ojittamaton korpi.	180	136,1	4,9
Monimuotoisuuskoodin mukaan kuviolla on maankohoamisrannikolle tyypillisiä ja arvokkaita ominaisuuksia. Tällaisia olivat: maankohoamisrannikko, pienialainen suo, tulvaniitty / luhta, umpeenkasvanut pienvesi, vesijättöalue, merenranta-alue, vaihtumisvyöhyke sekä osittain soistunut.	69	102,6	3,7
Kriteerit täyttäneitä kohteita yhteensä	773	510,5	18,2
Koko alue	3408	2804,3	



Kuva 4. Kuvassa A näkyvät kunkin kasvillisuusvyöhykkeen kuvioista yhdistetyt kohteet, poistetut kohteet sekä mustalla rajatut valitut kohteet. Valituilla kohteilla on yhteinen raja kahden tai kolmen muun vyöhykkeen kanssa. Kuvassa B näkyvät valmiit sarjat, jotka on muodostettu liittä-mällä mustalla rajattuihin valittuihin kohteisiin kaikki mahdolliset niihin yhteydessä olevat kohteet sekä palauttamalla alkuperäiset kuviorajat.

teella sukkessiosarjat muodostettiin. B-kohdassa näkyvät löydetty kolmen tai neljän kasvillisuusvyöhykkeen kohteita sisältävät sukkessiosarjat osassa tutkimus-alueetta. Löydetty sarjat muodostettiin liit-

tämällä aiemmin valittuihin kohteisiin kaikki niihin yhteydessä olevat kohteet. Lopuksi sukkessiosarjoihin palautettiin vielä alkuperäiset kuviorajat.

Täydellisiä sukkessiosarjoja eli sarjoja, joihin sisältyy kuvioita kaikilta kasvillisuusvyöhykkeiltä, löytyi tapaustutkimusalueelta kolme kappaletta. Lisäksi kolmen kasvillisuusvyöhykkeen kuvioita sisältäviä sarjoja oli kahdeksan kappaletta (taulukko 2). Sukkessiosarjojen pinta-alat vaihtelevat 0,8 hehtaarista 13,6 hehtaariin keskiarvon ollessa 5,5 ha. Täydelliset sukkessiosarjat koostuivat keskimäärin 8 kuvioista ja pinta-ala oli keskimäärin 7,4 ha. Kolmen vyöhykkeen sarjoissa kuvioita oli keskimäärin viisi kappaletta ja pinta-ala keskimäärin 4,7 ha. Kaikkien löydettyjen sukkessiosarjojen pinta-ala oli yhteensä 60 ha, joka on noin 2 % tutkimusalueen pinta-alasta.

Tapaustutkimuksessa testatussa toisessa lähestymistavassa pyrittiin lisäämään valittujen kuvioiden määrää valitsemalla kultakin kasvillisuusvyöhykkeeltä sekä

monimuotoisuusarvoja sisältävät kuviot että muita mahdollisimman luonnontilaisia ja vyöhykkeelle tyypillisiä kuvioita. Kasvillisuusvyöhykkeiden rajat pidettiin ennallaan, mutta niitty- ja pensasvyöhyke yhdistettiin, koska niihin kuuluvien kuvioiden erottaminen aineistosta oli erittäin vaikeaa. Kasvillisuusvyöhykkeiden rajat olivat siis seuraavat: yhdistetty niitty-pensasvyöhyke 0-80 cm, lehtipuuvyöhyke 80-150 cm ja havupuuvyöhyke 150-260 cm. Niitty-pensasvyöhykettä täydennettiin digitoimalla, koska käytössä ollut aineisto oli puutteellinen ranta-alueiden osalta. Digitoitun alueen pinta-ala oli noin 380 ha ja se koostui noin sadasta kuvioista.

Uudet valintakriteerit määriteltiin siten, että jokaiselta kasvillisuusvyöhykkeeltä tuli valituksi sille tyypillisiä kuvioita. Valituilla kuvioilla ei myöskään tarvinnut ol-

Taulukko 2. Tutkimusalueelta paikannettujen potentiaalisten sukkessiosarjojen pinta-alat sekä vyöhykkeiden ja kuvioiden lukumäärä kussakin sarjassa.

Sarja	Pinta-ala (ha)	Vyöhykkeitä (kpl)	Kuvioita (kpl)
1.	3,1	4	7
2.	5,6	4	8
3.	3,5	3	8
4.	0,8	3	4
5.	1,0	3	3
6.	2,9	3	4
7.	3,9	3	5
8.	13,6	4	8
9.	9,5	3	5
10.	9,6	3	6
11.	6,7	3	5
Yhteensä	60,2		63
Koko alue	2804,3		3408

Taulukko 3. Eri kasvillisuusvyöhykkeiltä valittujen kuvioiden valintakriteerit, lukumäärä ja pinta-ala sekä osuus koko alueen pinta-alasta. Kaikkien kriteerit täyttävien kuvioiden tuli sijaita ainakin osittain sen kasvillisuusvyöhykkeen alueella, johon se on valittu. Tutkimukseen liitettyjen digitoitujen ranta-alueiden vuoksi koko alueen pinta-ala ja kuvioiden lukumäärä ovat suuremmat kuin taulukossa 1.

Valintakriteerit	kuvioita (kpl)	pinta-ala (ha)	pinta-ala (%)
Niitty- ja pensasvyöhyke	349	727,1	22,9
- monimuotoisuuskoodi on maankokoamisrannikko, pienialainen suo, tulvaniitty, luhta, umpeen kasvanut pienvesi, vesijättöalue, merenranta-alue, vaihettumisvyöhyke tai osittain soistunut			
- puuttomat tai puuston keskiläpimitaltaan alle 10 cm kuviot			
- kuvioaineistosta puuttuneet rantaviivalla sijaitsevat alueet			
Lehtipuuvyöhyke	768	559,0	17,6
- kaikki lehtipuuvaltaiset kuviot			
- kaikki havupuuvyöhykkeellä sijaitsevat lehtipuuvaltaiset kuviot, joiden ikä on yli 45 vuotta			
- kaikki lehdot			
- kuviot, jotka ovat monijaksoisia, joilla on järeitä lehtipuita, haapoja tai harmaaleppiä, maapuita tai lehtilahopuuta pystyssä			
Havupuuvyöhyke	607	489,3	15,4
- mänty- tai kuusivaltaiset kuviot, joiden ikä on yli 30 vuotta			
- jos kuvio sijaitsee havupuuvyöhykkeen ”yläpuolella” sen on oltava korkeintaan 500 metrin etäisyydellä rantaviivasta			
Kriteerit täyttäneitä kohteita yhteensä	1724	1775,4	55,8
Koko alue	3508	3181,0	

la erityisiä monimuotoisuusarvoja. Taivoitteena oli löytää mahdollisimman luonnontilaisia kuvioita, mutta näiden ”seulomiseen” aineistosta ei ollut helppoa tapaa. Ongelmaa jouduttiin lähestymään toisesta suunnasta ja sulkemaan pois ne kuviot, joiden osalta inventointitiedoista voitiin päätellä, että ne eivät ole luonnontilaisia. Valintakriteerit ja niiden perusteella valittujen kuvioiden lukumäärät sekä pinta-alat on esitetty taulukossa 3.

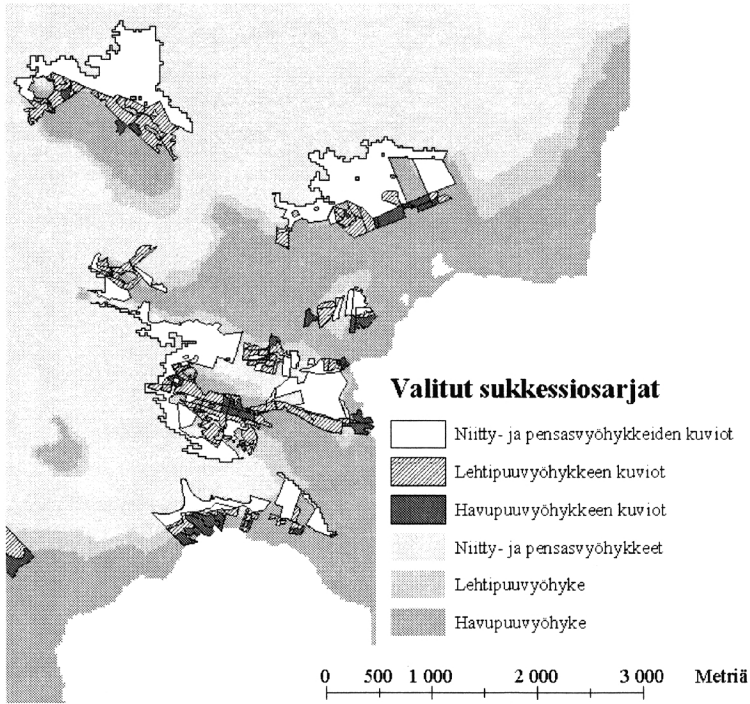
Valintakriteereiden muutoksen vuoksi kuvioita tuli valituksi noin 1700 kappaletta, mikä on huomattavasti enemmän kuin en-

simmäisen lähestymistavan mukaan tehdyissä valinnoissa. Eniten kriteerit täyttäviä kuvioita oli niitty-pensasvyöhykkeellä ja vähiten havupuuvyöhykkeellä. Valitut kuviot muodostivat yhteensä hieman yli puolet koko alueen pinta-alasta.

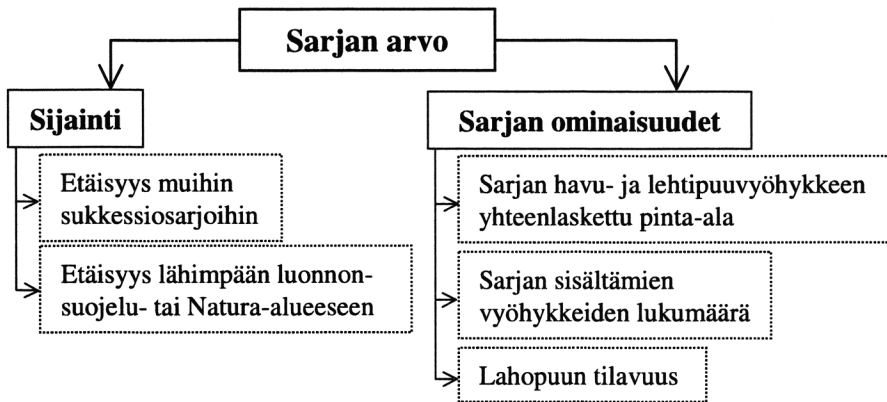
Kuvioiden valinnan jälkeen eri kasvillisuusvyöhykkeisiin kuuluvat kuviot yhdistettiin omiin karttatasoihinsa. Samalla poistettiin mahdolliset päällekkäisyydet siten, että kukin kuvio jäi puuston perusteella oikeaan kasvillisuusvyöhykkeeseen. Tämän jälkeen valittiin lehti- ja havupuuvyöhykkeiltä ne kuviot, joiden rajat

koskettivat toisiaan ja yhdistettiin kuviot samaan karttatason. Samoin valittiin lehtipuu- ja niitty-pensasvyöhykkeen rajalla sijaitsevat kuviot. Nämä ”rajakuviot” yhdistämällä saatiin muodostettua alustavat

suksessiosarjat. Lopulliset suksessiosarjat muodostettiin poistamalla alustavista sarjoista ne kuviot, joilla ei ole yhteistä rajaa muiden vyöhykkeiden kuvioiden kanssa. Kuvassa 5 on esitetty paikannetut



Kuva 5. Toista lähestymistapaa käyttämällä paikannetut potentiaaliset suksessiosarjat osassa tutkimusaluetta.



Kuva 6. Tutkimuksessa paikannettujen potentiaalisten suksessiosarjojen arvottaminen. Sarjan arvoon vaikuttavat sen omat ominaisuudet sekä sarjan sijainnista johtuvat tekijät. Molemmat päätekijät on jaettu kuvan mukaisiin alatekijöihin.

potentiaaliset sukkessiosarjat osassa tutkimusalueetta.

Koska kasvillisuusvyöhykkeistä niitty- ja pensasvyöhyke yhdistettiin, tuli valituissa sukkessiosarjoissa olla kuvioita kaikilta kolmelta kasvillisuusvyöhykkeeltä. Kaikkiaan potentiaalisia sukkessiosarjoja paikannettiin 17 kappaletta ja niiden pinta-alat olivat 3-180 ha. Sarjat koostuivat 5-112 kuvioista. Keskimäärin sarjan koko oli 32 hehtaaria ja se koostui 23 kuvioista. Valitut sarjat muodostavat lähes 20 % koko alueen pinta-alasta (taulukko 4).

Sarjojen arvottaminen on toistaiseksi kesken, mutta se tullaan tekemään jäljempänä esitettyjen periaatteiden mukaisesti. Arvottamisessa on tarkoitus soveltaa METSO-ohjelman luonnonsuojelubiologisten kriteereiden jakoa ensisijaisesti rakennekriteereihin sekä sijaintikriteereihin siten, että sukkessiosarjan ominaisuuksiin liittyvät tunnuksat saavat suuremman painokertoimen kuin sarjan sijaintiin liittyvät tunnuksat (kuva 6). Näin pyritään saamaan esille sarjat, joilla puustoisten kuvioiden pinta-ala on mahdollisimman suuri, kuvioita on kaikista neljästä kasvillisuusvyöhykkeestä ja lahopuun tilavuus on mahdollisimman suuri. Lisäksi sarjan arvo kasvaa, jos se sijaitsee lähellä jotakin perustettua suojelu- tai Natura-alueetta tai toista sukkessiosarjaa.

6. Tulosten tarkastelu ja hyödyntämismahdollisuudet

Tutkimuksessa käytettiin Pohjois-Pohjanmaan metsäkeskuksen yksityismetsistä kerättyä aluesuunnitteluaineistoa. Ensimmäisessä lähestymistavassa aineisto sopi kuvioiden valintaan hyvin, sillä kriteerit perustuivat pääosin monimuotoisuuskoodeihin sekä yleisiin puustosta mitattaviin

Taulukko 4. Toista lähestymistapaa käytetäessä tutkimusalueelta paikannetut potentiaaliset sukkessiosarjat, niiden pinta-alat sekä kuvioiden lukumäärä kussakin sarjassa.

Sarja	Pinta-ala (ha)	Kuvioita (kpl)
1.	31,2	22
2.	31,6	25
3.	11,3	16
4.	7,9	7
5.	7,1	6
6.	77,7	64
7.	13,7	24
8.	2,8	7
9.	28,1	22
10.	51,5	13
11.	28,1	28
12.	12,3	8
13.	4,4	5
14.	24,6	12
15.	12,9	10
16.	18,1	17
17.	177,7	112
Yhteensä	541,0	398
Koko alue	3181,0	3508

tunnuksiin. Toista lähestymistapaa käytettäessä olisi käsitellyt kuviot pitänyt pystyä erottamaan luonnontilaisista tai lähes luonnontilaisista kuvioista, mutta se ei tässä aineistossa ollut mahdollista. Lisäksi suuri osa aivan vesirajan lähellä olevasta ranta-alueesta puuttui aineistosta, eikä siitä ollut inventointitietoja saatavissa. Myös niitty- ja pensasvyöhykkeiden erottaminen toisistaan puuston kuvaamiseen tarkoitetuilla tunnuksilla oli monissa tapauksissa mahdotonta.

Ensimmäisen lähestymistavan yhteydessä käytetyt kriteerit muodostettiin Lounais-

Taulukko 5. Tutkimuksessa potentiaalisten sukkessiosarjojen paikantamiseksi käytettyjen lähestymistapojen vertailu.

	Tapa 1.	Tapa 2.
Valittuja kuvioita (kpl)	773	1724
Valittujen kuvioiden kokonaispinta-ala (ha)	510,5	1775,4
Valittujen kuvioiden osuus koko alueen pinta-alasta (%)	18,2	55,8
Paikannettuja sukkessiosarjoja (kpl)	11	17
Sukkessiosarjojen kokonaispinta-ala (ha)	60,2	541,0
Sukkessiosarjojen keskikoko (ha)	5,5	31,8
Sukkessiosarjojen osuus koko alueen pinta-alasta (%)	2,1	17,0

Suomen metsäkeskuksen luonnonarvokaupan kriteereiden perusteella, joten kaikilta osin ne eivät olleet ihanteelliset maankohoamisrannikon metsiä ajatellen. Tutkimuksen tarkoituksena oli kuitenkin testata menetelmää esimerkkiaineistolla, joten varsinaisten kriteereiden valintaan ei haluttu käyttää liikaa aikaa. Toinen lähestymistapa, jossa valintakriteereitä muutettiin, osoitti, että valituista kriteereistä riippuu suuresti millaisia potentiaalisia sukkessiosarjoja alueelta on mahdollista paikantaa. Kriteerit täyttävien kuvioiden valinta oli molemmissa tapauksissa helppoa ja nopeata käytetyillä menetelmillä.

Ensimmäisen lähestymistavan suurimpana puutteena oli etenkin havumetsien puuttuminen paikannetuista potentiaalisista sukkessiosarjoista. Luonnontilaiset havumetsät ovat tutkimusalueella harvinaisia, joten niiden saaminen sukkessiosarjoihin mukaan on hyvin tärkeää. Yksisy syy havumetsien puuttumiseen lopullisista sukkessiosarjoista oli, että käytetyistä kriteereistä ainoastaan ojittamattomat korvet painottuivat havumetsien valintaan. Toisena syynä oli, että kriteerit täyttävät kuviot jaettiin ainoastaan sijaintinsa perusteella kasvillisuusvyöhykkeisiin,

eikä niiden ominaisuuksia tämän jälkeen tarkistettu. Kun vielä paikannettujen sukkessiosarjojen määrä jäi pieneksi, niin päätettiin kokeilla toista lähestymistapaa näiden puutteiden poistamiseksi.

Toisen lähestymistavan lähtökohtana oli valita jokaiselta kasvillisuusvyöhykkeeltä mahdollisimman paljon puustoltaan sille tyypillisiä kuvioita. Tämän vuoksi valintakriteerit määrittivät lähinnä kuvion pääpuulajin, sijainnin ja joissakin tapauksissa puuston iän. Näin saatiin valituksi mahdollisimman paljon kuvioita sukkessiosarjojen paikantamista varten. Tämän lähestymistavan avulla potentiaalisia sukkessiosarjoja saatiin paikannettua enemmän, mutta toisaalta niihin kuuluvat kuviot olivat monessa tapauksessa normaaleja talousmetsiä ilman erityisiä luontoarvoja. Taulukossa 5 on lyhyesti vertailtu käytettyjä lähestymistapoja.

Taulukosta 5 käyvät hyvin esille käytettyjen lähestymistapojen erot. Kriteereiden muuttamisen seurauksena (tapa 2.) valittujen kuvioiden määrä nousi yli kaksinkertaiseksi ja myös potentiaalisia sukkessiosarjoja pystyttiin paikantamaan enemmän. Sukkessiosarjojen kohdalla suurin ero lähestymistapojen välillä oli sarjojen

koossa ja osuudessa alueen kokonaispinta-alasta. Ensimmäistä lähestymistapaa käytettäessä ainoastaan 2 % tutkimusalueen pinta-alasta kuului paikannettuihin sarjoihin, kun vastaava luku toista lähestymistapaa käytettäessä oli 17 %. On kuitenkin huomattava, että edustavat sukkessiosarjat voidaan valita ainoastaan maastokäyntien perusteella ja vasta sitten tiedetään edustavien sukkessiosarjojen todellinen määrä alueella.

Käytettävien kriteereiden valinta ja sarjojen arvottaminen on tapauskohtaista, joten menetelmän hyödyntäminen sellaiseen soveltuu vain Pohjanlahden maankohoamisrannikon arvokkaiden kohteiden ja sukkessimetsien etsimiseen. Tässä tutkimuksessa esitetyn menetelmän peruseriaatteet ovat kuitenkin hyödynnettävissä laajemminkin, kunhan valintakriteerien määrittäminen ja arvottaminen tehdään jokaisella alueella erikseen.

Kirjallisuus

- Björklund, A., Edén, P., Mattsson, L. ja Sjöström, J. 1996. Kallio ja maaperä. Julkaisussa: Raitio, H. (toim.) Kuusikoiden kunto Merenkurkun alueella. Gummerus Kirjapaino Oy, Jyväskylä. s. 21–29.
- Bonham-Carter, G. 1994. Geographic information systems for geoscientists: modeling with GIS. Computer methods in the geosciences volume 13. Pergamon. Ottawa. 398 s.
- Etelä-Suomen ja Pohjanmaan metsien suojelun tarve -työryhmä. 2000. Metsien suojelun tarve Etelä-Suomessa ja Pohjanmaalla. Suomen ympäristö 437. Oy Edita Ab. Helsinki. 284 s.
- Kukko-oja, K., Kubin, E. ja Siira, J. 1999. Merenrannan kasvipeitteen gradienttilinja Hailuodossa. Julkaisussa: Karlsson, K. (toim.) Metsät Pohjanmaan rannikolla – Kustskog i Österbotten. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 723: 43–49.
- Mattbäck, P. ja Lindroth, S. 1996. Rannikkometsien historia. Julkaisussa: Raitio, H. (toim.) Kuusikoiden kunto Merenkurkun alueella. Gummerus Kirjapaino Oy, Jyväskylä. s. 13–19.
- Nurro, M. 2004. Verkostoista tehoa Etelä-Suomen metsiensuojeluun. Luonnonvara 3/2004. s. 8–9. Saatavana myös sähköisessä muodossa: URL <<http://www.mmm.fi/luonnonvara/arkisto/0304/Luonnonvara.pdf>>
- Pohjois-Pohjanmaan metsäkeskus. 2004. Merestä metsäksi. Yhteistoimintaa länsirannikon metsien monimuotoisuuden hyväksi. Lehdistöiedote 28.1.2004. Saatavana sähköisessä muodossa: URL <http://www.mmm.fi/metso/uudet_suojelun_keinot/yhteistoimintaverkosto/meresta_metsaksi.pdf>
- Siira, J. 1999. Kasvillisuuden kehitys Perämeren rannikolla. Julkaisussa: Karlsson, K. (toim.) Metsät Pohjanmaan rannikolla – Kustskog i Österbotten. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 723: 35–42.
- Ympäristöministeriö. 2003. Etelä-Suomen metsien monimuotoisuusohjelman luonnonsuojelubiologiset kriteerit. Suomen ympäristö 634. Edita Prima Oy. Helsinki. 72 s.

Pekka Leskinen ja Jyrki Kangas

EKOLOGISTEN MUUTTUJIEN YHDYSVAIKUTUKSET MONITAVOITTEISESSA METSÄSUUNNITTELUSSA

1. Mistä yhdysvaikutuksissa on kyse?

Monitavoitteisessa metsäsuunnittelussa saattaa tavoitteiden kesken olla yhdysvaikutuksia. Tällöin metsäsuunnitelmien arvioinnissa yksittäisten tavoitteiden suhteen tulisi huomioida samanaikaisesti myös muita tavoitteita. Tarkastellaanpa esim. tilannetta, jossa vaihtoehtoisten metsän tilojen luontoarvoja mitataan kolmella kriteerillä: vanhan metsän osuus, kuolleen puun määrä ja lehtipuun määrä. Jokaisen kriteerin määrän lisäys vaikuttaa positiivisesti metsän luontoarvoihin (eli esim. mitä enemmän vanhaa metsää, sitä suurempi biodiversiteetti). Sen lisäksi kriteerit saattavat olla kytköksissä toisiinsa. Jos esim. vanhan metsän osuus on pieni, ei kuolleen puun määrän lisäyksellä välttämättä ole kovin suurta positiivista vaikutusta biodiversiteettiin, koska muutoin kuin kuolleen puun osalta olosuhteet eivät ole biodiversiteetille kovin otolliset. Parannukset yksittäisen kriteerin suhteen eivät siis johda haluttuun lopputulokseen, jos muiden mittarien suhteen tilanne on huono. Jos puolestaan vanhan metsän osuus on riittävän suuri, kuolleen puun määrän lisäys voi aiheuttaa suurempia positiivisia vaikutuksia biodiversiteettiin kuin se aiheuttaa tilanteessa, jossa vanhaa metsää on vähän. Nyt siis vanhan metsän osuudella ja kuolleen puun määrällä on keskinäinen yhdysvaikutus. Vastaavasti kolmen kriteerin tilanteessa millä tahansa

kriteeripareista voi olla yhdysvaikutus (vanha metsä x kuollut puu, vanha metsä x lehtipuun, kuollut puu x lehtipuun) ja edellisten lisäksi voi vielä esiintyä yhdysvaikutus kaikkien kolmen kriteerin kesken (vanha metsä x kuollut puu x lehtipuun).

Ekologisten kriteerien suhteen yhdysvaikutukset ovat usein varsin ilmeisiä, mutta vastaavia yhdysvaikutusrakenteita saattaa esiintyä monitavoitteisessa metsäsuunnittelussa yleisemminkin. Jos esim. metsänomistaja tavoittelee hakkuutuloja ja maisema-arvoja, saattaa metsäomistaja olla kiinnostunut maisema-arvoista vasta sen jälkeen, kun riittävä hakkuutulojen taso on turvattu. Toisin sanoen sekä hakkuutulojen että maisema-arvojen lisäys parantavat metsänomistajan hyötyä, mutta maisema-arvojen lisäyksellä ei ole kovin suurta merkitystä, jos hakkuutulojen määrä ei ole riittävän suuri. Vastaavasti jos hakkuutulojen taso on riittävä, maisema-arvojen parantaminen kasvattaa metsänomistajan hyötyä pienten hakkuutulojen tilannetta enemmän. Hakkuutulojen ja maisema-arvojen välillä on siis yhdysvaikutus. Tämänkaltaisten päätöskriteerien väliset yhdysvaikutukset eivät kuitenkaan ole yhtä ilmeisiä kuin ekologisten kriteerien tapauksessa, koska niissä on kyse päätöksentekijän subjektiivisista preferensseistä. Jonkun metsänomistajan mielestä hakkuutulot ja maisema saattavat olla riippumattomia, mutta toisen metsän-

omistajan tapauksessa yhdysvaikutuksia on.

Tässä kirjoituksessa käydään läpi viime aikoina kehitettyjä monitavoitteisen suunnittelun malleja, jotka mahdollistavat ekologisten muuttujien yhdysvaikutusten huomioon ottamisen. Ennen mallien esittelyä tarkastellaan, kuinka ekologiset kriteerit voidaan integroida suunnittelulaskelmiin. Käytännön esimerkki ekologisten kriteerien yhdysvaikutuksista löytyy luvusta 4 ja käytännön ohjeita ja suosituksia suunnittelulaskelmien tekemiseksi on esitetty luvussa 5.

2. Ekologiset tavoitteet monitavoitteissa suunnittelussa

Monitavoitteisen metsäsuunnittelun perimmäinen tavoite on tuottaa metsäsuunnitelma, joka yhdistää metsän tuotantomahdollisuudet parhaalla mahdollisella tavalla. Päätöksenteon tukemiseksi on tärkeää selvittää kulloisetkin metsänkäytön tavoitteet (esim. biodiversiteetti ja hakkuutulot), kuinka tärkeitä tavoitteet ovat toisiinsa verrattuna (esim. hakkuutulot ovat kaksi kertaa tärkeämpi tavoite kuin biodiversiteetti), sekä kuinka hyviä eri päätösvaihtoehtot ovat eri tavoitteiden suhteen (kuinka hyvä on avohakkuu verrattuna hakkaamatta jättämiseen biodiversiteetin suhteen, kuinka hyvä on avohakkuu verrattuna hakkaamatta jättämiseen hakkuutulojen suhteen). Parhaan suunnitelmavaihtoehdon valitsemiseksi on pystyttävä paitsi mittaamaan erilaisten metsänkäsittelyjen vaikutukset kaikkien tavoitteiden suhteen myös rinnastamaan erityyppiset tavoitteet ja vaikutukset toisiinsa. Ei siis olla pelkästään kiinnostuneita siitä, kuinka paljon parempi puuston hakkaamatta jättäminen on avohakkuuseen verrattuna biodiversiteetin kannalta,

vaan siitä, kuinka suuri tämä muutos biodiversiteetissä on verrattuna avohakkuun ja hakkaamatta jättämisen aiheuttamaan muutokseen hakkuutuloissa.

Lisähaastetta ekologisten tavoitteiden integroinnissa metsäsuunnitteluun tarjoaa empiirisen ekologisen perustiedon väjyys. Metsänkäsittelyn vaihtoehdot on kuitenkin jotenkin kyettävä arvioimaan ekologistenkin seikkojen suhteen, vieläpä niin että niiden rinnastus muihin tavoitteisiin on mahdollista. Eräs keino perustiedon puutteiden paikkaamiseksi on ekologisen asiantuntemuksen mallinnus (esim. Kangas ja Leskinen 2002). Asiantuntemuksen hyödyntämisessä perusajatuksena on, että vaikka tarkasteltavana olevaan ongelmaan täsmällisesti sopivia empiirisiä malleja ei ole olemassa, alan asiantuntijoilla saattaa kuitenkin olla käyttökelpoista tietämystä käsittelyvaihtoehtojen ekologisista vaikutuksista. Esim. eräässä suunnitteluprosessissa (Kangas ym. 1993):

- a) Valittiin 10 teeren (*Tetrao tetrix*) elinympäristövaatimukseen perehtynyttä asiantuntijaa.
- b) Tuotettiin 20 erilaista metsäsuunnitelmaa ja ennustettiin suunnitelmien toteuttamisen tuottamien metsien ominaisuudet 20 vuoden kuluttua.
- c) Pyydettiin asiantuntijoita arvioimaan suunnitelmien toteuttamisen tuottamien maisemien kelpoisuus teeren elinympäristövaatimusten näkökulmasta.

Tavoiteinformaation integroinnin ja asiantuntemuksen mallinnuksen tarpeista johtuen ekologisen tiedon mallitus monitavoitteisessa suunnittelussa on usein hoidettu ns. monikriteerisen päätöstuen menetelmillä (esim. Kangas ym. 2001). Ne on kehitetty erityyppisten tavoitteiden yhteismitallistamiseen ja korvautuvuussuh-

teiden määrittelyyn päätöksentekijän preferenssien ja hyödyn mittaamisen kautta. Ne soveltuvat hyvin myös ekologisen asiantuntemuksen mallintamiseen, koska asiantuntemus voidaan teknisesti ottaa rinnastaa preferenssi-informaatioon. Ajatuksena siis on hyödyntää ekologisen asiantuntemuksen mittaamisessa samoja tekniikoita kuin mitä päätöksentekijöiden preferenssien mittaamisessa on perinteisesti käytetty (esim. Leskinen 2001). Tällöin etuna on, että asiantuntemuksen mallinnus voidaan tehdä systemaattisesti erilaisia mittaamiseen liittyviä ongelmia välttämällä ja samalla myös asiantuntemuksen mallinnukseen sisältyvää epävarmuutta voidaan arvioida (esim. Alho ym. 2001).

3. Tilastotieteellisiä yhdysvaikutusmalleja

Monitavoitteisen päätöstuen malleissa yleensä oletetaan, että tarkasteltavat päätöskriteerit ovat toisistaan riippumattomia edellä kuvatussa mielessä ("preferential independence"). Esim. metsäsuunnittelussa monasti sovellettu Analytyttinen Hierarkiaproessi AHP (Saaty 1977) olettaa riippumattomuuden. Koska riippumattomuusoletus ei kuitenkaan aina ole käytännössä realistinen, saattaa esim. AHP:n käyttö johtaa ongelmiin, joiden seurauksena voidaan valita epäoptimaalinen suunnitelmavaihtoehto.

Viime aikoina kehitetyt tilastotieteelliset mallit mahdollistavat kuitenkin yhdysvaikutusten huomioimisen monitavoitteisissa päätösongelmissa (esim. Alho ym. 2001). Seuraavassa esitetään kaksi erilaista tilastotieteellistä yhdysvaikutusmallia, jotka molemmat soveltuvat monitavoitteiseen suunnitteluun ja ekologisen asiantuntemuksen mallittamiseen. Luvun 3.1

osahyötyfunktioihin perustuva lähestymistapa on tarkoitettu tilanteisiin, joissa potentiaalisia suunnitelmavaihtoehtoja on paljon. Tällainen tilanne syntyy, jos suunnitelman valintaa tarkastellaan kuviokohdainten käsittelykombinaatioiden yhdistelminä (esim. 100 kuviota ja 5 vaihtoehtoa/kuvio tuottaa 5^{100} erilaista suunnitelmaa). Ratkaisuna on, että suunnitelmia ei tarkastella jokaista erikseen, vaan tutkitaan suunnitelmien ominaisuuksia jatkuvien osahyötyfunktioiden avulla. Luvun 3.2 mallit puolestaan sopivat tilanteeseen, jossa on vain muutama suunnitelma (esim. muutama pitkän aikavälin perussuunnitelma). Tällöin suunnitelmia voidaan verrata keskenään ilman osahyötyfunktioita.

3.1 Yhdysvaikutukset osahyötyfunktioissa

Leskinen ym. (2003) osoittivat, kuinka ns. suhdeasteikollisiin parivertailuihin perustuvat osahyötyfunktioit voidaan estimoida yhdysvaikutustilanteessa. Olkoon v_i kombinaation i ekologinen prioriteetti, missä i tarkoittaa esim. metsäaluetta, jonka ominaisuudet ovat:

- Pinta-alasta vanhaa metsää 25 %.
- Kuollutta puuta 6 m³/ha.
- Lehtipuuta 3 m³/ha.

Oletetaan, että (Leskinen ym. 2003)

$$v_i = \exp(\beta_0 + \beta_1 x_{1i} + \beta_2 x_{2i} + \beta_3 x_{3i} + \beta_4 x_{1i} x_{2i} + \beta_5 x_{1i} x_{3i} + \beta_6 x_{2i} x_{3i} + \beta_7 x_{1i} x_{2i} x_{3i}), \quad (1)$$

missä β_0 on vakiotermi, β_1, \dots, β_7 ovat regressiokertoimia, sekä x_{1i} , x_{2i} ja x_{3i} ovat jatkuvia selittäviä muuttujia (vanha metsä, kuollut puu, lehtipuu). Koska nyt tekijöi-

den x_{1i} , x_{2i} ja x_{3i} vaikutuksia biodiversiteettiin ei voida arvioida toisistaan riippumattomasti, on mallissa (1) mukana myös yhdysvaikutustermit. Esim. vanhan metsän ja kuolleen puun yhdysvaikutusta mitataan kerroin β_4 .

Ekologian asiantuntijaa pyydetään esittämään arvionsa kombinaation i prioriteettista v_i suhteessa johonkin toiseen kolmen selittävän tekijän kombinaatioon j (esim. 40 % vanhaa metsää, 10 m³/ha kuollutta puuta, sekä 6 m³/ha lehtipuuta). Olkoon r_{ij} näin saatu kombinaatioiden i ja j numeerista prioriteettia kuvaava suhdeasteikollinen parivertailu (esim. $r_{ij} = 1/2$ tarkoittaa, että kombinaatio j on kaksi kertaa parempi kuin kombinaatio i). Tällöin oletetaan, että $r_{ij} = (v_i/v_j)\exp(\varepsilon_{ij})$, missä ε_{ij} on vertailujen epävarmuutta kuvaava virhetermi. Kun vielä määritellään $y_{ij} = \log(r_{ij})$, niin ekologisten tekijöiden yhdysvaikutukset huomioivaksi parivertailumalliksi saadaan (Leskinen ym. 2003)

$$\begin{aligned} y_{ij} &= \log(v_i) - \log(v_j) + \varepsilon_{ij} \\ &= \beta_1(x_{1i} - x_{1j}) + \beta_2(x_{2i} - x_{2j}) + \beta_3(x_{3i} - x_{3j}) \\ &\quad + \beta_4(x_{1i}x_{2i} - x_{1j}x_{2j}) + \beta_5(x_{1i}x_{3i} - x_{1j}x_{3j}) \\ &\quad + \beta_6(x_{2i}x_{3i} - x_{2j}x_{3j}) + \beta_7(x_{1i}x_{2i}x_{3i} - x_{1j}x_{2j}x_{3j}) \\ &\quad + \varepsilon_{ij} \end{aligned} \quad (2)$$

Malli (2) voidaan estimoida perinteisin tilastotieteen keinoin ja tulokset kuvaavat metsäalueen biodiversiteetin riippuvuutta käytetyistä selittäjistä (eli kriteereistä), sekä niiden välisistä yhdysvaikutuksista. Käytännön esimerkki mallin käytöstä ja tulkinnasta löytyy luvusta 4.

3.2 Yhdysvaikutukset diskreetissä tilanteessa

Diskreetissä tilanteessa on periaatteessa kyse samasta asiasta kuin edellä, mutta

nyt vaihtoehtojen pienen lukumäärän takia niitä voidaan tutkia suoraan ilman osahyötyfunktioita (Leskinen ja Kangas 2004). Perustilanteessa tarkastellaan metsäsuunnitelman i ekologista prioriteettia verrattuna metsäsuunnitelmaan j jonkin ekologisen kriteerin k (esim. vanhan metsän osuus) suhteen suhdeasteikollisten parivertailujen avulla. Olkoon ko. parivertailun numeerinen arvo $r_{ij(k)}$ (joka voi saada arvoja 2/1 tms.). Jos nyt oletettaisiin, että kriteeri k ja jokin toinen kriteeri k' ovat riippumattomia, voitaisiin vertailut $r_{ij(k)}$ ja $r_{ij(k')}$ tehdä toisistaan riippumattomasti, eli siis vaihtoehtoja vertailtaisiin normaaliin tapaan erikseen kummankin kriteerin suhteen. Jos puolestaan riippumattomuutta ei voida olettaa, niin yksinkertainen ratkaisu on arvioida vaihtoehdot yhtäaikaaisesti suhteessa molempiin kriteereihin. Tarkastellaan siis metsäsuunnitelmia yhtäaikaisesti esim. vanhan metsän ja kuolleen puun määrän suhteen tekemällä parivertailut $r_{ij(kk')}$. Tässä tapauksessa muunnoksen $y_{ij(kk')} = \log(r_{ij(kk')})$ jälkeen päädytään parivertailumalliin (Leskinen ja Kangas 2004)

$$y_{ij(kk')} = \alpha_{i(kk')} - \alpha_{j(kk')} + \varepsilon_{ij(kk')} \quad (3)$$

missä $\alpha_{i(kk')}$ ja $\alpha_{j(kk')}$ ovat estimoitavia parametreja ja $\varepsilon_{ij(kk')}$ on virhetermi. Malli (3) voidaan estimoida perinteisin tilastotieteen keinoin ja mallin soveltamisesta ja tulkinnasta erityyppisissä tilanteissa on kerrottu tarkemmin tutkimuksessa Leskinen ja Kangas (2004).

4. Esimerkki ekologisten tavoitteiden yhdysvaikutuksista

Seuraavassa selostetaan Leskinen ym. (2003) tutkimuksen empiirisen osan tulokset, jotka perustuvat luvun 3.1 jatkuviin osahyötyfunktioihin.

Metsähallituksen hallinnoima 3 336 ha tutkimusalue sijaitsee Kainuussa ja sen ominaisuudet lähtötilanteessa olivat:

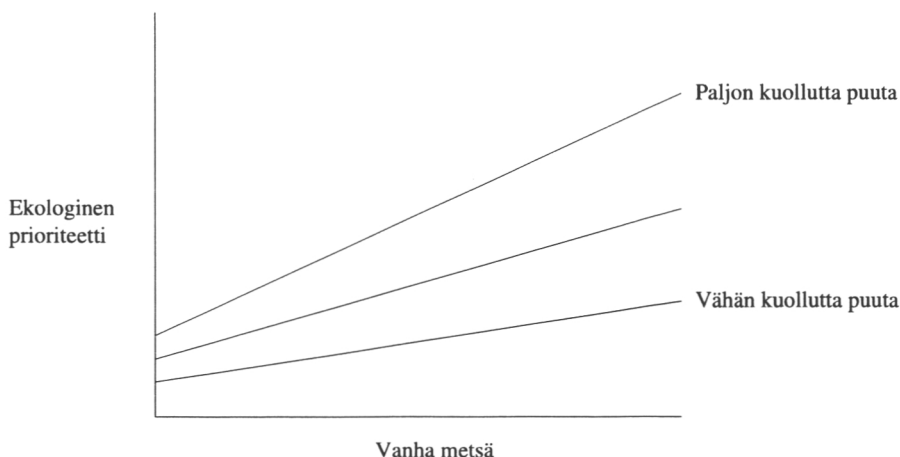
- Puuston kokonaistilavuus noin 410 500 m³, josta yli 80 % mäntyä.
- Lehtipuuston kokonaistilavuus noin 11 800 m³.
- Keskimääräinen vuosittainen tilavuuskasvu alueella noin 10 200 m³.
- Vanhojen metsien pinta-ala 1 593 ha.
- Kuollutta puuta 1 600 m³.
- Kaksihuippuinen ikäjakauma: paljon vanhoja ja paljon nuoria metsiä.

Tarkoituksena oli arvioida alueen vaihtoehtoisia käsittelyohjelmia biodiversiteetin kannalta. Ekologisten arvojen mittareiksi eli mallin (1) selittäviksi muuttujiksi valittiin vanhojen metsien osuus pinta-alasta (%), kuolleen puun tilavuus (m³/ha) sekä lehtipuun tilavuus (m³/ha). Ekologinen prioriteetti arvioitiin mittarien seuraaville arvoille:

- Vanha metsä: 1, 10, 25, 40 ja 60 %.
- Kuollut puu: 1, 3, 6, 10 ja 15 m³/ha.
- Lehtipuu: 0.5, 3 ja 6 m³/ha.

Arvojen vaihteluvälit perustuivat alueen tuotantomahdollisuuksien rajoihin mittareiden suhteen. Yhteensä 14 alan asiantuntijaa (esim. yliopistot ja tutkimuslaitokset) pyydettiin tekemään vertailut. Esitettävät kysymykset olivat esim. muotoa: “Kuinka paljon parempi on ominaisuuskombinaatio (60 %, 15 m³/ha, 6 m³/ha) verrattuna kombinaatioon (40 %, 15 m³/ha, 6 m³/ha) biodiversiteetin kannalta?”

Tulosten mukaan vanhan metsän ja kuolleen puun määrän lisääminen parantaa merkittävästi alueen biodiversiteettiä, mutta lehtipuun määrällä ei katsottu olevan suurta merkitystä. Syynä jälkimmäiseen tulokseen oli lehtipuun yhteydessä käytetty vaihteluväli, eli lehtipuun vaihteluvälin ylärajalla ei katsottu kohdealueella olevan oleellisesti suurempaa ekologista merkitystä kuin vaihteluvälin alarajalla. Vanhan metsän ja kuolleen puun määrien välillä oli tilastollisesti merkitsevä yhdysvaikutus, eli jos kuollutta puuta on vähän, ei vanhan metsän määrän lisäyksellä ole suurta merkitystä verrattuna tilanteeseen, jossa kuollutta puuta on paljon. Asiaa on



Kuva 1. Metsän ekologisten prioriteetin riippuvuus vanhan metsän määrästä ja kuolleen puun määrästä. Suorien kulmakertoimien ero kertoo yhdysvaikutuksesta.

havainnollistettu kuvassa 1, jossa yhdysvaikutus näkyy suorien kulmakertoimien erona: jos kuollutta puuta on vähän, kulmakerroin on pieni; jos kuollutta puuta on paljon, kulmakerroin on suuri. Myös mallin estimointiin liittyvät epävarmuudet voidaan esitetyllä menetelmällä huomioida. Epävarmuuden tarkastelusta on kerrottu tarkemmin alkuperäisessä tutkimusjulkaisussa (Leskinen ym. 2003).

5. Lopuksi

Jos käytännön monitavoitteisessa metsäsuunnittelussa päätöskriteerien välillä on yhdysvaikutusta, tarjolla on periaatteessa kaksi mahdollisuutta: voidaan joko käyttää luvun 3 yhdysvaikutusmalleja, tai muotoilla päätösongelma uudestaan siten, että kriteerien riippumattomuus pätee. Myös jälkimmäinen vaihtoehto lienee joissakin tilanteissa mahdollinen, mutta joka tilanteessa se tuskin onnistuu.

Mistä sitten tietää milloin päätöskriteerien välillä on yhdysvaikutusta ja milloin ei? Esim. luvussa 4 käsiteltyjen ekologisten kriteerien tapauksessa lienee selvää, että yhdysvaikutuksia on (tätä mieltä ainakin olivat kyselyyn vastanneet asiantuntijat). Jos sen sijaan tarkastellaan päätöksentekijän henkilökohtaisia preferenssejä, ei yhdysvaikutuksen olemassaolosta voi sanoa etukäteen mitään varmaa. Tällöin on syytä yksinkertaisesti kysyä päätöksentekijältä – käyttäen esim. pientä testiaineistoa, pystyykö hän arvioimaan suunnitelmia erikseen jokaiseen kriteerin suhteen. Jos pystyy, niin yhdysvaikutusmalleja ei tarvita, mutta jos ei pysty, niin luvun 3 malleja voidaan käyttää apuna. Tämän jälkeen yhdysvaikutusmalleja voidaan soveltaa suunnitteluprosessissa samalla tavalla kuten perinteisiäkin malleja (ks. esim. Kangas ja Pukkala 1996).

Yhdysvaikutusmallien huonona puolena on, että tarvittavat parivertailut tulevat riippumattomasta tilannetta monimutkaisemmiksi. On esim. pystyttävä tekemään vertailuja, jotka koskevat yhtäaikaaisesti useaa päätöskriteeriä yhden kriteerin sijasta. Jos kuitenkin päätöksentekijän tai asiantuntijan mielestä yhdysvaikutuksia selvästi on, hän pystynee myös tekemään yhdysvaikutuksia sisältävät vertailut. Jos taas kysymyksiin vastaaja ei miellä yhdysvaikutuksia olevan, niin eipä silloin yhdysvaikutusmallejakaan tarvittane!

Kirjallisuus

- Alho, J.M., Kolehmainen, O. ja Leskinen, P. 2001. Regression methods for pairwise comparisons data. Julkaisussa: Schmoltdt, D.L., Kangas, J., Mendoza, G.A. ja Pesonen, M. (toim.) *The Analytic Hierarchy Process in natural resource and environmental decision making*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht. s. 235-251.
- Kangas, J., Karsikko, J., Laasonen, L. ja Pukkala, T. 1993. A method for estimating the suitability function of wildlife habitat for forest planning on the basis of expertise. *Silva Fennica* 27: 259-268.
- Kangas, J. ja Pukkala, T. 1996. Operationalization of biological diversity as a decision objective in tactical forest planning. *Canadian Journal of Forest Research* 26: 103-111.
- Kangas, J., Kangas, A., Leskinen, P. ja Pykäläinen, J. 2001. MCDM methods in strategic planning of forestry on state-owned lands in Finland: applications and experiences. *Journal of Multi-Criteria Decision Analysis* 10: 257-271.
- Kangas, J. ja Leskinen, P. 2002. Ekologisen asiantuntemuksen mallinnus ja integrointi metsäsuunnittelun laskelmiin. Julkaisussa: Kangas, J., Kokko, A., Jokimäki, J. ja Sto-

- re, R. (toim.) Tutkimuksia ekologisen informaation liittämistä metsäsuunnitteluun. Metsätutkimuslaitoksen tiedonantoja 858: 93-101.
- Leskinen, P. 2001. Statistical methods for measuring preferences. Joensuun yliopiston yhteiskuntatieteellisiä julkaisuja 48.
- Leskinen, P., Kangas, J. ja Pasanen, A.-M. 2003. Assessing ecological values with dependent explanatory variables in multi-criteria forest ecosystem management. *Ecological Modelling* 170: 1-12.
- Leskinen, P. ja Kangas, J. 2005. Multi-criteria natural resource management with preferentially dependent decision criteria. *Käsikirjoitus*.
- Saaty, T.L. 1977. A scaling method for priorities in hierarchical structures. *Journal of Mathematical Psychology* 15: 234-281.

Ron Store ja Jukka Jokimäki

EKOLOGISEN TIEDON KUVAAMINEN ELINYMPÄRISTÖN SOPIVUUSINDEKSINÄ: ERI LAJIEN JA MITTAKAAVOJEN YHDISTÄMINEN

1. Ekologisen tiedon hyödyntäminen

Metsäsuunnittelu voi toimia kanavana uuden ekologisen tietämyksen viemisessä metsätalouteen. Ekologista tietämystä voidaan hyödyntää metsäsuunnittelussa mm. arvioitaessa erilaisten metsäsuunnitelmien ja metsänkäsittelyratkaisujen vaikutuksia esimerkiksi luonnon monimuotoisuuden kehittymiseen ja toisaalta arvoettaessa vaihtoehtoisia kohteita niiden ekologisen arvon suhteen.

Metsäsuunnittelun onnistumisen näkökulmasta on tärkeää, että vaihtoehtoiset suunnitelmat arvioidaan kaikkien niiden tavoitteiden suhteen, jotka metsän käytölle on asetettu. Jos arvioinnissa otetaan huomioon vain osa tavoitteista, ei voida olla varmoja, että valituksi tulee vaihtoehto, joka on paras koko tavoitekirjon suhteen. Lisääntyneet tehokkuusvaatimukset myös luonnonsuojelun saralla edellyttävät, että esimerkiksi suojelukohteiden arviointi ja valinta tehdään monenlaisten suojeluun liittyvien tavoitteiden suhteen. Monimuotoisuuden osalta tämä tarkoittaa, että tarkastelut tehdään kaikkien haluttujen lajien ja vaikutusten suhteen. Tällainen lähestymistapa varmistaa, että löydetään optimaalinen ratkaisu tietyn lajiryhmän vaatimusten suhteen eikä vain yhden lajin suojelun kannalta.

Talousmetsissä yksi tavallinen keino suojella harvinaisia lajeja on välttää ko. lajille tärkeissä kohteissa toimenpiteitä, jotka muuttaisivat liiaksi elinympäristön ominaisuuksia. Useiden lajien kohdalla kyse on lopultakin pienestä alueesta, jonka taloudellinen merkitys on vähäinen. Lajeille tärkeiden elinympäristöjen suojelemiseksi tarvitaan mm. menetelmiä ja malleja, joiden avulla voidaan paikallistaa lajeille sopivat elinympäristöt ja arvioida niiden hyvyys suhteessa toisiinsa. On epätodennäköistä, että empiiriseen aineistoon perustuvia tilastollisia malleja olisi koskaan olemassa kaikille kiinnostuksen kohteena oleville lajeilla. Puuttuvia empiirisiä malleja voidaan korvata asiantuntijatietämyksen mallinnuksen avulla (Kangas ym. 1993 ja 2000, Alho ym. 1996). Erityisesti harvinaisten ja vaikeasti tutkittavien lajien kohdalla asiantuntijatietämyksen mallintamisen käyttö on monessa tapauksessa perusteltua. Empiiristen ja asiantuntijatietämykseen perustuvien mallien käyttö yhdessä mahdollistaa sopivuustarkastelujen tekemisen kaikille tietyn ryhmän lajeille.

Useissa tutkimuksissa on havaittu, että eläinlajien elinympäristön valintaan vaikuttaa sekä lähielinympäristön rakenne että lähielinympäristöä ympäröivän maiseman ominaisuudet (Edenius ja Elmberg 1996, Jokimäki ja Huhta 1996, Saab 1999, Howell ym. 2000). Näin ollen elinympäristön sopivuustarkasteluja tehtäessä

sä on mittakaavaa laajennettava myös aluetason tarkasteluihin. Viimeaikaiset tutkimukset ovat korostaneet, että monimittakaavainen lähestymistapa on tarpeen myös, koska elinympäristön sopivuus riippuu eri tekijöistä erilaisissa spatiaalisissa mittakaavoissa (esim. Jokimäki ja Huhta 1996).

Tarve yhdistää eri tietolähteistä peräisin olevia tietoja ja tehdä tarkasteluja eri lajien ja mittakaavojen suhteen on johtanut tarkastelujen mutkistumiseen ja analyysissä tarvittavan tietomäärän kasvuun. Paikkatietojärjestelmiä (GIS) on viime vuosina hyödynnetty apuvälineenä ekologisessa mallinnuksessa tarvittavan tiedon tuottamiseen erilaisissa ajallisissa ja paikallisissa mittakaavoissa (Barnes ja Mallik 1997, Radeloff ym. 1999, Store ja Kangas 2001), alustana, jossa mallien tulokset on laskettu ja tallennettu (Ripple ym. 1997, Hirzel ym. 2001) ja työkalupakkina, jonka avulla pistekohtaiset tiedot on extrapoloitu spatiaalisesti kattaviksi (Littleboy ym. 1996, Osborne ym. 2001).

Paikkatietojärjestelmässä suoritettavaa kartografista mallinnusta on hyödynnetty useissa tilanteissa, joissa on ollut tarpeen etsiä tietyt ehdot täyttäviä kohteita. Paikkatietojärjestelmäpohjainen kartografinen mallinnus on prosessi, jossa tuotetaan uutta tietoa linkittämällä perustason kartta-algebra komentoja jonoksi (Bonham-Carter 1994). Kartografisen mallinnuksen menetelmää luonnonsuojelun yhteydessä voidaan soveltaa esim. etsittäessä lajien elinympäristövaatimukset täyttäviä kohteita. Monikriteerisen arvioinnin menetelmiä on viime vuosina testattu kartografisen mallinnuksen menetelmien yhteydessä, jotta voitaisiin paitsi paikallistaa

myös arvottaa suuri joukko vaihtoehtoja haluttujen kriteerien suhteen (Store ja Kangas 2001, Store ja Jokimäki 2003). Tässä lähestymistavassa vaihtoehdot ovat olleet spatiaalisia vaihtoehtoja eli useimmiten pisteitä, alueita tai pikseleitä. Paikkatietojärjestelmän sisältäessä työkalut paikkaansidotun tiedon tuottamiseen ja käsittelyyn eri mittakaavoissa, MCE tekniikat tarjoavat mm. tekniset apuvälineet asiantuntemuksen mallinnukseen ja elinympäristövaatimusten painottamiseen ja yhdistämiseen.

Tämän kirjoituksen tarkoituksena on esitellä menetelmä, jonka avulla pystytään 1) tuottamaan paikkaansidottua ekologista informaatiota eri lajien elinympäristövaatimuksista hyödyntämällä sekä empiirisiä malleja että asiantuntijatietämystä, 2) tekemään tarkasteluja eri mittakaavoissa olevien muuttujien suhteen sekä 3) arvioimaan vaihtoehtoisia kohteita usean lajin yhdistetyn elinympäristöindeksin suhteen. Menetelmää esitellään tapaustutkimuksen avulla, jossa tavoitteena oli arvioida tapaustutkimusalueen kohteiden sopivuutta kolmen vanhan metsän lajin muodostaman ryhmän elinympäristövaatimusten suhteen. Tapaustutkimuksessa tarkasteltavat lajit olivat korpiludekäöpä (*Skeletocutis odora*), kirjosiippo (*Ficedula hypoleuca*) ja leppälintu (*Phoenicurus phoenicurus*). Lisätietoja ja menetelmän tarkempi kuvaus julkaisussa Store ja Jokimäki 2003.

2. Elinympäristön sopivuusmallinnusmenetelmä

Elinympäristön sopivuusmallinnusmenetelmässä lajien elinympäristövaatimukset esitetään elinympäristötekijöinä, jotka kuvaavat lajille sopivan elinympäristön

tärkeimmät ominaisuudet. Nämä elinympäristötekijät liittyvät joko lähielinympäristön kasvillisuuden ja maaperän ominaisuuksiin tai lähielinympäristöä ympäröivien alueiden rakenteeseen. Elinympäristön sopivuutta kuvataan sopivuusindeksin avulla, joka on yksikötön tunnus määrittäen miten hyvin kohteen ominaisuudet vastaavat lajien elinympäristövaatimuksia.

Elinympäristön sopivuusmallinnusmenetelmään sisältyi seuraavat vaiheet:

- I. Elinympäristön sopivuusmallien tuottaminen eri lajeille
- II. Malleissa tarvittavan tiedon tuottaminen
- III. Tarkasteltavan alueen kohteiden arviointi mallien avulla
- IV. Lajikohtaisten arvioiden yhdistäminen

3. Tapaustutkimus: elinympäristön sopivuusmalli ryhmälle vanhan metsän lajeja

Tapaustutkimusalueeksi valittiin Metsäntutkimuslaitoksen hallinnassa oleva Kivallon tutkimusalue Rovaniemen maalaiskunnan alueelta. Alueen pinta-ala oli 6 870 ha ja se koostui 1 833 metsikkökuvioista. Alueella ei ollut kirjosiepolle ja leppälinnulle sopivia pesäpönttöjä. Tapaustutkimuksen tavoitteena oli arvioida miten sopivia tapaustutkimusalueen metsikkökuviot ovat tiettyjen vanhan metsän lajien elinympäristöksi. Yleisesti ottaen vanhan metsän lajien tiedetään suosivan sellaisia varttuneita ja vanhoja metsiä, joissa on riittävästi lahoppuuta. Näin ollen monet näistä lajeista ovat kärsineet intensiivisestä metsätaloudesta. Tässä tutkimuksessa vanhan metsän lajien ryhmä koostui kahdesta lintulajista (kirjosieppo



Kuva 1. Kirjosieppoja (kuva: Jukka Jokimäki).

ja leppälintu) ja yhdestä kääväkäsajista (korpiludekääpä). Lajien ei ole tarkoitus edustaa minkäänlaista konsensusta vanhan metsän indikaattorilajeista, vaan pelkästään palvella esimerkkinä ryhmästä vanhan metsän lajeja, joilla on osittain yhtenäiset ja osittain erilaiset elinympäristövaatimukset.

Kirjosieppo ja leppälintu ovat hyönteisiä syöviä varpuslintuja, jotka muuttavat talveksi Afrikkaan. Molemmat lajit ovat kolopesijöitä, jotka hyödyntävät muiden lintujen tekemiä koloja tai ihmisen tekemiä linnunpönttöjä. Pesimäympäristövaatimustensa vuoksi molempien lajien suosima alkuperäinen elinympäristö on vanha metsä, josta löytyy luonnonkoloja pesäpaikoiksi. Myös tiettyjä eroja näiden lajien välillä on: leppälintu suosii mäntyvaltaisia metsiä kun taas kirjosiepon löytää helpoiten lehtisekametsistä. Lisäksi metsien pirstoutuminen voi vaikuttaa negatiivisesti leppälinnun esiintymiseen, mutta positiivisesti kirjosiepon esiintymiseen (Jokimäki ja Huhta 1996).

Korpiludekääpä on uhanalainen kääväkäsajilaji Suomessa, Ruotsissa ja Norjassa (Kotiranta ja Niemelä 1996). Laji kasvaa yleensä kaatuneissa järeissä kuusissa, joista kuori ei vielä ole irronnut. Sille sopii erityisen hyvin varjoisat ja rehevät kasvupaikat, joissa mikroilmasto on kostea. Tärkein syy sen harvinaistumiseen on vanhojen ja lahopuuta sisältävien metsikköiden väheneminen viime vuosikymmenten aikana.

Tapausutkimuksessa laadittiin elinympäristönsopivuusmallit empiirisen aineiston pohjalta leppälinnulle ja kirjosiepolla. Sen sijaan korpiludekäävän kohdalla hyödynnettiin olemassa olevaa asiantuntijatietämyksen pohjalta laadittua mallia (ks.

Store ja Kangas 2001). Empiiriset elinympäristönsopivuusmallit perustuvat havaittujen lajirunsausten ja sopivien taustamuuttujien suhteiden selvittämiseen. Lintulajeille laaditut mallit perustuivat monivuotisiin lintujen pistelaskentoihin ja elinympäristöinventointeihin Rovaniemen maalaiskunnassa. Leppälinnun ja kirjosiepon runsaustarkastelut perustuivat 161 laskentakohteessa tehtyihin havaintoihin. Maiseman ominaisuuksia ja rakennetta sekä lähielinympäristön tunnuksia mitattiin havaintokohteiden ympäristössä useissa eri mittakaavoissa; 4 km², 4 ha, 0,79 ha ja 34 m². Muuttujat malleihin valittiin askeltavan regressioanalyysin avulla. Malleihin valikoitui muuttujia muilta paitsi laajimmalta (4 km²) mittakaavatasolta. Leppälinnun mallissa muuttujina käytettiin männyn osuutta, hehtaarikohdasta runkolukua, mäntymetsän osuutta ja reunan pituutta. Kirjosiepon mallissa muuttujina olivat männyn osuus ja metsikkökeski-ikä.

Korpiludekäävän asiantuntijatietämykseen pohjautuvassa mallissa käytettiin sekä kasvillisuuteen että maaperän ominaisuuksiin liittyviä muuttujia. Kasvillisuuteen liittyviä muuttujia olivat kuusen ikä, kuusen hehtaarikohtainen runkofilavuus, kuusen keskiläpimitta ja puuston tiheys. Maaperään ja topografiaan liittyviä tekijöitä olivat rinteiden suunta, maaperän kosteus ja maaperän ravinteisuus.

Elinympäristön sopivuusmallinnus tehtiin paikkatietojärjestelmäympäristössä ja sitä varten muuttujien arvojen spatiaalinen vaihtelu kuvattiin rasterimuotoisten karttatasojen avulla. Osa sopivuusmallien muuttujista (esim. kuusen tilavuus) voitiin tuottaa suoraan kuvioittaisen arvioinnin tiedoista rasterioimalla metsikkökuviokohtaiset tiedot paikkatietojärjestel-

män karttatasoiksi. Loput muuttujista (esim. rinteen suunta, kosteusindeksi) olivat sellaisia, että niiden arvot laskettiin erilaisten paikkatietanalyysien avulla inventointitietoja ja muita olemassa olevia tietoaaineistoja hyödyntäen. Jokaista muuttujaa vastasi paikkatietojärjestelmässä rasterimuotoinen karttataso, joka kuvasi muuttujan arvon vaihtelun tapaustutkimusalueella. Seuraavassa vaiheessa muuttujien arvot sisältävät karttatasot standardisoitiin, jotta niitä voitiin käyttää sopivuusmallinnuksessa. Korpiludekäävän kohdalla standardisointi tehtiin osahyötyfunktioiden avulla ja lintulajien kohdalla muuttamalla yksiköt vastaamaan mallien laadinnassa määritettyä yksiköitä.

Elinympäristön sopivuusarvioinnit tehtiin paikkatietojärjestelmässä. Aluksi kullekin lajille määritettiin ns. käypä alue rajamalla pois jatkotarkasteluista ne alueet, jotka eivät täyttäneet lajin minimihabitatvaatimuksia. Leppälinnun ja kirjosiepon kohdalla nämä minimivaatimukset johdettiin tarkastelemalla yhdessä lajien keskimääräisiä tiheyksiä sekä tärkeimpien tiheyteen vaikuttavien muuttujien arvoja. Tämä toteutettiin selvittämällä minikälaisia elinympäristötekijöiden arvoja tietty tapaustutkimusaineiston perusteella määritetty minimitiheys vastasi. Korpiludekäävän kohdalla ei ollut käytössä empiiristä aineistoa, joten elinympäristön minimivaatimukset tuotettiin asiantuntijatietämyksen pohjalta.

Seuraavassa vaiheessa jäljelle jääneen alueen hyvyyden spatiaalinen vaihtelu arvioitiin tapaustutkimuslajien elinympäristövaatimusten pohjalta. Elinympäristön hyvyyden eli sopivuuden vaihtelua kuvattiin lajikohtaisten sopivuuskarttojen avulla. Sopivuuskartat laskettiin yhdistämällä mallien muuttujia vastaavat karttatasot

yhteen kunkin lajin sopivuusmallin mukaisesti. Teknisesti tämä vaihe tehtiin hyödyntämällä paikkatietojärjestelmän alueleikkaustyökaluja. Lopputuloksena saatiin elinympäristön hyvyyttä kuvaava rasterimuotoinen sopivuuskartta kullekin tapaustutkimuslajille. Eri lajien sopivuuskarttojen yhdistämiseksi indeksikartat standardisoitiin jakamalla indeksin arvot tapaustutkimusalueelta havaitulla maksimi-arvolla. Lajikohtaiset standardisoidut sopivuuskarttatasot yhdistettiin paikkatietojärjestelmässä aritmeettisen alueleikkauksen avulla. Lopullinen kaikki tapaustutkimuslajit huomioonottava lajiryhmän sopivuuskartta standardisoitiin 0 ja 1 välille.

Käytännön valintatilanteessa on hyvin todennäköistä, että jotkut lajit koetaan arvokkaammiksi kuin toiset lajit ja näiden arvokkaampien lajien elinympäristövaatimukset halutaan laskelmissa ottaa korostetusti huomioon. Lajikohtaisia sopivuuskarttoja yhdistettäessä onkin mahdollista painottaa lajeja halutulla tavalla. Peruslaskennassa kaikki lajit kuitenkin arvoitettiin yhtä tärkeiksi, mutta myöhemmässä vaiheessa kokeiltiin myös erilaisia painotuksia ja arvioitiin erilaisten painoarvojen vaikutuksia lopulliseen sopivuuskarttaan.

4. Sopivuuskartat

Tutkimuksessa tuotettujen sopivuuskarttojen avulla voitiin toisaalta paikantaa alueet, jotka parhaiten sopivat kullekin lajille ja toisaalta hyödyntää laji- ja pikselikohtaisia hyvyysarvoja lajikohtaisten sopivuuskarttojen yhdistämisessä lajiryhmäkohtaiseksi sopivuuskartaksi. Sopivuuskarttojen mukaan korpiludekäävälle ja kirjosiepolle parhaiten soveltuvat alueet sijaitsevat tapaustutkimusalueen keskiosissa (kuva 2a,c). Myöskin suurimmat

yksittäiset sopivuusarvot samaten kuin laajimmat yhtenäiset sopivan elinympäristön alueet löytyvät tapaustutkimusalueen keskiosista. Sen sijaan leppälinnun sopivuuskartta eroaa selvästi muiden laji-

en kartoista. Leppälinnulle sopivia elinympäristöjä on runsaimmin alueen pohjoisosissa (kuva 2b). Leppälinnulle sopivia alueita oli tapaustutkimusalueella myös selvästi vähemmän kuin kirjosi-



Kuva 2. Elinympäristön sopivuuskartat a) korpiludekäävälle, b) leppälinnulle ja c) kirjosi-

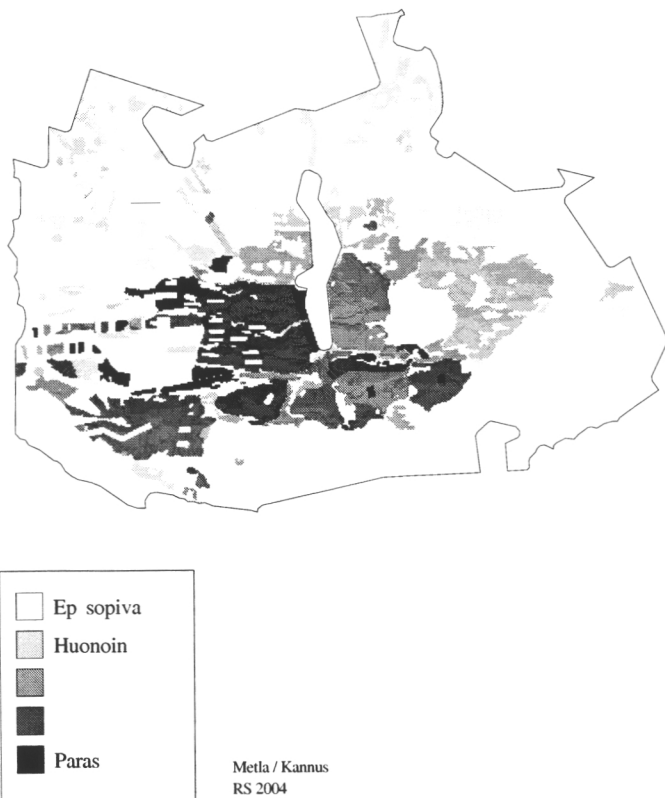
polle ja korpiludekäävälle soveltuvia alueita.

Lajiryhmälle tuotetun yhdistetyn sopivuuskartan muodoutuminen riippuu tietysti paljon siitä miten yksittäisiä lajeja painotetaan. Peruslaskennassa kaikki lajit saivat saman painon, jolloin lajiryhmälle parhaat alueet sijaitsivat alueen keskiosissa (kuva 3). Kartasta on helppo nähdä, että se tuo paremmin esille korpiludekäävälle ja kirjosiepolle soveltuvat alueet kuin leppälinnulle soveltuvat alueet. Näin korpiludekäävän ja kirjosiepon painokerroimien kasvattaminen eivät olennaisesti muuttaneet yhdistettyä sopivuuskarttaa. Sen sijaan leppälinnun painokertoimen kasvattamisen seuraukset näkyivät yhdistetyssä sopivuuskartassa selvästi. Tämä oli tietysti odotettavissa, koska leppälin-

nun elinympäristövaatimukset poikkesivat eniten muista lajeista.

5. Pohdintaa

Tässä työssä esitetty lähestymistapa elinympäristön sopivuuden arvioimiseksi perustuu empiiristen sopivuusmallien ja asiantuntijamallien yhdistettyyn käyttöön paikkatietojärjestelmäympäristössä. Paikkatietojärjestelmää käytettiin maleissa tarvittavien tietojen tuottamiseen, alustana, jossa laskelmat tehtiin sekä työkalupakkina tulosteiden tuottamisessa. Sopivuusarvioinneissa tarvittavat mallit tuotettiin paikkatietojärjestelmän ulkopuolella tilastollisen mallinnuksen ja asiantuntijajätämöksen mallinnuksen menetelmin. Tutkimus osoitti, että paikkatietojärjestelmien analyysi- ym. työkalut yh-



Kuva 3. Vanhan metsän lajiryhmälle muodostettu yhdistetty sopivuusindeksikartta, jossa kaikille lajeille on annettu yhtä suuri painoarvo.

distettynä monikriteerisen arvioinnin menetelmiin tarjoavat joustavat mahdollisuudet ympäristön sopivuustarkastelujen tekoon niin yksittäisille lajeille kuin lajiryhmillekin. Suurimmat edut menetelmän käytöstä liittyvät mahdollisuuksiin tarkastella elinympäristötekijöitä eri mittakaavoissa, yhdistää useiden lajien elinympäristövaatimukset yhdeksi sopivuuskartaksi sekä integroida empiirisiä malleja ja asiantuntijamalleja samoihin laskelmiin.

Tapaustutkimuksen tuloksista kävi ilmi muun muassa, että vaikka kaikki tutkimuksessa mukana olleet lajit olivat ns. vanhan metsän lajeja, niin lajien optimaalisten elinympäristöjen sijainnissa oli suurta spatiaalista vaihtelua. Lajiryhmissä, jossa lajien elinympäristövaatimukset poikkeavat hyvin paljon toisistaan, yhdistetty indeksi ei välttämättä johda parhaaseen mahdolliseen tilanteeseen, koska näin löydetyt "kompromissialueet", eivät välttämättä ole erityisen hyviä yhdellekään lajiryhmän lajeista. Tällaisissa tilanteissa on syytä säilyttää lajien elinympäristövaatimuksiin liittyvät erot esim. jakamalla lajit yhtenäisen elinympäristövaatimukset omaaviin luokkiin tai tarkastelemalla lajeja vain yksittäisinä lajeina. Toinen vaihtoehto on tiukentaa käyvän alueen määrittelyä, jolloin kaikki tarkastelussa mukana olevat alueet ovat erityisen hyviä esimerkiksi vähintään yhdelle ryhmän lajeista. Mitä enemmän lajien elinympäristövaatimukset poikkeavat toisistaan, sitä suurempi merkitys lajien välisillä painokertoimilla on.

On selvää, että eri lajeille ei ole mahdollista määrittää kiinteitä painokertoimia, jotka toimisivat kaikilla alueilla ja kaikissa tilanteissa. Painokertoimien määrittäminen onkin lopulta aina enemmän tai

vähemmän poliittinen päätös, joka pohjautuu alueen käytölle asetettuihin tavoitteisiin. Se on myös tapauskohtainen prosessi, joka ei välttämättä sellaisenaan ole sovellettavissa millekään toiselle alueelle tai toiseen tilanteeseen. Painokertoimien ja lajiryhmien määrittämisessä voidaan myös kuulla erilaisia intressitahoja ja hyödyntää esimerkiksi osallistavan suunnittelun menetelmiä.

Kirjallisuus

- Alho, J., Kangas, J. ja Kolehmainen, O. 1996. Uncertainty in the expert predictions of the ecological consequences of forest plans. *Applied Statistics* 45: 1-14.
- Barnes, D. ja Mallik, A. 1997. Habitat factors influencing beaver dam establishment in a northern Ontario watershed. *Journal of Wildlife Management* 61: 1371-1377.
- Bonham-Carter, G. 1994. Geographic information systems for geoscientists: modeling with GIS. *Computer methods in the geosciences*. Pergamon, Ottawa. 398 s.
- Edenius, L. ja Elmberg, J. 1996. Landscape level effects of modern forestry on bird communities in North Swedish boreal forests. *Landscape Ecology* 11: 325-338.
- Hirzel, A., Helfer, V. ja Metral, F. 2001. Assessing habitat-suitability models with a virtual species. *Ecological Modelling* 145: 111-121.
- Howell, C.A., Latta, S.C., Donovan, T.M., Porneluzi, P.A., Parks, G.R. ja Faaborg, J. 2000. Landscape effects mediate breeding bird abundance in Midwestern forests. *Landscape Ecology* 15: 547-562.
- Jokimäki, J. ja Huhta, E. 1996. Effects of landscape matrix and habitat structure on a bird community in northern Finland: a multi-scale approach. *Ornis Fennica* 73: 97-113.

- Kangas, J., Karsikko, J., Laasonen, L. ja Pukala, T. 1993. A method for estimating the suitability function of wildlife habitat for forest planning on the basis of expertise. *Silva Fennica* 27: 259-268.
- Kangas, J., Store, R., Leskinen, P. ja Mehtälä, L. 2000. Improving the Quality of Landscape Ecological Forest Planning by utilising advanced decision-support tools. *Forest Ecology and Management* 132: 157-171.
- Littleboy, M., Smith, D. ja Bryant, M. 1996. Simulation modelling to determine suitability of agricultural land. *Ecological Modelling* 86: 219-225.
- Kotiranta, H. ja Niemelä, T. 1996. Uhanalaiset käyvät Suomessa. Toinen uudistettu painos. Edita, Helsinki. 184 s.
- Osborne, P., Alonso, J. ja Bryant, R. 2001. Modelling landscape-scale habitat use using GIS and remote sensing: a case study with great bustards. *Journal of Applied Ecology* 38: 458-471.
- Radeloff, V., Pidgeon, A.M. ja Hostert, P. 1999. Habitat and population modelling of roe deer using an interactive geographic information system. *Ecological Modelling* 114: 287-304.
- Ripple, W.J., Lattin, P.D., Hersey, K.T., Wagner, F.F. ja Meslow, E.C. 1997. Landscape composition and pattern around northern spotted owl nest sites in southwest Oregon. *Journal of Wildlife Management* 61(1): 151-158.
- Saab, V. 1999. Importance of spatial scale to habitat use by breeding birds in riparian forests: a hierarchical analysis. *Ecological Applications* 9: 135-151.
- Store, R. ja Jokimäki, J. 2003. A GIS-based multi-scale approach to habitat suitability modeling. *Ecological Modelling* 169: 1-15.
- Store, R. ja Kangas, J. 2001. Integrating spatial multi-criteria evaluation and expert knowledge for GIS-based habitat suitability modelling. *Landscape and Urban Planning* 55(2): 79-93.

Ron Store

PAIKKATIE TOJÄRJESTELMÄÄN POHJAUTUVA LÄHESTYMISTAPA EKOLOGISEN TIEDON LIITTÄMISEKSI NUMEERISEEN METSÄSUUNNITTELUUN

1. Metsäsuunnittelun haasteita

Metsiin liittyvien tavoitteiden monipuolistuminen on lisännyt metsäsuunnittelun menetelmille ja tekniikoille asetettuja vaatimuksia. Valtion metsissä tarvitaan mm. osallistavan suunnittelun menetelmiä sellaisissa kohteissa, joihin kohdistuu yleistä mielenkiintoa ja joissa kansalaisten mielipiteet halutaan ottaa huomioon suunnittelussa. Yksityismetsien suunnittelussa esimerkiksi menetelmät, jotka mahdollistavat vuorovaikutteisen suunnittelun auttavat muokkaamaan suunnitelua ja suunnitelmaa paremmin metsänomistajan tavoitteet toteuttavaksi. Numeerisessa metsäsuunnittelussa tarvitaan myös erityisiä monitavoitteisen metsäsuunnittelun menetelmiä, joiden avulla pystytään mm. arvioimaan suunnitelma- vaihtoehtojen hyvyys hyvinkin erilaisten tavoitesuureiden ja niiden yhdistelmien suhteen.

Tavoitteiden sekä suunnitteluun ja metsien käyttöön osallistuvien tahojen määrän lisääntyminen aiheuttavat ristiriitatilanteita, joiden ennakointi ja selvittäminen on yksi metsällisten konfliktien hallinnan perusteista. Useissa kohteissa onkin pystyttävä yhteensovittamaan samalle alueelle useita käyttömuotoja ja lisäksi on tiedettävä minkälaista metsänkäsitelyä (tai käsittelemättä jättämistä) minkäkin käyttömuodon edistämiseen tarvitaan. Suun-

nittelua vaikeuttaa edelleen se, että monissa tapauksissa yksittäisen metsikön käsittely ei vaikuta vain kyseisessä metsikössä harjoitettaviin käyttömuotoihin vaan laajemmin koko alueen käyttömahdollisuuksiin. Viime aikoina suunnittelututkimuksessa onkin kehitetty menetelmiä mm. erilaisten käyttömuotojen tehokkaaseen yhdistämiseen (esim. Kangas ja Store 2002, Kangas ym. 2005), osallistavan suunnittelun ristiriitatilanteiden ratkaisuun (esim. Hytönen ym. 2002), sekä laajempaa näkökulmaa vaativiin aluetason ekologisiin tarkasteluihin (esim. Kurttila ja Pukkala 2003, Store ja Jokimäki 2003). Erityisen haastava ongelma on aluetason tarkastelujen kytkeminen yksityismetsien suunnitteluun tarkoituksenmukaisella tavalla.

Toimivien menetelmien ja tekniikoiden lisäksi metsäsuunnittelua varten tarvitaan yhä enemmän perustietoa erilaisista metsänkäyttömuodoista ja niiden metsäympäristölle asettamista vaatimuksista. Monissa tapauksissa juuri tämä perustiedon puuttuminen on osoittautunut pullonkaulaksi sisällytettäessä uusia tavoitteita numeeriseen metsäsuunnitteluun. Näitä puutteita on pyritty korjaamaan paitsi lisäämällä erilaisiin tavoitteisiin liittyvää perustutkimusta myös kehittämällä ja soveltamalla asiantuntijatietämyksen mallinnukseen perustuvia menetelmiä (esim. Kangas ym. 1993 ja 2000, Alho ym.

1996). Esimerkiksi ekologinen tutkimus tuottaa jatkuvasti uutta tietoa mm. erilaisista lajeista ja niiden elinympäristövaatimuksista (esim. Jokimäki ym. 2000). Ongelmana monessa tapauksessa kuitenkin on, että tutkimuksissa saadut tulokset ovat sellaisessa muodossa, että tuotettua tietoa on numeerisessa suunnittelussa vaikea täysimääräisesti hyödyntää. Tämän ongelman lieventämiseksi tarvitaankin paitsi yhä enemmän yhteistyötä ja yhteistutkimuksia esim. ekologien ja suunnittelu- menetelmien kehittäjien välillä myös uusia apuvälineitä, joiden avulla voidaan hallita, analysoida ja tulostaa joustavasti metsän eri käyttömuotoihin liittyvää tietoa. Lähes poikkeuksetta suunnittelussa tarvittava uusi tieto on paikkaansidottua tietoa, jolloin looginen lähtökohta suunnittelussa tarvittavan tiedon tuottamiseen ja suunnitteluun kytkemiseen on paikkatietomenetelmien hyödyntäminen.

Suunnitteluun kohdistuvat uudet vaatimukset, kuten tavoitteiden monipuolistuminen, tarve tavoitteiden yhteensovittamiseen ja aluetason tarkasteluihin, perustiedon puute, menetelmätarpeet tuotetun perustiedon numeeriseen hyödyntämiseen ja spatiaaliset tavoitteet, asettavat suuria paineita kehittää sekä uusia suunnittelumenetelmiä että apuvälineitä suunnittelussa tarvittavan uuden tiedon tuottamiseen. Paikkatietomenetelmiä voidaan hyödyntää sekä suunnittelussa tarvittavan perustiedon tuottamisessa että työkaluina uusissa suunnittelumenetelmissä. Paikkatietomenetelmien avulla voidaan muun muassa yhdistää, muokata, analysoida ja tulostaa paikkaansidottua tietoa. Paikkatietojärjestelmien käyttö luonnonvaroihin liittyvässä tutkimuksessa ja suunnittelussa onkin viime vuosina yleistynyt (esim. Store ja Kangas 2001, Vacik ja Lexer 2001, Kurttila ym. 2002, Store ja Jokimä-

ki 2003). Toisaalta sekä uuden tiedon tuottamisessa spatiaalisten analyysien avulla että paikkatietomenetelmillä tuotettujen tietojen kytkemisessä numeeriseen metsäsuunnitteluun tarvitaan vielä runsaasti kehitystyötä.

Tämän kirjoituksen tavoitteena on esitellä paikkaansidotun ekologisen informaation hyödyntämistä numeerisessa metsäsuunnittelussa. Kirjoituksessa esitellään lähestymistapa suunnittelussa tarvittavan ekologisen tiedon tuottamiseen paikkatietomenetelmien ja asiantuntijatietämyksen mallinnuksen avulla ja edelleen kyseisen tiedon liittämiseen numeerisen metsäsuunnittelun laskelmiin. Lähestymistapaa havainnollistetaan tapaustutkimuksessa, jossa testataan ekologisen tiedon hyödyntämistä monitavoitteisessa metsäsuunnittelussa lähtien olemassa olevasta ekologisesta mallista ja päätyen suunnitteluohjelman tuottamiin vaihtoehtoihin suunnitelmiin. Menetelmän havainnollistamisessa käytetään yksityismetsistä kerättyä kuvioittaista aineistoa. Menetelmä ja laskelmat esitellään tässä kirjoituksessa vielä alustavassa muodossaan ja niitä tullaan tarkentamaan lähitulevaisuudessa.

2. Tapaustutkimus: korpiludekäävän elinympäristövaatimusten huomioon ottaminen metsäsuunnittelussa

Tapaustutkimuksen tavoitteena oli ottaa korpiludekäävän (*Skeletocutis odora*) elinympäristövaatimukset huomioon numeerisessa metsäsuunnittelussa. Korpiludekääpä on luokiteltu uhanalaiseksi lajiksi Suomessa, Ruotsissa ja Norjassa ja lisäksi sitä pidetään yhtenä tärkeänä vanhan metsän indikaattorilajina (Kotiranta ja Niemelä 1996). Korpiludekääpä on varjoisien vanhojen metsien laji, joka

vaatii viihtyäkseen kostean kasvupaikan ja mikroilmaston. Se kasvaa yleensä jä-reissä kaatuneissa kuusen rungoissa, joissa kuori on vielä kiinnittynyt.

Tapaustutkimusalue on kooltaan 350 hehtaaria ja sijaitsee Lieksan kaupungin mail-la. Alue on puustoltaan ja topografialtaan vaihteleva sisältäen mäntyvaltaisen karumman osan sekä rehevämmän kuusi- ja lehtipuuvaltaisten osan. Korkeuseroa maastossa on 156 metriä. Pääpuulaji alueella on mänty, mutta erityisesti vaarojen kupeessa on myös reheviä kuusi- ja lehtipuuvaltaisia metsiköitä. Tapaustutkimus-alue on jaettu 323 metsikkökuvioon, jol-loin kuvion keskikoko on hiukan yli hehtaarin.

Tapaustutkimuksessa hyödynnettiin ai-emmaa tutkimuksessa (Store ja Kangas 2001) tuotettua elinympäristön sopivuus-mallia korpiludekäävälle. Mallia käytet-tiin siten, että mallista erotettiin ns. kiin-teä osa, joka ei ole riippuvainen puustosta ja puuston käsittelystä sekä ns. muuttuva osa, joka puolestaan sisältää puustoon liit-

tyviä muuttujia. Kiinteä osa elinympäris-töindeksistä laskettiin paikkatietojärjes-telmässä ja indeksin muuttuva osa ohjel-moitiin metsäsuunnitteluohjelma Mon-suun (Pukkala 2004) tavoitemuuttujaksi.

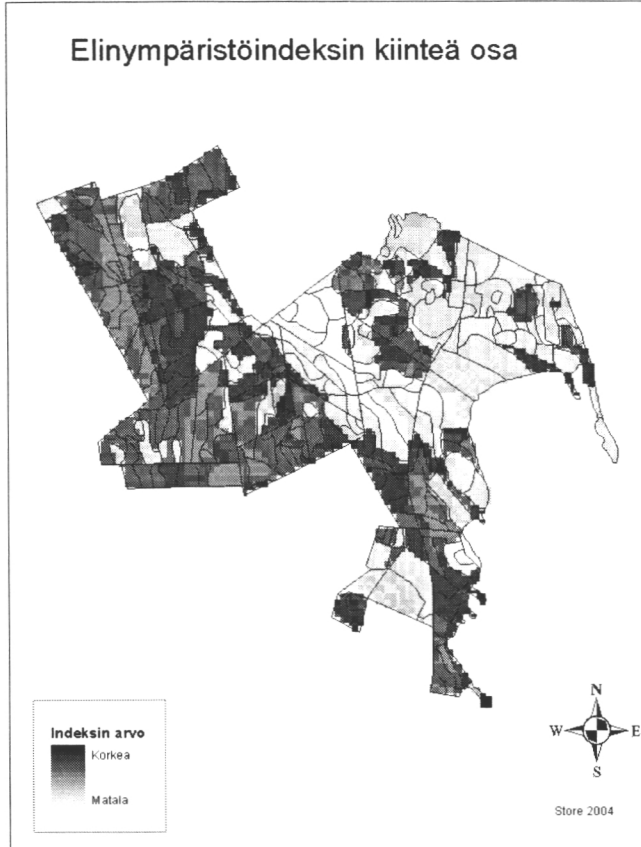
2.1 Elinympäristöindeksin kiinteän osan tuottaminen paikkatietojärjes-telmässä

Tutkimuksessa käytetty korpiludekäävän elinympäristömalli sisälsi lajin esiinty-mistä selittävät tekijät. Mallin kiinteässä osassa oli maaperään ja topografiaan liit-tyviä tekijöitä: maaperän ravinteisuus, rinteiden suunta ja maaperän kosteus. Kas-villisuuteen liittyvässä osassa muuttujina olivat puuston tiheys, kuusen rinnankor-keusläpimitta, kuusen runkotilavuus sekä kuusen ikä (taulukko 1). Kriteerien valin-ta ja niiden suhteellisten tärkeyksien arvi-ointi oli tehty asiantuntijatietämyksen pohjalta.

Tapaustutkimusalueelle oli tehty metsik-kökuviointi ja inventoitu tavanomaiset kuvioittaisessa arvioinnissa kerättävät tie-

Taulukko 1. Elinympäristön sopivuuskriteerit ja niiden suhteelliset tärkeydet.

Kriteeri	Suhteellinen tärkeys
Kasvillisuus	0,7
Puuston tiheys	0,11
Kuusen rinnankorkeusläpimitta	0,25
Kuusen hehtaarikohtainen runkotilavuus	0,14
Kuusen ikä	0,20
Maaperä- ja topografiatekijät	0,3
Maaperän ravinteisuus	0,17
Rinteiden suunta	0,04
Maaperän kosteus	0,09



Kuva 1. Korpiludekäävän elinympäristöindeksin laskennassa käytetty indeksin kiinteä, puustosta riippumaton, osa.

dot. Tapaustutkimusta varten kuvio kartta ja ominaisuustiedot siirrettiin Arc/Info -paikkatietojärjestelmään. Paikkatietojärjestelmässä tuotettiin mallin muuttujia vastaavat tunnuksot ja ne tallennettiin omiksi karttatasoiksi. Osa näistä karttatasoista saatiin suoraan inventointitiedoista ja osa laskettiin erilaisilla spatiaalisilla analyyseillä olemassa olevan informaation pohjalta. Seuraavassa vaiheessa määriteltiin niin sanottu käypä alue sulkeamalla korpiludekäävälle soveltumattomat alueet jatkotarkastelujen ulkopuolelle. Pois rajattiin pääasiassa liian karuja kasvupaikkoja ja metsän kasvuun soveltumattomia alueita.

Elinympäristötekijöiden standardisointi toteutettiin muuttamalla tekijöiden arvot osahyödyiksi. Osahyödyt ovat yksiköttömiä lukuja, jotka voidaan skaalata nollan ja ykkösen välille. Luokittelusteikollisille muuttujille (esim. maaperän ravinteisuus) osahyödyt laskettiin pareittaisten vertailujen tekniikalla ja jatkuville muuttujille (esim. rinteiden suunta) paloittain lineaaristen osahyötyfunktioiden avulla (ks. Pukkala ja Kangas 1993). Lopullinen kiinteä osa indeksistä (kuva 1) saatiin kertomalla osahyödyt kunkin kiinteän osan kriteerin painokertoimella ja yhdistämällä saadut matriisit aritmeettisella alueleikkauksella paikkatietojärjestelmässä.

2.2 Indeksien hyödyntäminen monita- voitteisessa metsäsuunnittelussa

Paikkatietojärjestelmässä tuotettu kiinteä osa korpiludekäävän elinympäristöindeksistä yleistettiin kuviokohtaisiksi arvoiksi ja siirrettiin Monsu -metsäsuunnitteluohjelmistoon ascii-tiedostona. Indeksien puustosta riippuva osa eli muuttuva osa ohjelmoitiin Monsun optimointiosaan yhdeksi ekologiseksi tavoitemuuttujaksi. Kiinteää osaa käytettiin muuttuvan osan kuvioittaisena painokertoimena. Lisäksi Monsuun siirrettiin paikkatietojärjestelmässä tehty kuvioiden naapuruuksuhteet määrittävä tiedosto, jota Monsu-ohjelma käyttää laskiessaan erilaisia spatiaalisia tunnuksia.

Asiantuntijatietämyksen ja paikkatietomenetelmien avulla tuotetun indeksin käyttöä testattiin tuottamalla tapaustutkimusalueelle erilaisia metsäsuunnitelmia. Metsäsuunnitelmia varten jokaiselle metsikkökuvioille tuotettiin Monsussa useita vaihtoehtoisia käsittelyohjelmia, jolloin esim. tiettyyn tulotavoitteeseen johtavat metsänkäsittelyt oli mahdollista toteuttaa ja sijoittaa kuvioille usealla eri tavalla. Suunnittelun aikajänne oli 20 vuotta koostuen kahdesta 10 vuoden jaksosta. Käsittelyjä oli mahdollista sijoittaa kuvioille kummankin 10-vuotiskauden puolivälissä.

Kokonaishyödyn maksimoivien suunnitelmien tuottamistekniikaksi valittiin Monsun heuristinen optimointi (HERO) (Pukkala ja Kangas 1993). Optimointia varten metsälölle valittiin tavoitemuuttujat ja muotoiltiin tavoitefunktiot, joita optimoinnin kuluessa muokattiin vuorovaihteisen suunnittelun periaatteiden mukaisesti. Suunnittelussa tuotettiin kolme erilaista suunnitelmaa, jotka kaikki johtivat likipitäen samanlaiseen nettotulojen nykyarvoon. Myös nettotulojen ensimmäisen ja toisen kauden tulojen suhde kiinnitettiin mahdollisimman samanlaiseksi eri suunnitelmissa.

Suunnitelmassa 1 tavoiteltiin n. 1 milj. euron nettotulojen nykyarvoa ja mahdollisimman suurta jäävän puuston tilavuutta varmistamaan myös tulevaisuuden hakkuutuloja. Tässä suunnitelmassa ei korpiludekäävän elinympäristön muuttumiseen kiinnitetty huomiota. Suunnitelmassa 2 nettotulojen nykyarvon ja jäävän puuston tilavuuden tavoite olivat samanlaiset kuin suunnitelmassa 1, mutta lisäksi tavoitteena oli maksimoida korpiludekäävän elinympäristön hyvyttä kuvaavan indeksin keskiarvoa. Suunnitelmassa 3 käytettiin edellisten lisäksi spatiaalista muuttujaa "hyvä-hyvä-rajana" osuus. Tämä tavoitemuuttuja kuvaa sellaisen kuvionrajan osuutta kaikesta kuvionrajasta, joka yhdistää kaksi naapurikuvioita, joissa kum-

Taulukko 2. Vaihtoehtoisten metsäsuunnitelmien tulemat.

	Suunnitelma 1	Suunnitelma 2	Suunnitelma 3
Nettotulojen nykyarvo,	1 018 390	1 017 134	1 020 818
Jäävän puuston tilavuus, m ³	33 471	30 583	28 361
Kääpä-indeksin ka	0.258	0.289	0.287
Hyvä-Hyvä -rajan osuus	0.244	3.246	7.277
Ydinalueen pinta-ala, ha	12.331	24.181	33.512

massakin tavoitemuuttujaksi valitun indeksin arvo ylittää tietyn alarajan valituna laskentavuonna (Pukkala 2004). Tämän muuttujan käytöllä pyrittiin kasamaan hakkaamatta jäävät korpiludekääpä kohteet mahdollisimman yhtenäiseksi alueeksi.

3. Tulokset

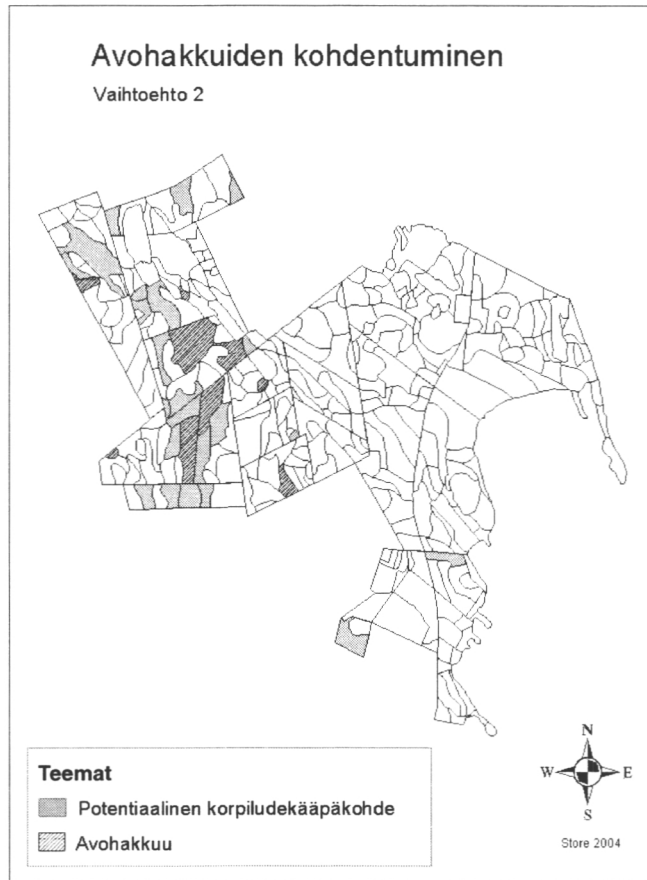
Tapaustutkimuksessa laadittiin siis kolme erilaista suunnitelmaa, jotka kuitenkin johtivat suhteellisen samanlaiseen lopputulokseen nettotulojen nykyarvon ja jäävän puuston tilavuuden suhteen tarkasteltuna (taulukko 2). Nettotulojen nykyarvo

oli kaikissa suunnitelmissa 1 017 000 ja 1 020 000 euron välillä. Jokaisessa suunnitelmassa puuston tilavuus suunnittelu-kauden jälkeen oli selvästi pienempi kuin kauden alussa. Tämä johtui alueen metsien ikärakenteesta ja suhteellisen kovasta tulotavoitteesta. Myös suunnitelmien välille muodostui suurempia eroja jäävän puuston tilavuuden suhteen kuin nettotulojen nykyarvon suhteen (taulukko 2).

Todelliset erot suunnitelmien välillä liittyivät odotetusti korpiludekääpäindeksiin (kuvat 2, 3 ja 4, taulukko 2). Näin ollen suunnitelmat poikkesivat toisistaan selvästi sen suhteen, miten hyvin ne palveli-



Kuva 2. Suunnitelmassa 1 (puuntuotanto) ehdotettujen avohakkuiden kohdentuminen korpiludekäävälle parhaiten soveltuville metsikkökuvioille. Muiden kuvioiden hakkuuta ei kuvassa ole esitetty.

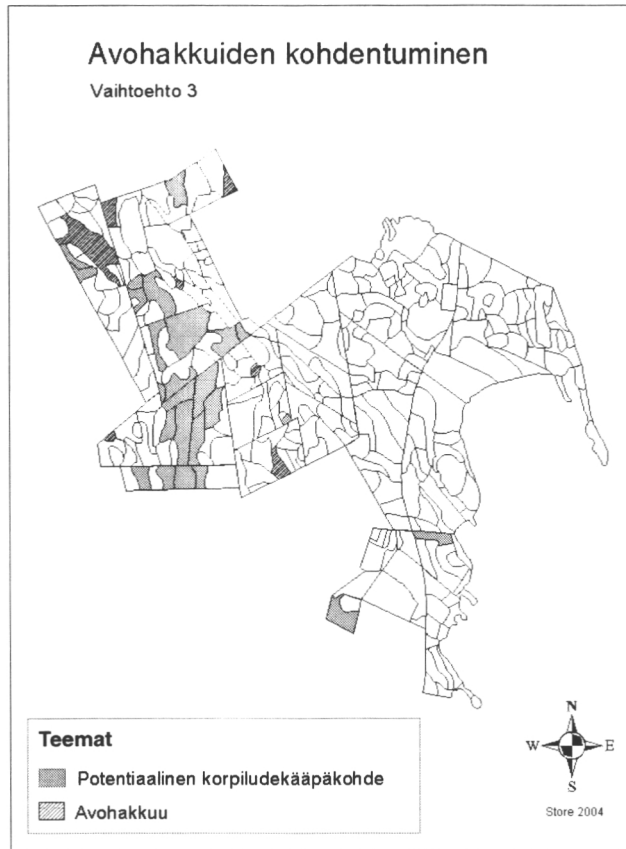


Kuva 3. Suunnitelmassa 2 (puuntuotanto ja elinympäristöindeksin maksimointi) ehdotettujen avohakkuiden kohdentuminen korpiludekäävälle parhaiten soveltuville metsikkökuvioille.

vat korpiludekäävän elinolojen säilyttämistä tai parantamista. Suunnitelma 1, jossa korpiludekääpä indeksiä ei otettu huomioon optimoinnissa, johti selvästi huonompaan korpiludekäävän elinympäristöindeksin keskiarvoon suunnittelualueella kuin kaksi muuta suunnitelmaa, joissa korpiludekääpäindeksin keskiarvo oli sisällytetty tavoitefunktioon.

Suunnitelmat 2 ja 3 olivat keskenään indeksin keskiarvon suhteen jokseenkin yhtä hyviä (taulukko 2). Näiden kahden suunnitelman välinen ero löytyykin hak-

kuiden ulkopuolelle jääneiden korpiludekääpäkohteiden sijoittumisesta. Spatiaalisen tunnuksen “hyvä-hyvä -rajan” pituus sisältävässä suunnitelmassa 3 jäljelle jääneet korpiludekääpäkohteet olivat sijoittuneet selvästi yhtenäisemmiksi kokonaisuksiksi kuin suunnitelmassa 2 (kuvat 3 ja 4). Sama havainto voidaan tehdä myös tarkastelemalla Monsun kullekin suunnitelmalle laskemaa korpiludekääpä-ympäristön ydinalueen pinta-alaa, joka on selvästi suurempi suunnitelmassa 3 kuin kahdessa muussa suunnitelmassa (taulukko 2).



Kuva 4. Suunnitelmassa 3 (puuntuotanto, elinympäristöindeksin maksimointi ja spatiaalisuus) ehdotettujen avohakkuiden kohdentuminen korpiludekäävälle parhaiten soveltuville metsikkökuvioille.

4. Pohdinta

Metsäsuunnittelussa huomioon otettavien tavoitteiden kirjo ja sen myötä suunnittelussa tarvittavan tiedon määrä ovat lisääntyneet. Tämän tiedon tuottaminen vaatii toisaalta tutkimustyötä malleissa tarvittavien perustietojen hankkimiseksi ja toisaalta apuvälineitä ja menetelmiä, joiden avulla tämä tietämys pystytään jalostamaan numeerisessa metsäsuunnittelussa hyödynnettävissä olevaan muotoon. Suunnittelussa tarvittava tieto on luonteeltaan paikkatietoa, joka pitää sisällään

sekä kohteen sijainnin että sen ominaisuudet. Tällöin tiedon organisoinnissa, käsittelyssä ja uuden tiedon tuottamisessa voidaan hyödyntää paikkatietojärjestelmiä. Tehokkaimmillaan paikkatietomenetelmät ovat tehtävissä, joissa on tarpeen hallita, analysoida ja yhdistää eri tietolähteistä peräisin olevia paikkaansidottuja aineistoja tai tuottaa uusia tietoja analysoimalla kohteen sijaintia tai sen naapurustoa.

Tapaustutkimuksen tulokset osoittivat, että paikkatietomenetelmillä ja asiantunti-

jätietämyksen yhteiskäytöllä voidaan tuottaa ekologista informaatiota, joka on hyödynnettävissä myös numeerisessa metsäsuunnittelussa. Suunnitelmat, joiden laatimisessa oli hyödynnetty korpiludekääpäindeksiä, johtivat käävän kannalta selvästi parempaan lopputulokseen kuin suunnitelmat, joissa kääpäindeksiä ei käytetty. Lisäksi spatiaalisten kasaamismuuttujan käyttö vaikutti korpiludekäävälle soveltuvimpien alueiden spatiaaliseen hajontaan siten, että spatiaalisen muuttujan käytöllä saatiin korpiludekääpäkohteet säilymään suurempina ja yhtenäisempinä alueina.

Tässä työssä kyseessä ei ollut todellinen suunnittelutilanne, vaan yksityismetsäaineistoa hyödynnettiin kehitetyn menetelmän esittelytarkoituksiin. Tästä johtuen aineistoa voitiin käsitellä tapaustutkimuksessa yhtenä kokonaisuutena (alueena), jolloin suunnitelmia ei tehty tiloittain, vaan koko suunnittelualueelle. Sama menetelmä olisi kuitenkin periaatteessa toiminut myös tiloittain. Sopivien kohteiden kasaantumisesta saatu hyöty olisi todennäköisesti ainakin osittain menetetty normaalikokoisilla tiloilla, mutta uudistamishakkuut olisi saatu kohdennettua niille kuvioille, jotka eivät ole kaikkein tärkeimpiä ekologisesta näkökulmasta.

Paikkatietojärjestelmää käytettiin varastointipaikkana elinympäristön sopivuusanalyysiin liittyville ominaisuus- ja sijaintitiedoille, työkalupakkina analyysijä varten tarvittuihin tietorakenteen muutoksiin sekä alustana, jossa laskelmat ja analyysit tehtiin. Spatiaalisten analyysien avulla tuotettiin korpiludekäävän elinympäristövaatimuksia vastaavia paikkaansidottuja tietoaineistoja hyödyntämällä mm. topografisia kaltevuus- ja rinteensuunta-analyysijä, alueleikkauksia ja vir-

tausanalyysijä. Spatiaaliset analyysit mahdollistavat sellaisen uuden tiedon tuottamiseen, jonka kerääminen maastoinventoinnin yhteydessä ei ole tarkoituksenmukaista tai edes mahdollista. Yhdistämällä paikkatietomenetelmiin asiantuntijatietämyksen mallinnuksen ja monikriteerisen arvioinnin menetelmiä voidaan analyysijä linkittää ja tuloksia hyödyntää muun muassa erilaisten päätösvaihtoehtojen arvottamisessa.

Tässä työssä tiettyyn metsänkäyttömuotoon liittyvän informaation kytkemisessä suunnitteluun käytettiin endogeenista lähestymistapaa, jonka mukaisesti tieto sisällytetään aidosti optimointilaskelmien tavoitemuuttujaksi (ks. Kurttila 2001). Tällöin optimointilaskelmista saatu päätösuositus on tehokas myös spatiaalisten tavoitteiden suhteen. Monissa tapauksissa on kuitenkin epäkäytännöllistä tai mahdotonta sisällyttää kaikki tavoitteet endogeenisesti optimointilaskelmiin. Näissä tapauksissa paikkatietomenetelmillä tuotettu tieto voidaan kytkeä suunnitteluun eksogeenisillä menetelmillä, kuten esimerkiksi valitsemalla paikkatietoanalyysien tai muun ennakkoinformaation avulla tietyn metsänkäyttömuodon kannalta tärkeimmät alueet ja sallimaan näille optimoinnissa vain sellaisia käsittelyvaihtoehtoja, jotka edistävät kyseistä käyttömuotoja. Toinen eksogeeninen tapa on tuottaa vaihtoehtoisia, asetettujen tavoitemuuttujien suhteen tehokkaita, suunnitelmia ja arvottaa nämä suunnitelmat monitavoitteisen vertailun periaatteita noudattaen.

Tapaustutkimusalue osoittautui liian pieneksi, jotta sen avulla olisi voitu luotettavasti vertailla esim. Monsu-ohjelman tarjoamia erilaisia spatiaalisia tunnuslukuja tai endogeenisia ja eksogeenisia tapoja

kytkeä käyttömuotoihin liittyvää informaatiota suunnitteluun. Jatkotutkimuksia varten onkin jo valittu suurempi ja vaihtelevampi tapaustutkimusalue, jossa tullaan vertailemaan ja testaamaan laajempaa kirjoa integrointitekniikoita ja spatiaalisia muuttujia.

Kirjallisuus

Alho, J., Kangas, J. ja Kolehmainen, O. 1996. Uncertainty in the expert predictions of the ecological consequences of forest plans. *Applied Statistics* 45: 1-14.

Hytönen, L., Leskinen, P. ja Store, R. 2001. A spatial approach to participatory planning in forestry decision making. *Scandinavian Journal of Forest Research* 17: 62-71.

Jokimäki, J., Huhta, E., Mönkkönen, M. ja Nikula, A. 2000. Temporal variation of bird assemblages in moderately fragmented and less-fragmented boreal forest landscapes: a multi-scale approach. *EcoScience* 7: 256-266.

Kangas, J., Karsikko, J., Laasonen, L. ja Pukkala, T. 1993. A method for estimating the suitability function of wildlife habitat for forest planning on the basis of expertise. *Silva Fennica* 27: 259-268.

Kangas, J. ja Store, R. 2002. Socioecological landscape planning: an approach to multi-functional forest management. *Silva Fennica* 36(4): 867-871.

Kangas, J., Store, R. ja Kangas, A. 2005. Socioecological landscape planning approach and multicriteria acceptability analysis in multiple-purpose forest management. *Käsikirjoitus*.

Kangas, J., Store, R., Leskinen, P. ja Mehtätalo, L. 2000. Improving the Quality of Landscape Ecological Forest Planning by utilising advanced decision-support tools. *Forest Ecology and Management* 132: 157-171.

Kotiranta, H. ja Niemelä, T. 1996. Uhanalaiset käyvät Suomessa. Toinen uudistettu painos. Edita, Helsinki. 184 s.

Kurttila, M. 2001. Methods for integrating ecological objectives into landscape-level planning of non-industrial private forestry. Academic dissertation. Faculty of forestry. University of Joensuu. Joensuun yliopistopaino. 35 s.

Kurttila, M. ja Pukkala, T. 2003. Combining holding-level economic goals with spatial landscape-level goals in the planning of multiple ownership forestry. *Landscape Ecology* 18(5): 529-541.

Kurttila, M., Pukkala, T. ja Loikkanen, J. 2002. The performance of alternative spatial objective types in forest planning calculations: a case for flying squirrel and moose. *Forest Ecology and Management* 166: 245-260.

Pukkala, T. ja Kangas, J. 1993. A heuristic optimization method for forest planning and decision making. *Scandinavian Journal of Forest Research* 8: 560-570.

Pukkala, T. 2004. Monsu metsäsuunnitteluohjelma versio 4. Ohjelmiston toiminta ja käyttö. Moniste. 75 s.

Store, R. ja Kangas, J. 2001. Integrating spatial multi-criteria evaluation and expert knowledge for GIS-based habitat suitability modelling. *Landscape and Urban Planning* 55(2): 79-93.

Store, R. ja Jokimäki, J. 2003. A GIS-based multi-scale approach to habitat suitability modeling. *Ecological Modelling* 169: 1-15.

Vacik, H. ja Lexer, M. 2001. Application of a spatial decision support system in managing the protection forests of Vienna for sustained yield of water resources. *Forest Ecology and Management* 143: 65-76.

YHTEYSTIEDOT

Esa Heino

Metla, Kannuksen tutkimusasema,
PL 44, 69101 Kannus
esa.heino@metla.fi

Eija Hurme

Oulun yliopisto, Biologian laitos,
PL 3000, 90014 Oulun yliopisto
eija.hurme@oulu.fi

Jukka Jokimäki

Lapin yliopisto, Arktinen keskus,
PL 122, 96101 Rovaniemi
Metla, Rovaniemen tutkimusasema,
PL 16, 96301 Rovaniemi
jukka.jokimaki@ulapland.fi

Marja-Liisa Kaisanlahti-Jokimäki

Lapin yliopisto, Arktinen keskus,
PL 122, 96101 Rovaniemi
marja-liisa.kaisanlahti@ulapland.fi

Jyrki Kangas

UPM-Kymmene Metsä,
PL 32, 37601 Valkeakoski
jyrki.kangas@upm-kymmene.com

Ari Kokko

Metla, Kannuksen tutkimusasema,
PL 44, 69101 Kannus
ari.kokko@metla.fi

Katri Kulkki

Metla, Kannuksen tutkimusasema,
PL 44, 69101 Kannus
katri.kulkki@metla.fi

Mikko Kurttila

Metla, Joensuun tutkimuskeskus,
PL 68, 80101 Joensuu
mikko.kurttila@metla.fi

Pekka Leskinen

Metla, Joensuun tutkimuskeskus,
PL 68, 80101 Joensuu
pekka.leskinen@metla.fi

Mikko Mönkkönen

Oulun yliopisto, Biologian laitos,
PL 3000, 90014 Oulun yliopisto
mikko.monkkonen@oulu.fi

Ari Nikula

Metla, Rovaniemen tutkimusasema,
PL 16, 96301 Rovaniemi
ari.nikula@metla.fi

Vesa Nivala

Metla, Rovaniemen tutkimusasema,
PL 16, 96301 Rovaniemi
vesa.nivala@metla.fi

Jouni Pykäläinen

Metla, Joensuun tutkimuskeskus,
PL 68, 80101 Joensuu
jouni.pykalainen@metla.fi

Pasi Reunanen

Oulun yliopisto, Biologian laitos,
PL 3000, 90014 Oulun yliopisto
pasi.reunanen@oulu.fi

Ron Store

Metla, Kannuksen tutkimusasema,
PL 44, 69101 Kannus
ron.store@metla.fi

Eeva Väisänen

Oulun yliopisto, Biologian laitos,
PL 3000, 90014 Oulun yliopisto
eeva.vaisanen@oulu.fi

ISBN 951-40-1953-9
ISSN 0358-4283