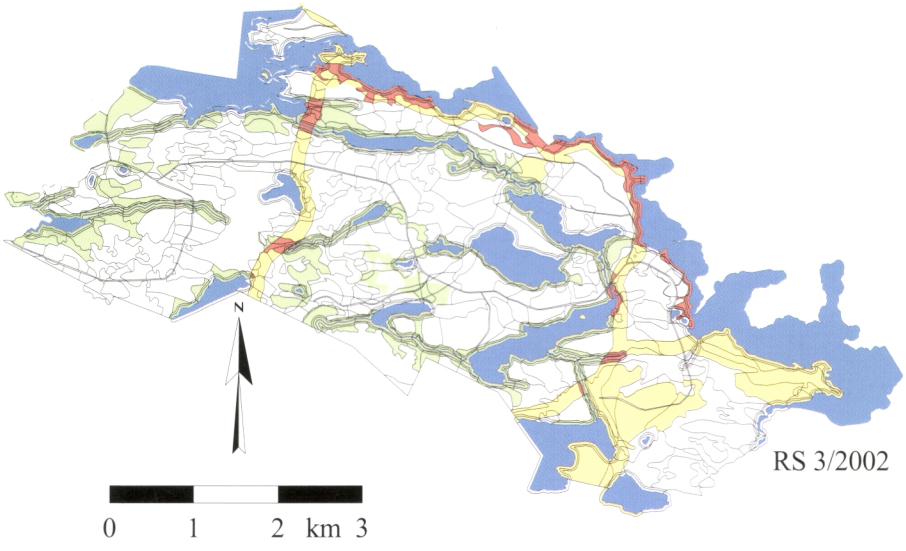
METSÄNTUTKIMUSLAITOKSEN TIEDONANTOJA 858, 2002





Tutkimuksia ekologisen informaation liittämisestä metsäsuunnitteluun

Jyrki Kangas, Ari Kokko, Jukka Jokimäki ja Ron Store (toim.)

KANNUKSEN TUTKIMUSASEMA
JOENSUUN TUTKIMUSKESKUS

METLA

18.09.02

METSÄNTUTKIMUSLAITOKSEN TIEDONANTOJA 858, 2002

Tutkimuksia ekologisen informaation liittämisestä metsäsuunnitteluun

Jyrki Kangas, Ari Kokko, Jukka Jokimäki ja Ron Store (toim.)

Tutkimuksia ekologisen informaation liittämisestä metsäsuunnitteluun. Metsäntukimuslaitoksen tiedonantoja 858 2002. 174 s. ISBN 951-40-1838-9. ISSN 0358-4283.

Julkaisija:	Metsäntutkimuslaitos, Kannuksen tutkimusasema ja Joensuun tutkimuskeskus.
Hyväksynyt:	Tutkimusjohtaja Kari Mielikäinen 17.06.2002.
Toimituskunta:	Jyrki Kangas, Ari Kokko, Jukka Jokimäki ja Ron Store.
Taitto:	Kokko Ari
Kannen kuvat:	Erkki Oksanen ja Ron Store.
Painopaikka:	Gummerus Kirjapaino Oy Jyväskylä
Painovuosi:	2002
Toimittajien yhteystiedot:	jyrki.kangas@metla.fi, ari.kokko@metla.fi, jjokimak@urova.fi ja ron.store@metla.fi.
Julkaisun myynti:	Metsäntutkimuslaitos, kirjasto, puh. 09 - 857 05580, faksi 09 - 857 05582, e-mail: kirjasto@metla.fi.

Copyright : Metsäntutkimuslaitos 2002

Sisällys

Jyrki Kangas
Alue-ekologisen metsäsuunnittelun menetelmät ja ekologiset perusteet: tutkimushanke (1997 - 2001) metsäsuunnittelun ekologisen perustan vankistamiseksi 5

EKOLOGISTA INFORMAATIOTA

Anna-Liisa Sippola,Timo Lehesvirta ja Pertti Renvall
Metsätalouden vaikutukset kääpälajistoon ja kääpien merkitys luonnon monimuotoisuuden indikaattoreina 9

Juha Siitonen
Lahopuusto ja säästöpuut metsäsuunnittelussa 25

Jukka Jokimäki
Onko metsien pirstoutuminen vakava uhka Pohjois-Suomen metsälinnustolle? 33

Matti Maltamo
Puuston rakennetunnusten analysointi, vertailu ja ennustaminen 45

PAIKKATIEDON HALLINTAA JA EKOLOGISTA MALLINNUSTA

Ari Nikula
Paikkatietomenetelmät ja -aineistot eläinten elinympäristötutkimuksissa 59

Ron Store
Monikriteerinen arviointi ja paikkatietomenetelmät elinympäristömallin tuottamisessa 73

Virpi Alenius, Ari Nikula ja Pekka Helle
Matemaattiset mallit alue-ekologisen metsäsuunnittelun apuvälineenä 81

Jyrki Kangas ja Pekka Leskinen
Ekologisen asiantuntemuksen mallinnus ja integrointi metsäsuunnittelun laskelmiin 93

SUUNNITTELUOTTEITA

Jukka Tikkanen, Leena A. Leskinen ja Jyrki Kangas
Maisemaekologinen tarkastelu Pohjois-Suomen yksityismetsätalouden suunnittelua ohjaavissa asiakirjoissa 103

Mikko Kurttila , Timo Pukkala ja Jyrki Kangas
Alue-ekologisten tarkastelujen malleja tilanrajat ylittävään yksityismetsien suunnitteluun 113

Ron Store, Ari Kokko ja Jyrki Kangas
Aluesosiologinen ote virkistyskäytöllisten ja ekologisten tavoitteiden integroinnissa maisematason metsäsuunnitteluun – lähestymistapa ja sen kokeilu Metsähallituksen aineistolla Kainuussa 123

Jyrki Kangas ja Annika Kangas
Monikriteerisen päätöstuen menetelmiä metsäsuunnittelun tehtäviin 131

Mikko Kurttila, Miika Kajanus ja Jyrki Kangas
AHP:n ja SWOTin yhteiskäyttöön perustuva hybridimenetelmä A'WOT: uusi keino luonnonvarojen käytön strategiseen suunnitteluun 139

Jyrki Kangas, Leena A. Leskinen, Pekka Leskinen, Annika Kangas ja Ron Store
Äänestysmenetelmät, mielipidekartat ja internet osallistavassa metsäsuunnittelussa 151

Hankkeeseen "Alue-ekologisen metsäsuunnittelun menetelmät ja ekologiset perusteet" liittyviä julkaisuja. 159

Kirjoittajien yhteystiedot 173

Alue-ekologisen metsäsuunnittelun menetelmät ja ekologiset perusteet: tutkimushanke (1997 - 2001) metsäsuunnittelun ekologisen perustan vankistamiseksi

Käsissäsi on maa- ja metsätalousministeriön rahoittaman yhteistutkimushankkeen "Alue-ekologisen metsäsuunnittelun menetelmät ja ekologiset perusteet (projektinumero 310216, Dnro 5190/64/96)" loppuraportti. Raportti on kooste artikkeleista, joissa esitellään hankkeen keskeisimpiä tuloksia. Hankkeessa oli sekä alue-ekologian ekologisiin perusteisiin pureutunut osa että suunnittelumenetelmien kehittämiseen suuntautunut osa. Tässä loppuraportissa esitellään ensin ekologisen osan tutkimuksia, sen jälkeen paikkatietomenetelmien käyttöä metsäsuunnittelun ekologisissa arvioinneissa ja ekologisen perusinformaation muuta jalostamista suunnittelulaskelmissa käyttökelpoiseksi, ja lopuksi esitellään suunnittelumenetelmien kehittämistyön tuloksia.

Hankkeen tuloksia on esitelty jo ennen tätä julkaisua monissa eri yhteyksissä; paitsi kirjallisina suoritteina myös esimerkiksi seminaariesitelminä, kansainvälisissä konferensseissa, eri koulutustasojen luennoilla ja erinäisissä palavereissa. Julkaisun lopussa on luettelo hankkeen kirjallisista suoritteista. Moni hankkeen tutkimuksista on läpäissyt tieteellisten julkaisusarjojen ennakkotarkastuksen ja päätynyt kansainväliseen levitykseen. Hankkeen järjestämät tutkimuspäivät Rovaniemellä vuonna 1997 ja Kajaanissa vuonna 1999 olivat varsin suosittuja ja palvelivat hyvin tutkimuksista tiedottamisen tavoitteita. Niiden esitelmät myös julkaistiin laajalla jakelulla Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja -sarjassa. Kajaanin tutkimuspäivään osallistui noin 200 metsä- ja ympäristöalan asiantuntijaa. Hankkeen tuloksia esiteltiin melko laajaasti myös Metlan Metsän eri käyttömuotojen yhteensovittamisen tutkimusohjelman loppuraportissa, johon tutkimusohjelmaan hanke Metlan organisaatiossa lukeutui. Tässä loppuraportissa on pyritty välttämään päällekkyyksiä aikaisemmin suomeksi kirjoitettujen julkaisujen kanssa. Siten loppuraportti ei kata kaikkea hankkeen toimintaa. Se pikemminkin edustaa hankkeen eri osien tutkimussarkojen tilannetta hankkeen päättyessä.

Hanke aloitettiin vuonna 1997. Sen taustalla oli Valtioneuvoston periaatepäätös Pohjois-Suomen vanhojen metsien suojeltavien alueiden rajauksesta. Päätöksessä edellytettiin suojelualueiden ulkopuolelle jääneiden luonnonsuojelullisesti arvokkaiden alueiden luontoarvojen säilyttämistä alue-ekologisen suunnittelun avulla. Metsähallitus oli jo aloittanut alue-ekologiset selvitykset metsissään, kun hanke perustettiin. Juuri Metsähallituksen kanssa hanke onkin ollut tiiviissä ja monenlaisessa yhteistyössä koko kestonsa ajan. Vuorovaikutus monien muidenkin käytännön tahojen kanssa on edistänyt tutkimuksia ja palvellut tulosten käytäntöön siirtoa.

Pohjois-Suomen vanhojen metsien suojelun kompensaatio-ohjelmassa sekä ympäristöministeriö että maa- ja metsätalousministeriö (MMM) velvoitettiin rahoittamaan seuraavan viiden vuoden aikana kumpikin vuosittain miljoonalla markalla alue-ekologisen suunnittelun tutkimusta muiden kompensaatiotoimien ohella. Tämä hanke on osaltaan täyttänyt MMM:n alue-ekologisen tutkimuksen edistämistehtävää. MMM:n rahoitusta hanke sai viiden vuoden aikana yhteensä noin 2,3 miljoonaa Suomen markkaa. Koska kysymys alkujaan oli nimenomaan Pohjois-Suomeen suunnatusta rahoi-

tuksesta, myös tutkimuskohteet olivat valtaosin linjan Kannus-Kuhmo pohjoispuolella. Tosin suurella osalla tuloksista on yleisempääkin sovelluskenttää. Hankkeen päätoimijatahot olivat Metlan Kannuksen ja Rovaniemen tutkimusasemat, Metlan Vantaan tutkimuskeskus sekä Lapin yliopiston Arktinen Keskus, joiden kaikkien omat panostukset hankkeeseen rahallisesti ja henkilötyökuukausina olivat merkittävät. Alusta asti hankkeeseen osallistui tutkijoita myös Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitoksen Meltauksen yksiköstä sekä Joensuun ja Oulun yliopistoista.

Alkuperäisessä tutkimussuunnitelmassa todettiin hankkeen tavoitteista yleisellä tasolla seuraavaa:

"Tutkimushankkeessa on käytännönläheiset lähtökohdat ja tavoitteet. Hankkeessa tuotetaan alue-ekologisessa suunnittelussa tarvittavaa ekologista perustietoa, keinoja hyödyntää perustieto alue-ekologisessa suunnittelussa sekä menetelmiä ja tekniikoita liittää alue-ekologiset analyysit monitavoitteiseen metsävarojen suunnitteluun."

"Hankkeen ekologisissa tutkimuksissa tavoitteena on tuottaa Pohjois-Suomen alue-ekologisessa suunnittelussa tarvittavaa ekologista perusinformaatiota ja -tietämystä. Lievitystä haetaan nyt tiedossa oleviin ja hankkeen alkuvaiheessa tehtävän kartoituksen perusteella muihin keskeisimpiin ekologisen perustiedon puutteisiin. Näistä mainittakoon erityyppisten ekologisten käytävien ja askelkivien merkitys alue-ekologiassa sekä vanhojen metsien koon, sijainnin, pirstoutuneisuuden ja muiden ominaisuuksien vaikutukset eliölajien esiintymisiin"

"Suunnittelututkimuksen keskeinen tavoite on tuottaa keinoja hyödyntää ekologiseen tietämykseen perustuvat alue-ekologiset tarkastelut aluetason strategisessa metsäsuunnittelussa. Ekologisten tutkimusten tulosten käytäntöön saattamiseksi tämä on tarpeellista. Tärkeää on esimerkiksi selvittää paikkatietojärjestelmien käyttömahdollisuudet alue-ekologisissa tutkimuksissa ja kehittää työkalut tarvittaviin spatiaalisiin analyyseihin. Tavoitteena on myös tuottaa menetelmäsovellukset, joilla arviot vaihtoehtoisten metsäsuunnitelmien otollisuuksista biodiversiteetin suhteen voidaan integroida monitavoitteiseen metsäsuunnitteluun Pohjois-Suomen olosuhteissa. Monitavoitteinen suunnittelu edellyttää, että alue-ekologisia arvioita voidaan tarkastella rinnan taloudellisten ja sosiaalisten näkökohtien kanssa."

"Eri alojen tutkijoiden tiiviin yhteistyön kautta hankkeessa pyritään aidosti monitieteiseen otteeseen, jota alue-ekologisessa tutkimuksessa korostetusti tarvitaan. Tutkimuksen tulokset on tarkoitus testata ja havinnollistaa alue-ekologisen suunnittelun kokeiluissa. Nämä kokeilut ovat samalla tärkeä osa ekologisen osan ja suunnitteluosan integrointia."

Tavoitteita täsmennettiin osatutkimuksittain. Yksityiskohtiin tässä yhteydessä menemättä voin hankkeen vastuututkijana huojentuneena todeta, että asetetut tavoitteet saavutettiin hyvin. Tavoitteiden saavuttamisen mahdollisti tutkijoiden ja hankkeen verkottuminen alan muiden hankkeiden ja tutkijoiden kanssa. Korostuneen verkottunut toimin-

tatapa alan tutkimuksessa näkyy jo tämänkin hankkeen julkaisuluettelossa: yhteisjulkaisuja muiden hankkeiden kanssa tuotettiin paljon. Julkaisujen otsikoita silmäillessä voi huomata myös sen, kuinka monitieteisyys toteutui: ekologisisten ja metsäsuunnittelun artikkelien lisäksi saatiin valmiiksi tutkimuksia, jotka voidaan lukea yhtä aikaa molempiin aloihin kuuluviksi – osa lisäksi tilastotieteeseen tai tietoteknikkaan.

Verkottuminen oli ja on eduksi tutkimuksen edistämisen näkökulmasta, mutta perinteiselle byrokratialle se saattaa aiheuttaa hankaluuksia. On näet usein vaikea määritellä, minkä hankkeen tulos joku julkaisu lopulta on tai kuinka suuri osuus siitä pitäisi lukea minkäkin hankkeen "piikkiin". Itse asian kannaltahan tällä ei onneksi ole merkitystä. Tämän raportin lopussa olevassa julkaisuluettelossakin on liuta artikkeleja, jotka on luettava myös vähintään yhden muun, joskus usean, hankkeen suoritteeksi. Ilman tutkijoiden ja hankkeiden keskinäistä yhteistyötä monet artikkeleissa selostetuista tutkimuksista olisivat jääneet tekemättä tai oleellisesti viivästyneet. Esimerkiksi tämän hankkeen suunnitteluosa on ollut jatkuvassa yhteistoiminnassa Joensuun yliopiston professori Timo Pukkalan vetämien hankkeiden kanssa, ja yhteisjulkaisut ovat yhtä lailla niiden kuin tämän hankkeen ansiota. Käytännössä samoja tutkimuksia on myös rahoitettu useista rahoituslähteistä ja eri hankkeiden kautta. Osa tämän loppuraportinkin artikkeleista perustuu tutkimuksiin, joita on pääosin rahoitettu muiden hankkeiden ja hankevetäjien saamilla rahoituksilla. Verkottuneessa toimintaympäristössä ei kerta kaikkiaan ole aina mahdollista kategorisesti lokeroida yksittäistä tutkimustyötä, -tulosta ja -raporttia vain yhteen hankkeeseen kuuluvaksi.

Kiitän hankkeen tutkijoiden puolesta kaikkia niitä henkilöitä ja tahoja, jotka ovat antaneet panoksensa tutkimustemme mahdollistamiseksi ja niiden edistämiseksi (ja niitä on paljon)! Omasta puolestani kiitän lisäksi kaikkia hankkeen tutkijoita ja muita tutkimustöihin osallistuneita sekä tähän artikkelikoosteeseen panoksensa antaneita. Tutkimustyö jatkuu. Ekologinen tietopohja ei koskaan tule aukottomaksi eikä metsäsuunnittelu täydelliseksi. Toivottavasti tämä julkaisu antaa osaltaan lisävalaisua elue-ekologian perusteisiin, ekologisen informaation jalostamiseen suunnittelussa hyödynnettäväksi sekä suunnittelumenetelmien kehittelyyn paremmin erityyppistä tietämystä sulattaviksi.

Jyrki Kangas
Professori
Metsäntutkimuslaitos, Joensuun tutkimuskeskus

Metsätalouden vaikutukset kääpälajistoon ja kääpien merkitys luonnon monimuotoisuuden indikaattoreina

Anna-Liisa Sippola
Erikoistutkija
Lapin yliopisto
Arktinen keskus

Timo Lehesvirta
Luontoasiantuntija
UPM-Kymmene Metsä
Omat metsät ja ympäristö

Pertti Renvall
Dosentti
Kuopion luonnontieteellinen museo

1. Johdanto

Suomessa on tutkittu viime vuosina paljon ympäristömuutosten vaikutuksia eri eliöryhmien ekologiaan. Uusin arvio maamme eliölajien tilasta (Rassi ym. 2001) osoittaa, että metsätalous on edelleen merkittävin syy eliölajiemme uhanalaisuuteen (ensisijainen uhanalaisuuden syy 34,7 %:lla kaikista uhanalaisista), joskin maaseutuympäristön muutoksista johtuva avoimien alueiden sulkeutuminen oli lähes yhtä suuri (25,5 %) tekijä. Metsätalouden vaikutuksista lahopuun väheneminen oli suurin yksittäinen tekijä lajiston uhanalaisuudelle (10,9 % kaikista uhanalaisista). Käävät ovat tärkeimpiä puuta lahottavia sieniä. Sekä metsän rakenteessa että lahopuun laadussa ja määrässä tapahtuneet muutokset heijastuvat suoraan kääpien lajimääriin ja yhteisörakenteeseen (Bader ym. 1995, Renvall 1995, Sippola & Renvall 1999, Lindgren 2001). Suomesta on löydetty 212 kääpälajia (Niemelä 1999), joista 22 % on luokiteltu uhanalaisiksi. Ymmärrettävästi valtaosalla uhanalaisuuden syy on metsätalous (Rassi ym. 2001).

Käävillä on merkittävä ekologinen funktio boreaalisen havumetsän ravinnekierrossa, sillä ne pystyvät hajottamaan kaikkia puuaineksen pääkomponentteja, selluloosaa, hemiselluloosaa ja ligniiniä, jotka ovat muutoin suhteellisen vaikeasti hajoavia luonnossa. Kun jopa 80 % havumetsän biomassasta voi olla sitoutuneena puuainekseen (Havas & Kubin 1983), on puun hajottaminen ja sen sisältämien ravinteiden palauttaminen ravinnekiertoon oleellista ekosysteemin toimivuuden kannalta.

Varsin suuri osa käävistä on elinpaikkavaatimuksiltaan erikoistuneita (Renvall & Niemelä 1994), ja osa niistä reagoi herkästi ympäristömuutoksiin (Bader ym. 1995, Lindblad 1998, Sippola 2001). Kääpiä käytetäänkin varsin yleisesti metsien luonnontilaisuuden indikaattoreina (Karström 1993, Kotiranta & Niemelä 1996). Tässä tutkimuksessa selvitettiin poimintahakkuiden vaikutuksia lahottajasienten monimuotoisuuteen, kääpien käyttöä metsänkäsittelyn ja luonnon monimuotoisuuden indikaattoreina sekä toisen hakkuukierron vaikutuksia kuivahkon kankaan männiköiden kääpälajistoon.

2. Poimintahakkuun vaikutukset kääpälajistoon

Tutkimuksen tavoitteena oli selvittää, miten 1800-luvun lopulla ja 1900-luvun alussa tehdyt poimintahakkuut ovat vaikuttaneet metsän rakenteeseen ja lahottajasienten monimuotoisuuteen Pohjois-Suomessa. Metsähallituksen Pohjois-Suomen valtion mailla vuosina 1993 - 1994 tekemissä vanhojen metsien inventoinneissa todettiin, että valtaosa läpikäydyistä Kainuun ja Pohjois-Pohjanmaan vanhoista metsistä oli poimintahakattu vuosisadan vaihteessa ainakin kertaalleen. Tästä huolimatta metsistä löytyi huomattavia luontoarvoja normaaleihin talousmetsiin verrattuna (Kumpulainen ym. 1997). Inventointityön pohjalta valtioneuvosto teki vuonna 1996 päätöksen Pohjois-Suomen vanhojen metsien suojelusta. Päätöksen mukaisesti vanhojen metsien suojeluohjelmaan otettiin mukaan kaikkiaan noin 63 000 ha tuottavaa ja noin 164 000 ha vajaatuottoista metsää (Ympäristöministeriö 1996). Yhteensä noin 100 000 ha korkeita luontoarvoja omaavia metsiä jätettiin pois suojeluohjelmasta, ja niiden luontoarvot päätettiin säilyttää alue-ekologisen suunnittelun avulla. Koska alueilla oli poimintahakkuista huolimatta huomattavia luontoarvoja, metsien käsittelyn vaihtoehtoja pohdittaessa nousi erääksi kysymykseksi, olisiko

poimintahakkuu sellainen hakkuutapa, jonka avulla vanhojen metsien luontoarvot voitaisiin jatkossakin säilyttää metsätalousalueilla.

Poimintahakkuiden vaikutusten selvittämiseksi verrattiin täysin metsätalouden ulkopuolelle jääneiden metsien lajistoa eri intensiteetillä harsittuihin metsiin Pohjois-Kainuussa, pohjois- ja keskiboreaalisten kasvillisuusvyöhykkeiden vaihettumisalueella. Metsähallituksen kuviotietojen perusteella tutkimukseen valittiin viisi luonnontilaista ja viisi poimintahakattua metsikköä Taivalkosken, Puolangan ja Hyrynsalmen kunnista. Toistojen määrä jäi varsin pieneksi, koska täysin metsätalouden ulkopuolelle jääneitä metsiköitä oli hyvin vaikea löytää. Metsätyypiltään tutkitut metsiköt olivat tuoreen kankaan paksusammal- tai lehtomaisia kuusikoita.

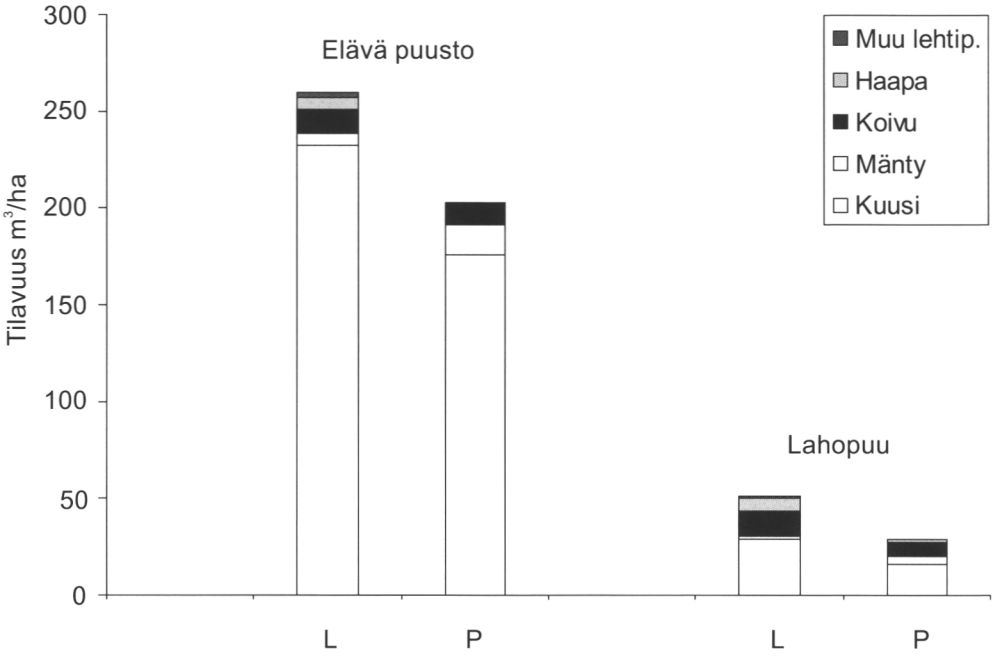
Poimintahakkuiden intensiteetti oli vaihdellut huomattavasti metsiköiden välillä. Vanhojen talouskirjatietojen perusteella Taivalkosken koealoilla oli hakattu saha- ja paperipuuta 1930-luvulla, jolloin noin 40 - 50 % elävästä puustosta oli poistettu (Anon. 1930 - 32). Näillä alueilla sahattuja kantoja oli keskimäärin 26 - 49 kpl/ha. Puolangan-Hyrynsalmen alueilla hakkuita oli tehty 1880- ja 1940-lukujen välillä, jolloin oli pääasiassa hakattu suuriläpimittaista sahapuuta. Yksi koealoista oli lisäksi harvennettu 1950-luvulla. Sahattujen kantojen määrä näillä koealoilla oli 116 - 211 kpl/ha.

Kultakin koealalta mitattiin elävä ja kuollut puusto kymmeneltä ympyräkoealalta. Elävän puuston ympyräkoealojen säde oli 12 m ja kuolleen puuston 20 m. Käävät inventoitiin kahtena peräkkäisenä vuonna (1997 ja 1998) kullakin koealalla kymmeneltä ympyräkoealalta, joiden säde oli 10 m. Tutkimusmenetelmät ja tulokset on julkaistu yksityiskohtaisesti artikkeleissa Sippola ym. (2000, 2001). Seuraavassa esitetään lyhyt katsaus keskeisiin tuloksiin ja johtopäätöksiin.

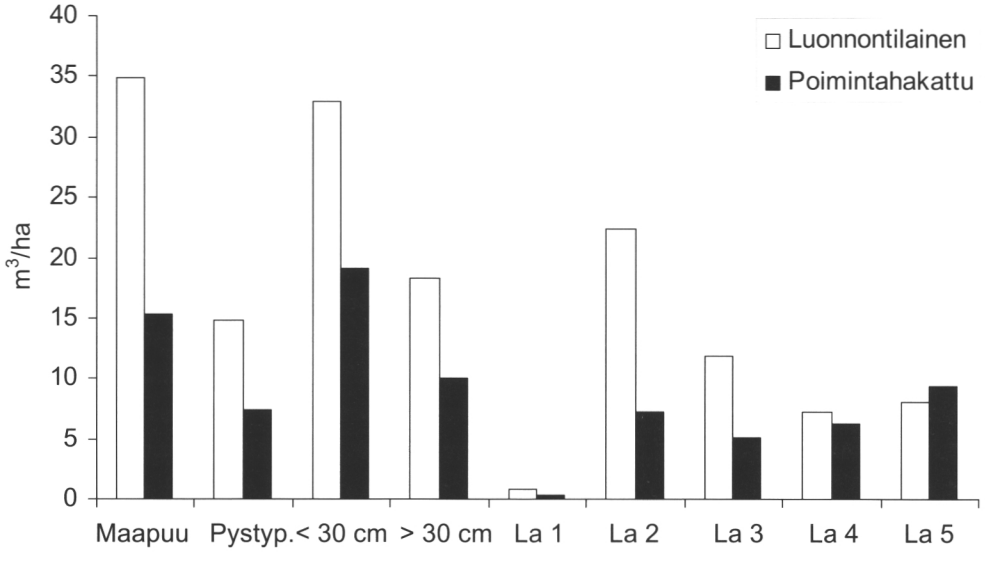
2.1 Poimintahakkuiden vaikutukset elävän ja kuolleen puuston rakenteeseen

Sekä elävän että kuolleen puuston määrä oli keskimäärin suurempi luonnontilaisissa kuin poimintahakatuissa metsissä (Kuva 1). Erot eivät kuitenkaan olleet tilastollisesti merkitseviä koealojen suuren keskinäisen vaihtelun takia. Elävän puuston tilavuus oli keskimäärin 20 % suurempi luonnontilaisissa metsissä, ja lahopuuta oli luonnontilaisissa metsiköissä keskimäärin 40 % enemmän kuin poimintahakatuissa metsissä. Luonnontilaisten metsiköiden välillä oli kuitenkin eroja lahopuun määrissä siten, että Taivalkosken koealoilla oli selvästi vähemmän lahopuuta kuin Puolangan ja Hyrynsalmen koealoilla. Tämä voi johtua siitä, että Taivalkosken alueen metsiköt ovat metsätyypiltään karumpia kuin Puolangan ja Hyrynsalmen alueen metsiköt, mutta on myös mahdollista, että Taivalkosken alueet on joskus kaskettu, joskaan suoranaisia merkkejä tästä ei voitu havaita. Puulajeista lehtipuita, erityisesti haapaa, oli keskimäärin hieman enemmän luonnontilaisissa kuin poimintahakatuissa metsissä.

Tulokset osoittavat, että poimintahakkuun jälkeen puuston rakenne ei ollut 60 - 100 vuodessa palautunut luonnonmetsän tasolle. Määrämitalla tehdyt harsintahakkuut olivat vähentäneet selvästi suuriläpimittaisen puuston tilavuutta. Tämä näkyi sekä elävän että kuolleen puuston rakenteessa. Elävässä puustossa suuriläpimittaisten runkojen ($d_{1.3}$ > 30 cm) tilavuus oli poimintahakatuissa metsissä keskimäärin 30 % pienempi kuin luonnontilaisissa metsissä, sen sijaan pieniläpimittaista puustoa oli poimintahakatuissa metsiköissä keskimäärin hieman enemmän. Lahopuun tilavuudesta yli 30 cm rinnankorkeusläpimitan puustoa oli luonnontilaisissa met-



■ Kuva 1. Elävän ja kuolleen puun keskimääräinen tilavuus puulajeittain luonnontilaisissa (L) ja poimintahakatuissa (P) metsissä.



■ Kuva 2. Kuolleen puun keskimääräinen tilavuus lahopuulaaduittain luonnontilaisissa ja poimintahakatuissa metsissä. < 30 cm = lahopuu jonka keskiläpimitta < 30 cm, > 30 cm = lahopuu jonka keskiläpimitta > 30 cm. La = lahoaste.

siköissä keskimäärin 45 % enemmän ja yli 40 cm läpimittaista puustoa 67 % enemmän kuin poimintahakatuissa metsissä. Erot olivat lähes yhtä suuret maapuun (56 %) ja pystypuun (50 %) osalta (Kuva 2).

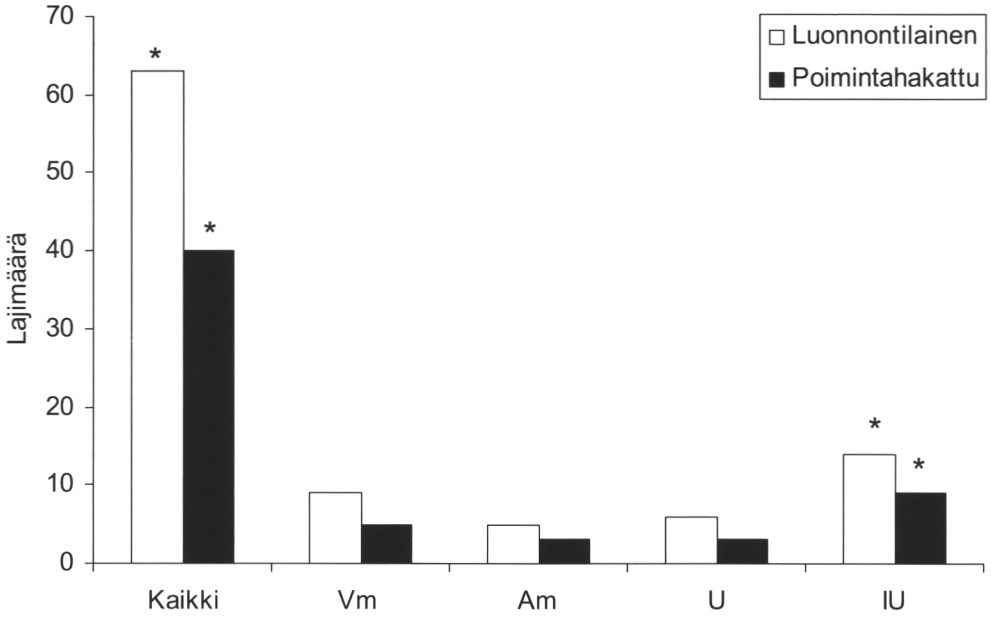
Muutokset lahopuun määrässä ja laadussa näkyivät myös lahoasteittaisessa tarkastelussa. Lahoasteita 1 ja 2, jotka edustavat suhteellisen vasta kuollutta puuta (0 - 30 v.) oli yhteensä kolmanneksen vähemmän poimintahakatuissa metsissä kuin luonnonmetsissä, ja lahoastetta 3 puolet vähemmän (Kuva 2). Myös lahoaste 3 edustanee pääosin lahopuuta, joka on syntynyt poimintahakkuiden jälkeen. Kuusimaapuun täydellinen lahoaminen vaihtelee eteläboreaalisen vyöhykkeen noin 70 vuodesta (Hytteborn & Packham 1987) pohjois-boreaalisen vyöhykkeen noin 200 vuoteen (Hofgaard 1993). Koealojen sijainnin perusteella (pohjois- ja keskiboreaalisten vyöhykkeiden vaihettumisalueella) voidaan olettaa, että kuusimaapuun lahoaminen kestää tutkimusalueella vähintään 100 vuotta, joskin on muistettava, että esim. pienilmasto, lahopuun koko ja asento maahan nähden sekä lahottajalajiston koostumus vaikuttavat lahoamisnopeuteen (ks. esim. Boddy 1982, Maser & Trappe 1984, Renvall 1995). Lahoasteiden 4 ja 5 (läpilaho ja maatuva) maapuut ovat todennäköisimmin kuolleet yli 100 vuotta sitten eli ennen poimintahakkuita.

2.2 Poimintahakkuiden vaikutukset kääpälajistoon

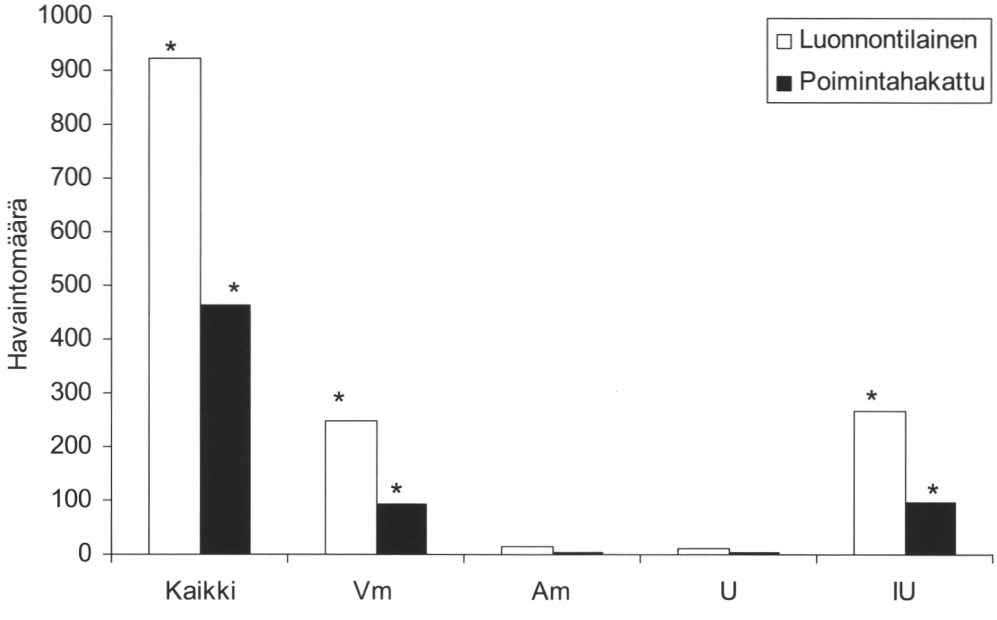
Tulokset osoittavat selkeästi, että 1900-luvun alun suuriläpimittaiseen puustoon kohdistuneet poimintahakkuut vähensivät kääpälajiston monimuotoisuutta. Sekä kääpien laji- että havaintomäärät olivat tilastollisesti merkitsevästi alhaisemmat poimintahakatuissa metsissä luonnontilaisiin metsiköihin verrattuina (Kuvat 3 ja 4). Myös vanhan metsän indikaattorilajien ja uhanalaisten lajien yhteismäärä oli merkitsevästi alhaisempi poimintahakatuissa metsissä (Kuva 3). Merkitsevät erot löytyivät maapuilla elävien lajien määristä, keskivaiheen lahoasteilla havaittujen lajien määristä sekä läpimittaluokasta 20 - 29 cm. Myös suuremmissa läpimittaluokissa luonnonmetsissä oli yhteenlasketussa aineistossa selvästi enemmän lajeja, mutta erot eivät olleet tilastollisesti merkitseviä koealojen välisten suurten vaihteluiden takia. Suuriläpimittaisen lahopuun sekä etenkin keski- ja myöhäisvaiheiden lahoasteiden on todettu olevan erityisen tärkeitä sekä lahottajasienten että lahopuukovakuoriaisten monimuotoisuudelle (Esseen ym. 1992, Bader ym. 1995, Renvall 1995, Lindblad 1998). Häiriöt ja katkokset puun luonnollisessa lahoamisketjussa heijastuvat siten suoraan näiden eliöryhmien monimuotoisuuteen, mikä kävi selvästi ilmi myös tässä tutkimuksessa.

Saadut tulokset tukevat aiempia havaintoja ja tutkimuksia poimintahakkuiden vaikutuksista. Bader ym. (1995) totesivat, että Pohjois-Ruotsin kuusimetsissä sekä kääpien kokonaislajimäärä että uhanalaisten lajien määrä vähenivät poimintahakkuun intensiteetin kasvaessa. Myös tässä tutkimuksessa todettiin merkitsevä negatiivinen korrelaatio hakattujen kantojen määrän ja kääpien kokonaislaji ja -havaintomäärien välillä. Samoin vanhan metsän indikaattorilajien laji- ja havaintomäärät korreloivat negatiivisesti hakkuun intensiteettiin.

Tärkeimmät syyt kääpälajien vähentymiseen poimintahakatuilla alueilla näyttäisivät siis olevan lahopuun laadussa ja määrässä tapahtuneet muutokset. Huomattavaa on, että lahopuun laatu ja määrä eivät 60 - 100 vuoden aikana ehtineet palautua luonnonmet-



■ Kuva 3. Kääpien kokonaislajimäärä (Kaikki) sekä vanhan metsän (Vm) ja aarniometsän (Am) indikaattorilajien ja uhanalaisten (U) lajien lajimäärä luonnontilaisissa ja poimintahakatuissa metsissä. IU = Indikaattori- ja uhanalaisten lajien yhteinen lajimäärä. * = lajimäärät eroavat tilastollisesti tasolla $p < 0.05$.



■ Kuva 4. Kääpien kokonaishavaintomäärä (Kaikki) sekä vanhan metsän (Vm) ja aarniometsän (Am) indikaattorilajien ja uhanalaisten (U) lajien havaintomäärä luonnontilaisissa ja poimintahakatuissa metsissä. IU = Indikaattori- ja uhanalaisten lajien yhteinen havaintomäärä. * = havaintomäärät eroavat tilastollisesti tasolla $p < 0.05$.

sän tasolle. Suuriläpimittaisen lahopuun puuttuminen poimintahakatuista metsistä näkyi kokonaislajimäärän lisäksi myös indikaattori- ja uhanalaisten lajien määrän vähentymisenä luonnonmetsiin verrattuna, joskin sekä indikaattori- että uhanalaislajistoa on näistä metsistä löytynyt enemmän kuin muilla menetelmillä hoidetuista talousmetsistä. Syynä tähän ovat todennäköisimmin seuraavat tekijät:

1) Lahopuuta on jäänyt poimintahakattuihin metsiin enemmän kuin nykyisiin talousmetsiin, joissa mm. sairaiden ja viottuneiden puiden poisto, tuulenkaatojen, kelojen ja hakkuutähteen korjuu sekä maanpinnan käsittely ovat vähentäneet huomattavasti lahopuumääriä.

2) Poimintahakatuilla alueilla pystyyn jätetty puusto on tuottanut lahopuuta jatkuvasti. Tämä on ylläpitänyt ainakin pieniläpimittaisissa rungoissa toimeentulevien lajien populaatioita.

3) Poimintahakkuiden intensiteetti on vaihdellut suuresti, ja vaikeapääsyiset paikat ovat usein jääneet hakkaamatta. Tämä on mahdollistanut sen, että myös järeämpää puustoa on jäänyt joihinkin paikkoihin, mikä on edesauttanut lajiston säilymistä.

4) Metsän peitteellisyys on ainakin jossain määrin säilynyt, mikä on ylläpitänyt monien lajien vaatimaa kosteaa pienilmastoa.

Yksittäisiä indikaattori- ja uhanalaisia lajeja käsitellään tarkemmin seuraavassa kappaleessa.

On huomattava, että tässä saatuja tuloksia ei voida yleistää nykymuotoiseen poimintahakkuuseen (erirakenteisen metsän hakkuu), jossa metsiköihin jää kaikkiin ikä- ja järeysluokkiin kuuluvaa elävää puustoa. Monipuolinen elävä puusto mahdollistaa paremmin diversiteetiltään vaihtelevan lahopuun muodostumisen, ja lahopuulajiston kannalta erirakenteisen metsän hakkuu näyttäisikin olevan nykyisistä hakkuumenetelmistä parhaiten lahopuuta ja sen monimuotoisuutta säilyttävä hakkuutapa (Sippola ym. 1998).

2.3 Käävät luonnon monimuotoisuuden indikaattoreina

Kääpiä käytetään nykyisin varsin yleisesti metsien luontoarvojen indikaattoreina. Tämä perustuu kahteen ominaisuuteen:

1) Suuri osa kääpälajeista on spesialisoitunut tietynlaiselle kasvualustalle. Useimmat elävät vain joko havu- tai lehtipuulla, ja eräät ovat puulajispesifisiä. Lajit ovat erikoistuneet hyödyntämään tietynlaista lahopuuta kuten maa- tai pystypuita, suuri- tai pieniläpimittaisia runkoja tai tiettyä lahoamisen vaihetta. Laji voi olla myös erikoistunut elämään keloutuneella, hiiltyneellä tai tietyn edeltäjälajin lahottamalla puulla (Renvall & Niemelä 1994, Renvall 1995). Lajin esiintymisen metsikössä voidaan tällöin tulkita ilmentävän lähinnä lahoavan puuaineksen laadullista ja määrällistä jatkuvuutta ("lahopuujatkumoa", ks. Karström 1993), eli sitä, että kyseiselle lajille sopivaa lahopuuta on esiintynyt metsikössä riittävällä ajallisella ja tilafrekvenssillä. Tilafrekvenssillä tarkoitetaan tässä sitä, että lahopuun tilajärjestys metsikössä mahdollistaa lajin leviämisen vanhalta kasvualustalta uudelle lahopuun maatuessa.

2) Monet kääpälajit ovat ilmeisen herkkiä metsän pienilmaston muutoksille ja näyttävät vaativan tasaista ja kosteaa pienilmastoa ylläpitääkseen paikallispopulaatioitaan. Olosuhteiden muuttuessa epäedulliseksi tällainen laji voi hävitä, vaikka sille sopivaa lahopuuta näyttäisikin olevan jatkuvasti tarjolla. Nämä lajit kasvavat useimmiten metsiköissä, joissa puuston peitteellisyyden oletetaan säilyneen pitkään kutakuinkin muuttumattomana eli metsä uudistuu lähinnä pienimuotoisen aukkodynamiikan avulla. Useimmiten nämä ovat kuusivaltaisia kosteahkoja metsätyyppejä, jotka eivät ole alttiita metsäpaloille tai laajoille myrskytuhoille. Tällaista ympäristöä vaativien kääpälajien esiintymisestä voidaan ainakin jossain määrin tehdä päätelmiä myös metsän peitteellisyyden jatkuvuudesta.

Indikaattorilajistosta puhuttaessa on siis syytä täsmentää, mitä kyseisen lajin tai lajiryhmän oletetaan indikoivan. Paitsi metsän ja sen rakennepiirteiden jatkuvuudesta, indikaattorilajien avulla voidaan myös pyrkiä saamaan kuvaa kyseisen eliöryhmän lajirunsaudesta, tai kyseisen eliöryhmän uhanalaisten tai harvinaisten lajien runsaudesta metsikkötasolla. Lisäksi lajia tai lajiryhmää voidaan käyttää jonkin toisen lajiryhmän lajirunsauden tai lajikoostumuksen indikaattorina. Seuraavassa käsitellään tarkemmin tässä aineistossa havaittuja indikaattorilajeja. Lopuksi käsitellään lyhyesti mahdollisuuksia käyttää kääpiä eri tason lajirunsauden indikaattoreina.

Kotiranta ja Niemelä (1996) ovat luokitelleet tietyt kääpälajit vanhojen metsien ja aarnioiden indikaattorilajeiksi sen mukaan, kuinka herkkiä ne ovat metsänkäsittelylle. Vanhan metsän lajeiksi he listasivat lajit, joiden esiintyminen painottuu järeäpuustoisiin, tiheisiin havumetsiin, joita ei ole hakattu vuosikymmeniin (lukuun ottamatta mahdollisia vanhoja poimintahakkuita). Aarniolajeiksi listattiin käävät, jotka kasvavat lähes poikkeuksetta vain vanhoissa, käsittelemättömissä havupuuvaltaisissa metsissä.

Tässä tutkimuksessa löydettiin kaikkiaan yhdeksän vanhan kuusimetsän indikaattorilajia ja kuusi aarniolajia (Taulukko 1). Vanhan metsän indikaattoreista viisi löytyi myös poimintahakatuista metsiköistä, ja ne kuuluvat kaikki sukuun *Phellinus* s. lat. Eräät niistä, kuten riukukääpä, kuusenkääpä ja aarnikääpä esiintyivät suhteellisen runsaina, joskin esiintymiä oli poimintahakatuissa metsiköissä huomattavasti vähemmän kuin luonnontilaisissa metsissä. Riukukääpää löytyi kaikilta poimintahakkuualoilta ja kuusenkääpää yhtä lukuun ottamatta kaikilta aloilta. Myös aarnikääpää, jota pidetään suhteellisen vaateliaana vanhojen metsien lajina (Bader ym. 1995, Bredesen ym. 1997) löytyi melko runsaasti poimintahakatuista metsistä.

Riukukääpä, pikireunakääpä ja ruostekääpä kasvoivat käsitellyissä metsissä keskimäärin varsin pieniläpimittaisella lahopuulla. Kuusenkäävän asuttamat rungot olivat keskiläpimittaisia, kun taas aarnikääpä kasvoi suuriläpimittaisissa maapuissa (Taulukko 1). Näyttääkin siltä, että kaikki edellä mainitut *Phellinus*-lajit indikoivat ennen muuta kohtalaisen luonnollista lahoamiskehitystä, jossa näille lajeille sopivan lahopuun jatkuvuus on turvattu. Ne pystyvät kestämään jonkin verran metsän peitteellisyydessä tapahtuvia muutoksia. Tosin aarnikääpä, joka useimmiten kasvaa vanhoissa, sammaloituneissa rungoissa, vaatii ilmeisesti tasaista ja kosteaa pienilmastoa.

Vanhan metsän indikaattorilajit, joita löytyi vain luonnontilaisista kontrollimetsiköistä olivat rusokantokääpä, punahäivekää-

■ Taulukko 1. Indikaattorilajien (Kotiranta & Niemelä 1996) sekä uhanalaisten ja silmälläpidettävien kääpien (Rassi ym. 2001) määrät koealoilla Pohjois -Kainuun luonnontilaisissa (L) ja poimintahakatuissa (P) metsissä. Alkuperäisen artikkelin (Sippola ym. 2001) uhanalaisluokitus noudattaa Kotirannan ja Niemelän (1996) esitystä (suluissa aiempi luokitus mikäli poikkeaa nykyisestä). Va = vaarantunut, Si = silmälläpidettävä, - = indikaattorilaji, joka ei uhanalainen tai silmälläpidettävä.

Laji	Uhan-alaisuus	Havaintoja yhteensä		Frekvenssi koealoilla		Lahopuun keski-läpimitta cm		Lahoasteen moodi	
		L	P	L	P	L	P	L	P
Vanhan metsän indikaattorit									
Fomitopsis rosea Rusokantokääpä	Si (-)	11	0	100	0	42.2	-	3 (3-4)	-
Leptoporus mollis Punahäivekääpä	-	2	0	40	0	14.5	-	2	-
Phellinus ferrugineofuscus Ruostekääpä	Si (-)	8	3	80	20	25.5	12.0	3 (2-4)	2 (2-4)
Phellinus chrysoloma Kuusenkääpä	-	30	16	100	80	25.9	22.6	2 (0-4)	2 (2-4)
Phellinus lundellii Pikireunakääpä	-	11	8	100	60	20.9	13.6	4 (2-4)	2 (2-4)
Phellinus nigrolimitatus Aarnikääpä	-	33	11	100	60	18.5	30.7	3 (3-4)	3 (3-4)
Phellinus viticola Riukukääpä	-	148	56	100	100	14.8	10.5	3 (2-5)	3 (2-4)
Postia lateritia Hentohaprakääpä	Va (Si)	2	0	20	0	12.0	-	3	-
Skeletocutis odora Korpiludekääpä	- (Si)	4	0	80	0	21.3	-	3	-
Aarniolajit									
Amylocystis lapponica Pursukääpä	Va (-)	12	1	100	20	34.7	32.0	3 (2-4)	3
Antrodia albobrunnea Riekonkääpä	Si	1	0	20	0	36.0	-	3	-
Diplomitoporus crustulinus Lohkokääpä	Si (Va)	1	1	20	20	7.0	7.0	2	2
Junghuhnia collabens Punakarakääpä	- (Si)	1	0	20	0	11.0	-	2	-
Skeletocutis lilacina Liilakääpä	Va (Si)	0	1	0	20	-	11.0	-	4
Skeletocutis stellae Välkkyludekääpä	Va (Si)	1	1	20	20	22.0	11.0	3	4
Vanhan metsän indikaattorilajeja/havaintoja		L 9/249		P 5/94					
Aarniolajeja/havaintoja		L 5/16		P 3/3					
Uhanalaisia ja silmälläpidettäviä lajeja/havaintoja		L 8/36		P 4/6					
Indikaattori- ja uhanalaisia lajeja yhteensä		L 14/265		P 9/98					

pä, hentohaprakääpä ja korpiludekääpä (Taulukko 1). Näistä korpiludekääpä on Karströmin ym. (1993) Norrbotteniin tekemässä arvokkaiden luonnonmetsien arviointipyramidissa huipulla, osoittaen vanhaa, lahopuukehitykseltään alkuperäistä tai sitä lähellä olevaa kuusimetsää. Korpiludekäävän käyttökelpoisuutta indikaattorina heikentää kuitenkin sen kohtalaisen vaikea tunnistettavuus. Rusokantokääpä, jota löytyi kaikilta vanhan metsän koealoilta, mutta ei lainkaan poimintahakatuista metsistä, näyttäisi korpiludekäävän tavoin indikoivan paitsi lahopuun luonnollista kehitystä, myös metsän jatkuvaa peitteellisyyttä. Helpomman tunnistettavuutensa ansiosta se näyttääkin soveltuvan korpiludekääpää paremmin lajiksi, joka indikoi arvokkaita vanhoja boreaalisia kuusimetsiä.

Aarniolajeista pursukääpää esiintyi kaikilla luonnontilaisen metsän koealoilla verraten runsaana (Taulukko 1), mutta poimintahakatuista metsistä se löytyi vain kerran. Pursukääpä vaikuttaisikin rusokantokäävän ohella käyttökelpoiselta lajilta, jolla on suuri, ehkäpä rusokantokääpääkin suurempi, indikaattoriarvo pohjoisten kuusimetsien luonnontilaisuuden arvioinnissa. Molempien lajien herkkyys hakkuiden vaikutuksille on todettu myös useissa aiemmissa tutkimuksissa (Bredesen ym. 1997, Lindblad 1998).

Muista aarniolajeista tehtiin vain 1 - 2 havaintoa. Näistä lohkokääpä, liilakääpä ja välkkyludekääpä löytyivät myös poimintahakatuilta koealoilta. Lohkokääpä ja liilakääpä ovat harvinaisuuksia, jotka näyttävät tulevan toimeen pieniläpimittaisellakin lahopuulla. Myös poimintahakkuualalta löytynyt välkkyludekääpä kasvoi pieniläpimittaisessa puussa. Lohkokääpä ja liilakääpä löytyivät suhteellisen lievästi harsitulta koealalta (26 kantoa/ha), joka sijaitsi rannoiltaan soistuneen lammen lähellä, ja on mahdollista, että rantavyöhykkeen kostea pienilmasto on osaltaan ylläpitänyt näille lajeille sopivaa lahoamiskehitystä lähimetsikössä. Lisätietoa lajien pienilmastovaatimuksista ja leviämiskyvystä kuitenkin tarvitaan, jotta niiden elinmahdollisuuksia talousmetsissä voitaisiin paremmin arvioida.

Yksittäisten lajien käyttöä kääpien lajirunsauden indikaattoreina samoin kuin kääpien käyttöä muiden eliöryhmien lajirunsauden indikaattoreina on toistaiseksi tutkittu niukasti. Jonssonin ja Jonsellin (1999) tutkimuksessa tarkasteltavan alueen koko vaikutti eri lajiryhmien lajirunsauksien välisiin korrelaatioihin siten, että pienessä mittakaavassa (0,25 ha) kääpien lajimäärä korreloi sammallajiston lajimäärän kanssa, kun taas suuremmassa mittakaavassa (1 ha) kääpien lajimäärä korreloi putkilokasvien lajimäärän kanssa. Lisäksi kääpien lajirunsaus korreloi 1 ha mittakaavassa sekä kovakuoriaisten kokonaislajimäärän että lahopuukovakuoriaisten määrän kanssa (Jonsson & Jonsell 1999). Näistä korrelaatio putkilokasvien kanssa kuvastanee ennemminkin useiden metsikkötason muuttujien välistä keskinäiskorrelaatiota kuin putkilokasvien ja kääpälajiston lajirikkauksien välistä todellista riippuvuutta. Putkilokasvien lajirunsaus korreloi positiivisesti kasvupaikan tuottavuuden kanssa (Tonteri 1994). Kääpälajiston lajirunsaus korreloi lahopuun määrän ja laadun (lahopuudiversiteetin) kanssa (Sippola & Renvall 1999, Similä ym. 2002). Lahopuun määrä puolestaan riippuu metsän elävän puuston määrästä (Harmon ym. 1986, Sippola ym. 1998). Koska elävän puuston tilavuus ja puulajien määrä ovat rehevillä kasvupaikoilla yleensä suurempia kuin karuilla, ovat myös lahopuumäärät, lahopuun diversiteetti ja sitä kautta kääpien lajirunsaus usein korkeampia rehevillä kasvupaikoilla. Putkilokasvien ja kääpien lajirunsauksien kor-

relaatio johtunee siten siitä, että kyseisessä tutkimuksessa lahopuun määrä ja diversiteetti olivat ilmeisesti suurimmat rehevillä kasvupaikoilla, joissa myös putkilokasvien lajirunsaus oli suurin. Mikäli kasvupaikkojen väliset lahopuumäärät ja lahopuun diversiteetti eivät poikkea toisistaan, ei myöskään kääpien lajirunsaudessa ole välttämättä eroja kasvupaikkojen välillä (ks. Similä ym. 2001, 2002). Lahopuukovakuoriaisten ja kääpien lajimäärien välinen korrelaatio lienee todellinen. Molemmat eliöryhmät käyttävät samaa substraattia, ja lisäksi käävillä elää varsin monimuotoinen kovakuoriaisfauna (Kaila ym. 1994, Økland 1995, Fossli & Andersen 1998, Rukke & Midtgaard 1998, Rukke 2000). Kovakuoriaisten kokonaislajimäärän ja kääpien välinen korrelaatio johtunee siitä, että 50 - 70 % boreaalisen havumetsän kovakuoriaisista on lahopuusta suoraan tai epäsuorasti riippuvaisia lajeja (Stokland 1994, Sippola ym. 2002). Myös kääpälajiston ja sammallajiston lajirunsauksien välillä voi olla todellista yhteisvaihtelua johtuen siitä, että monet sammallajit kasvavat lahopuulla epifyytteinä (Andersson & Hytteborn 1991).

Similän ym. (2002) tutkimuksessa neljän eri lajiryhmän lajirunsauden välisestä yhteisvaihtelusta havaittiin, että kääpien indikaattorilajien lajirunsaus korreloi merkitsevästi metsikön kääpälajiston kokonaislajirunsauden kanssa. Tämä korrelaatio kuitenkin hävisi, kun indikaattorilajit poistettiin kokonaislajirunsaudesta. Vaikuttaakin ilmeiseltä, että indikaattorilajien suuri osuus (25 %) kokonaislajimäärästä vaikutti tulokseen, ja tarvitaan laajempia tutkimuksia selvittämään indikaattorilajien ja muun kääpälajiston lajirunsauden välistä riippuvuutta. Molemmissa edellä mainituissa tutkimuksissa todetaan johtopäätöksenä, että boreaalisessa havumetsässä on vaikea löytää lajeja tai lajiryhmiä, joiden avulla voitaisiin tehdä päätelmiä muiden lajiryhmien lajirunsaudesta, lukuunottamatta lahopuusta riippuvaisia lajiryhmiä (Jonsson & Jonsell 1999, Similä ym. 2002). Kääntäen voidaan todeta, että runsaan ja monipuolisen lahopuun voi suurella todennäköisyydellä olettaa indikoivan monipuolista kääpä-, kovakuoriais- ja epifyyttilajistoa.

Yksittäisten indikaattorilajien soveltuvuutta koko lajiryhmän lajirikkauden arviointiin on tutkittu vähän, ja lähestymistapa voi olla ongelmallinen ottaen huomioon lajien toisistaan poikkeavat elinympäristövaatimukset. Oman tutkimuksemme indikaattorilajeista rusokantokäävän (Spearman $r = 0.897$, $p < 0.001$), pursukäävän ($r = 0.761$, $p < 0.05$) ja riukukäävän ($r = 0.783$, $p < 0.01$) esiintyminen korreloi metsikön kääpälajien kokonaismäärän kanssa. Huomattavasti suurempia tutkimusaineistoja kuitenkin tarvittaisiin selvittämään, voidaanko yksittäisiä indikaattorilajeja käyttää koko lajiryhmän lajirikkauden indikaattoreina.

Yleisten lajien käyttö kääpien lajirunsauden indikaattoreina on vieläkin ongelmallisempaa kuin indikaattori- tai uhanalaisten lajien. Yleisen lajin runsaus ei välttämättä indikoi sellaista lahopuuston monipuolisuutta, joka olisi edellytys monipuoliselle lahottajasieniyhteisölle. On kuitenkin huomattava, että useat yleiset lajit toimivat primaarilahottajina, joiden lahottamassa puussa elää monia muita lajeja, ja siten niiden merkitys ekologisten lokeroiden "avaajina" muille lajeille on huomattava. Kuusimetsän peruslajeista tällaisia lajeja ovat mm. kantokääpä ja kuusenkynsikääpä (Kotiranta & Niemelä 1993). Monilla yleisillä lajeilla elää lisäksi runsas ja monipuolinen hyönteislajisto. Yleisten lajien merkitys onkin siten nähtävä biodiversiteetin kannalta monitahoisena, eikä niitä tulisi väheksyä talousmetsän monimuotoisuuden suojelussa.

3. Toisen hakkuukierron vaikutuksista kääpälajistoon

Intensiivisen metsätalouden seurauksia ovat olleet jatkuva lahopuun väheneminen toistuvissa hakkuukierroissa, toistuvat keskeytymiset joidenkin lahopuulaatujen muodostumisessa sekä joidenkin lahopuutyyppien häviäminen kokonaan. Etelä-Suomen ja Ruotsin talousmetsien lahopuumäärien on todettu vähentyneen jopa yli 90 % luonnonmetsiin verrattuna (Linder & Östlund 1992, Siitonen 1998). Väheneminen on kohdistunut ennen kaikkea järeään lahopuuhun. Siitonen ym. (2000) mittasivat Etelä-Suomen luonnonmetsissä 25 - 35 -kertaisia määriä järeää havu- ja lehtipuuta talousmetsiin verrattuna. Järeän lahopuun muodostuminen talousmetsissä estyy, koska päätehakkuut tehdään yleensä siinä vaiheessa, kun metsikkö olisi iältään tarpeeksi varttunut tuottamaan suuriläpimittaista lahopuuta (Siitonen 1998). Lehtipuita, etenkin haapoja, jotka ylläpitävät monimuotoista hyönteis- ja lahottajasienilajistoa (mm. Seppänen 1970, Esseen ym. 1992, Siitonen & Martikainen 1994, Sippola 2001), hävitettiin 1900-luvulla uudistusaloilta aktiivisesti useiden vuosikymmenien ajan.

Metsänkäsittelyn vaikutukset eivät välttämättä näy heti lajimäärissä tai lajikoostumuksessa. Useimmat käävät ovat pitkäikäisiä organismeja, ja muutokset niiden yhteisörakenteessa tapahtuvat hitaasti. Etenkin Pohjois-Suomessa päätehakkuut on tehty luonnontilaisissa metsissä, jolloin uudistusaloille on jäänyt vanhaa lahopuuta. Tämä ennen hakkuuta syntynyt lahopuu voi ylläpitää monipuolista lahottajasienilajistoa mäntymetsissä vielä vuosikymmeniä hakkuun jälkeen (Sippola & Renvall 1999). Vanhan lahopuun maaduttua paikallispopulaatioita näyttäisi kuitenkin useissa tapauksissa uhkaavan häviäminen, jos uutta lajille sopivaa lahopuuta ei ole ehtinyt tai voinut syntyä metsänkäsittelyn jälkeen (Sippola 2001).

Metsätalouden lajistovaikutusten selvittämiseksi on keskeistä tietää, millaista lahopuuta metsiköihin jää toistuvien hakkuukiertojen aikana, ja kuinka hyvin tämä lahopuu pystyy ylläpitämään lajien monimuotoisuutta. Toistuvien hakkuukiertojen vaikutuksia kääpälajistoon on kuitenkin toistaiseksi tutkittu niukasti. Tässä osahankkeessa selvitetään toisen hakkuukierron vaikutuksia mäntymetsien lahopuulajistoon vertaamalla Lapin vanhimpien viljelymänniköiden lahopuun määrää ja kääpälajistoa luonnontilaisten männiköiden lajistoon. Kyseessä ovat vanhojen metsänkäsittelymenetelmien mukaan hoidetut metsät, joista mahdollisesti syntynyttä lahopuuta on poistettu korjaamalla tuulenkaatoja ja sairaita tai vahingoittuneita puita harvennusten yhteydessä. Tutkimus tehdään Rovaniemen maalaiskunnassa. Kenttätyöt on tehty vuosina 2000 ja 2001, ja tulokset valmistuvat vuoden 2003 aikana. Tulosten perusteella voidaan mahdollisesti myöhemmin vertailla näiden hakkuutapojen vaikutuksia uusien metsänkäsittelyohjeiden mukaisiin hakkuisiin, joissa lahopuuta ja sitä tuottavaa säästöpuustoa jätetään metsiköihin.

Kirjallisuus

Andersson, L. I., & Hytteborn, H. 1991. Bryophytes and decaying wood – a comparison between managed and natural forests. Holarctic Ecology 14: 121–130.

Anon. 1930 - 32. Etelä-Taivalkosken hoitoalue. Yleinen kertomus ja taloussuunnitelma. Metsähallituksen Taivalkosken hoitoalueen arkisto.

Bader, P., Jansson, S. & Jonsson, B.G. 1995. Wood-inhabiting fungi and substratum

decline in selectively logged boreal spruce forests. Biological Conservation 72: 355–362.

Bredesen, B., Haugan, R., Aanderaa, R., Lindblad, I., Økland, B. & Øystein, R. 1997. Wood-inhabiting fungi as indicators of ecological continuity within spruce forests of southeastern Norway. Blyttia 4: 131–140.

Boddy, L. 1982. Microclimate and moisture dynamics of wood decomposing in terestrial ecosystems. Soil Biology and Biochemistry. 15 (2): 149–157.

Esseen, P. A., Ehnström, B., Ericson, L. & Sjöberg, K. 1992. Boreal forests – The focal habitats of Fennoscandia. Julkaisussa: Hansson, L. (toim.). Ecological Principles of Nature Conservation, Elsevier Science Publishers Ltd, London, s. 252–325.

Fossli, T.-E. & Andersen, J. 1998. Host-preference of Cisidae (Coleoptera) on tree-inhabiting fungi in northern Norway. Entomologica Fennica. 9: 65–78.

Harmon, M. E., Franklin, J. F., Swanson, F. J., Sollins, P., Gregory, S.V., Lattin, J.D., Anderson, N.H., Cline, S.P., Aumen, N.G., Sedell, J.R., Leinkaemper, G.W., Cromack, Jr. K. & Cummins, K.W. 1986. Ecology of coarse woody debris in temperate ecosystems. Advances in Ecolgical Research 15: 133–302.

Havas, P. & Kubin, E. 1983. Structure, growth and organic matter content in the vegetation cover of an old spruce forest in Northern Finland. Annales Botanici Fennici 20: 115–149.

Hofgaard, A. 1993. 50 years of change in a Swedish boreal old-growth *Picea abies* forest. Journal of Vegetation Science 4: 773–782.

Hytteborn, H. & Packham, J. R. 1987. Decay rates of *Picea abies* logs and the storm gap theory: A re-examination of Sernander plot III, Fiby urskog, Central Sweden. Arboricultural Journal, Vol. II: 299–311.

Jonsson, B. G. & Jonsell, M. 1999. Exploring potential biodiversity indicators in boreal forests. Biodiversity and Conservation 8: 1417–1433.

Kaila, L., Martikainen, P., Punttila, P. & Yakovlev, E. 1994. Saproxylic beetles (Coleoptera) on dead birch trunks decayed by different polypore species. Annales Zoologici Fennici 31: 97–197.

Karström, M. 1993. Indikatorarter som biologisk inventeringsmetod. Julkaisussa: Gransberg, M., Karström, M., Lindahl, K., Olsson, G. A. & Williamsson, M. Indikatorarter för identifiering av naturskogar i Norrbotten. Naturvårdsverket, Rapport 4276, Solna, s. 19–96.

Kotiranta, H. & Niemelä, T. 1993. Uhanalaiset käävät Suomessa. Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja, Sarja B, No.17. Helsinki. 116 s.

Kotiranta, H. & Niemelä, T. 1996. Uhanalaiset käävät Suomessa. Toinen, uudistettu painos. Ympäristöopas 10. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. 184 s.

Kumpulainen, K., Itkonen, P., Jäkäläniemi, A., Leivo, A., Meriruoko, A. & Tikkanen, E. 1997.Pohjois-Suomen vanhojen metsien inventointimenetelmä. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja, Sarja A No. 72: 1–107.

Lindblad, I. 1998. Wood-inhabiting fungi on fallen logs of Norway spruce: relations to forest management and substrate quality. Nordic Journal of Botany 18: 243–255.

Linder, P. & Östlund, L. 1992. Changes in the boreal forests of Sweden 1870 - 1991. Svensk Botanisk Tidsrkrift. 86: 199–215.

Lindgren, M. 2001. Polypore (Basidiomycetes) species richness and community

structure in natural boreal forests of NW Russian Karelia and adjacent areas in Finland. Acta Botanica Fennica 170: 1–41.

Maser, C. & Trappe, J. M. 1984. The seen and unseen world of the fallen tree. Gen. Tech. Rep. PNW-164. Portland, OR: U. S. Dept. of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Forest and Range Experiment Station. 56 s.

Niemelä, T. 1999. Suomen kääpien määritysopas. 12. uusittu painos. Helsingin yliopiston kasvitieteen monisteita 169. 138 s.

Rassi, P., Alanen, A., Kanerva, T. & Mannerkoski, I. (toim.) 2001. Suomen lajien uhanalaisuus 2000. Ympäristöministeriö ja Suomen ympäristökeskus, Helsinki. 432 s.

Renvall, P. 1991. Maapuiden lahottajasienisukkessio ja lahottajien uhanalaisuus. Luonnon Tutkija 95: 61–63.

Renvall, P. 1995. Community structure and dynamics of wood-rotting Basidiomycetes on decomposing conifer trunks in northern Finland. Karstenia 35: 1–51.

Renvall, P. & Niemelä, T. 1994: Lahoamistavat – sienilajiston monimuotoisuutta kaatuneissa puunrungoissa. Luonnon Tutkija 98: 186–193.

Rukke, B. A. 2000. Effects of habitat fragmentation: increased isolation and reduced habitat size reduces the incidence of dead wood fungi beetles in a fragmented landscape. Ecography 23: 492–502.

Rukke, B. A. & Midtgaard, F. 1998. The importance of scale and spatial variables for the fungivorous beetle *Bolitophagus reticulatus* (Coleoptera, Tenebrionidae) in a fragmented forest landscape. Ecography 21: 561–572.

Seppänen, E. 1970. Suomen suurperhostoukkien ravintokasvit. WSOY, Porvoo. 179 s.

Siitonen, J. 1998. Lahopuun merkitys metsäluonnon monimuotoisuudelle – kirjallisuuskatsaus. Julkaisussa: Annila, E. (toim.). Monimuotoinen metsä. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 705: 131–161.

Siitonen, J. & 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.

Siitonen, J., Martikainen, P., Punttila, P. & Rauch, J. 2000. Coarce woody debris and stand characteristics in mature management and old-growth boreal mesic forests in southern Finland. Forest Ecology and Management 128: 211–225.

Similä, M., Kouki, J., Mönkkönen, M. & Sippola, A-L. 2001. Beetle species richness along the forest productivity gradient in northern Finland. Ecography 25: 42–52.

Similä, M., Kouki, J., Mönkkönen, M., Sippola, A-L. & Huhta, E. 2002. Covariation and indicators of species diversity: Can richness of forest-dwelling species be predicted in boreal forests (manuscript).

Sippola, A-L. 2001. Forest structure and biodiversity in northern boreal forests: Effects of regeneration cutting on flying beetles and wood-decomposing fungi. Arctic Centre Reports 35: 1–62 s. + liitteet.

Sippola, A-L., Lehesvirta, T. & Renvall, P. 2000. Poimintahakkuun vaikutukset tuoreen kankaan kuusikoiden kääpälajistoon Pohjois-Kainuussa. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 779: 15–28.

Sippola, A-L., Lehesvirta, T. & Renvall, P. 2001. Effects of selective logging on coarse woody debris and diversity of wood-decaying polypores in eastern Finland. Ecological Bulletins 49: 243–254.

Sippola, A-L & Renvall, P. 1999. Wood-decomposing fungi and seed-tree cutting: A 40-year perspective. Forest Ecology and Management 15: 183–201.

Sippola, A-L., Siitonen, J. & Kallio, R. 1998. Amount and quality of coarse woody debris in natural and managed coniferous forests near the timberline in Finnish Lapland. Scandinavian Journal of Forest Research 13: 204–214.

Sippola, A-L, Siitonen, J. & Punttila, P. 2002. Beetle diversity in timberline forests: a comparison between old-growth forests and regeneration areas in Finnish Lapland. Annales Zoologici Fennici 39: 69–86.

Stokland, J. 1994. Biological diversity and conservation strategies in Scandinavian boreal forests. Dr. Scient. Thesis, Dept. of Biol., Univ. Oslo. 22 s. + liitteet.

Tonteri, T. 1994. Species richness of boreal understorey forest vegetation in relation to site type and successional factors. Annales Zoologici Fennici 31: 53–60.

Ympäristöministeriö 1996. Valtioneuvoston periaatepäätös vanhojen metsien suojelemisesta. Tiedote. 2 s.

Økland, B. 1995. Insect fauna compared between six polypore species in a southern Norwegian spruce forest. Fauna Norvegica Serie. B 42: 21–26.

Lahopuusto ja säästöpuut metsäsuunnittelussa

Juha Siitonen
Varttunut tutkija
Metsäntutkimuslaitos
Vantaan tutkimuskeskus

1. Johdanto

Hoidetun talousmetsän ja luonnontilaisen metsän ehkä keskeisimmät rakenteelliset erot liittyvät lahopuun määrään ja laatuun (Linder & Östlund 1998, Siitonen ym. 2000a, Siitonen 2001, Uotila ym. 2001). Lahopuun mittaus otettiin mukaan yhtenä uusista monimuotoisuustunnuksista valtakunnan metsien yhdeksänteen inventointiin (VMI9), joka alkoi 1996. Tähän mennessä inventointi kattaa ja tulokset on julkaistu kaikkien eteläisten metsäkeskusten alueelta. Lahopuun keskimääräinen tilavuus metsä- ja kitumaalla oli 2,4 m^3/ha kahdeksan eteläisen metsäkeskuksen alueella niiden pinta-alalla painotettuna keskiarvona (ks. Tonteri & Siitonen 2001). Tämän jälkeen on julkaistu Etelä-Savon sekä Pohjois-Karjalan metsäkeskusten tulokset (Korhonen ym. 2001, Tomppo ym. 2001). Pohjois-Karjalan keskiarvo 4,5 m^3/ha nostaa koko Etelä-Suomen keskiarvon tilavuuteen 2,7 m^3/ha. Kainuussa ja Lapissa lahopuuta on selvästi Etelä-Suomea enemmän.

Luonnontilaisissa metsissä lahopuun tilavuus on keskimäärin noin 60 - 120 m^3/ha etelä- ja keskiboreaalisessa vyöhykkeessä ja pohjoisboreaalisessa vyöhykkeessä hiukan alempi, noin 50 - 80 m^3/ha (Siitonen 2001). Lähellä metsänrajaa ja kitumailla lahopuun määrä laskee edelleen ja on keskimäärin noin 20 m^3/ha (Sippola ym. 1998). Yksittäisten metsiköiden välinen vaihtelu on tätäkin suurempi ja riippuu kasvupaikkatyypistä, pääpuulajista, metsikön häiriöhistoriasta ja sukkessiovaiheesta. Eniten kuollutta puuta on heti metsikön uudistumiseen johtavan voimakkaan häiriön jälkeen (koska valtaosa elävästä puustosta muuttuu kerrallaan kuolleeksi puuksi) ja vähiten sukkession keskivaiheilla keski-ikäisessä metsässä; vanhassa metsässä lahopuun määrä on taas suhteellisen korkea (Siitonen 1998, 2001, Uotila ym. 2001).

Lahopuu on välttämätön elinympäristö suurelle joukolle lahopuusta riippuvaisia lajeja eli saproksyylejä. Yhteensä saproksyylilajeja on laskettu olevan eri eliöryhmissä noin 4000 - 5000 lajia Suomessa eli vähintään viidennes kaikista metsälajeista (Siitonen 1998, 2001). Lajimääräisesti suurimpia ryhmiä ovat puuta lahottavat suursienet, yhteensä noin 1500 lajia, sekä hyönteisissä kovakuoriaiset, kaksisiipiset ja pistiäiset, kussakin lahkossa lähes 1000 saproksyylilajia. Lahopuun väheneminen metsätalouden seurauksena on merkittävä lajien uhanalaistumisen syy. Uuden uhanalaismietinnön (Rassi ym. 2000) mukaan uhanalaisiksi luokitelluista lajeista 564 elää pääasiassa metsissä, ja lahopuun väheneminen on yhtenä uhanalaisuuden syynä 285 lajille eli noin puolelle metsälajeista.

Lahopuun merkitys metsäluonnon monimuotoisuudelle on sinänsä tiedostettu hyvin 1990-luvulta lähtien, ja lahopuun määrää talousmetsissä on pyritty lisäämään. Tämä näkyy sekä metsänhoitosuosituksissa (Korhonen ja Savonmäki 1997, Hyvän metsänhoidon … 2001), metsäsertifiointikriteereissä (Suomen metsäsertifiointi … 1999) että myös käytännön toiminnassa. Lahopuun määrää on pyritty lisäämään säästämällä hakkuissa paikalla olevaa lahopuustoa ja eläviä säästöpuita, joiden on tarkoitus aikanaan kuollessaan tuottaa metsikköön uutta järeäläpimittaista lahopuuta. Lisäksi metsälain perusteella ja vapaaehtoisesti säästettävät erityisen tärkeät elinympäristöt tulevat kehittymään pääosin luontaisen sukkession kautta, jolloin niihin kertyy lahopuuta nykymääriä enemmän. Suojelualueiden metsien ennallistamisella – polttamisella ja lahopuun keinotekoisella luomisella mm. puita kaulaamalla ja kaatamalla – voidaan lisätä lahopuun määrää suojelualueilla.

Kaikki edellä luetellut keinot ovat epäilemättä oikeansuuntaisia, mutta niiden mitoi-

tuksesta, kohdentamisesta ja riittävyydestä on esitetty hyvin erilaisia käsityksiä. Lisäksi metsäsuunnittelussa tavoitteeksi asetettava lahopuun määrä ei määräydy pelkästään ekologisin perustein, vaan kysymyksessä on kompromissi, johon vaikuttavat monet erisuuntaiset tavoitteet. Tällöin keskeisiä kysymyksiä ovat mm.: Ovatko nykykäytännön mukaan säästettävät lahopuuston ja elävien säästöpuiden määrät riittäviä niistä riippuvaisen lajiston kannalta? Elleivät ole, kuinka paljon säästö- ja lahopuustoa sitten pitäisi olla? Kun tietty panostus monimuotoisuuden ylläpitämiseksi on hyväksytty, onko tämä panos järkevää jakaa tasaisesti vai keskittää tietyille kuvioille ja alueille? Jos lahopuun määrää talousmetsissä pyritään lisäämään, mitkä ovat eri vaihtoehtojen vaikutukset puuntuotantoon ja metsien muuhun käyttöön? Tähän katsaukseen on koottu uusia ekologisia tutkimustuloksia lahopuun ja säästöpuiden merkityksestä talousmetsien luonnonhoidossa.

2. Lajimäärän riippuvuus metsikön lahopuun määrästä

Lahopuusta riippuvaisten lajien määrä metsikössä kasvaa lahopuun määrän kasvaessa – tämä sinänsä itsestään selvä mutta silti tärkeä riippuvuussuhde on havaittu ja osoitettu lukuisissa eri tutkimuksissa useilla eri saproksyyliryhmillä (esim. Bader ym. 1995, Økland 1996, Økland ym. 1996, Sippola ym. 2002, Similä ym. 2002a).

Periaatteessa saproksyylien lajimäärän metsikkötasolla voidaan olettaa riippuvan kolmesta eri tekijästä: lahopuun diversiteetistä, määrästä sekä jatkuvuudesta (Siitonen 2001). Lahopuun diversiteetti kuvaa sitä, kuinka paljon eri tyyppisiä lahopuulaatuja (eri puulajeja, lahoasteita, pystypuita, pökkelöitä ja maapuita jne.) metsikössä on. Mitä useammanlaisia lahopuita metsikössä on, sitä useammille elintavoiltaan erilaisille saproksyylilajeille löytyy metsiköstä sopiva pienelinympäristö. Toisaalta myös tietynlaisen lahopuun määrä, ts. sopiven isäntäpuiden paikallinen tiheys, voi olla ratkaisevaa monien lajien esiintymiselle. Jos sopivia isäntäpuita on runsaasti, lajin paikalliskanta on suurempi ja paikallinen häviämisriski pienempi kuin metsikössä, jossa sopivia isäntäpuita on vähän. Lahopuun ajallis-paikallinen jatkuvuus voi myös vaikuttaa saproksyylien lajimäärään metsikössä. Koska kunkin lajin asuttamat isäntäpuut käyvät väistämättä sopimattomiksi lahoamisen edetessä, saproksyylilajin täytyy pystyä asuttamaan uusia sopivia isäntäpuita (joita syntyy esim. tuulenkaatojen seurauksena) samalla keskimääräisellä nopeudella kuin millä laji häviää vanhoista isäntäpuista – muussa tapauksessa paikallispopulaatio häviää (ks. Söderström & Jonsson 1992, Rukke 2000).

Käytännössä lahopuun määrän, laadun ja jatkuvuuden erillisten vaikutusten selvittäminen on hankalaa, sillä tekijät ovat keskenään vahvasti korreloituneita. Metsissä, joissa lahopuuta on paljon, lahopuusto on yleensä myös vaihtelevaa ja jatkuvuus on parempi kuin niukkalahopuustoisissa metsissä. Metsikön lahopuun diversiteetti selittää saproksyylien kokonaislajimäärää todennäköisesti aina jonkin verran paremmin kuin pelkkä lahopuun tilavuus (Similä ym. 2002a, Penttilä ym. 2002). Tästä syystä lahopuun diversiteetti (jonka laskemiseen on useita vaihtoehtoja, ks. esim. Siitonen ym. 2000a) voisi olla joihinkin metsäsuunnittelun tarpeisiin käyttökelpoisempi tunnus kuin tilavuus. Uhanalaisten lajien esiintymisen ja lajimäärän selittämisessä myös lahopuun jatkuvuudella (jota voidaan mitata mm. maapuiden lahoastejakaumien tai yhdistetyn läpimitta- ja lahoastejakauman

avulla; Siitonen & Saaristo 2000, Stokland 2001) ja metsikön käsittelyhistorialla (joka todennäköisesti on vaikuttanut lahopuun jatkuvuuteen; Sippola ym. 2001, Jonsell & Nordlander 2002) on osoitettu olevan merkitystä

Riippuvuussuhde lahopuun määrän ja lajimäärän välillä näyttää olevan muodoltaan logaritminen silloin, kun tarkasteltava vaihteluväli lahopuun määrässä on riittävän suuri (Siitonen ym. 1995, Martikainen ym. 2000a). Lajimäärä kasvaa lahopuun määrän kasvaessa aluksi nopeasti ja sitten hidastuen. Eteläsuomalaisissa vanhoissa kuusikoissa lahopuun määrän lisääntyminen esim. tilavuudesta 3 m^3/ha tilavuuteen 13 m^3/ha lisäsi metsikön saproksyylikovakuoriaisten lajimäärää noin 50 %, mutta saman suuruinen lisäys tilavuuteen 23 m^3/ha lisäsi lajimäärää edelleen vain noin 10 - 20 % (Martikainen ym. 2000a). Riippuvuussuhteen muoto on ymmärrettävä ja selittyy todennäköisesti pääosin lahopuun diversiteetillä eli sillä, että erilaisten lahopuuelinympäristöjen määrä lisääntyy, kun lahopuun tilavuus kasvaa. Jos lahopuuta on vähän, pienikin lisäys tuo metsikköön sieltä puuttuvia lahopuulaatuja ja niiden mukana uutta lajistoa. Jos lahopuuta jo lähtötilanteessa on paljon, suuri osa erilaisista lahopuulaaduista ja niillä elävästä lajistosta esiintyy jo metsikössä, ja lahopuun määrän lisäys edelleen tuo mukanaan vähemmän uusia lajeja.

Uusien tutkimustulosten mukaan näyttää siltä, että eteläsuomalaisissa vanhoissa metsissä uhanalaisia lajeja alkaa esiintyä kuitenkin vasta sellaisissa metsiköissä, joissa lahopuun tilavuus on vähintään noin 20 m^3/ha (Punttila ym. 1999, Siitonen ym. 2001, Penttilä ym. 2002). Kyseessä voi olla metsikön laatuun liittyvä nk. kynnysarvo, joka liittyy sopivien isäntäpuiden tiheyteen ja ajallis-paikalliseen jatkuvuuteen. Jos vaateliaille lajeille sopivia isäntäpuita on liian harvassa, ts. isäntäpuiden keskimääräinen etäisyys toisistaan on suuri suhteessa lajien leviämiskykyyn, lajit häviävät pitkällä aikavälillä metsikkötasolla tai jopa alueellisella tasolla (Siitonen ym. 2000b, Punttila ym. 2001).

3. Hakkuuaukeiden säästöpökkelöillä esiintyvä lajisto

Talousmetsien luonnonhoidon toteutumisen seurantaa varten on luotu seurantajärjestelmä sekä yksityisten ja yhtiöiden maille (Kotiharju & Niemelä 2000) että valtionmaille (Rissanen 1999). Kunakin vuonna hakkuuilmoitusten perustella hakattavaksi tulevista kohteista tietty osuus arvotaan tarkistusta varten. Hakkuukohteilta selvitetään mm. erityisen tärkeiden elinympäristöjen esiintyminen ja niiden säilyminen sekä elävän ja kuolleen, järeän säästöpuuston määrä. Seurantatulosten mukaan elävää ja kuollutta säästöpuustoa on viime vuosina jätetty uudistusaloille yksityisten ja yhtiöiden mailla keskimäärin noin 3,5 m^3/ha ja valtionmailla 6 m^3/ha. Kun mukaan lasketaan hakkuualueisiin rajautuvien arvokkaiden luontokohteiden jätetty puusto, on säästöpuuston kokonaismäärä nykyisin yksityisten ja yhtiöiden mailla noin 6 - 7 m^3/ha ja valtion mailla noin 11 - 12 m^3/ha laskettuna uudistusalan hehtaaria kohti (Hänninen 2001).

Hakkuuaukeiden elävillä ja kuolleilla säästöpuilla sekä pökkelöillä ja maapuilla esiintyvää lajistoa on selvitetty Pohjoismaissa useissa tutkimuksissa viime vuosina (Ahnlund & Lindhe 1992, Kaila ym. 1997, Martikainen ym. 2000b, Martikainen 2001, Sverdrup-Thygeson & Imms 2002). Tutkimusten tulokset ja johtopäätökset ovat olleet varsin yhdenmukaisia, ja ne voidaan tiivistää seuraavasti: Hakkuuaukeille jätetyissä kuolleissa puissa on yhtä paljon tai enemmän lajeja

kuin metsän sisällä olevissa samankaltaissa puissa. Lisäksi hakkuuaukeilla esiintyy yleensä enemmän uhanalaisia ja harvinaisia lajeja kuin sulkeutuneessa metsässä (ks. myös Similä ym. 2002b). Suurin osa lahopuulajistosta esiintyy sopivilla isäntäpuilla metsän sulkeutuneisuudesta riippumatta. Osa lajistosta suosii joko aukeita tai varjoisia ympäristöjä. Avoimia ympäristöjä suosivat lajit ovat luonnonmetsissä eläneet metsäpaloalueilla, myrskytuhoalueilla sekä muiden luontaisten häiriöiden seurauksena syntyneissä metsissä.

Tulokset eivät ole sinänsä yllättäviä, jos tarkastellaan tarkemmin erityisesti uhanalaisten saproksyylilajien elinympäristövaatimuksia. Ruotsalaisessa tutkimuksessa käytiin läpi kaikkien Ruotsissa uhanalaiseksi luokiteltujen lahopuusta riippuvaisten selkärangattomien lajien elinympäristövaatimukset (Jonsell ym. 1998). Yhteensä lajeja oli 542. Lajeista 59 % joko suosii avoimia ympäristöjä tai ei ole metsän sulkeutuneisuudesta riippuvaisia.

4. Johtopäätöksiä ja suosituksia

Sekä käytettävissä olevien tutkimustulosten ja empiiristen havaintojen että teoreettisten mallien (Hanski 2000) perusteella säästöpuuston keskittäminen kannattaa kaikissa mittakaavoissa: 1) ryhmiksi yksittäisellä uudistusalalla, 2) säästöpuuryhmät lähekkäisillä kuvioilla lähelle toisiaan ja mahdollisuuksien mukaan avainbiotooppien läheisyyteen sekä 3) laajemmilla suunnittelualueilla panostus suojelualueiden tai muuten lajistoltaan hyviksi tiedettyjen tai oletettujen alueiden läheisyyteen, jotka voivat toimia vaateliaan lajiston lähdealueina.

Keskittäminen yksittäisellä uudistusalalla on perusteltua sekä taloudellisista että ekologisista syistä. Säästöpuuryhmä haittaa uudistumista ja taimikon kasvua vähemmän kuin sama määrä säästöpuita hajallaan; lisäksi ryhmät voidaan keskittää uudistusalalla vaikeammin uudistettaviin ja tuottokyvyltään mahdollisesti keskimääräistä huonompiin kohtiin, kuten kosteisiin painanteisiin, lohkareikkoihin jne. Toisin kuin yksittäispuut, säästöpuuryhmä voi tarjota ekologisesti vaihtelevia olosuhteita, esim. sekä paahteisia että varjoisia pienelinympäristöjä etelä- ja pohjoisreunoissaan ja sisäosissaan.

Avainbiotoopit ovat maaperätekijöiltään ja topografialtaan poikkeuksellisia kohteita, ja lakikohteet poikkeavat tavanomaisista talousmetsistä myös käsittelyhistorialtaan. Monissa avainbiotoopeissa lahopuun määrä on keskimääräistä korkeampi ja jatkuvuus parempi, joten tällaisissa kohteissa saattaa esiintyä harvinaisia ja taantuneita saproksyylilajeja mahdollisesti jäännepopulaatioina. Avainbiotooppien läheisyydessa säästöpuuryhmät voivat laajentaa avainbiotooppien pinta-alaa ja vähentää reunavaikutusta ja parantaa siten lahopuulajiston säilymismahdollisuuksia. Avainbiotooppien merkityksestä lahopuulajistolle on tosin toistaiseksi hyvin vähän tutkimustietoa – lisätiedon tarve on ilmeinen.

Keskittämällä säästöpuusto suojelualueiden läheisyyteen voidaan kasvattaa suojelualueen efektiivistä pinta-alaa, parantaa suojelualueiden välisiä yhteyksiä sekä luoda häiriöistä riippuvaiselle vaateliaalle ja uhanalaiselle lajistolle sopivia elinympäristöjä. Tärkeä argumentti on myös se, että mikäli lajiston monimuotoisuuden ylläpitoon suunnattava panostus jaetaan tasan kaikille kuvioille, mm. lahopuun määrä ei mahdollisesti missään ole riittävä ylittääkseen uhanalaisten lajien vaatimia kynnysarvoja. Jos tietty säästöpuuston keskimääräinen määrä on asetettu tavoitteeksi tietyllä suunnittelualueella, tällöin tasaista säästöpuuston määrää parempi vaihtoehto on alueellinen keskittäminen.

Tähänastiset tutkimukset hakkuuaukeille jätetyillä kuolleilla puilla esiintyvästä lajistosta on tehty alueilla ja metsiköissä, jotka lajiston kannalta ovat keskimääräistä parempia, ja joissa säästetyn puuston määrä on ollut huomattavasti nykykäytäntöä korkeampi. Tuloksia ei siten välttämättä voi yleistää keskimääräiselle uudistusalalle. Joka tapauksessa tulokset osoittavat, että mikäli säästöpuustoa jätetään riittävän paljon, ja mikäli alueella on jäljellä uhanalaisia häiriömetsien lajeja, nämä voivat esiintyä myös hakkuuaukeilla. Tutkimustietoa tarvittaisiin lisää erityisesti siitä, miten erilaiset säästöpuuston määrät vaikuttavat lajistoon, ja miten säästöpuilla esiintyvä lajisto vaihtelee alueellisesti. Samoin pitkän aikavälin seurantaa säästöpuista, niiden säilymisestä uudistamisvaiheen jälkeen, kuolleisuudesta ja vanhoille säästöpuille ajan mittaan ilmaantuvasta lajistosta ei ole vielä ehditty tehdä. Näinollen ei tarkasti tiedetä, mikä säästöpuiden merkitys on taimikoiden, kasvatusmetsien sekä aikanaan vanhojen talousmetsien lajiston monipuolistajana.

Kirjallisuus

Ahnlund, H. & Lindhe, A. 1992. Hotade vedinsekter i barrskogslandskapet – några synpunkter utifrån studier av sörmländska brandfält, hällmarker och hyggen. Entomologisk Tidskrift 113: 13–23.

Bader, P., Jansson, S. & Jonsson, B.G. 1995. Wood-inhabiting fungi and substratum decline in selectively logged boreal spruce forests. Biological Conservation 72: 355–362.

Hanski, I. 2000. Extinction debt and species credit in boreal forests: modelling the consequences of different approaches to biodiversity conservation. Annales Zoologici Fennici 37: 271–280.

Hyvän metsänhoidon suositukset 2001. Metsätalouden kehittämiskeskus Tapio, Helsinki. 95 s.

Hänninen, H. 2001. Luontokohteet ja säästöpuusto talousmetsien hakkuissa – seurantatulokset vuosilta 1996 - 99. Julkaisussa: Siitonen, J. (toim.). Monimuotoinen metsä. Metsäluonnon monimuotoisuuden tutkimusohjelman loppuraportti. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 812: 25–53.

Jonsell, M., Weslien, J. & Ehnström, B. 1998. Substrate requirements of red-listed saproxylic invertebrates in Sweden. Biodiversity and Conservation 7: 749–764.

Jonsell, M. Nordlander, G. 2002. Insects in polypro fungi as indicator species: a comparison between forest sites differing in amount and continuity of dead wood. Forest Ecology and Management 157: 101–118.

Kaila, L., Martikainen, P. & Punttila, P. 1997. Dead trees left in clear-cuts benefit saproxylic Coleoptera adapted to natural disturbances in boreal forest. Biodiversity and Conservation 6: 1–18.

Korhonen, K.-M. & Savonmäki, S. 1997. Metsätalouden ympäristöopas. Metsähallitus, Helsinki. 130 s.

Korhonen, K.T., Tomppo, E., Henttonen, H., Ihalainen, A., Tonteri, T. & Tuomainen, T. 2001. Pohjois-Karjalan metsäkeskuksen alueen metsävarat 1966 - 2000. Metsätieteen aikakauskirja 3B/2001: 495–576

Kotiharju, S. & Niemelä, H. 2000. Talousmetsien luonnonhoidon laadun arviointi. Metsätalouden kehittämiskeskus Tapio, Porvoo, 19 s.

Linder, P. & Östlund, L. 1998. Structural changes in three mid-boreal Swedish forest landscapes, 1885 - 1996. Biological Conservation 85: 9–19.

Martikainen, P. 2001. Conservation of threatened saproxylic beetles: significance of

retained aspen *Populus tremula* on clear-cut areas. Ecological Bulletins 49: 205–218.

Martikainen, P., Siitonen, J., Punttila, P., Kaila, L. & Rauh, J. 2000a. Species richness of Coleoptera in mature managed and old-growth boreal forests in southern Finland. Biological Conservation 94: 199–209.

Martikainen, P., Penttilä, R., Kotiranta, H. & Miettinen, O. 2000b. New records of *Funalia trogii*, *Perenniporia tenuis* and *Polyporus pseudobetulinus* from Finland, with notes on their habitat requirements and conservation implications. Karstenia 40: 79–92.

Penttilä, R., Siitonen, J. & Kuusinen, M. 2002. Polypore diversity in mature managed and old-growth boreal mesic forests in southern Finland. (tarjottu Biological Conservation -sarjaan).

Punttila, P., Siitonen, J. & Lindström, P. 1999. Effects of local host-tree density on saproxylic beetles occurring on fallen *Picea abies* trunks in southern Finland. Habitat loss: ecological, evolutionary and genetic consequences. Helsinki, 7 - 12 September 1999. Abstracts s 35. Department of Ecology and Systematics, University of Helsinki.

Punttila, P., Siitonen, J., Lindström, P. & Sallinen, M. 2001. Extinction of saproxylic beetles in protected old-growth forests: surrounding landscape matters. Publications of the North Karelia Regional Environment Centre 25: 29.

Rassi, P., Alanen, A., Kanerva, T. & Mannerkoski, I. (toim.) 2001. Suomen lajien uhanalaisuus 2000. Ympäristöministeriö, Helsinki.

Rissanen, K., 1999. Luonnonhoidon seuranta Metsähallituksessa 1994 - 1998. Metsähallituksen metsätalouden julkaisuja 23/ 1999, 43 s.

Rukke, B.A. 2000. Effects of habitat fragmentation: increased isolation and reduced habitat size reduces the incidence of dead wood fungi beetles in a fragmented forest landscape. Ecography 23: 492–502.

Siitonen, J. 1998. Lahopuun merkitys metsäluonnon monimuotoisuudelle – kirjallisuuskatsaus. Julkaisussa: Annila, E. (toim.). Monimuotoinen metsä. Metsäluonnon monimuotoisuuden tutkimusohjelman väliraportti. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 705: 131–161.

Siitonen, J. 2001. Forest management, coarse woody debris and saproxylic organisms: Fennoscandian boreal forests as an example. Ecological Bulletins 49: 11–41.

Siitonen, J. & Saaristo, L. 2000. Habitat requirements of a threatened boreal old-growth species, *Pytho kolwensis* Sahlberg (Coleoptera, Pythidae), in Finland. Biological Conservation 94: 211–220.

Siitonen, J., Martikainen, P., Kaila, L., Nikula, A. & Punttila, P. 1995. Kovakuoriaislajiston monimuotoisuus eri tavoin käsitellyillä metsäalueilla Suomessa ja Karjalan tasavallasa. Julkaisussa: Hannelius, S. & Niemelä, P. (toim.). Monimuotoisuus metsien hoidossa. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 564: 43–63.

Siitonen, J., Martikainen, P., Punttila, P. & Rauh, J. 2000a. Coarse woody debris and stand characteristics in mature managed and old-growth mesic boreal forests in southern Finland. Forest Ecology and Management 128: 211–225.

Siitonen, J., Punttila, P. & Koskela, M. 2000b. Tree mortality in natural and managed pine forests: effects of host-tree density on saproxylic beetle assemblages on dead pines. Julkaisussa: Karjalainen, L. & Kuuluvainen, T. (toim.). Disturbance dynamics in boreal forests. Restoration and manage-

ment of biodiversity. Kuhmo, Finland, August 21 - 25, 2000. Abstracts. s. 48.

Siitonen, J., Kaila, L., Kuusinen, M., Martikainen, P., Penttilä, R., Punttila, P. & Rauh, J. 2001. Vanhojen talousmetsien ja luonnonmetsien rakenteen ja lajiston erot Etelä-Suomessa. Julkaisussa: Siitonen, J. (toim.). Monimuotoinen metsä. Metsäluonnon monimuotoisuuden tutkimusohjelman loppuraportti. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 812: 25–53.

Similä, M., Kouki, J. & Martikainen, P. 2002a. Saproxylic beetles in managed and seminatural Scots pine forests: quality of dead wood matters. Forest Ecology and Management (painossa).

Similä, M., Kouki, J., Martikainen, P. & Uotila, A. 2002b. Conservation of beetles in boreal pine forests: the effects of forest age and naturalness on species assemblages. Biological Conservation 106: 19–27.

Sippola, A.–L., Siitonen, J. & Kallio, R. 1998. Amount and quality of coarse woody debris in natural and managed coniferous forests near the timberline in Finnish Lappland. Scandinavian Journal of Forest Research 13: 204–214.

Sippola, A.-L., Lehesvirta, T. & Renvall P. 2001. Effects of selective logging on coarse woody debris and diversity of wood-decaying polypores in eastern Finland. Ecological Bulletins 49: 243–254.

Sippola, A.-L., Siitonen, J. & Punttila, P. 2002. Beetle diversity in timberline forests: a comparison between old-growth and regeneration areas in Finnish Lapland. Annales Zoologici Fennici 39: 69–86.

Stokland, J. 2001. The coarse woody debris profile: an archive of the recent forest history and an important biodiversity indicator. Ecological Bulletins 49: 71–83.

Suomen metsäsertifiointijärjestelmän standardiluonnokset 1999. Metsäsertifioinnin valmiusprojekti. Suomen metsäsertifiointi ry, Helsinki. 103 s.

Sverdrup-Thygeson, A. & Ims, R.A. 2002. The effect of forest clearcutting in Norway on the community of saproxylic beetles on aspen. Biological Conservation 106: 347–357.

Söderström, L. & Jonsson, B.G. 1992. Naturskogarnas fragmentering och mossor på temporära substrat. Svensk Botanisk Tidskrift 86: 185–198.

Tomppo, E., Henttonen, H., Ihalainen, A., Tonteri, T. & Tuomainen, T. 2001. Eteläsavon metsäkeskuksen alueen metsävarat 1966 - 2000. Metsätieteen aikakauskirja 2B/2001: 309–388.

Tonteri, T. & Siitonen, J. 2001. Lahopuu talousmetsissä valtakunnan metsien 9. inventoinnin tulosten mukaan – vertailu luonnonmetsiin. Julkaisussa: Siitonen, J. (toim.). Monimuotoinen metsä. Metsäluonnon monimuotoisuuden tutkimusohjelman loppuraportti. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 812: 25–53.

Uotila, A., Maltamo, M., Uuttera, J. & Isomäki, A. 2001. Stand structure in seminatural and managed forests in Finland and Russian Karelia. Ecological Bulletins 49: 149–158.

Økland, B. 1996. Unlogged forests: important sites for preserving the diversity of mycetophilids (Diptera: Sciaroidea). Biological Conservation 76: 297–310.

Økland, B., Bakke, A., Hågvar, S. & Kvamme, T. 1996. What factors influence the diversity of saproxylic beetles? A multiscaled study from a spruce forest in southern Norway. Biodiversity and Conservation 5: 75–100.

Onko metsien pirstoutuminen vakava uhka Pohjois-Suomen metsälinnustolle?

Jukka Jokimäki
Erikoistutkija
Lapin yliopisto
Arktinen keskus

1. Johdanto

Alue-ekologisessa suunnittelussa luonnonsuojelubiologian, maisema- ja perusekologian tuottama tutkimustieto on tärkeää oikeita suunnitteluratkaisuja valittaessa. Alue-ekologista metsäsuunnittelua alettiin soveltamaan aktiivisesti Suomenkin metsiin 1990-luvun puolivälissä. Tuolloin alue-ekologiseen suunnitteluun liittyi kuitenkin vielä monia teoreettisia, teknisiä ja käytännön ongelmia. Erääksi keskeisimmäksi ongelmaksi nähtiin ekologisen perustietämyksen vajavaisuus pohjoisilta metsäalueilta (Jokimäki & Huhta 1998). Aikaisemmat alue-ekologiset työt oli tehty pääasiassa voimakkaasti pirstoutuneilla maatalousvaltaisilla alueilla. Näiden töiden tuottamien sovellusten sopivuus Pohjois-Suomen metsäsuunnittelun perustaksi kyseenalaistettiin (Jokimäki & Huhta 1998, 2000a,b). Viime vuosina alue-ekologinen tutkimus on ollut varsin suosittu tutkimusaihe niin Suomessa kuin muuallakin maailmassa. Onko uusi tutkimus tuonut uutta tietoa alue-ekologisen metsäsuunnittelun tueksi? Esittelen tässä kirjoituksessa lyhyesti keskeisimpiä alue-ekologisia ilmiöitä, joilla voi olla merkitystä pohjoisten metsälintujen esiintymiseen ja pesimämenestykseen. Olen pyrkinyt käymään läpi tätä kirjoitusta varten mahdollisimman kattavasti viimeaikaisen lintuja ja metsien pirstoutumista käsittelevän kirjallisuuden. Lisäksi olen liittänyt artikkeliin mukaan myös joitakin tutkimusryhmämme alustavia tutkimustuloksia Pohjois-Suomen alue-ekologisista lintututkimuksista. Toivon katsaukseni osaltaan tuovan vastauksia siihen, minkälaisia vaikutuksia metsätalouden aiheuttamalla pirstoutumisella on pohjoisten havumetsien linnustoon? Perehtymällä artikkelini kirjallisuusluettelossa mainittuihin julkaisuihin, voi jokainen metsäsuunnittelun ammattilainen etsiä syvällisempää tutkimustietoa metsätalouden pirstoutumisen aiheuttamista linnustomuutoksista.

2. Pirstoutumisen käsite ja reunavaikutus

Viime vuosikymmeninä saadut tutkimustulokset ovat osoittaneet, että elinympäristöjen pirstoutuminen on yksi tärkeimmistä luonnon monimuotoisuutta uhkaavista tekijöistä. On tärkeää erottaa pirstoutumisen käsite pelkästä elinympäristön kokonaispinta-alan vähenemisestä. Pirstoutumisella tarkoitetaan prosessia, jossa lajin elinympäristöksi sopivien yksittäisten laikkujen pinta-ala pienenee, reuna-alueiden määrä kasvaa ja lajille sopivien elinympäristölaikkujen välinen etäisyys kasvaa. Jos eliölle sopivaa habitaattia on jäljellä paljon, vaihtelee eliölajin runsaus samassa suhteessa kuin lajille soveliaan elinympäristön määrä alueella. Yleensä pirstoutumisen negatiiviset vaikutukset alkavat näkyä vasta sen jälkeen kun lajille sopivaa elinympäristöä on jäljellä vain vähän, alle 30 %. Suomessa on todettu useiden vanhojen metsien lintulajien, kuten lapintiaisen ja kuukkelin, määrän pienentyneen enemmän kuin vanhan metsän pinta-ala on vähentynyt (Väisänen ym. 1998). Tämä viittaa siihen, että näiden lajien vähenemiseen liittyy vanhojen metsien kokonaispinta-alan vähenemisen lisäksi metsien pirstoutumiseen liittyviä haittatekijöitä.

Yllämainitun 30 prosentin raja-arvo ei tosin ole sovellettavissa sellaisenaan kaikille lajeille tai alueille. Raja-arvon suuruus on riippuvaista sekä tutkitusta lajista että myös maiseman yleisestä koostumuksesta ja rakenteesta (Villard ym. 1999, With & King 2001). Näin ollen yhtä ainoata raja-arvoa voida esittää. Alue-ekologisia suunnitteluratkaisuja etsittäessä olisikin raja-arvon soveltuvuutta

suunnittelualueelle olisi tarkasteltava aina aluekohtaisesti ja yhtäaikaisesti mahdollisimman monien lajien osalta.

Yksi eniten tutkituista elinympäristöjen pirstoutumiseen liittyvistä tutkimusteemoista on ollut ns. reunavaikutuksen tutkiminen. Reuna-alueella tarkoitetaan kahden erityyppisen elinympäristön rajapintaa, esimerkiksi metsän ja avohakkuun vaihettumisvyöhykettä. Vaihettumisvyöhykkeen leveyteen vaikuttavat useat tekijät, esimerkiksi avohakkuualan pinta-ala. Reunavaikutuksen on arvioitu ulottuvan metsän sisäosiin päin noin kolme kertaa reunapuiden latvuskorkeuden verran. Eli jos reunassa olevat puut ovat 20 metrin korkuisia, ulottuu reunavaikutus noin 60 metrin etäisyydelle metsän sisäosaan päin. Käytännössä tämä tarkoittaa sitä, että tarkasteltaessa jotakin ilmiöitä, esimerkiksi lämpötilan muutosta metsän reunaosasta metsän sisäosiin, muuttuu lämpötila gradientin omaisesti metsän reunasta aina 60 metriin saakka. Mentäessä syvemmällä metsän sisäosiin lämpötila olot eivät enää muutu. Pienet metsäsaarekkeet ovat käytännössä kokonaan reuna-aluetta. Esseenin (1994) mukaan alle viiden hehtaarin boreaalimetsän saarekkeista puuttuivat kokonaan metsän sisäosat. Samanaikaisesti reuna-alueiden runsastuessa, vähenee reunavaikutuksesta vapaan alueen määrä.

Kahden erilaisen elinympäristön väliset vaihettumisvyöhykkeet ovat yleensä lajirikkaita, sillä tällä alueella voi esiintyä molempien elinympäristön lajien lisäksi myös varsinaisia reunavyöhykkeen lajeja. Metsätalouden piirissä olevilla alueilla kyseiset lajit voisivat olla vaikkapa pensaikkojen lajeja, sillä hakkuiden reunavyöhykkeelle muodostuu yleensä pensasvyöhyke. Aiemmin reunojen määrän lisäämistä pidettiin muun muassa riistanhoidollisesti erinomaisena ja suositeltavana asiana, mutta uudempi tutkimus on kuitenkin osoittanut reunoista olevan usein haittaa monille eläinlajeille (Temple & Flaspohler 1998).

3. Pirstoutumisen vaikutukset alueen metsälintulajiston koostumukseen

Rovaniemen seudun tutkimusalueellani metsät peittävät noin 60 % maisemasta. Metsälintulajien runsausmuutokset Rovaseudun metsissä vaikuttavatkin varsin lineaarisilta suhteessa metsäpinta-alan kokonaispeittävyyden muutoksiin (Kurttila & Jokimäki 2002). Kaikki lintulajit eivät reagoi metsien pirstoutumiseen samalla tavalla (Jokimäki & Huhta 1996). Rovaniemen seudun metsäalueilla suoritettujen intensiivisten lintujen pistelaskentojen mukaan metsäisyyden vähenemisestä näyttävät kärsivän etenkin metso, leppälintu, lapintiainen ja isokäpylintu (Taulukko 1). Vastaavasti niittykirvinen, punakylkirastas, pajulintu, pohjansirkku ja pajusirkku näyttävät hyötyneen metsäisyyden vähenemisestä. Yleensä ottaen pesimälinnuston tiheys on Pohjois-Suomessa suurempi metsien reunoissa kuin sisäosissa. Rovaniemen alueella sepelkyyhky, niittykirvinen, punakylkirastas, pajulintu, harakka, keltasirkku, pohjansirkku ja pajusirkku ovat hyötyneet lisääntyneestä reuna-alueiden määrästä (Taulukko 1). Vastaavasti reuna-alueiden määrän kasvamisesta kärsivät puolestaan leppälintu, järripeippo ja isokäpylintu. Erityisen herkkiä metsätalouden aiheuttamalle pirstoutumiselle näyttävät olevan koloissa pesivät paikkalinnut ja vanhojen metsien paikkalinnut (Imbeau ym. 2000). Pirstoutumisesta hyötyvät lajit ovat puolestaan yleensä elinpaikkavaatimuksiltaan vaatimattomia ”jokapaikan lajeja” (Jokimäki & Huhta 1996, Väisänen ym. 1998). Järripeip-

■ Taulukko 1. Metsälintulajien suhde metsäisyyteen ja reuna-aluiden määrään lintulaskentapisteen ympäristössä Rovaniemen seudulla 1990 - 1995 (N = 161 laskentapistettä).

	Metsäisyys		Reunan määrä	
	r_S	P	r_S	P
Metso	0.172	0.029		
Sepelkyyhky			0.168	0.034
Niittykirvinen	-0.234	0.003	0.275	0.001
Leppälintu	0.479	<0.001	-0.404	<0.001
Punakylkirastas	-0.302	<0.001	0.222	0.005
Pajulintu	-0.440	<0.001	0.515	<0.001
Lapintiainen	0.179	0.023		
Harakka			0.173	0.028
Järripeippo			-0.165	0.036
Isokäpylintu	0.242	0.002	-0.199	0.012
Keltasirkku			0.164	0.038
Pohjansirkku	-0.300	<0.001	0.296	<0.001
Pajusirkku	-0.231	0.003	0.194	0.014

po on pohjoisten metsien runsain lintulaji pajulinnun ohella, joten järripeipon negatiivista suhdetta lisääntyneeseen reunojen määrään voidaan pitää huolestuttavana ilmiönä. Jos elinpaikkavaatimuksiltaan vaatimattomalla metsiemme yleislajilla esiintyy ongelmia nykymetsätalouden muodostamassa maisemakuvassa, niin kuinka sitten elinpaikkavaatimuksiltaan vaateliaammat lajit menestyvät tulevaisuuden metsämaisemassa.

On kuitenkin huomioitava, että etenkin pohjoisilla alueilla metsätyyppi yleensä vaikuttaa alueen lintulajistoon usein enemmän kuin esimerkiksi reunavaikutus (Virkkala 1991, Sallabanks ym. 2000). Boreaalimetsien linnuston monimuotoisuuden kannalta erityisen arvokkaita alueita ovat rehevät sekametsät. Boreaalisten sekametsien muuttaminen yhden puulajin metsiksi on todettu alentavan sekä metsälinnuston kokonaislajimäärää että lajien runsauksia (Hobson & Bayne 2000). Lajitasolla kuusen on havaittu olevan tärkeä komponentti esimerkiksi kuukkelin elinympäristössä (Edenius & Meyer 2002).

Useissa tutkimuksissa on myös todettu, että lintulajien esiintymiseen alueella vaikuttavat sekä elinympäristölaikun laatu että myös laikkua ympäröivät alueet (esim. Väisänen ym. 1986, Jokimäki & Huhta 1996, Drapeau ym. 2000, Austen ym. 2001). Kanadassa tehdyssä tutkimuksessa havaittiin, että metsien sisäosia esiintymisessään suosivien lintulajien lajimäärä oli suurempi runsasmetsäisillä alueilla kuin vähämetsäisillä alueilla riippumatta yksittäisten metsälaikkujen koosta (Austen ym. 2001). Näin ollen metsätalouden aiheuttamia muutoksia tietyn alueen linnustoon ei voida arvioida tarkastele-

malla ainoastaan muutoksia paikallisella tasolla (Väisänen ym. 1986, Virkkala 1991).

On huomattava, että lintulajien runsaus vaihtelee vuosittain myös metsätalouden ulkopuolella olevilla pirstoutumattomilla alueilla (Holmes & Sherry 2001). Arvioitaessa metsätalouden aiheuttamia vaikutuksia linnustoon tarvitaan monivuotisia tutkimuksia. Viimeaikaisissa tutkimuksissa on havaittu, että yhtenäisiä metsäalueita suosivien lintulajien vuosien välinen runsausvaihtelu on suurempaa ja lajien paikalliset katoamiset alueelta ovat todennäköisempiä pirstoutuneissa metsämaisemissa kuin laajojen, yhtenäisten metsien alueilla (Jokimäki ym. 2000, Boulinier ym. 2001). Lajien pitkäaikainen säilyvyys alueella olisikin nostettava entistä tärkeämmäksi kriteeriksi arvioitaessa alueen sopivuutta eri lajeille. Erityisesti nk. lähdealueet, jotka eliölajin kannalta tuottavia alueita, ovat erityisen tärkeitä lajin pitkäaikaisen säilymisen kannalta. Tällaisilta lähdealueilta voi siirtyä yksilöitä pesimään myös huonommille alueille. Säilyttämällä erityisesti lähdealueita pystytään turvaamaan yleensä lajin esiintyminen huomattavasti laajemmalla alueella kuin vain suojelulla lähdealueella.

4. Pirstoutumisen vaikutukset alueen metsälintujen pesimämenestykseen

Lajin runsaus tai tiheys ei välttämättä ole hyvä indikaattori alueen hyvyydestä kyseiselle lajille (van Horne 1983). Esimerkiksi hakkuureunoille voi muodostua pensaskasvillisuusvyöhyke, joka ylläpitää mahdollistaa runsaan hyönteistuotannon (Jokimäki ym. 1998). Reuna-alueiden runsas kasvillisuus ja ravinnontarjonta voivat puolestaan houkutella lintuja pesimään reunavyöhykkeille. Lintujen pesimämenestys voi kuitenkin olla reuna-alueilla huomattavan heikko petojen aiheuttamien pesätuhojen vuoksi.

Ilmeisesti pedot oppivat käyttämään runsaasti ravintoa sisältäviä reuna-alueita ruokailualueinaan. Reuna-alueet voivat myös osaltaan suunnata nisäkäspetojen liikkumista siten, että pedot seuraavat reunoja etsiessään ravintoa. Näin ollen voidaan olettaa, että lintujen pesiin kohdistuva saalistus voisi olla pirstoutuneiden metsäalueiden reuna-alueilla voimakasta. Reuna-alueet voivatkin toimia eräänlaisina ekologisina ansoina monille lintulajeille (Gates & Gysel 1978).

Maaseutuvaltaisilla ja kaupungistuneilla alueilla on havaittu, että lintujen pesätuhot ovat suurempia pienissä metsäsaarekkeissa kuin suurissa metsäsaarekkeissa. Lisäksi lintujen pesimämenestys on huonompi lähellä metsän reunaa kuin metsän sisäosissa.

Tutkimuksemme ovat antaneet kuitenkin viitteistä siitä, ettei yksittäisen metsäsaarekkeen koolla ja reunavaikutuksella ole Pohjois-Suomessa kovin suurta vaikutusta lintujen pesimämenestykseen (Huhta ym. 1996, Jokimäki & Huhta 1998). Samansuuntaisia tuloksia on saatu muiltakin metsävaltaisilta alueelta (Hanski ym. 1996, Bayne & Hobson 1997). Havainnot antavat viitteitä siitä, ettei vähämetsäisiltä alueilta saatuja tutkimustuloksia voida soveltaa runsasmetsäisille alueille. Tosin Rovaniemen seudulla tehdyt kokeelliset tutkimukset leppälinnuilla ja kirjosiepoilla osoittivat, että molemmat tutkimuslajit saapuivat aikaisemmin suurin metsäsaarekkeisiin kuin pieniin, lisäksi suurissa metsäsaarekkeissa laulaneet koiraat jäivät harvemmin parittomiksi kuin pienissä saarekkeissa laulaneet koiraat (Huhta & Jokimäki 2001).

Oletettavasti eri alueita saadut erilaiset tutkimustulokset liittyvät eroihin alueiden maisemarakenteessa ja petolajistossa (Rode-

wald & Yahner 2001a). Pohjois-Suomessa lintujen pesiä tuhoavia pääpetoja ovat nisäkkäät (lähinnä kettu), kun taas maatalousvaltaisilla ja kaupungistuneilla alueilla pääpetoina toimivat varislinnut (Huhta ym. 1996, Jokimäki & Huhta 2000c). On myöskin esitetty, että Etelä-Suomen Pohjois-Suomea korkeammat nisäkäspetotiheydet olisivat syynä Etelä-Suomen kanalintujen alhaiseen pesimämenestykseen (Kurki ym. 1997). Vanhojen metsien vähenemisen, nuorten metsien ja maanviljelysmaan osuuden kasvamisen maisemassa on todettu vaikuttavat positiivisesti kettukantoihin (Kurki ym. 1998). On myös esitetty, että metsäautotiet toimisivat nisäkäspetojen kulkua ohjaavina väylinä. Jos tilanne olisi tämä, lintujen pesätuhot olisivat tästä syystä suurempia metsäautoteiden läheisyydessä kuin kauempana metsäautoteistä. Tekopesäkokeista saadut tulokset eivät kuitenkaan ole antaneet tukea tälle olettamukselle (Huhta 1995, Yahner & Mahan 1997). Jotta metsien pirstoutumisen vaikutuksia lintujen pesimämenestykseen ymmärrettäisiin paremmin, tarvitaan pikaisesti tutkimuksia lintujen pesiä ravintonaan käyttävien eläinten elinympäristön käytöstä. Tällainen tutkimus onkin jo käynnistetty Rovaniemen Kivalojen tutkimusalueella (Jokimäki & Puoskari, julkaisematon). Tutkimuksessa seurataan tekopesien säilyvyyttä erilaisissa hakkuuaukoissa ja metsien sisäosissa. Samalla seurataan automaattikamerojen avulla, mitkä pedot tuhoavat tekopesät eri alueilla.

Lintujen pesätuhojen alueelliseen esiintymiseen vaikuttavat Pohjois-Suomessa myös myyräkantojen vuosien välinen vaihtelu. Yleensä ottaen huonoina myyrävuosina ketut aiheuttavat kanalinnuille suurempia pesimätappioita kuin hyvinä myyrävuosina (Kurki ym. 1997). Tutkimuksemme (Huhta, Jokimäki, Mönkkönen & Korhonen, julkaisematon) ovat osoittaneet, että hyvinä myyrävuosina maassa pesivien lintujen pesätuhot tekopesäkokeiden mukaan ovat suurimpia avohakkuualoilla, kun taas myyrien katovuosina pesätuhoja on esiintyy enemmän metsäalueilla. Havainto korostaa monivuotisten tutkimusten tärkeyttä tarkasteltaessa ekologisia kysymyksiä ja annettaessa suosituksia metsätalouden suunnittelun tueksi. Myyräkantojen vuosien välisestä vaihtelusta johtuen petojen ravinnonkäytössä ja liikkumisessa voi esiintyä vuosien välistä vaihtelua. Rovaniemen Kivalojen alueen tutkimushankkeeseen on otettu mukaan myös myyräkantojen seuranta, joten lähivuosina saadaan uutta tutkimustietoa lintujen pesiä tuhoavien petojen elinympäristön- ja ravinnonkäytön vuosien välisiin eroihin vaikuttavista tekijöistä (Jokimäki ja Puoskari, julkaisematon).

5. Pirstoutumisen muut vaikutukset

Lintujen levittäytymisestä ja liikkumisesta suhteessa metsäalueiden pirstoutumiseen, etenkin isolaatioon eli metsälaikkujen eristäytymiseen, on olemassa vain vähän tutkimustietoa (Schmiegelow & Mönkkönen 2002). Kanadassa tehdyssä tutkimuksessa havaittiin, että metsissä pesivät linnut palasivat harvemmin reviireilleen ja linnuilta kesti enemmän aikaa palata reviireilleen mitä vähemmän alueella oli jäljellä metsiä (Bélisle ym. 2001). Hakkuualoille jätetyn kasvillisuuden on todettu edistävän metsälintujen liikkumista yli hakkuuaukkojen (Machtans ym. 1996). Vastaavasti hakkuille sukkession myötä kehittyvä kasvillisuus helpottaa metsälintujen liikkumista eli linnut ylittävät halukkaammin iäkkäämpiä hakkuualoja kuin vastahakattuja alueita (Harris & Reed 2001). Havainnot viit-

taavat siihen, että esimerkiksi hakkuuaukoille jätetyistä jättöpuuryhmistä voisi olla hyötyä metsälinnuille. Toisaalta esimerkiksi ekokäytävien toimivuutta ja hyödyllisyyttä on myös epäilty (Hobbs 1992). Jos käytäviä perustetaan, niin yleisohjeena voidaan pitää sitä, että leveämpi käytävä on parempi kuin kapea käytävä (Jokimäki & Henttonen 1998). Reunavaikutusta on Suomen maisemassa jo niin paljon, ettei sitä kannata lisätä perustamalla kapeita käytäviä.

Isolaation vaikutuksia lintupopulaatioihin voidaan tarkastella myös laajemmassa mittakaavassa kuin paikallisella tasolla. Kouki ja Väänänen (2000) ovat Pohjois-Karjalassa tutkineet, kuinka vanhojen metsien linnusto Suomen puolen suojelualueilla muuttuu, kun etäisyys Venäjän puolen yhtenäisistä vanhojen metsien alueista kasvaa. Tulosten mukaan vanhojen metsien lintulajien tiheys Suomen puolen suojelualueilla väheni selvästi, kun alueen etäisyys Suomen ja Venäjän välisestä rajasta kasvoi. Vastaavanlaisia tuloksia on saatu myös muualta Suomesta (Kuokkanen 1997, Mönkkönen ym. 2000, Virkkala & Rajasärkkä 2000). Tosin rajan vaikutus ei ole niin selvä Pohjois-Suomen alueella kuin esimerkiksi Pohjois-Karjalassa. Tähän voi olla syynä Pohjois-Suomen vanhojen metsien Pohjois-Karjalaan vähäisempi eristäytyneisyys (ks. Kouki & Väänänen 2000). On myöskin huomattava, että Pohjois-Suomen länsirajan takana Ruotsin Lapissa metsämaisema on yhtenäisempi kuin Suomen Lapissa (Mönkkönen ym. 2000).

Populaation eristäytyminen voi johtaa sen yksilöiden geneettiseen rappeutumiseen ja lopulta populaation katoamiseen alueelta. Erityisen herkkiä tällaiselle geneettisen monimuotoisuuden vähenemiselle voisivat olla paikkalinnut, kuten kuukkeli ja lapintiainen. Uimaniemi ym. 2000 havaitsivatkin, että Länsi-Suomessa eristäytyneinä elävien kuukkelipopulaatioiden geneettinen monimuotoisuus oli laskenut verrattuna lajin esiintymisen ydinalueilla eläviin populaatioihin. Etelä-Suomen kuukkeleiden tulevaisuus ei siis näytä kovin valoisalta. Sen sijaan lapintiaisen osalta kuukkelin kaltaista geneettistä rappeutumista ei vielä havaittavissa (Uimaniemi ym. 2002). Ilmeisesti harvakseltaan tapahtuvat lapintiaisten vaellukset ovat riittäviä ylläpitämään lapintiaispopulaatioiden geneettistä monimuotoisuutta. Kuukkeleilla ei tällaisia vaelluksia ole todettu.

Useat tutkimuksen ovat osoittaneet, että talousmetsissä tapahtuvat muutokset heijastuvat myös suojelumetsiin (ks. Väisänen ym. 1986). Ainoastaan erittäin suuret suojelualueet (> 1 000 km²) voivat säilyttää omaperäisen linnustonsa rakenteensa niin etteivät suojelualueen ympäristössä tapahtuvat maisemamuutokset vaikuta juurikaan suojelualueen linnustoon (Virkkala 1990, Jokimäki 2000). Kaikkia alueita ei voida tietenkään suojella ja laajojen suojelualueiden perustaminen on usein kallista. Vaikka varsin suuri osa monien vanhojen metsien lintulajien populaatioista elää nykyään suojelualueilla (Virkkala & Rajasärkkä 2000), tulevaisuudessa yhä tärkeämmäksi tekijäksi metsälinnuston suojelun kannalta muodostuu se, miten talouskäytössä olevia metsiä käsitellään. Etenkin alue-ekologisen metsien käytön suunnittelun odotetaan parantavan monien metsälintujen elinolosuhteita.

6. Yhteenveto

Maanviljelystoiminta tai kaupungistuminen aiheuttavat metsämaisemaan pysyvän muutoksen, kun taas metsätalouden aiheuttama ympäristömuutos johtaa dynaamiseen, eri-ikäisten ja -laatuistenmetsäalueiden muodos-

tamaan mosaiikkiin. Näin ollen pirstoutumisen vaikutukset luontoon ovat erilaisia riippuen siitä, mikä on metsien pirstoutumisen aiheuttaja. Yleensä ottaen pirstoutumisen aiheuttamat negatiiviset vaikutuksen linnustolle on selvemmin havaittavissa mikäli pirstoutumisen aiheuttajana on maatalous tai kaupungistuminen kuin metsätalous (Rodewald & Yahner 2001a,b). Pirstoutumisen aiheuttamat muutokset voivat vaihdella myös maantieteellisesti (Virkkala & Rajasärkkä 2000). Lisäksi alueen metsänkäsittelytavat vaikuttavat siihen, millaisia pirstoutumisen aiheuttamia vaikutuksia metsälinnustossa havaitaan (Jokimäki & Kaisanlahti-Jokimäki 2000, Jokimäki, julkaisematon). Maiseman yleinen koostumus ja metsien käsittelyssä käytetyt menetelmät tulisikin huomioida arvioitaessa sekä metsätalouden paikallisia että alueellisia vaikutuksia metsälinnustoon.

Pohjois-Suomessa, jossa metsiä on vielä paljon jäljellä ja tärkein maisemarakennetta muuttava tekijä on metsätalous, tärkein linnustomuutoksia aiheuttava tekijä näyttää olevan linnuille sopivan elinympäristön pinta-alan kokonaispinta-alan väheneminen ja elinympäristön laadullinen heikkeneminen eikä niinkään suoraan metsien pirstoutumiseen liittyvät tekijät (Schmiegelow & Mönkkönen 2002).

Pohjoisissa metsissä pesivät lintulajit ovat sopeutuneita luonnonilmiöiden, kuten metsäpalojen ja myrskyjen, aiheuttamiin ympäristömuutoksiin. Näin ollen useimmat pohjoisten metsien lintulajit sopeutuvat jossakin määrin myös metsätalouden ympäristömuutoksiin (Schmiegelow ym. 1997). Onkin esitetty, että metsätalouden tulisi matkia luonnon metsien dynamiikkaa. Pohjois-Suomessa tekemässämme tutkimuksessa havaitsimme, että pienialaisilla tuulenkaatolaikuilla ja avohakkuuaukoilla (2 ha) ei ollut suurta vaikutusta metsälinnuston yleiseen rakenteeseen (Forsman, Reunanen, Jokimäki & Mönkkönen, julkaisematon). Kaikki lintulajit eivät kuitenkaan reagoi samalla tavalla pirstoutumiseen. Metsien pirstoutuessa yhä pienemmiksi sirpaleiksi, pirstoutumisen negatiiviset vaikutukset tulevat esille nykyistä selvemmin. Etenkin Pohjois-Suomen metsissä elävät vanhojen metsien paikkalinnut kuten metso ja kuukkeli kärsivät metsätalouden aiheuttamasta metsäkuvan muutoksesta. Tämä ekologinen lajiryhmä sopisi erinomaisesti indikaattoriksi arvioitaessa metsätalouden aiheuttamia ympäristövaikutuksia sekä paikallisella, alueellisella että valtakunnan tasolla.

Kirjallisuus

Austen, M.J.W., Francis, C.M., Burke, D.M. & Bradstreet, M.S.W. 2001: Landscape context and fragmentation effects on forest birds in southern Ontario. Condor 103: 701–714.

Bayne, E.M. & Hobson, K.A. 1997: Comparing the edges of landscape fragmentation by forestry and agriculture on predation of artificial nests. Conservation Biology 11: 1418–1429.

Bélisle, M., Desrochers, A. & 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. & Pollock, K.H. 2001: Forest fragmentation and bird community dynamics: inference at regional scales. Ecology 82: 1159–1169.

Drapeau, P., Leduc, A., Giroux, J-P., Savard, J-P., Bergeron, Y. & Vickery, W.L. 2000: Landscape-scale disturbances and changes in bird communities of boreal mixedwood forests. Ecological Monographs 70: 423–444.

Edenius, L. & Meyer, C. 2002: Activity budgets and microhabitat use in the Siberian Jay *Perisoreus infaustus* in managed and unmanaged forest. Ornis Fennica 79: 26–33.

Esseen, P.E. 1994: Tree mortality patterns after experimental fragmentation of an old-growth conifer forest. Biological Conservation 68: 19–28.

Gates, J.E. & Gysel, L.W. 1978: Avian nest dispersion and fledging success in field-forest ecotones. Ecology 59: 871–883.

Hanski, I.K., Fenske, T.J. & Niemi, G.J. 1996: lack of edge effect in nesting success of breeding birds in managed forest landscapes. Auk 113: 578–585.

Harris, R.J. & Reed, M. 2001: Territorial movements of Black-throated Blue Warblers in a landscape fragmented by forestry. Auk 118: 544–549.

Hobson, K.A. & Bayne, E. 2000: Breeding bird community in boreal forest of western Canada: consequences of "unmixing" the mixedwoods. Condor 102: 759–769.

Hobbs, R.J. 1992. The role of corridors in conservation: solution or bandwagon? Trends in Ecology and Evolution 7: 389–392.

Holmes, R.T. & Sherry, T.W. 2001: Thirty-year bird population trends in an unfragmented temperate deciduous forest: importance of habitat change. Auk 118: 589–609.

van Horne, B. 1983: Density as a misleading indicator of habitat quality. Journal of Wildlife Management 47: 893–901.

Huhta, E. 1995: Effects of spatial scale and vegetation cover on predation of artificial ground nests. Wildlife Biology 1: 73–80.

Huhta, E. & Jokimäki, J. 2001: Breeding occupancy and success of two holenesting passerines: the impact of fragmentation caused by forestry. Ecography 24: 431–440.

Huhta, E., Mappes, T. & Jokimäki, J. 1996: Predation on artificial ground nests in relation to forest fragmentation, agricultural land and habitat structure. Ecography 19: 85–91.

Imbeau, L., Mönkkönen, M. & Desrochers, A. 2000: Long-term effects of forestry on birds of the eastern Canadian boreal forests: a comparison with fennoscandia. Conservation Biology 15: 1151–1162.

Jokimäki, J. 2000: Pystytäänkö uusilla metsänkäsittelymenetelmillä vaikuttamaan talousmetsien linnuston monimuotoisuuteen. Julkaisussa: Varmola, M. & Virtanen, E. (toim.). Uusien metsänkäsittelyohjeiden toimivuus Pohjois-Suomessa. Tutkimusseminaari 11. - 12.5.1999 Rovaniemellä. Metsäntutkikuslaitoksen tiedonantoja 786: 69–76.

Jokimäki, J. & Henttonen, H. 1998: Ekokäytävät metsäsuunnittelun työvälineenä. Metsätieteen aikakauskirja 3/1998: 457–464.

Jokimäki, J. & 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. 1998: Alue-ekologinen tutkimus Pohjois-Suomen metsissä. Julkaisussa: Jokimäki, J., Kangas, J., Varmola, M. & Virtanen, E. (toim.). Alue-ekologista tietoa metsäsuunnitteluun. Metsäntutkimuspäivä Rovaniemellä 15.10.1997. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 685: 19–28.

Jokimäki, J. & Huhta, E. 2000a: Metsäalueiden pirstoutumisen vaikutukset eliöstöön- alue-ekologisen suunnittelun mahdollisuudet biodiversiteetin ylläpitämiseen suojelu- ja talousmetsissä. Julkaisussa: Kokko, A., Kangas, J. & Jokimäki, J. (toim.). Alue-ekologisia tutkimustuloksia

ja suunnittelukokemuksia. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 779: 7–14.

Jokimäki, J. & Huhta, E. 2000b: Alue-ekologinen suunnittelu tarvitsee tuekseen pitkäjännitteistä tutkimustoimintaa. Julkaisussa: Kokko, A., Kangas, J. & Jokimäki, J. (toim.). Alue-ekologisia tutkimustuloksia ja suunnittelukokemuksia. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 779: 99–104.

Jokimäki, J. & Huhta, E. 2000c: Artificial nest predation and abundance of birds along an urban gradient. Condor 102: 838–847.

Jokimäki, J., Huhta, E., Itämies, J. & Rahko, P. 1998: Distribution of arthropods in relation to forest patch size, edge, and stand characterestics. Canadian Journal of Forest Research 28: 1068–1072.

Jokimäki, J., Huhta, E., Mönkkönen, M. & 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. & Kaisanlahti-Jokimäki, M-L. 2000: Metsänkäsittelyjen vaikutukset Ylä-Lapin pesimälinnustoon – alustavia tuloksia kokeellisista lintututkimuksista. Julkaisussa: Stolt, E. (toim.). Ympäristö ja tutkimus Ylä-Lapissa 1990-luvulla. Metsähallituken metsätalouden julkaisuja 30: 105–113.

Kouki, J. & Väänänen, A. 2000: Impoverishment of resident old-growth forest bird assemblages along an isolation gradient of protected areas in eastern Finland. Ornis Fennica 77: 145–54.

Kuokkanen, P. 1997. Pinta-alan, maiseman ja habitaattirakenteen merkitys vanhojen metsien lintuyhteisölle. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja, Sarja A No. 73: 1–38.

Kurki, S., Helle, P., Lindén, H. & Nikula, A. 1997: Breeding success of black grouse and capercaillie in relation to mammalian predator density on two spatial scales. Oikos 79: 301–310.

Kurki, S., Nikula, A., Helle, P. & Lindén, H. 1998: Abundances of red fox and pine marten in relation to the composition of boreal forest landscapes. Journal of Animal Ecology 67: 874–886.

Kurttila, M. & Jokimäki, J. 2002: Aluetason spatiaaliset tavoitteet metsäsuunnittelussa. Metsätieteellinen aikakauskirja. Painossa.

Machtans, T.R., Andriaensen, F. & Hannon, S.J. 1996: Use of riparian buffer strips as movement corridors by forest birds. Conservation Biology 10: 1366–1379.

Mönkkönen, M., Huhta, E., Mäkelä, J. & Rajasärkkä, A. 2000: Pohjois-Suomen vanhojen metsien linnusto ja metsämaiseman muutos. Linnut-vuosikirja 1999: 91–97.

Rodewald, A.D. & Yahner, R.H. 2001a. Avian nesting success in forested landscapes: influence of landscape composition, stand and nest-patch microhabitat, and biotic interactions. Auk 118: 1018–1028.

Rodewald, A.D. & Yahner, R.H. 2001b: Influence of landscape composition on avian community structure and associated mechanisms. Ecology 82: 3493–3504.

Sallabanks, R., Walters, J.R. & Collazo, J.A. 2000: Breeding bird abundance in bottomland hardwood forests: habitat, ede and patch size effects. Condor 102: 748–758.

Schmiegelow, F.K.A., Machtans, C.S. & Hannon, S. 1997: Are boreal birds resilient to forest fragmentation? An experimental study of short-term community responses. Ecology 78: 1914–1932.

Schmiegelow, F.K.A. & Mönkkönen, M. 2002: Habitat loss and fragmentation in dynamic landscapes: avian perspectives

from the boreal forests. Ecological Applications 12: 375–389.

Temple, S.A. & Flaspohler, D.J. 1998: The edge of the cut: Implications for wildlife populations. Journal of Forestry 96(8): 22–26.

Uimaniemi, L., Orell, M., Mönkkönen, M., Huhta, E., Jokimäki, J. & Lumme, L. 2000: Genetic diversity in the Siberian Jay *Perisoreus infaustus* in fragmented old-growth forests of Fennoscandia. Ecography 23: 669–677.

Uimaniemi, L, Orell, M., Kvist, L, Jokimäki, J. & Lumme, J. 2002: Genetic variation of the Siberian Tit (*Parus cinctus*) at the regional level. A mitochondrial sequence analysis. Ecography 25, painoissa.

Villard, M-A., Trzcinski, K.M. & Merriam, G.A. 1999: Fragmentation effects on forest birds: relative influence of woodland cover and configuration on landscape occupancy. Conservation Biology 13: 774–783.

Virkkala, R. 1990: Effects of forestry on birds in a changing north-boreal conifereous landscape. Väitöskirja, Helsingin yliopisto, eläintieteen laitos. 94 s.

Virkkala, R. 1991: Spatial and temporal variation in bird communities and populations in north-boreal conifereous forests: a multiscale approach. Oikos 62: 59–66.

Virkkala, R. & Rajasärkkä, A. 2000: Suojelualueverkon merkitys havu- ja sekametsien lintulajistolle. Julkaisussa: Heikkinen, R., Punttila, P., Virkkala, R & Rajasärkkä, A.: Suojelualueverkon merkitys metsälajistolle: lehtojen putkilokasvit, metsien havupuukuoriaiset, havu- ja sekametsien linnut: 97 - 125. Suomen ympäristö 440. Suomen ympäristökeskus, Oy Edita Ab, Helsinki.

Väisänen, R.A., Järvinen, O. & Rauhala, P. 1986: How are extensive, human-caused habitat alterations expressed on the scale of local bird populations in boreal forests? Ornis Scandinavica 17: 282–292.

Väisänen, R.A., Lammi, E. & Koskimies, P. 1998: Muuttuva pesimälinnusto. Otava, Helsinki.

With, K.A. & King, A.W. 2001: Analysis of landscape sources and sinks: the effects of spatial pattern on avian demography. Biological Conservation 100: 75–88.

Yahner, R.H. & Mahan, C.G. 1997: Effects of logging roads on depredation of artificial ground nests in a forested landscape. Wildlife Society Bulletin 25: 158–162.

Puuston rakennetunnusten analysointi, vertailu ja ennustaminen

Matti Maltamo
Professori
Joensuun yliopisto
Metsätieteellinen tiedekunta

1. Puuston rakennetunnusten merkitys luonnon monimuotoisuuden kannalta

Koska erilaisten eliölajien yhteismitallinen tarkastelu on erittäin vaikeaa esimerkiksi lajien eliniän ja koon suuren vaihtelun takia, on biologisen monimuotoisuuden kuvaamiseksi kehitelty runsaasti ns. epäsuoria menetelmiä (Haila & Kouki 1994). Metsäekosysteemi muodostuu niin metsikkö kuin maisematasolla geo- ja biokomponentista. Geokomponenttiin luetaan makroilmasto, maaperän rakenne, topografia sekä vesitalous. Geokomponentti määrää, missä rajoissa biokomponentti eli kasvi- ja eläinkunta voi kyseisessä paikassa esiintyä. Boreaalisessa metsäekosysteemissä puusto ja tietyissä tilanteissa myös pensasto muodostavat biokomponentin vallitsevan rakenteen. Puuston lajikoostumus ja rakenne määräävät metsikön sisäisen mikroilmaston sekä vaikuttavat karikkeen laatuun ratkaisevasti (esim. Kuuluvainen ym. 1996, ks. myös Uuttera & Maltamo 1998). Täten puusto vaikuttaa myös maaperän eliöstön lajirunsauteen ja koostumukseen. Edelleen puustodynamiikka tuottaa habitaatteja ja ravintoresursseja puustosta riippuvaisille lajiryhmille ja edelleen ravintoverkossa edettäessä muillekin lajeille (esim. Huston 1994).

Puuston rakenne ohjaa metsikkö- ja maisematasoilla hyvin monia metsien monimuotoisuutta ylläpitäviä prosesseja. Heterogeenisuus puuston rakenteessa mahdollistaa siten potentiaalisesti myös lajiston suuremman vaihtelun. Näin ollen puuston rakenteen vaihtelun tarkastelulla voidaan epäsuorasti tarkastella myös tietyn alueen muun lajiston monimuotoisuutta. Vastaavaa rakenteellista lähtökohtaa on käytetty Suomessa kriteerinä esimerkiksi Vanhojen metsien kartoituksessa (esim. Vanhojen metsien ... 1996) ja Euroopan tasolla laajemmaltikin (Puumalainen 2001). Tärkeimpinä puuston rakenteen komponentteina voidaan Esseenin ym. (1997) mukaan pitää latvuston vertikaalista rakennetta, tilajärjestystä, puulajistoa, kuolleen puuston määrää, ikärakennetta, yksittäisiä isoja puita sekä pensaskerrosta ja aluspuustoa. Maisematasolla voidaan puolestaan tarkastella vanhojen metsien pinta-alaosuutta sekä pirstoutuneisuutta, mikä vaikuttaa ratkaisevasti monien eliöpopulaatioiden säilymiseen elinkyisenä (esim. Kurki 1997).

Puuston rakennetta voidaan analysoida, ennustaa tai vertailla eri kohteiden välillä. Kun tarkoituksena on analysoida rakennetunnuksia monimuotoisuuden kannalta, voidaan se tehdä esimerkiksi tarkastelemalla lahopuun määrää tai määrittämällä erilaisia tunnuslukuja ja indeksejä vaikkapa tilajärjestyksestä tai lajien esiintymisrunsaudesta. Jos taas ennustetaan rakennetunnuksia, tehdään se yleensä tilastollisella mallilla hyödyntämällä yleisesti mitattuja puuston keski- ja summatunnuksia. Kun taas päätarkoituksena on erilaisten kohteiden vertailu, voidaan esimerkiksi tilastollisten erojen kartoittamisessa käyttää varsinaisten rakennetunnusten lisäksi myös niistä johdettuja laskennallisia tunnuksia, joille ei sinällään ole selkeää tulkintaa.

2. Puuston rakennetunnusten tutkimisen historiaa Suomessa

Puuston rakenteen tutkimuksella on Suomessa jo pitkät perinteet. Tutkimuskohteena on kuitenkin yleisesti ollut ainoastaan metsätalouden piirissä olevien metsien elävä puusto ja tällöinkin on keskitetty vallitsevaan puujaksoon. Esimerkiksi lahopuumittaukset on sisällytetty Valtakunnan Metsien Inventointiin (VMI) vasta parhaillaan käynnissä olevaan

yhdeksänteen inventointiin (Tomppo ym. 1998). Näin ollen laaja-alaisia ja pitkän aikavälin tietoja lahopuun määrästä Suomessa ei ole olemassa (Siitonen 2001). Toisaalta lahopuun määrää on kuitenkin viimeisen kymmenen vuoden aikana selvitetty lukuisissa erillisissä selvityksissä, joita on laajahkosti esitelty Siitosen (2001) tutkimuksessa.

Elävästä puustosta on yleensä ensisijaisesti mitattu otos puiden läpimitoista, jolloin puuston vertikaalisen rakenteen selvitys on jäänyt yksittäisten pituusmittausten varaan. Myöskään puuston kartoitus tai puukohtainen ikäkairaus ei työläytensä takia yleensä sisälly metsäninventointien mittauksiin. Koska puuston pituus- ja ikäjakaumat eivät yleensä ole tiedossa, on ne metsikön rakenteen tutkimuksissa usein korvattu puuston runkolukusarjalla tarkasteluilla. Tämä on perustunut siihen, että erityisesti puun läpimitan ja pituuden välille on yleensä oletettu varsin voimakas korrelaatio (esim. Loetsch ym. 1973). Tällöin runkolukusarja approksimoi puuston latvuston vertikaalista rakennetta Tutkittaessa runkolukusarjoja on päähuomio yleensä kiinnitetty läpimittajakauman muotoon, jolloin puiden läpimittaluokittaisten frekvenssien perusteella on eroteltu erilaiset yksihuippuiset jakaumat, laskevat jakaumat sekä kaksi- tai useampihuippuiset jakaumat (esim. Maltamo 2001a).

Varhaisista suomalaisista puuston rakennetutkimuksista voidaan mainita erilaiset puuston kehityssarjat, joita on koottu Koiviston (1959) julkaisuun. Näissä sarjoissa esitetään metsikön keskeisten tunnusten (valtapituus, tilavuus, kokonaiskasvu) iänmukainen kehitys metsätyypeittäin ja maantieteellisten alueiden perusteella. Kehityssarjoja on laadittu niin käsitellyille kuin myös luonnontilaisille metsille. Luonnontilaisten tai luonnon normaalien metsiköiden kehityssarjoja on esitetty Ilvessalon (1938, 1967, 1969) julkaisuissa. Osa näistä tutkimuksista julkaistiin vasta 1960-luvulla, jolloin luonnonmetsien tutkimus ei ollut ensisijaisen kiinnostuksen kohteena ja niinpä Ilvessalo toteaakin tutkimuksensa (1967) johdannossa: "Luonnontilassa kehittyneitä metsiköitä käsittelevä tutkimus saattaa tuntua tarpeettomalta nykyisenä aikana, jolloin sellaisia luontaista kehityskykyä kuvaavina ei ole sanottavasti muualla kuin ehkä luonnonpuistoissa sekä joillakin, etenkin kehitysmaiden tai – seutujen syrjäisillä vaikeasti tavoitettavilla alueilla. Tällaisten metsiköiden tutkimista ja sen tuloksia on kuitenkin pidetty tarvittavana lähtökohtana ja erityisesti vertailukohteena hakkuin käsiteltyjen metsiköiden ja myös viljelymetsiköiden kehityksen ja puuntuotoksen tutkimiselle".

Suomessa on myös laadittu runsaasti erilaisia läpimittajakaumamallisovelluksia jo 1900-luvun alusta lähtien (esim. Cajanus 1914, Lönnroth, 1925, Päivinen 1980, Kilkki & Päivinen 1986, Siipilehto 1999, Maltamo ym. 2000) sekä toisaalta myös pituusmalleja (esim. Veltheim 1987, Siipilehto 1999). Periaatteessa näissä tutkimuksissa käsitellään puuston rakennetta hyvinkin laajasti, mutta koska tavoitteena on yleensä ollut puuston tilavuuden mahdollisimman tarkka kuvaus kuvioittaisen arvioinnin tietosisällön mukaisissa sovellustilanteissa, on puuston rakenne ollut toissijainen tunnus. Tällöin laaditut mallit ovat puuston rakenteen kannalta voimakkaasti keskiarvoistavia. Teoreettisina läpimittajakaumina käytetyt todennäköisyysjakaumat eivät edes pysty kuvaamaan puuston läpimittajakaumien kaikkia muotoja. Käytetyt aineistot ovat olleet useissa tapauksissa poikkileikkaustyylisiä inventointiaineistoja sisältäen kehitysluokaltaan vaihtelevia niin kivennäiskuin turvemaita, joiden käsittelyhistoriasta ei välttämättä ole ollut tietoa. Laadituissa mal-

leissa näitä metsiköitä kuvataan kuitenkin yleensä vain aivan yleisimpien puuston keski- ja summatunnusten avulla. Lisäksi Suomessa hyödynnetään yleensä pohjapinta-alan läpimittajakaumia, jolloin saadaan tilavuuden kannalta parempia tuloksia, mutta toisaalta puuston runkoluvun mukainen rakenne voi tällöin kuvautua huomattavasti huonommin (esim. Siipilehto 1999). Viime vuosien läpimittajakaumatutkimuksissa on kuitenkin entistä enemmän keskitytty puuston rakenteen tarkempaan kuvaukseen käyttämällä joustavampia menetelmiä ja tarkastelemalla mahdollisia rakenteen kuvausta tarkentavia lisätunnuksia malleissa (esim. Siipilehto 1999, Kangas & Maltamo 2000a, Maltamo ym. 2000)

Vasta viimeisen kymmenen vuoden aikana Suomessa tehty tutkimusta, jossa pääpaino on nimenomaan ollut puuston rakenteella, vaikkakin jo aikaisemmista tutkimuksista esimerkiksi Mielikäisen (1980, 1985) tutkimukset tarjoavat erinomaista tietoa sekametsien rakenteesta. Lähde ym. (1991) tarkastelivat ja luokittelivat puuston runkolukusarjojen muotoja perustuen Valtakunnan metsien 1. inventoinnin koealatietoihin sekä Laiho ym. (1995) vastaavasti perustuen 3. inventoinnin koealoihin. Lähde ym. (1999) ovat myös kehittäneet puuston rakenteeseen perustuvia diversiteetti-indeksejä sekä Laiho ja Lähde (2001) ovat esittäneet puuston runkolukujakauman mukaista rakenneluokitusta, jonka perusteella metsiköt voidaan jakaa keskittyneisiin, jatkuviin ja kerroksellisiin luokkiin.

Kuuluvaisen ym. (1996) tutkimuksessa tarkasteltiin tarkasti kartoitettujen esimerkkimetsiköiden avulla puuston rakenteen eroja luonnontilaisessa ja talousmetsikössä. Tutkimuksessa tarkasteltiin puuston niin vertikaalista kuin horisontaalistakin rakennetta erilaisten tilastollisten menetelmien avulla. Esimerkiksi puuston tilajärjestystä kuvattiin Ripleyn K funktiolla ja puiden keskinäisen koon vaihtelua semivariogrammeilla. Siipilehdon (2001) tutkimuksessa puolestaan vertailtiin talous- ja luonnonmetsien läpimittajakaumia kyseisistä metsikköaineistoista laadittujen teoreettisen läpimittajakauman parametrien ennustemallien avulla. Lisäksi elävän puuston rakennetunnuksia on käsitelty useissa tutkimuksissa, joissa on tarkasteltu myös lahopuun määrää (esim. Siitonen ym. 2000, Uotila ym. 2001). Puuston rakennetunnuksia on käytetty laajasti myös dosentti Timo Kuuluvaisen johtamassa "Boreaalisen metsän rakenne ja dynamiikka – lajidiversiteetin yhteydet maisema- ja metsikkörakenteeseen luonnontilaisessa ja talousmetsässä"-hankkeessa. Hankkeen Silva Fennicassa julkaistavia tuloisia ei kuitenkaan ollut vieä käytettävissä tätä kirjoitusta laadittaessa.

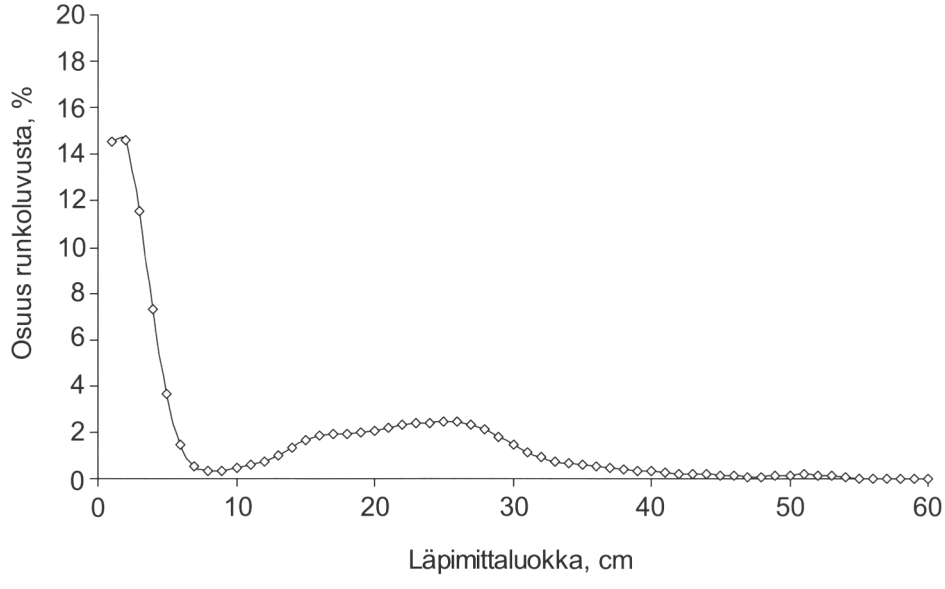
3. Puuston rakennetutkimukset "Metsäsuunnittelun ja alue-ekologisen suunnittelun yhdistäminen" – FIBRE-hankkeessa

Suomen Akatemian biodiversiteettitutkimusohjelmaan (FIBRE) kuuluneessa professori Timo Pukkalan johtamassa "Metsäsuunnittelun ja alue-ekologisen suunnittelun yhdistäminen" -hankkeessa (ja jo aiemminkin) tarkasteltiin laajasti puuston rakennetunnuksia niin metsikkö kuin myös maisematasoilla (esim. Uuttera & Maltamo 1995, Uuttera ym, 1996a ja b, Maltamo ym. 1997, Uuttera ym. 1997, Maltamo 1998, Maltamo & Uuttera 1998, Uuttera 1998, Uuttera & Maltamo 1998, Uuttera ym. 1998, Uotila ym. 2001). Rakennevertailujen lisäksi hankkeessa kehiteltiin uusia entistä joustavampia menetelmiä puujoukon ennus-

tamiseksi (Kangas & Maltamo 2000a, b,c, Maltamo ym. 2000 ja Puumalainen ym. 2002). Seuraavassa esitellään kyseisten tutkimusten tärkeimmät tulokset.

Puuston rakennetunnusten vertailuissa lähtökohtana olivat laaja-alaiset tarkastelut perustuen Valtakunnan Metsien 8. Inventoinnin koealapohjaiseen otantainventointiaineistoon. Koska puusto-otoksen koko yhdellä koealalla oli erittäin pieni sekä toisaalta myös pohjapinta-alalla painotettu, muutettiin otos runkoluvuksi ja tasoitettiin ei-parametrisella kernel-estimoinnilla (esim. Uuttera & Maltamo 1995) (Kuva 1). Tällöin ajatuksena oli se, että pienen otoksen tapauksessa tasoitettu jakauma kuvastaa paremmin taustalla olevaa populaatiota (esim. Droessler & Burk 1989). Yhden relaskooppikoealan puusto-otoksen ei voida kuitenkaan katsoa kuvaavan kyseisen metsikön puuston rakennetta edustavasti, mutta toisaalta tarkoituksena ei ollutkaan tarkastella yksittäisten metsiköiden rakennetta, vaan eroja rakenteissa laajemmilla alueilla.

Läpimittajakauman tasoituksessa kaikki puulajit käsiteltiin yhdessä, koska ajatuksena oli nimenomaan metsikön koko puuston rakenteen selvittäminen. Tasoitetusta kuvaajasta tulkittiin metsiköittäin läpimittajakauman huippujen lukumäärä, jota pidettiin approksimaationa niin latvusrakenteelle kuin myös puujaksojen lukumäärälle. Kyseisen "pseudomuuttujan" tulkinta on kuitenkin jossain määrin erilainen verrattuna esimerkiksi kuvioittaisessa arvioinnissa tehtävään puulajien ja jaksojen erittelemiseen keskitunnusten arvioinnin yhteydessä (Maltamo 2001b). Läpimittajakauman huippujen lukumäärän lisäksi tutkimuksissa käytettiin puuston rakennetta kuvaavina tunnuksina läpimittajakauman vaihteluväliä, puulajien lukumäärää sekä vaihtelevasti keskiläpimittoja, pohjapinta-alaa ja runkolukua. Vastaavantyylistä puulajien lukumäärään perustuvaa metsien monimuotoisuuden selvitystä ollaan parhaillaan tekemässä myös koko Euroopan alueelta.



■ Kuva 1. Esimerkki kolmejaksoisen metsikön tasoitetusta läpimittajakaumasta (Uotila ym. 2001).

Puuston rakenteen vertailuja tehtiin ensinnäkin Pohjois-Karjalan eteläosien sekä Venäjän Karjalan ns. Ladenson inventointialueen, jonka puustoinventointi oli tehty vastaavalla menetelmällä kuin Suomen VMI, välillä (Uuttera & Maltamo 1995, Uuttera ym. 1996b ja 1997). Näiden kohteiden puustonkäsittely on eronnut viimeisen viiden vuosikymmenen aikana, siten että Suomen puolella on harjoitettu intensiivistä metsätaloutta, kun taas Ladenson alueella metsätaloudelliset toimenpiteet ovat olleet vähäisiä aina 1990-luvulle saakka. Tämän johdosta lehtipuuosuus on Venäjän Karjalan metsissä selvästi suomalaisia metsiä suurempi niin eri kasvupaikoilla kuin myös eri sukkessiovaiheissa. Edelleen nuoret metsät kasvavat Venäjän puolelle selkeästi tiheämpinä kuin Suomessa. Kaiken kaikkiaan erot metsien rakenteessa Suomen ja Venäjän välillä olivat varsin selkeät. Nämä erot olivat nähtävissä jo nuorissa metsissä, mikä omalta osaltaan vaikuttaa ratkaisevasti näiden metsiköiden rakenne-eroihin myös myöhemmissä sukkessiovaiheissa. Suopuustoissa eroja havaittiin puolestaan enemmän korvilla kuin rämeillä. Vastaavia eroja puuston rakennetunnuksissa on havaittu myös muissa tutkimuksissa. Esimerkiksi Siitosen ja Martikaisen (1994) mukaan lahopuuta on Suomen puolella vain kymmenesosa vastaavasta verrattuna Venäjän Karjalaan.

Tarkasteltaessa puuston ikäluokkia voidaan havaita, että vanhojen metsien (puuston ikä yli 140 vuotta) osuus oli keskisessä Suomessa erittäin pieni. Toisaalta myöskään Ladenson inventointialueella ei ole kovin paljoa vanhoja metsiä, mikä johtunee metsänkäsittelyistä alueella 1990-luvun alkupuolella.

Rakennetutkimusten toisessa vaiheessa vertailtiin puuston rakenne-eroja viiden metsäkeskuksen alueella keskisessä Suomessa omistajaryhmittäin (Uuttera ym. 1996a, Maltamo ym. 1997). Saatujen tulosten perusteella yksityismetsänomistajien metsissä oli kivennäismailla huomattavasti suurempaa vaihtelua puuston rakenteessa kuin valtion tai metsäyhtiöiden omistamissa metsissä. Tämä johtunee monipuolisemmista metsänkäsittelyistä yksityismailla eli tapauskohtaisesta harkinnasta ja sekastrategioiden suosinnasta metsikön perustamisessa, taimikonhoidossa ja harvennushakkuissa. Suopuustojen osalta vastaavia eroja ei löytynyt, mikä taas johtunee toistaiseksi vähäisistä ojituksen jälkeisistä metsänhoitotoimenpiteistä turvemailla.

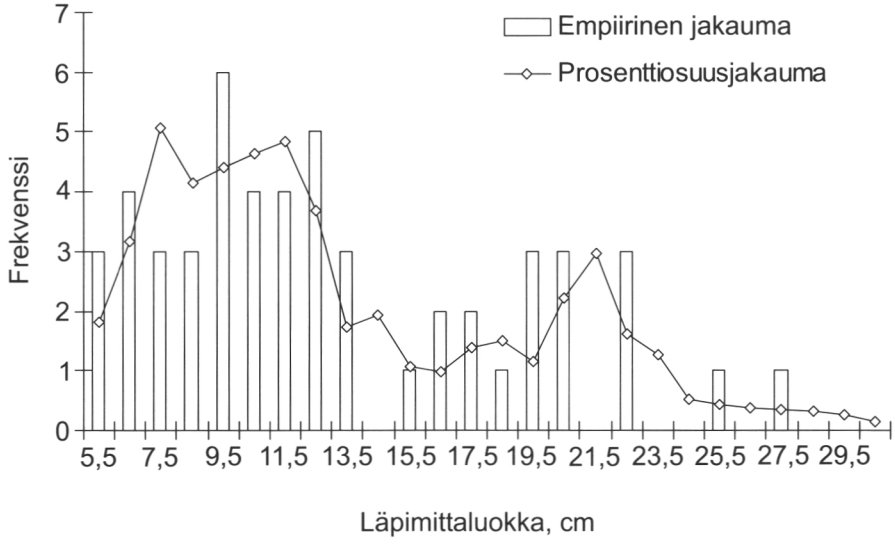
Puuston rakennetunnuksia tarkasteltiin omistajaryhmittäin myös maisematasolla (Uuttera ym. 1998). Tarkoituksena oli selvittää, kuinka laajoilla alueilla eri omistajaryhmien omistamilla mailla on samantyyppistä metsää. Periaatteessa mitä enemmän samantyyppistä metsäaluetta on yhteydessä toisiinsa sitä enemmän on alue-ekologisesti mahdollisuuksia kasata resursseja eri lajeille näille alueille. Tutkimuksessa laskettiin VMI-lohkoittain koealatietojen perusteella kiinnostaville puustotunnuksille kuten kehitysluokalle ja pääpuulajille variogrammit sekä muuttujan saman arvon jatkuvuus peräkkäisillä koealoilla. Saatujen tulosten mukaan kuviokoko on sinällään suurempi valtion ja metsäyhtiöiden omistamissa metsissä, mutta metsiköiden sisäisen rakenteen kriittisten tekijöiden spatiaalinen yhdistyvyys eli säilyminen kuviolta toiselle on todennäköisempää yksityismetsissä.

Puustotunnusten vertailujen viimeisessä vaiheessa verrattiin talous- ja luonnonmetsien rakenne-eroja keskiboreaalisella vyöhykkeellä Itä-Suomessa ja osittain myös Venäjän puolella (Uotila ym. 2001). Käytetty metsikkökohtainen puusto-otos poikkesi huomattavasti VMI-koealasta ollen iso metsikkökoeala, josta myös lahopuun määrä oli mitattu.

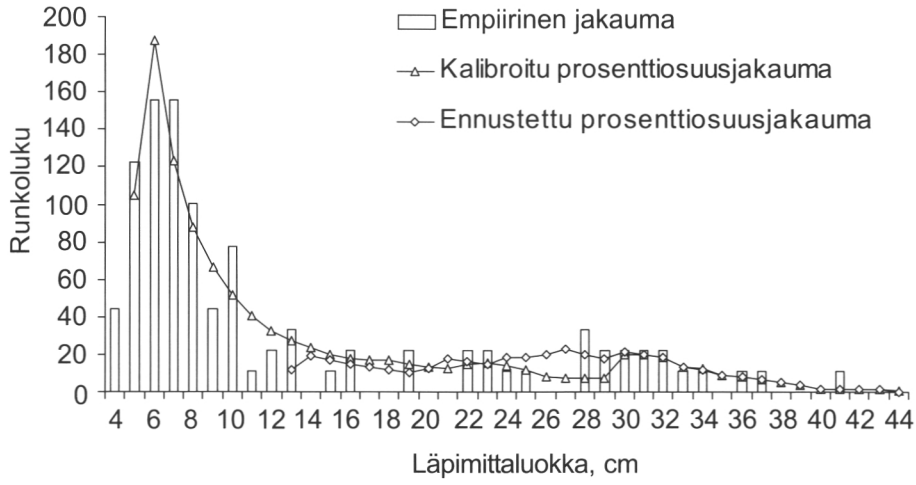
Suurimmat erot rakennetunnuksissa havaittiin lahopuun määrässä, puulajien lukumäärässä sekä runkolukusarjan laajuudessa. Lisäksi rakennetunnuksissa oli huomattavaa vaihtelua puuston iän sekä kasvupaikan viljavuuden suhteen. Kaiken kaikkiaan talous- ja luonnonmetsien rakenteessa todettiin kuitenkin olevan yllättävän vähän eroja, mikä ainakin osaksi johtunee siitä, että talousmetsien rakenteessa oli aineiston maantieteellisen suhteellisen syrjäisen sijainnin takia jäljellä normaalia enemmän luonnonmetsien rakennepiirteitä.

Puuston rakenne-erojen lisäksi tutkimushankkeessa kehiteltiin joustavia läpimittajakaumamalleja, joilla pystytään kuvaamaan ja ennustamaan myös useampihuippuisia jakaumia. Soveltamalla Bordersin ym. (1987) kehittämää prosenttiosuusmenetelmää erittäin heterogeenisissa luonnontilaisissa männiköissä saatiin erittäin lupaavia tuloksia (Maltamo ym. 2000). Prosenttiosuusmenetelmä perustuu puiden lukumäärän tai pohjapinta-alan tiettyjen kertymäpisteiden läpimittojen ennustamiseen ja näiden pisteiden jatkuvaan muotoon tasoittamiseen. Menetelmän tuottama läpimittajakauman kuvaaja vaihtelee metsikkökohtaisesti ilman mitään ennakko-oletuksia muodosta. Mikäli jakaumaa ennustettaessa on käytettävissä lisäinformaatiota puuston keskitunnuksista ja tiheydestä, pystytään myös useampihuippuisia jakaumia ennustamaan (Kuva 2). Menetelmän avulla laadittiin ja testattiin myös puulajikohtaiset pohjapinta-alan läpimittajakauman ennustemallit suomalaisille talousmetsille (Kangas & Maltamo 2000b, c).

Läpimittajakaumamallien joustavuutta voidaan edelleen parantaa ns. kalibrointiestimoinnin (Deville & Särndal 1992) avulla (Kangas & Maltamo 2000a, c). Tällöin jo ennustetun jakauman läpimittaluokittaisia frekvenssejä muunnellaan siten, että jakauma toteuttaa mitatun lisäinformaation samalla kun ennustetun jakauman alkuperäiset keski – ja summatunnukset säilyvät ennallaan. Tällöin voidaan esimerkiksi tuottaa jakaumia, jotka toteuttavat sekä mitatun pohjapinta-alan että



■ Kuva 2. Kaksihuippuinen läpimittajakauma ja sen prosenttiosuusmenetelmällä tuotettu ennuste (Maltamo ym. 2000).



■ Kuva 3. Esimerkki ennustetusta ja kalibroidusta luonnontilaisen männikön läpimittajakaumasta (Puumalainen ym. 2002).

runkoluvun. Tutkimushankkeessa kalibrointiestimointia sovellettiin modifioimaan talousmetsille laadittujen läpimittajakaumamallien avulla ennustettuja läpimittajakaumia kuvaamaan paremmin myös luonnontilaisten metsiköiden läpimittajakaumia (Puumalainen ym. 2002). Esimerkkikuvan 3 alkuperäinen prosenttiosuusmenetelmään perustuva pohjapinta-alan läpimittajakauma on ennustettu talousmetsäaineistoon perustuvalla läpimittajakaumamallilla. Tällöin ainoastaan suuret ja pohjapinta-alaan vaikuttavat puut pystytään kuvaamaan, kun taas paljon runkolukua tuottavat pienet puut jäävät kuvautumatta. Jos taas ennustettua jakaumaa kalibroidaan edelleen runkoluvulla, saadaan myös pieni puusto kuvattua.

Kalibroinnin avulla voidaan alun perin hyvinkin jäykkiä ja keskiarvoistavia malleja soveltaa myös rakenteeltaan heterogeenisissa metsissä. Ongelmana on kuitenkin se, että optimaaliset kalibrointimuuttujat eli metsiköstä tehtävät lisämittaukset vaihtelevat erilaisissa kohteissa eikä niiden määrittäminen maastossa ole helppoa.

4. Miten puuston rakennetta pitäisi tutkia?

Metsikkökohtaisen rakennetutkimuksen lähtökohtana voidaan pitää riittävän suurta otosta puustosta. Tällöin puhutaan vähintään noin sadasta mitatusta puusta. Jos otos on liian pieni, voi se johtaa virheellisiin tulkintoihin puuston läpimittajakauman jaksoisuudesta (Siipilehto 2001). Jotta rakennetta voitaisiin tarkastella monipuolisesti täytyisi myös puiden pituudet ja sijainti mitata sekä selvittää myös lahopuun määrä. Ei ole kuitenkaan realistista, että laaja-alaisissa metsäninventoinneissa voitaisiin käyttää näin suurta koealakokoa tai kartoittaa puustoa. Sen sijaan kuolleen puuston mittaaminen kuuluu nykyaikaiseen metsäninventointiin.

Valtakunnan Metsien Inventoinnin koeala-aineiston käyttöä elävän puuston rakenteen tutkimisessa on kritisoitu pienen otoskoon takia. Kritiikki onkin täysin paikallaan eikä relaskooppikoeala-aineiston perusteella voidakaan tehdä johtopäätöksiä puuston rakenteesta metsikkötasolla. Toisaalta, jos ha-

lutaan selvittää puuston rakennetta suuralueittain, on VMI-koeala-aineisto edelleen ainut olemassaoleva materiaali ja sen perusteella voidaan kuitenkin kartoittaa keskimääräistä puuston rakennetta. Tällöin kyseeseen tulevia rakennemuuttujia ovat nimenomaan esimerkiksi Uutteran ja Maltamon (1995) käyttämät tunnukset kuten puulajirakenne sekä tasoitetusta runkolukujakaumasta johdettu approksimaatio puuston jaksoisuudesta.

Mikäli metsiköstä on mitattu suuri otos puiden läpimitoista, voidaan rakennetta analysoida joko suoraan tämän empiirisen aineiston avulla tai käyttämällä läpimittajakaumamalleja. Vaikka empiirisen aineiston tarkasteluun liittyykin tiettyä subjektiivisuutta, on sitä kuitenkin ehdottomasti pidettävä lähtökohtana rakennetarkasteluille. Kenties tärkein runkolukusarjasta analysoitava tunnus on sen muoto. Tällöin kyseeseen tulee lähinnä laskevien ja useampihuippuisten jakaumamuotojen tunnistaminen ja erottelu "normaaleista" talousmetsien yksihuippuisista jakaumista.

Läpimittajakauman huippujen tai paremminkin puujaksojen lukumäärää voidaan arvioida visuaalisesti, mutta sen määrittämiseksi on kehitetty myös objektiivisia päättelysääntöjä (esim. Maltamo ym. 1997). Edelleen jo vertailemalla runkolukusarjan pohjapinta-alamediaanipuun ja runkolukumediaanin läpimittaa voidaan läpimittajakauman jaksollisuutta arvioida kategorioissa yksi- tai useampihuippuinen. Mitä suurempi erotus näillä tunnuksilla on, sitä todennäköisempää on se, että jakauma on vähintään kaksihuippuinen. Edellä mainittuja keskiläpimittatunnuksia hyödynnettiin Maltamon ym. (2000) tutkimuksessa nimenomaan useampihuippuisten jakaumien ennustamisessa. Myös Siipilehdon (1999) esittämää G-suhdetta, joka lasketaan jakamalla puulajin kokonaispohjapinta-ala runkoluvun ja mediaanipuun pohjapinta-alan tulolla, voidaan käyttää läpimittajakauman jaksoisuuden arvioinnissa. Siipilehto (1999) on jopa esittänyt raja-arvot, mitä pienempien laskettujen G-suhteiden tapauksissa on syytä epäillä läpimittajakauman olevan kaksihuippuinen. Edellä mainittuja tunnuksia voidaan jaksoisuuden tulkinnan lisäksi käyttää myös yksinkertaisina puuston rakennetta kuvaavina tunnuslukuina. Yhtenä mahdollisena vaihtoehtona jakauman jaksoisuuden objektiivisessa tulkitsemisessa voidaan käyttää myös Kolesnikovin ym. (1996) esittämää local adaptive binarization menetelmää, jonka avulla selvitetään havainnon kuulumista taustalla olevaan histogrammiin. Menetelmää on hyödynnetty mm. satelliittikuvien yhteydessä kuvionrajojen tulkinnassa (Tokola & Kilpeläinen 1999).

Läpimittajakauman muodon lisäksi empiirisestä aineistosta voidaan määrittää myös muita tunnuksia, kuten yleisesti käytettyjä diversiteetti-indeksejä. Esimerkiksi Siipilehto (2001) käytti Shannonin diversiteetti-indeksiä puiden läpimittojen vaihtelun ja Kuuluvainen ym. (1996) Shannon-Weaverin indeksiä pituusvaihtelun kuvaamiseksi. Lähteen ym. (1999) esittämä puuston rakenteeseen perustuva diversiteetti-indeksi puolestaan hyödyntää informaatiota niin elävästä puustosta, lahopuista kuin myös palaneesta puuaineksesta. Mikäli taas käytettävissä on kartoitettua puukohtaista tietoa, mahdollistaa se spatiaalisen tilastotieteen menetelmien hyödyntämisen puuston rakenteen analysoinnissa (esim. Kuuluvainen ym. 1996).

Mikäli puuston rakenteen analysoinnissa hyödynnetään todennäköisyysjakaumiin perustuvia läpimittajakaumamalleja, johtaa se väistämättä ilmiön huomattavaan keskiarvoistamiseen. Tämä johtuu ensinnäkin läpimittajakauman tasoittamisesta jatkuvaan muotoon siten, että jakauma noudattaa valitun to-

dennäköisyysjakauman parametreja tietyin arvoin. Toisekseen estimoiduille parametreille laaditaan yleensä ennustemallit, joissa parametreja ennustetaan muutamilla puuston keski- ja summatunnuksilla. Lisäksi käytetyt funktiot eivät ominaisuuksiensa puolesta edes pysty kuvaamaan luonnontilaisten metsien kaikkia jakaumamuotoja, jolloin tutkimusaineistoa joudutaan karsimaan eikä malli tällöin enää kuvasta objektiivisesti alkuperäistä vaihtelua. Lopputuloksena saatetaankin tutkia puuston sijasta valitun mallin ominaisuuksia.

Ainut Suomessa sovellettu teoreettinen läpimittajakaumamalli, jolla runkolukusarjojen kaikki muodot pystytään kuvaamaan on prosenttiosuusmenetelmä. Kategorisesti se kuuluu ns. jakaumamuodoista vapaisiin menetelmiin. Mikäli metsiköstä on käytettävissä riittävästi keski- ja summatunnuksia, pystytään prosenttiosuusmenetelmällä myös ennustamaan useampihuippuisia jakaumia (Maltamo ym. 2000). Jos taas käytetään kalibrointiestimointia jo ennustetun jakauman modifioimiseksi lisäinformaation avulla, pystytään alunperin hyvinkin keskiarvoistettuja jakaumaennusteita muuttamaan erittäin joustaviksi. Kuitenkin näidenkin menetelmien, jotka ovat alkuperäiseen empiiriseen aineistoon verrattuna keskiarvoistavia, käyttäminen on jossain määrin tarpeetonta, jos tarkoituksena on nimenomaan puuston rakenteen analysointi.

Teoreettiset läpimittajakaumamallit ja parametrien ennustaminen liittyvät Suomessa yleensä tilanteeseen, jossa kuvioittaisen arvioinnin mukaisen tietosisällön avulla ennustetaan puujoukko suunnittelujärjestelmässä. Tällöin käsitellään lähes poikkeuksetta metsätalouden vaikutuspiirissä olevia metsäalueita, joissa läpimittajakaumat ovat yleensä huomattavasti säännönmukaisempia kuin luonnontilaisissa metsissä. Toisaalta taas luonnontilaisia metsiä vastaavine puuston rakenteineen on löydettävissä lähes ainoastaan erilaisilta suojelualueilta, säästömetsistä ja harvoilta syrjäisiltä alueilta. Tällaisten kohteiden kuvaaminen puuston keski- ja summatunnusmuodossa suunnittelujärjestelmissä ei ole ainakaan ensisijainen tavoite näiden metsien tutkimuksessa ja mahdollisessa ei-metsätaloudellisessa hyödyntämisessä. Jos taas ajatellaan, että myös talousmetsissä on pyrkimyksenä siirtyminen käsittelyihin, jotka johtavat enemmän luonnonmukaisiin puuston rakenteisiin, ei tämän kehityksen vaikutus ole vasta kuin alussa metsikön rakenteessa. Tällöin näitä siirtymävaiheessa olevia talousmetsiä on parempi kuvata niistä itsestään laadituilla malleilla, sen sijaan että käytettäisiin luonnontilaisista metsistä laadittuja malleja. Luonnontilaisia metsiä kannattaakin puuston rakennetutkimuksissa käyttää lähinnä sen selvittämiseksi, millaisia luonnontilaiset puuston rakenteet yleensä ovat.

Kirjallisuutta

Borders, B.E., Souter, R.A., Bailey, R.L. & Ware, K.D. 1987. Percentile-based distributions characterize forest stand tables. Forest Science 33: 570–576.

Cajanus, W. 1914. Über die entwicklung gleichaltiger Waldbestände. Eine statische Studie. Acta Forestalia Fennica 3, 142 s.

Deville, J.-C. & Särndal, C.-E. 1992. Calibration estimators in survey sampling. Journal of the American Statistical Association 87: 376–382.

Droessler, T. D. & Burk, T. E. 1989. A test of nonparametric smoothing of diameter distributions. Scandinavian Journal of Forest Research 4: 407–415.

Esseen, P. -A., Ehnström, B., Ericson, L. & Sjöberg, K. 1997. Boreal forests. Ecological Bulletins 46: 16–47.

Haila, Y. & Kouki, J. 1994. The phenomenon of biodiversity in conservation biology. Annales Zoologi Fennici 31: 5–18.

Huston, M. A. 1994. Biological Diversity. The coexistence of species on changing landscapes. Cambridge, Cambridge University Press. 681 s.

Ilvessalo, Y. 1938. Perä-Pohjolan luonnon normaalien metsiköiden kasvu ja kehitys. Communicationes Instituti Forestalis Fenniae 24: 1–168.

Ilvessalo, Y. 1967. Luonnonnormaalien metsiköiden kehityksestä Kainuussa ja sen lähiympäristössä. Acta Forestalia Fennica 81: 1–80.

Ilvessalo, Y. 1969. Luonnonnormaalien metsiköiden kehityksestä Pohjanmaan kivennäismailla. Acta Forestalia Fennica 96: 1–37.

Kangas, A. & Maltamo, M. 2000a. Calibrating predicted diameter distribution with additional information. Forest Science 46: 390–396.

Kangas, A. & Maltamo, M. 2000b. Percentile based basal area diameter distribution models for Scots pine, Norway spruce and birch species. Silva Fennica 34: 371–380.

Kangas, A. & Maltamo, M. 2000c. Performance of percentile based diameter distribution prediction and weibull method in independent data sets. Silva Fennica 34: 381–398.

Kilkki, P. & Päivinen, R. 1986. Weibull function in the estimation of the basal area DBH-distribution. Silva Fennica 20: 149–156.

Koivisto, P. 1959. Kasvu- ja tuottotaulukoita. Metsäntutkimuslaitoksen julkaisuja 51.

Kolesnikov, A.N., Belekhov, V.I. & Chalenko, I.O. 1996. Vectorization of the raster images. Pattern recognition and Image Analysis 6(4).

Kurki, S. 1997. Spatial variation in the breeding success of forest grouse: the role of predation in fragmented boreal forest landscapes. Annales Universitatis Turkuensis, Ser. A II, Tom. 102. 101 s.

Kuuluvainen, T., Penttinen, A., Leinonen, K. & Nygren, M. 1996. Statistical opportunities for comparing stand structural heterogeneity in managed and primeval forests: An example from boreal spruce forest in Southern Finland. Silva Fennica 30: 315–328.

Laiho, O. & Lähde, E. 2001. Metsikön rakenteen määrittäminen runkolukujakauman perusteella. Metsätieteen aikakauskirja 1/2001: 65–71.

Laiho, O., Lähde, E., Norokorpi, Y. & Saksa T. 1995. Metsien runkolukujakauma 1950-luvun alussa Etelä-Suomessa. Julkaisussa: Laiho, O. & Luoto, T. (toim.). Metsäntutkimuspäivä Tampereella 1994. Metsäntutkimuslaitos, Parkanon tutkimusasema. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 538. s. 49–58.

Loetsch, F., Zöhrer, F. & Haller K.E. 1973. Forest inventory 2. BLV Verlagsgesellschaft, München. 469 s.

Lönnroth, E. 1925. Untersuchungen über die innere Struktur und Entwicklung gleichaltiger naturnormaler Kiefernbestände basiert auf Material aus der Sudhälfte Finnlands. Acta Forestalia Fennica 30. 269 s.

Lähde, E., Laiho, O., Norokorpi, Y. & Saksa, T. 1991. The structure of advanced virgin forests in Finland. Scandinavian Journal of Forest Research 6: 527–537.

Lähde, E., Laiho, O., Norokorpi, Y, & Saksa, T. 1999. Stand structure as trhe basis of diversity index. Forest Ecology and Management 115: 213–220.

Maltamo, M. 1998. Basal area diameter distribution in estimating the quantity and

structure of growing stock. D.Sc. (Agr. And For.) thesis summary. University of Joensuu, Faculty of Forestry. Research Notes 67. 43 s.

Maltamo, M. 2001a. Puuston kokojakaumat. Julkaisussa: Maltamo, M. & Laukkanen, S. (toim.). Metsää kuvaavat mallit. Silva Carelica 36. s. 30–74.

Maltamo, M. 2001b. Puuston rakenteen analysointi kernel-tasoituksen avulla. Julkaisussa: Maltamo, M. & Laukkanen, S. (toim.). Metsää kuvaavat mallit. Silva Carelica 36. s. 65.

Maltamo, M. & Uuttera, J. 1998. The angle-count sampling in description of forest stand structure. Forest and Landscape Research 1: 448–471.

Maltamo, M., Uuttera, J. & Kuusela, K. 1997. The variation of mineral soil forest stand structure by forest ownership groups in five forestry districts in southern Finland. Journal of Environmental Management 51: 145–167.

Maltamo, M., Kangas, A., Uuttera, J., Torniainen, T. & Saramäki, J. 2000. Comparison of percentile based predicted methods and Weibull distribution in describing diameter distribution of heterogeneous Scots pine stands. Forest Ecology and Management 133: 263–274.

Mielikäinen, K.1980. Mänty-koivusekametsien rakenne ja kehitys. Communicationes Instituti Forestalis Fenniae 99. 82 s.

Mielikäinen, K. 1985. Koivusekoituksen vaikutus kuusikon rakenteeseen ja kehitykseen. Communicationes Instituti Forestalis Fenniae 133. 79 s.

Puumalainen, J. 2001. Structural, Compositional na Functional Aspects of Forest Biodiversity in Europe. Geneva Timber and Forest Discussion Papers. United Nations Economic Commission for Europe (ECE), European Commission (EC) and the Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). United Nations Publication, New York and Geneva. 88 s.

Puumalainen, J., Maltamo, M. & Kangas, A. 2002. Calibrating predicted diameter distribution with additional information for structurally diverse forest stands. Continuous Cover Forestry -Assessment, Analysis, Scenarios. Ilmestyy konferenssin referoidussa proceedings julkaisussa. Kluwer academic publishers.

Päivinen, R. 1980. Puiden läpimittajakauman estimointi ja siihen perustuva puustotunnusten laskenta. Folia Forestalia 442. 28 s.

Siipilehto, J. 1999. Improving the accuracy of predicted basal-area diameter distribution in advanced stands by determining stem number. Silva Fennica 33: 281–301.

Siipilehto, J. 2001. Puuston läpimittajakaumien erot luonnonmetsien ja varttuneiden talousmetsien välillä. Julkaisussa: Siitonen J. (toim.). Monimuotoinen metsä. Metsäluonnon monimuotoisuuden tutkimusohjelman loppuraportti. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 812. s. 11–23.

Siitonen, J. 2001. Forest management, coarse woody debris and saproxylic organisms: Fennoscandian boreal forests as an example. Ecological Bulletins 49: 11–41.

Siitonen, J. & Martikainen, P. 1994. Occurence 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.

Siitonen, J, Martikainen, P., Punttila, P. & Rauh, J. 2000. Coarse woody debris and stand characteristics in mature managed and old-growth mesic boreal forests in southern Finland. Forest Ecology and Management 128: 211–225.

Tokola, T. & Kilpeläinen, P. 1999. The forest stand margin area in the interpretation of growing stock using Landsat TM imagery. Canadian Journal of Forest Research 29: 303–309.

Tomppo, E., Henttonen, H, Korhonen, K.T., Aarnio, A., Ahola, A. Heikkinen, J., Ihalainen, A., Mikkelä, H., Tonteri, T. & Tuomainen, T. 1998. Etelä-Pohjanmaan metsäkeskuksen alueen metsävarat ja niiden kehitys 1968 - 97. Metsätieteen aikakauskirja 2B/1998: 293–374.

Uotila, A., Maltamo, M., Uuttera, J. & Isomäki, A. 2001. Stand structure in semi-natural and managed forests in Finland and Russian Karelia. Ecology of woody debris in boreal forests. Ecological Bulletins 49: 149–158.

Uuttera, J. 1998. Impact of Management History on Forest Structure and Composition in Eastern and Central Finland. Ph.D. thesis summary. Annales Universitatis Turkuensis, Ser. A II, Tom. 106. 135 s.

Uuttera, J. & Maltamo, M. 1995. Impact of regeneration method on forest structure prior to first thinning. Comparative study North Karelia, Finland vs. Republic of Karelia, Russian Federation. Silva Fennica 29: 267–285.

Uuttera, J. & Maltamo, M. 1998. Intensiivisen metsätalouden aiheuttamat muutokset metsien rakenteessa. Metsätieteen aikakauskirja – Folia Forestalia 3/1998: 476–479.

Uuttera, J., Maltamo, M. & Hotanen, J.-P. 1996a. Stand structure of undrained and drained peatland forests in central Finland. Suo 47: 125–135.

Uuttera, J., Maltamo, M. & Kuusela, K., 1996b. Impact of Forest Management History on the State of Forests in Relation to Natural Forest Succession. Comparative study North Karelia, Finland vs. Republic of Karelia, Russian Federation. Forest Ecology and Management 83: 71–85.

Uuttera, J., Maltamo, M. & Hotanen, J.-P. 1997. The structure of forest stands on virgin and managed peatland habitats. Comparative study between North Karelia, Finland and Republic of Karelia, Russian Federation. Forest Ecology and Management 94: 125–138.

Uuttera, J., Maltamo, M., Kurki, S. & Mykrä, S. 1998. Differences in forest structure and landscape patterns between ownership groups in Central Finland. Boreal Environment Research 3: 191–200.

Vanhojen metsien suojelu Pohjois-Suomessa. 1996. Vanhojen metsien suojelutyöryhmän osamietintö III. Suomen ympäristö 30. Ympäristöministeriö. 108 s.

Veltheim, T. 1987. Pituusmallit männylle, kuuselle ja koivulle. Pro gradu -tutkielma. Helsingin yliopisto, metsänarvioimistieteen laitos. 60 s.

Paikkatietomenetelmät ja -aineistot eläinten elinympäristötutkimuksissa

Ari Nikula
Tutkija
Metsäntutkimuslaitos
Rovaniemen tutkimusasema

1. Metsäkuvan muuttuminen ja maisemaekologian opetukset uusien suunnittelutarpeiden taustalla

Metsätalouden käytännöt ovat muokanneet voimakkaasti boreaalisia metsiä ja metsämaiseman kuvaa etenkin 1900-luvun puolesta välistä lähtien (Östlund ym. 1997, Esseen ym. 1997). Tärkeimmät muutokset metsiköiden rakenteessa liittyvät kaksi- tai useampijaksoisten metsien muuttumiseen yksijaksoisiksi, sekametsiköiden muuttumiseen yhden puulajin vallitsemiksi, ja lehtipuuosuuden vähenemiseen. Toisaalta aikaisemman harsintametsätalouden jäljiltä syntyneet harvapuustoiset ja vajaatuottoisiksi luokitellut metsiköt ovat vähentyneet ja puuston määrä lisääntynyt 1900-luvulla (Östlund ym. 1997). Myös erilaisten metsiköiden ja muiden habitaattien muodostama metsämaiseman rakenne on muuttunut samana ajanjaksona. Metsämaiseman rakenteessa tapahtuneet muutokset liittyvät mm. metsäpalojen muovaamien metsiköiden vähenemiseen, vanhojen metsiköiden määrän vähenemiseen ja jäljelle jääneiden metsiköiden pirstoutumiseen sekä uudistusalojen ja nuorten ikävaiheiden lisääntymiseen (Esseen ym. 1997).

Metsien rakenteen ja metsämaiseman muutoksen on dokumentoitu vaikuttaneen selvästi useisiin metsälajeihin (ks. esim. Esseen ym. 1997). Erityistä huomiota on kiinnitetty vanhaa metsää elinympäristökseen vaativiin lajeihin, joista useiden on esitetty kärsineen metsämaiseman muutoksesta (Helle 1986, Virkkala 1990). Myös lehtipuiden, erityisesti haavan väheneminen on todettu ongelmaksi useille haavalla eläville lajeille (Siitonen & Martikainen 1994).

Keskeinen käsite keskustelussa metsien käsittelyn vaikutuksista monimuotoisuuteen on ollut elinympäristöjen pirstoutuminen (fragmentation). Pirstoutumisella tarkoitetaan tällöin jonkin alkuperäisen, metsien tapauksessa useimmiten vanhojen metsien laajempien kokonaisuuksien muuttumista pienemmiksi yksiköiksi (Haila 1994). Helpoimmin pirstoutuminen voidaan ymmärtää silloin, kun elinympäristötyyppien välinen alue muuttuu pysyvästi, kuten esimerkiksi maanviljelykseen rakennetuilla alueilla. Boreaalisten metsien pirstoutumisen käsite on kuitenkin monimutkaisempi, sillä hakkuiden ja metsien kasvun seurauksena syntyy ajan myötä eri ikävaiheessa olevien metsien ja muiden elinympäristötyyppien mosaiikki. Pirstoutumisen aste ja sen vaikutukset riippuvat tällöin mm. kulloinkin tarkasteltavana olevan lajin kyvystä käyttää metsätalouden seurauksena syntyneitä elinympäristötyyppejä hyväkseen sekä liikkua esimerkiksi lisääntymisen kannalta tärkeiden habitaattien välillä (Haila 1994).

Elinympäristöjen pirstoutumisen tutkimuksissa teoreettinen tausta oli pitkään saariteoriassa, joka olettaa habitaattilaikkujen olevan erillisiä ja lajille vihamielisten habitaattien ympäröimää. Vasta 1980-luvun puolivälistä lähtien todellisten saarten ja habitaattilaikkujen välistä eroa on alettu laajemmin ymmärtää ja huomiota on kiinnitetty myös yksittäisten laikkujen ympäristöön (Wiens 1995). Maiseman rakenne on alettu nähdä laadultaan erilaisten habitaattien muodostamana mosaiikkina ja samalla tutkimuksissa käytettyjen muuttujien määrä (esimerkiksi maiseman rakennetunnusten) ja tutkittavien ilmiöiden monimutkaisuus on lisääntynyt (Wiens 1995). Vaikka maisemarakenteen merkitys erilaisille ekologisille prosesseille oli mielletty jo aikaisemmin, vasta 1980-luvun taitteesta lähtien spatiaalisten prosessien tutkimus maisematasolla alkoi kehittyä siinä määrin, että se on johtanut maisemaekologia-

na tunnetun tieteenalan kehitykseen (Wiens 1999).

Maisemaekologia tieteenä voidaan käsittää eri näkökulmista, mutta sille on leimallista tutkittavien kohteiden monimutkaisuus ja ilmiöiden riippuvuus mittakaavasta. Myös monitieteisyys ja tutkimustiedon sovellettavuus suojelubiologiaan ja maankäytön suunnitteluun ovat olleet maisemaekologisen tutkimuksen lähtökohtina alusta saakka (Wiens 1999). Maisemaekologian tärkeitä opetuksia ovat olleet mm. huomion kiinnittäminen oikeaan mittakaavaan sekä se, että jonkin muuttujan arvo tai prosessit tietyssä kohteessa voivat riippua ympäröivän maiseman rakenteesta (Wiens 1999). Metsäympäristöön siirrettynä tämä tarkoittaa sitä, että esimerkiksi eläinten elinympäristötutkimuksissa ratkaisevaa ei ole pelkästään se, minkälaisessa metsikössä jokin laji havaitaan, vaan useiden lajien kohdalla on kiinnitettävä huomiota myös siihen, minkälaisista metsiköistä ja muista habitaateista havaintokohdan ympäristö koostuu.

Maisemaekologian piirissä on kehitetty useita teorioita, jotka kuvaavat maisemamosaiikissa tapahtuvia prosesseja. Eläinten ja maisemamosaiikin rakenteen välisiä suhteita tarkastelevat tutkimusongelmat, etenkin elinympäristövaatimuksia selvittävät tutkimukset voidaan perimmiltään nähdä resurssinvalintakysymyksenä (Johnson 1980, Pendleton ym. 1998). Maisematason tutkimuksissa resurssilla tarkoitetaan lajille tärkeää habitaattia ja/tai habitaattikompositiota. Jos resurssien käyttö on epäsuhteessa niiden saatavuuteen, on resurssien käyttö valikoivaa, mistä voidaan edelleen päätellä mitkä habitaatit ovat kullekin lajille tärkeitä (Johnson 1980). Metsäsuunnittelua ajatellen eläinten elinympäristötutkimuksen tulisi kyetä tuottamaan tietoa kullekin lajille tärkeiden habitaattien määrästä ja jakautumisesta alueella. Paikkatietoaineistojen soveltamisessa tällaisiin kysymyksiin tärkeä näkökohta on tällöin käytettävien aineistojen sovellettavuus, eli miten hyvin niillä voidaan kuvata habitaattien laadullisia ominaisuuksia (puustorakenne, kasvupaikka, jne.) sekä habitaattilaikkujen sijoittumista alueelle.

Monimuotoisuuden turvaamiseen metsätalouden muokkaamissa maisemissa on viime vuosina kiinnitetty yhä enemmän huomiota. Esimerkiksi alue-ekologinen suunnittelu tähtää alueella luontaisesti esiintyvän lajiston elinkykyisten populaatioiden säilyttämiseen (Hallman ym. 1996). Alue-ekologisessa suunnittelussa käytetään hyväksi maisemaekologian piirissä kehitettyjä teorioita yksittäistä metsikköä laajempien alueiden rakenteen vaikutuksista eliöihin ja koko metsäekosysteemin toimintaan. Monimuotoisuuden huomioonottaminen metsäsuunnittelussa tarvitsee tuekseen yleisten teorioiden lisäksi myös empiiristä tutkimustietoa. Lajiston säilyttämisen kannalta keskeiset kysymykset voidaan asettaa seuraavasti: Minkälaisia habitaatteja tarvitaan? Miten paljon näitä habitaatteja tarvitaan? Millaisina kokonaisuuksina habitaattien tulisi olla? Miten suurelle alueelle kunkin lajin elinympäristövaatimuksia tulisi soveltaa? Vastattavien kysymysten joukko edellyttää sekä maiseman määrällisten (composition) että spatiaalisten (configuration) rakennepiirteiden mittaamista. Tutkimusongelmasta riippuen tutkittavien alueiden koko on usein suuri samoin kuin analyysissä huomioon otettavien tekijöiden joukko. Käytännössä ainoa keino tällaiseen analytiikkaan on käyttää paikkatietomenetelmiä ja -aineistoja.

Tässä artikkelissa tarkastellaan paikkatietomenetelmien ja -aineistojen käyttöä ekologisen tutkimuksen välineenä pitäen silmällä myös metsätalouden suunnittelun tarpeita. Mukaan on sisällytetty myös sellaisia kokemuksia ja havaintoja paikkatietoaineistojen ja

-menetelmien käyttöön liittyvistä näkökohdista, joita ei yleensä sisällytetä tieteellisiin raportteihin. Tällaisten näkökohtien mukaanotto on kuitenkin perusteltua useastakin syystä; Paikkatietomenetelmien soveltaminen ekologiseen tutkimukseen edellyttää sitä, että tutkimusprosessiin osallistuvalla on selkeä käsitys paitsi erilaisista paikkatietomenetelmistä, myös näiden menetelmien ja kunkin tutkimusongelman teoreettisen taustan välisestä yhteydestä. Muutoin paikkatietomenetelmien kehitys voi muodostua liian tekniikkavetoiseksi tai sitten paikkatietomenetelmien ja aineistojen tarjoamia mahdollisuuksia ei oivalleta. Toisaalta myös paikkatietomenetelmiin ja aineistoihin liittyy rajoituksia, jotka on tunnettava. Esimerkiksi maankäyttöä ja puustoa kuvaavien aineistojen käyttökelpoisuuteen ja soveltuvuuteen maisemaekologisiin tarkasteluihin ei tieteellisissä raporteissa yleensä kiinnitetä liiemmälti huomiota. Aineistojen käyttökelpoisuus erilaisten habitaattien kuvaamiseen, mutta myös paikkatietomenetelmien soveltaminen näiden aineistojen hyödyntämisessä voivat kuitenkin vaikuttaa saatuihin tuloksiin. Paikkatietoaineistojen ja paikkatietomenetelmien eri puolien tuntemus on tarpeen myös pohdittaessa tutkimuksilla saadun tiedon soveltamista käytännön metsätalouden suunnitteluun.

2. Paikkatietojärjestelmät ja satelliittien tuottama informaatio

Paikkatietojärjestelmät (*Geographic Information Systems, GIS*) määritellään hieman eri tavoin näkökulmasta riippuen, mutta yleisesti niillä tarkoitetaan niitä laitteistoja ja tietokoneohjelmistoja, joiden avulla voidaan tallentaa, muokata, analysoida ja tulostaa paikkaan sidottua informaatiota (Burrough & McDonnell 1998). Tietokonepohjaisten menetelmien kehittäminen erilaisiin luonnonvarojen hallinnan ja maankäytön suunnittelun tarpeisiin alkoi jo 1960-luvulla, mutta suurin harppaus paikkatietomenetelmien kehityksessä sijoittuu 1980-luvulle. Vaikka paikkatietojärjestelmien mahdollisuudet useilla aloilla oivallettiin jo varhain, vasta ohjelmistojen kehitys käyttäjäystävällisemmiksi ja tietokonekapasiteetin kasvu 1990-luvun taitteesta lähtien ovat lisänneet järjestelmien käyttöä ja erilaisten sovellusten määrää huomattavasti (Burrough & McDonnell 1998). Nykyään paikkatietojärjestelmät ovat esimerkiksi metsätalouden organisaatioissa keskeinen tiedonhallintaväline metsävaratietojen ylläpidossa.

Satelliittien tuottaman informaation hyödyntämistä metsävarojen kartoituksen kannalta on selvitetty runsaasti sitten ensimmäisten luonnonvarasatelliittien laukaisun 1970-luvun alussa (Holmgren & Thureson 1998 ja viitteet). Samoin satelliittikuvien käyttö erilaisissa aluetason ekologisissa tutkimuksissa on ollut alusta asti mielenkiinnon kohteena (Gray ym. 1996, Roughgarden ym. 1990). Vielä 1990-luvun alussa esteet satelliittikuvainformaation käytölle ekologisissa tutkimuksissa liittyivät pääosin satelliittikuvien hintaan ja järjestelmien monimutkaisuuteen. Myös se, että ekologit eivät hallineet satelliittikuvien käsittelyn vaatimaa tekniikkaa, eivätkä toisaalta taas ne, jotka hallitsivat tekniikan, olleet suuntautuneet ekologiseen tutkimukseen, esti satelliittikuvainformaation laajemman hyödyntämisen (Roughgarden ym. 1990). Nykyään satelliittikuvia käytetään mm. valtakunnan metsien inventoinnissa melko rutiininomaisesti (Tomppo ym. 1998), joskin satelliittikuvilta saatavan informaation käyttökelpoisuudesta mm. metsäsuunnittelun tarpeisiin käydään edelleen keskustelua (Holmgren & Thuresson 1998).

3. Paikkatietoaineistojen tarkkuudesta käsitteenä

Paikkatietoaineistoja käytetään yleisesti otaksumalla, että aineistot ovat virheettömiä, tai että niihin ei sisälly virheitä tai epätarkkuuksia, jotka voisivat vaikuttaa analyysien lopputulokseen (Burrough & McDonnell 1998). Yhtenä syynä tähän on se, ettei aineistojen laadusta ole useinkaan saatavilla tietoa. Koska paikkatietoaineistoihin liittyy useista eri tekijöistä johtuvia epävarmuuksia ja suoranaisia virheitä, näiden merkitystä analyyseihin ja tulosten tulkintaan on syytä pohtia, sillä epätarkkuudet ja virheet vaikuttavat edelleen mm. päätelmiemme oikeellisuuteen ja sovellettavuuteen. Aineiston tarkkuus on käsitteenä kuitenkin monitahoinen, eikä yhtä yleispätevää tarkkuuden määritelmää ole olemassa (Campbell 1987). Yleisesti ottaen maankäyttöä ja puustoa kuvaavien aineistojen tarkkuudella käsitetään aineiston vastaavuutta jonkin maan pinnalla objektiivisesti määritettävän ja rajattavan kohteen kanssa. Eläinekologisissa tarkasteluissa aineistojen tarkkuus voidaan esittää kysymyksenä: Miten hyvin aineisto kuvaa tarkasteltavan lajin kannalta oleellisia habitaatteja?

Aineiston tarkkuteen vaikuttavat tekijät jaetaan usein sisällöllisiin (thematic), sijaintiin liittyviin (positional) ja ajallisiin (temporal) tekijöihin (Burrough & McDonnell 1998). Sisällöllinen tarkkuus voidaan jakaa edelleen maisemaa kuvaavien kohteiden laadulliseen (qualitative) ja määrälliseen (quantitative) tarkkuuteen. Laadullisella tarkkuudella tarkoitetaan sitä, miten nominaaliasteikolla kuvattu kohteiden erottelu (esim. metsä, vesi, pelto) vastaa todellisuutta ja määrällisellä tarkkuudella puolestaan sitä, miten vähintään järjestysasteikolla kuvattu kohteiden erottelu (esim. metsän ikä, puuston tilavuus) vastaa jollain tavoin määriteltyä todellisuutta (Burrough & McDonnell 1998). Campbell (1987) puolestaan ilmaisee saman asian erottamalla toisistaan aineiston tarkkuuden (accuracy) ja aineiston kyvyn kuvata yksityiskohtaisesti kohteiden ominaisuuksia (precision). Käsitteellinen ero on tärkeä, koska esimerkiksi satelliittikuvan luokittelun "tarkkuutta" voidaan parantaa muodostamalla yleisiä maan pintaa kuvaavia luokkia (maa-vesi) eli vähentämällä kohteiden yksityiskohtaisiin ominaisuuksiin perustuvaa jakoa. Käänteisesti katsoen aineiston epävarmuus ainakin joidenkin luokkien kohdalla lisääntyy yksityiskohtia lisättäessä. Maisemaekologisten tutkimusten kannalta tarkkuuden "parantuminen" maisemaa kuvaavia luokkia vähentämällä kuitenkin todennäköisesti heikentää aineiston käyttökelpoisuutta ainakin jostakin rajasta alaspäin mentäessä, koska yksittäiset maisemaluokat voivat sisältää lajin kannalta useita erilaisia habitaatteja. Toisaalta liian yksityiskohtaisesti luokitellussa aineistossa yksittäisiin luokkiin liittyvä epävarmuus kasvaa ja aineisto voi käsittää sellaisia luokkia, joilla ei ole merkitystä tutkittavan lajin kannalta. Aineiston tarkkuus on siten aina määriteltävä suhteessa aineiston käyttötarkoitukseen.

4. Temaattinen kartoitus

Jaakkolan ym. (1988) mukaan suoraan satelliittikuvien avulla tuotetuista tunnuksista eri maankäyttöluokat (pellot, metsät, vesistöt, jne.) voidaan erottaa luotettavimmin toisistaan. Erottelua on pyritty myös parantamaan käyttämällä satelliittikuvien tulkinnassa apuna digitaalista ennakkotietoa eri kohteista (Tokola & Heikkilä 1997, Katila ym. 2000). Selkeästi yhden puulajin dominoivat metsät voidaan erottaa toisistaan melko luotettavas-

ti samoin kuin metsämaiseman selkeät muutokset, kuten avohakkuut, metsäautoteiden rakentaminen, uudistusalojen kehitys jne. (Jaakkola ym. 1988). Maisemaekologisten tutkimusten kannalta satelliittikuvien tuottamaa informaatiota voidaan pitää siten käyttökelpoisena, mikäli tutkimusasetelman kannalta on tarpeen erottaa puustoiset alueet hakkuiden tai muiden maankäyttömuotojen vuoksi puuttomista alueista tai mikäli metsien tarkkoja rakennetunnuksia ei ole tarpeen ottaa huomioon.

5. Metsien rakennepiirteiden tarkkuus satelliittikuvilta tulkittuina

Yksityiskohtaisten metsien rakennetta kuvaavien tunnusten tulkitseminen satelliittikuvilta on osoittautunut vaikeaksi ja tästä syystä satelliittikuvilta tuotettavissa olevaa informaatiota on kritisoitu liian karkeaksi ja epävarmaksi (Holmgren & Thuresson 1998). Metsän kokonaistilavuuden, iän ja puulajisuhteiden on todettu korreloivan satelliittikuvien sävyarvojen kanssa useissa tutkimuksissa, mutta tulokset ovat vaihdelleet riippuen tutkimusalueesta ja metsiköiden rakenteesta (Holmgren & Thuresson 1998). 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 & 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 kehitysvaiheessa olevia puustoja ainakin luokkarajana käytetyn tilavuuskriteerin keskihajonnan verran.

6. Tulkintatarkkuus ja tarkasteltavan alueen koko

Satelliittikuvilta johdettujen metsän rakennetunnusten, kuten puuston tilavuuden keskivirheen on todettu pienenevän kohdealueen pinta-alan kasvaessa (Tokola & Heikkilä 1997). Yksittäisen kuva-alkion (maastossa n. 25 × 25 m) puuston tilavuuden keskivirhe voi olla jopa useita kymmeniä prosentteja, mutta alueen pinta-alan kasvaessa useisiin kymmeniin tai satoihin hehtaareihin, virhe pienenee puulajista riippuen noin 15 - 30 %:iin (Tokola & Heikkilä 1997). Maisemaekologisten tutkimusten kannalta satelliittikuvilta tuottetua informaatiota voidaan siis pitää käyttökelpoisena, mikäli tutkittavan alueen koko on useita kymmeniä, mieluummin satoja hehtaareita. Sovellettaessa aineistoa lajihin, joiden elinpiiri on muutamasta hehtaarista muutamaan kymmeneen hehtaariin tulisi lajista olla riittävästi toistoja (elinpiirejä, havaintoja tmv.), jotta tämä edellytys täyttyisi.

7. Satelliittikuvien geometrinen tarkkuus

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 vähälukuisia puulajeja, jotka voivat olla joidenkin lajien kannalta kriittisiä tekijöitä elinympäristössä. Esimerkiksi liito-ora-

va näyttää suosivan järeitä kuusimetsiä, joissa on lehtipuita sekapuuna (Reunanen & Nikula 1998). Lehtipuista erityisesti haapa näyttäisi olevan tärkeä liito-oravalle ilmeisesti kolopuuna. Liito-oravan suosimat lehtipuuryhmät ovat kuitenkin usein pienialaisia saarekkeita, jopa yksittäisiä puita, varttuneiden kuusimetsien keskellä, eivätkä ne välttämättä erotu satelliittikuvilta (Reunanen ym. 2002a).

8. Ajallisten muutosten huomioonottaminen tutkimuksessa

Metsämaisema muuttuu ajan myötä paitsi ihmisen toiminnan ansiosta myös puuston ja muun kasvillisuuden kehittymisen vuoksi. Eri syistä tapahtuva maisemakuvan muutos on otettava huomioon maisemaekologisissa tutkimuksissa, joissa joudutaan usein yhdistämään eri aikoina kerättyjä aineistoja. Syynä eri aikoina valmistettujen tai kerättyjen aineistojen yhdistämiselle on se, että maankäyttöä ja puustoa kuvaavia aineistoja ei päivitetä jatkuvasti, vaan päivitykset tehdään määrävälein. Esimerkiksi metsäsuunnittelua varten kerättyjen tietojen päivityskierto voi kestää useita vuosia, jopa 15 - 20 vuotta (Oksanen-Peltola 1999). Myös koko maan kattava valtakunnan metsien inventointi toistetaan 5 - 10 vuoden välein, mikä tarkoittaa saman suuruista aikaväliä myös VMI:n tuottaman monilähdetulkinnan (Tomppo & Katila 1993) ajantasaisuuteen.

Metsämaisemassa tapahtuvat muutokset voidaan tiivistää puuston kasvusta johtuvaan ikäluokkarakenteen muutokseen, metsien hakkuista johtuviin muutoksiin sekä metsäautoteiden ja muiden kohteiden rakentamiseen. Maisemaekologisen tutkimuksen kannalta näistä tärkeimpinä voidaan pitää varsinkin päätehakkuiden sekä metsien kasvun aiheuttamia muutoksia. Hakkuiden vuoksi aikaisemmin uudistuskypsät metsiköt muuttuvat puuttomiksi tai harvoja siemenpuita sisältäviksi aukeiksi, joiden merkitys tutkittavan lajin kannalta on toinen kuin varttuneiden metsien. Metsien kasvusta johtuva muutos on suurin hakkuuaukeiden ja nuorten taimikoiden kohdalla, joiden merkitys habitaattina muuttuu sitä enemmän, mitä kauemmin maisema-aineiston valmistamisesta on kulunut ekologisen aineiston keräämiseen. Sen sijaan nuorten kasvatusmetsien ja sitä varttuneempien metsien kasvu muutaman vuoden kuluessa ei todennäköisesti vaikuta yhtä paljon habitaatin laatuun useimpien lajien kannalta.

Tärkeimmät tekijät arvioitaessa maisemakuvan muutoksen merkitystä tutkimusongelman kannalta ovat tutkimusalueen koko, maastoaineiston spatiaalinen sijoittuminen tutkimusalueelle ja se, onko tutkimusongelman kannalta tärkeää rajata erottaa eri habitaattien muodostamat laikut tarkasti. Mikäli tutkimusalueen pinta-ala kattaa useita satoja tai tuhansia neliökilometrejä ja tutkimuksen vasteaineisto käsittää satoja tai tuhansia havaintoja, kuten riistakolmioihin perustuvissa tutkimuksissa (Helle & Nikula 1996), on esimerkiksi hakkuista aiheutuvan muutoksen vaikutus tuloksiin vähäinen vielä useiden vuosien jälkeenkin. Mikäli tutkimusaineisto on kerätty suppealta alueelta tai havaintojen määrä vähäinen, on maisemaa kuvaavan aineiston päivitystarpeeseen kiinnitettävä enemmän huomiota. Myös silloin, kun tutkimusalueelta on tarpeen määrittää tutkittavan lajin kannalta olellisten habitaattilaikkujen sijainti ja rajaukset tarkasti (esim. Reunanen ym. 2002c), on maisema-aineiston päivitys tai satelliittikuviin perustuvissa aineistoissa luokitusvirheiden tarkastaminen tarpeen ajantasaisissakin aineistoissa.

Maisemaa kuvaavan aineiston päivitys voi tapauksesta riippuen vaatia eri maanomistajien hakkuualueiden rajausten käyttöä, maastoinventointeja tai tuoreiden ilmakuvien käyttöä. Hurme ym. (2000) käyttivät liito-oravaa koskevissa tutkimuksissaan valtion maille metsähallitukselta saatuja hakkuualueiden digitaalisia rajoja, joilla päivitettiin VMI:n monilähdetulkintaa. Yksityismailla tehdyt hakkuut päivitettiin käyttämällä tuoreita ilmakuvia, joilta uudet hakkuualueet rajattiin. Seuraavassa vaiheessa rajat digitoitiin, kiinnitettiin koordinaatistoon ja digitaalisia rajoja käytettiin maskitietoina VMI-aineiston ajantasaistamisessa.

Käytettävät maankäyttö- ja puustoaineistot voivat vaatia tarkistuksia myös aineistoon liittyvien ominaisuustietojen virheiden vuoksi. Esimerkiksi satelliittikuvien luokituksessa yksittäisen kuva-alkion puuston runkotilavuuden estimaatin keskivirhe voi olla useita kymmeniä prosentteja (Tomppo ym. 1998). Luokiteltuihin satelliittikuviin perustuvien maankäyttö- ja puustoaineistojen tarkkuuteen on tarpeen kiinnittää huomiota etenkin silloin, kun on tarpeen rajata tutkittavan lajin kannalta oleelliset habitaattilaikut. Hurme ym. (2000) tarkistivat maastokäyntien yhteydessä liito-oravan pesimähabitaateiksi määritellyt metsiköt, jotka oli paikannettu VMI:n monilähdetulkinnasta tulostettujen kartakkeiden avulla. Maastossa metsiköiden puustoa verrattiin niihin kriteereihin, joilla liito-oravalle sopivat metsiköt oli paikannettu VMI-aineistosta ja kullekin metsikölle annettiin luokituksen onnistumista kuvaava arvo. Virheellisesti luokitellut metsikkökuviot poistettiin ja saatuja tuloksia verrattiin maastokäyntien perusteella korjattuihin alkuperäisiin karttoihin. Korjausten ja uusien luokituskriteereidn muodostamisen jälkeen tutkimusalueita kuvaava maankäyttö- ja puustoaineisto saatiin vastaamaan huomattavasti paremmin maastossa todettua tilannetta (Hurme ym. 2000).

9. Maiseman rakenteen kuvaamisesta

Periaatteessa maiseman rakennetta kuvaavat tunnukset voidaan jakaa maiseman kompositiota (composition) ja maisemaelementtien konfiguraatiota (configuration) kuvaaviin mittoihin (McGarigal & Marks 1995). Maiseman kompositiota kuvaavat mitat tuottavat tietoa eri habitaattityyppien esiintymisestä ja määrästä ottamatta huomioon niiden keskinäistä sijoittumista alueelle. Maiseman konfiguraatiota kuvaavat mitat puolestaan ottavat huomioon eri habitaattilaikkujen sijoittuminen suhteessa samaa tai toisia habitaatteja edustaviin laikkuihin. Niillä kuvataan myös erillisten laikkujen laikkujen muotoa, ydinalueiden kokoa jne. Keskeinen seikka maisemaekologisissa tutkimuksissa on se, että maiseman rakennetunnusten tulee olla tulkittavissa tutkittavan lajin elinympäristövaatimusten näkökulmasta. Keskeisiä kysymyksiä tällöin ovat lajin kyky käyttää eri habitaatteja ja näiden muodostamaa maisemamosaiikkia lisääntymiseen, ravinnnonhankintaan, liikkumiseen elinympäristössään tai levittäytymiseen alueelta toiselle.

Yleisin ja yksinkertaisin tapa kuvata maiseman rakennetta on laskea eri maisemaluokkien pinta-alat ja osuudet tutkimusalueelta. Pinta-ala voidaan yleensä laskea suoraan paikkatieto-ohjelmistojen perustyökaluilla ja näistä on edelleen helppo laskea kunkin maisemaluokan osuus. Usein tutkimuksissa mielenkiinto liittyy myös muihin maiseman rakennemittoihin, kuten erillisten laikkujen (esim. metsiköiden) kokoon, laikkutiheyteen, reunan määrään, lähimmän samanlaista habi-

taattia edustavan laikun etäisyyteen jne. Maiseman rakennetta kuvaavien mittojen laskemiseen on kehitetty useita ohjelmistoja, joilla yksinään tai kytkettynä varsinaisiin paikkatieto-ohjelmistoihin voidaan laskea useita, jopa kymmeniä mittoja yhdellä kertaa (esim. McGarigal & Marks 1995). Maiseman rakennetunnuksia laskevien ohjelmistojen kytkeminen paikkatieto-ohjelmistoihin on kuitenkin usein välttämätöntä, sillä maiseman rakenneanalyysit joudutaan toistamaan useista kymmenistä jopa satoihin tuhansiin kertaa, jolloin toistot on tehtävä ohjelmallisesti käyttämällä paikkatieto-ohjelmistojen ohjelmointikieliä.

Monet laikkujen välistä vuorovaikutusta tutkivat teoreettiset mallit jättävät huomiotta laikkujen välisen alueen merkityksen tutkittavan lajin kannalta ja ainoana laikkujen välistä aluetta kuvaavana mittana käytetään laikkujen välistä etäisyyttä. Laikkujen välisen alueen laadun kuvaaminen on joillekin lajeille kuitenkin tärkeää, koska välialueen laatu voi vaikuttaa maiseman sidonnaisuuteen (With ym. 1997), esimerkiksi lajin mahdollisuuksiin levittäytyä laikusta toiseen. Silloin, kun ollaan kiinnostuneita kohdelaikkujen sisällä tai niiden välillä tapahtuvista prosesseista, joudutaan tuottamaan maiseman rakennetta kuvaavia mittoja, joita ei suoraan löydy vakio-ohjelmistoista. Tällaisten mittojen tuottaminen vaatii usein omien algoritmien kehittämistä ja ohjelmoimista. Algoritmien ohjelmointi edellyttää jo melko pitkälle menevää tietokantarakenteiden ja muiden ohjelmiston teknisten ratkaisuiden tuntemista, mikä todennäköisesti on ollut ja tulee olemaan esteenä tällaisten mallisen laajemmalle kehitystyölle.

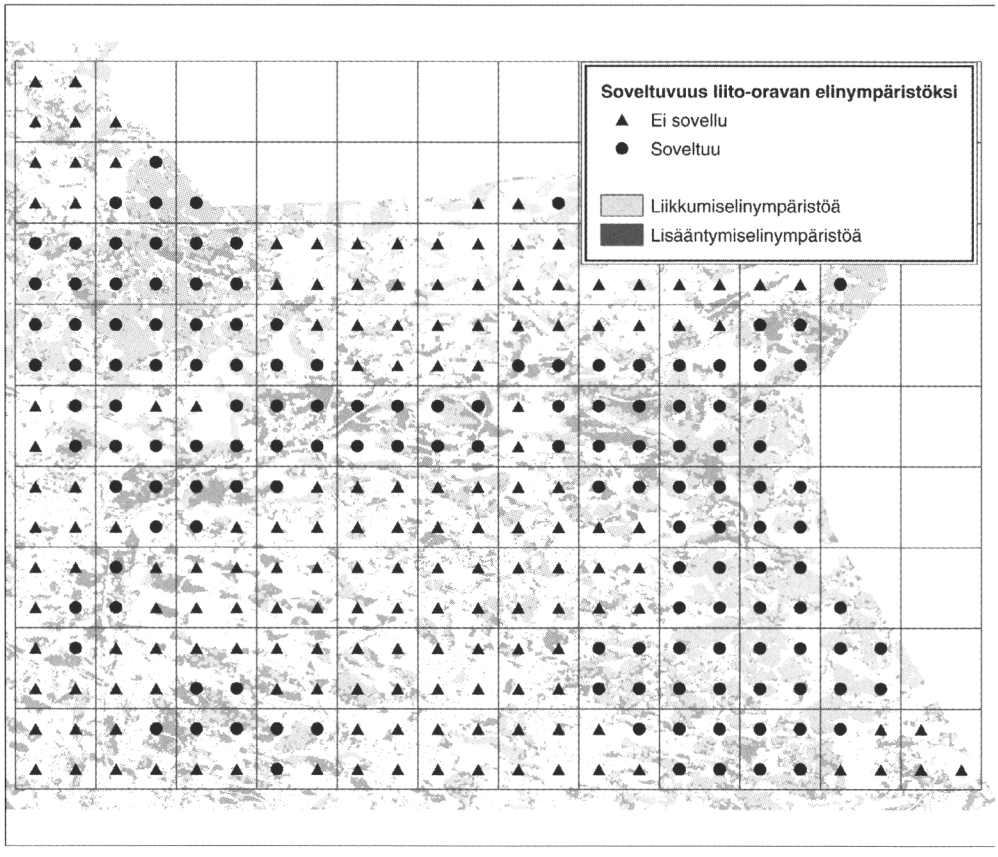
Esimerkkinä tällaisista mitoista ovat liito-oravan elinympäristötutkimuksiin kehitetyt menetelmät. Liito-orava vaatii liikkumishabitaateikseen sulkeutuneita metsiä ja latvusyhteyden olemassaoloa ja se välttää aukeita ja taimikoita (ks. Reunanen & Nikula 1998). Liito-oravan asuttamien elinympäristöjen erottamiseksi asuttamattomista Reunanen ym. (2002b) kehittivät laikun maksimilävistäjän pituutta kuvaavan mitan, jonka tarkoituksena oli määrittää tutkittavista maisemista pisin matka, jonka liito-orava kykenee kulkemaan ylittämättä yli 100 m leveitä aukeita tai vesistöjä. Liito-oravan lisääntymishabitaattien välisten alueiden laadun tutkimiseksi Reunanen ym. (2002c) kehittivät menetelmän, jossa ensin määriteltiin kunkin laikkuparin välinen lyhin etäisyys ja sen jälkeen laskettiin kullekin laikkuparille laikkujen väliin jäävien maisemaluokkien osuudet. Nikula ym. (2001) kehittivät saman ongelman tutkimiseksi liito-oravan liikkumista kuvaavan mallin, joka perustui ArcInfon kustannuspintamalliin. Kuvattujen mallie kehittäminen vaati paikkatieto-ohjelmiston oman ohjauskielen lisäksi kehittyneempien ohjelmointikielien käyttöä, koska käytetyn paikkatieto-ohjelmiston ohjelmointikieli rajoittaa välitulosten tallennusten määrää, käytettyjen taulukoiden kokoa ja suoritettujen komentojen määrää. Esimerkiksi laikkujen välisen alueen laadun laskennassa joudutaan tekemään jo muutaman kymmenen laikun tapauksessa helposti satojatuhansia laskentaoperaatioita ja välitulosten tallennuksia.

10. Tutkimustiedon siirto metsäsuunnitteluun

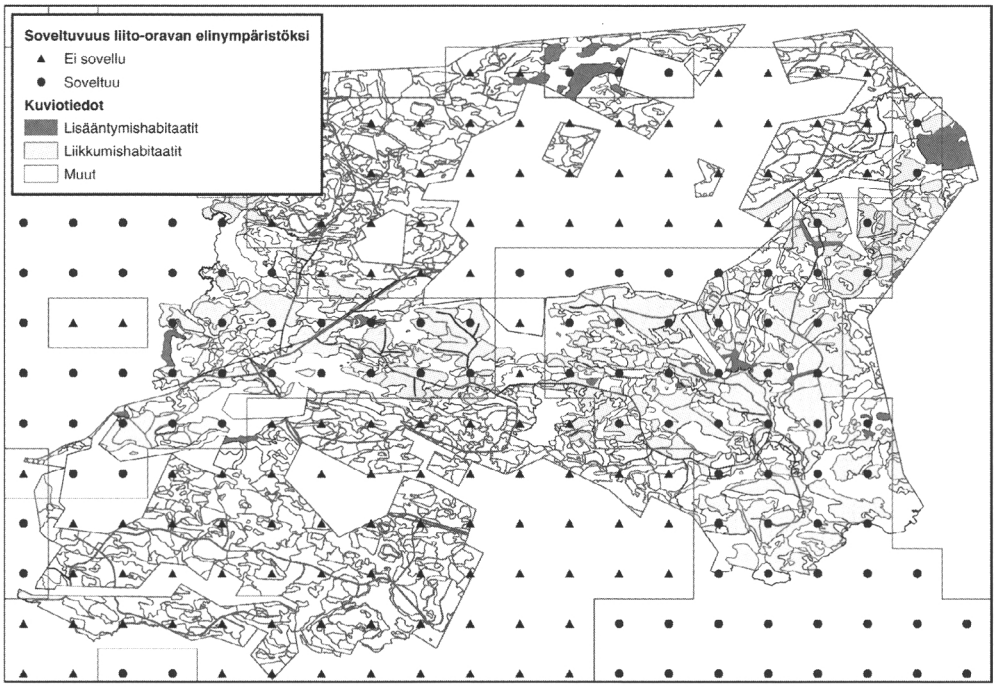
Paikkatietomenetelmiä yhdessä satelliittikuvien tuottaman informaation kanssa on käytetty jo 1970-luvulta alkaen mm. metsäekosysteemien hoidon ja suunnittelun apuna (Gray ym. 1997). Alkuaikoina useimmat sovellukset perustuivat eri tietolähteitä yhdistelemällä saatuihin karttoihin ja vasta 1980-luvulla tekninen kehitys mahdollisti paikka-

tietojärjestelmien käytön monimutkaisia spatiaalisia operaatioita vaativaan mallinnukseen. Tyypillisiä sovelluksia olivat elinympäristömallit, joita esimerkiksi Pohjois-Amerikassa on tuotettu 1980-luvulta lähtien useita satoja (Gray ym. 1997). Malleilla on tyypillisesti pyritty paikallistamaan ne kohteet suunnittelualueelta, joihin kulloinkin mielenkiinnon kohteena olleen lajin kannalta on ollut tärkeää kiinnittää huomioita. Mallien perustana olevat menetelmät vaihtelevat, mutta yhtenä sovelluksena on ollut ns. habitaatti-indeksien käyttö (HSI, habitat suitability index). Habitaatti-indeksien laskennassa lajille tärkeistä, habitaattien ominaisuuksia kuvaavista muuttujista saadaan yhdistämällä lukuarvo, joka kuvaa habitaatin soveltuvuutta lajille. Vaikka puutteellisen tiedon lajien elinympäristövaatimuksista sekä käytettyihin mallitustekniikoihin, muuttujiin jne. liittyvien heikkouksien on todettu rajoittavan mallien käyttökelpoisuutta (Gray ym. 1997), paikkatietomallitus tarjoaa tavan tuottaa informaatiota, joka ottaa huomioon kohdealueen ominaisuudet.

Kuvassa 1 on esitetty paikkatietomallituksen avulla tuotettu vastepinta, jolla on haettu liito-oravalle periaatteessa soveltuvat alueet tutkimusalueelta (Nikula ym. 2000). Analyysissä alue on ensin jaettu 2 × 2 km ruutuihin, joista kukin saa arvon sen mukaan so-



■ Kuva 1. Yksinkertaiseen kynnysarvomalliin perustuva vastepinta alueen soveltuvuudesta liito-oravan elinympäristöksi. Liito-oravan elinympäristökriteerit on arvioitu 2 x 2 km^2 kokoisilta alueilta 1 km välein.



■ Kuva 2. Paikkatietomenetelmien avulla elinympäristömallin antama tieto alueen eri osien soveltuvuudesta liito-oravan elinympäristöksi voidaan edelleen liittää kuvioittaisiin metsäsuunnittelutietoihin ja hyödyntää tietoja suunnittelussa.

veltuuko se liito-oravan elinympäristöksi vai ei. Ruudut sopivuus arvioidaan yksinkertaisten kynnysarvojen perusteella, jotka perustuvat väljästi tutkimustietoon liito-oravan asuttamien metsiköiden rakenteesta (Reunanen & Nikula 1998, Reunanen ym. 2002a) ja liito-oravametsiköitä ympäröivän maiseman rakenteesta (Mönkkönen ym. 1997, Reunanen ym. 2000c). Maisemaa ja puustoa kuvaavana aineistona käytettiin VMI:n tuottamaa monilähdetulkintaa. Ruutu luokiteltiin liito-oravalle sopivaksi, mikäli lisääntymishabitaattien määrä ylitti kynnysarvona käytetyn 4 %, ja yhteenlaskettu lisääntymishabitaattien ja liikkumiseen soveltuvien habitaattien osuus pinta-alasta oli yli 50 %. Lisääntymiseen- ja levittäytymiseen sopivien habitaattilaikkujen spatiaalinen jakautuminen alueella otettiin huomioon siten, että laskentaan mukaan kelpuutettiin vain ne laikut, jotka sijaitsivat enintään 50 m päässä toisistaan ja joiden yhteenlaskettu pinta-ala oli vähintään 1 ha (Reunanen ym. 2002c).

Mallin avulla tuotettua vastepintaa on periaatteessa mahdollista käyttää hyväksi usealla tavalla. Visuaalisen tarkastelun avulla suunnittelualueelta voidaan rajata lajin kannalta potentiaaliset alueet ja toisaalta sulkea pois ne, joissa maiseman rakennepiirteet eivät täytä lajin vaatimuksia. Paikkatietojärjestelmän avulla mallilla tuotetut rajat voidaan myös asettaa päällekkäin suunnittelussa käytettävän kuvioaineiston kanssa ja liittää mallin antama tieto kuvioiden ominaisuustietoihin (Kuva 2). Kuvan esimerkkitapauksessa mallin antama sopiva-ei-sopiva –indeksi on useimpiin suunnittelujärjestelmiin liian karkea, mutta se voi toimia visuaalisena apuvä-

lineenä suunnittelussa. Kehittyneillä tilastollisilla mallitusmenetelmillä (ks. Alenius ym. tässä teoksessa) kullekin ruudulle voidaan tuottaa maisemarakenteen perusteella laskettu todennäköisyys, jolla laji esiintyy ruudussa ja käyttää arvoa habitaatti-indeksien tapaan suunnittelulaskelmien pohjana (ks. esim. Kurttila ym. 2001). Edellytyksenä kuitenkin on, että lajia koskevissa tutkimuksissa mallitusnäkökohta on ollut lähtökohtana.

Paikkatietopohjaisten mallien käyttöön metsäsuunnittelun apuvälineenä liittyy myös rajoitteita, jotka on otettava huomioon sovellettaessa malleista saatuja tuloksia. Jollain alueella kehitetyn mallin yleistämisessä koko lajin esiintymisaluetta koskevaksi on oltava kriittinen, sillä metsien käsittelyhistoria, maaperän tuottokyky, topografia jne. voivat poiketa alueelta toiselle siirryttäessä ja vaikuttaa mallin antamiin tuloksiin (Reunanen ym. 2002c). Toisaalta myös siirrettäessä jollakin maisema-aineistolla kehitetty malli toiseen ympäristöön, esimerkiksi satellittikuva-aineistoilla kehitetty malli metsäsuunnitteluaineistoihin, olisi eri aineistojen vastaavuus ja poikkeavuudet tunnettava. Lisää tutkimustietoa tarvittaisiin esimerkiksi siitä, miten satelliittikuvilta lasketut maiseman rakennetunnukset poikkeavat esimerkiksi metsäsuunnittelua varten maastossa kerätyistä vastaavista tunnuksista tai miten eri aineistoilla tuotetut lajien elinympäristömallit voidaan sovittaa yhteen.

Kirjallisuus

Alldredge, J. R., Thomas, D. L. & McDonald, L. L. 1998. Survey and comparison of methods fo study of resource selection. Journal of Agricultural, biological and environmental statistics 3:3 s. 237–253.

Burrough, P.A. & McDonnell, R.A. 1998. Principles of geographical information systems. Oxford University Press. 333 s.

Campbell, J.B. 1987. Introduction to remote sensing. The Guilford Press. New York, London. 551 s.

Gray, P.A., Cameron, D. & Kirkham, I. 1996. Wildlife habitat evaluation in forested ecosystems: some examples from Canada and the United States. Julkaisusssa: Richard M. DeGraaf & Ronald I. Miller (toim.). Conservation of Faunal Diversity in Forested Landscapes. Chapman & Hall, London. s. 407–536.

Esseen, P-E., Ehnström, B., Ericson, L. & Sjöberg, K. 1997. Boreal forests. Ecological Bulletins 46: 16–47.

Haila, Y. 1994. Metsän pirstoutuminen luonnonsuojeluekologisena ongelmana boreaalisessa metsävyöhykkeessä. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 482: 59–68.

Hallman, E., Hokkanen, M., Juntunen, H., Korhonen, K.-M., Raivio, S., Savela, O., Siitonen, P., Tolonen, A. & Vainio, M. 1996. Alue-ekologinen suunnittelu. Metsähallituksen metsätalouden julkaisuja 3.

Helle, P. 1986. Effects of forest succession and fragmentation on bird communities and invertebrates in boreal forests. Acta Universitas Ouluensis A 178: 41+93 s.

Helle, P. & Nikula, A. 1996. Usage of geographic information systems in ana-lyses of wildlife triangle data. Finnish Game Research 49: 26–36.

Holmgren, P. & 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. & Reunaen, P. 2000. Liito-oravan esiintymisen ennustamisesta Pohjois-Suomessa: maisema-

ekologinen malli. Syötteen Life-hankkeen liito-orava -projektin loppuraportti. 64 s.

Jaakkola, S., Poso, S. & Skråmo, G. 1988. Satellite remote sensing for forest inventory – experiences in the Nordic countries. Scandinavian Journal of Forest Research 3: 545–657.

Johnson, D. H. 1980. The comparison of usage and availability measurements for evaluating resource preference. Ecology 61(1): 65–71.

Katila, M., Heikkinen, J. & 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., Pukkala, T. & 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. Painossa

McGarigal, K. & 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 s.

Mönkkönen, M., Reunanen, P., Nikula, A., Inkeröinen, J. & Forsman, J. 1997. Landscape characteristics associated with the occurrence of the flying squirrel *(Pteromys volans)* in old-growth forests on northern Finland. Ecography 20: 634–642.

Nikula, A., Nivala, V., Reunanen, P. & Mökkönen, M. 2001. Evaluating the impact of forest management on landscape functioning: dispersal network models for Flying squirrel as an example. Julkaisussa: Kari-Matti Vuori & Jari Kouki (toim.). Ecosystem management in boreal forest landscapes. Koli National Park, Finland, May 27 - 30, 2001. Publications of the North Karelia Regional Environment Centre. s. 82.

Nikula, A. & Reunanen, P. 2000. Linking broad scale landscape ecological research and stand level forest management planning: an approach. Julkaisussa: Karjalainen, L. & Kuuluvainen, T. (toim.). Disturbance Dynamics in Boreal Forests – Restoration and Management of Biodiersity, Kuhmo, Finland, August 21 - 25, 2000. Abstracts. Yliopistopaino, Helsinki. s. 38.

Oksanen-Peltola, L.1999. Metsäsuunnittelun tietotarpeet. Julkaisussa: Matti Heikinheimo (toim.) Metsäsuunnittelun tietohuolto. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 741: 13–22.

Pendleton, G.W., Titus, K., Lowell, R.E., Degayner, E. & Flatten, G. 1998. Compositional analysis and GIS for study of habitat selection by Goshawks in Southeast Alaska. Journal of Agricultural, Biological and Environmental Statistics 3(3): 280–295.

Reunanen, P. & Nikula, A. 1998. Liito-oravan elinympäristöt ja maiseman rakenne Koillismaalla. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja Sarja A No 93. 52 s.

Reunanen, P., Mönkkönen, M. & Nikula, A. 2000. Managing boreal forest landscapes for flying squirrels. Conservation Biology 14(1): 218–226.

Reunanen. P., Mönkkönen, M. & 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. 2002b. Regional scale landscape patterns and the distribution of the Siberian flying squirrel (*Ptromys volans*) in northern Finland. Wildlife Biology. 8. Painossa.

Reunanen, P., Nikula, A. & Mönkkönen, M., Hurme, E. & Nivala V. 2002c. Predicting the occupancy of the Siberian flying squirrel (*Pteromys volans*) in old-growth forest patches in northern Finland. Ecological Applications. 12. Painossa.

Roughgarden, J., Running, S.W. & Matson, P.A. 1991. What does remote sensing do for ecology? Ecology 72(6): 1918–1922.

Siitonen, J. & 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. & Heikkilä, J. Improving satellite image based forest inventory by using a priori site quality information. Silva Fennica 31(1): 67–78.

Tomppo, E. & Katila, M. 1993. Satelliittikuvapohjainen valtakunnan metsien inventoinnin tietotuotanto. Julkaisussa: Ari Nikula, Aulis Ritari & Marja-Lea Lahti (toim.). Paikkatiedon ja satelliittikuvainformaation käyttö metsäntutkimuksessa. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 479: 21–26.

Tomppo, E., Katila, M., Moilanen, J., Mäkelä, H. & Peräsaari, J. 1998. Kunnittaiset metsävaratiedot 1990 - 94. Metsätieteen aikakauskirja – Folia Forestalia 4B/1998: 619–839.

Wiens, J. 1995. Landscape mosaics and ecological theory. Julkaisussa: Lennart Hansson, Leonore Fahrig & Gray Merriam (toim.). Mosaic landscapes and ecological processes. Chapman & Hall. London. 1–26.

Wiens, J. 1999. The science and practise of landscape ecology. Julkaisussa: Jeffrey M. Klopatek & Robert H. Gardner (toim.). Landscape cological analysis. Springer-Verlag, New Yor, Inc. 371–384.

With, K.A., Gardner, R.H. & Turner, M. 1997. Landscape connectivity and population distribution in heterogenous environments. Oikos 78: 151–169.

Virkkala, R. 1990. Effects of forestry on birds in a changing north-boreal coniferous landscape. Väitöskirja. Helsingin Yliopisto, Eläintieteen laitos. Helsinki. 13+78 s.

Östlund, L., Zackrisson, O. & Axelsson, A.-L. 1997. The history and transformation of a Scandinavian boreal forest landscape since the 19th century. Canadian Journal of Forest Research 27: 1198–1206.

Monikriteerinen arviointi ja paikkatietomenetelmät elinympäristömallin tuottamisessa

Ron Store
Tutkija
Metsäntutkimuslaitos
Kannuksen tutkimusasema

1. Johdanto

Metsiin liittyvien tavoitteiden monipuolistuminen lisää metsäsuunnittelun menetelmille ja tekniikoille asetettuja vaatimuksia. Osallistavien ja vuorovaikutteisten suunnittelumenetelmien lisäksi tarvitaan monitavoitteiseen suunnitteluun soveltuvia tekniikoita, joiden avulla pystytään mm. arvioimaan suunnitelmavaihtoehtojen hyvyys mitä moninaisempien tavoiteyhdistelmien suhteen.

Jotta monitavoitteisuuden mukanaan tuomiin haasteisiin voitaisiin vastata, on kehittyneiden suunnitteluteknikoiden lisäksi oltava riittävän yksityiskohtaista tietoa kustakin tavoitteesta: mitkä tekijät tavoitteeseen vaikuttavat, minkälaista vaikutus on sekä mitkä ovat näiden tekijöiden väliset korvautuvuussuhteet. Toisaalta tarvitaan myös työkaluja ja tekniikoita, joiden avulla tuotetaan tieto minkälaisiksi näiden tunnusten kuvaamat olosuhteet erilaisissa suunnitelmavaihtoehdoissa muodostuvat. Luonnon monimuotoisuuden kohdalla tämä tarkoittaa sitä, että kustakin kiinnostuksen kohteena olevasta lajista olisi tiedettävä ne muuttujat, jotka vaikuttavat lajin viihtymiseen, ja lisäksi olisi pystyttävä arvottamaan alueita tai vaihtoehtoisia suunnitelmia näiden muuttujien suhteen. Usein tämä tieto kuvataan tiivistetysti elinympäristömallien avulla.

Elinympäristön sopivuusmallinnusta käytetään tuotettaessa karttoja, joilla ennustetaan tietyn lajin esiintymistodennäköisyyttä ja selvitettäessä minkälaisia ominaisuuksia tietty laji elinympäristöltään vaatii. Tavallisesti nämä mallit tehdään tutkimalla tilastollisesti lajin esiintymistiheyksien ja elinympäristön ominaisuuksien välisiä suhteita. Empiiriseen aineistoihin perustuvien tilastollisten mallien laadinta on kuitenkin hidasta ja kallista erityisesti harvinaisten lajien kohdalla. Lajeja joille mallit tarvittaisiin on paljon ja määrä lisääntyy nopeammin kuin malleja kyetään tuottamaan. Näin ollen on epätodennäköistä, että kaikille kiinnostuksen kohteena oleville lajeille löytyisi suunnitteluhetkellä empiiriseen aineistoon perustuva elinympäristömalli.

Yksi mahdollisuus lieventää tätä ongelmaa on käyttää asiantuntijatietämystä apuna niiden lajien kohdalla, joille ei ole laadittu empiiriseen aineistoon perustuvia tilastollisia malleja. Asiantuntijatietämyksen mallinnukseen ja siihen liittyvän epävarmuuden ennustamiseen on viime vuosina kehitetty monia menetelmiä (Kangas ym. 1993, Alho ym. 1996, Leskinen & Kangas 1998). Asiantuntijatietämyksen mallinnuksessa asiantuntijoilta saatava informaatio muutetaan numeeriseen muotoon, jolloin sen pohjalta laadittua elinympäristömallia voidaan käyttää suunnittelulaskelmissa samaan tapaan kuin empiiriseen aineistoon perustuvia tilastollisia malleja.

Suunnitelmavaihtoehtojen arvottamisessa tarvittavan elinympäristötiedon tuottamiseen voidaan hyödyntää paikkatietojärjestelmien (GIS) työkaluja. Paikkatietojärjestelmiä on käytetty erityisesti suunnittelussa tarvittavan tiedon hallintaan, tuottamiseen ja tulosten esittämiseen sekä suunnittelussa käytettävän metsikkökuvioinnin tarkentamiseen (ks. esim. Store 1996, Nikula & Store 1999). Uuden tiedon tuottaminen voi tapahtua yhdistämällä tietoa eri tietolähteistä tai analysoimalla järjestelmässä olevaa tietoa sen spatiaalisten ominaisuuksien näkökulmasta (paikkatietoanalyysit). Spatiaalista mallinnusta ja erityisesti kartografista mallinnusta, on käytetty etsittäessä tiettyyn käyttötarkoitukseen tai tietylle lajille soveltuvia kohteita (Wadge ym. 1993, Store & Kangas 2001).

2. Kartografinen mallinnus

Kartografisen mallinnuksen katsotaan saaneen alkunsa McHargin (1969) kehittämästä menetelmästä, jossa päätöksenteon kriteerit esitettiin kalvolle piirrettyjen karttojen avulla. Menetelmän ydin oli kuvat kriteerit siten, että vaaleat sävyt edustivat päätöskriteerin kannalta otollisia alueita ja tummat sävyt vastaavasti huonosti kriteerin täyttäviä alueita. Päätösongelman kannalta paras alue löydettiin laittamalla kalvot päällekkäin ja valitsemalla vaalein alue.

Nykyisin kartografinen mallinnus tehdään paikkatietojärjestelmässä, ja se pitää sisällään karttatasojen muokkaamiseen, mittaamiseen, analysoimiseen sekä yhdistämiseen liittyviä toimintoja. Paikkatietojärjestelmäpohjainen kartografinen mallinnus perustuu Tomlinin (1990) kehittämään kartta-algebraan, jossa linkitetään geometrisiin yksilöihin (piste, viiva ja alue) ja niiden naapurustoon kohdistuvia matemaattisia perustoimintoja jonoksi siten, että edellisen toiminnon tulos on seuraavan syöte. Näitä jonoja kutsutaan kartografisiksi malleiksi ja prosessia kartografiseksi mallinnukseksi.

Kartografinen mallinnus soveltuu hyvin tilanteisiin, joissa tarvitaan monenlaisen tiedon ja monien tietolähteiden integroitua analysointia. Tällöin alueiden paikallistaminen toteutetaan yhdistämällä kriteerimuuttujia kuvaavat karttatasot loogisten alueleikkausten avulla. Mallin tulos on numeerinen kartta, joka esittää alueet, jotka täyttävät yhtäaikaisesti alueen sopivuudelle asetut kriteerit, mutta ei välitä tietoa hyväksyttyjen alueiden keskinäisestä paremmuudesta. Sen avulla ei siis voi selvittää mitkä valintaehdot täyttävistä alueista ovat parhaimpia kyseiseen käyttötarkoitukseen tai mitkä alueet ovat parhaita käypien alueiden ulkopuolella.

Yhdistettäessä kartografiseen mallinnukseen monikriteeriseen arviointiin (MCE) kehitettyjä menetelmiä, pystytään alueet myös arvottamaan toistensa suhteen. Tällöin mallin tuloksena on ns. indeksi-kartta, jossa kartta-alkioiden arvot kuvaavat sitä miten hyvin kyseessä oleva alue täyttää asetetut kriteerit. Monikriteerisen arvioinnin hyödyntäminen mahdollistaa useiden päätösvaihtoehtojen arvioinnin monien päätöskriteerien ja kilpailevien tavoitteiden suhteen. MCE –menetelmien käyttö paikkatietojärjestelmäympäristössä auttaa ratkaisemaan karttatasojen ja toisaalta yksittäisten luokkien painotukseen liittyviä ongelmia sekä mahdollistaa eri asteikoilla ja mittayksiköillä kuvattujen tunnusten tarkoituksenmukaisen yhdistämisen.

Tämän artikkelin tavoitteena on esitellä pääpiirteet menetelmästä, jonka avulla voidaan kehittää elinympäristön sopivuusmallinnusta käyttämällä paikkatietojärjestelmäpohjaisia tiedonhallinta- ja analyysimenetelmiä yhdessä modernien päätösanalyysimenetelmien kanssa. Keskeistä menetelmässä on mahdollisuus hyödyntää asiantuntijatietämystä elinympäristömallien laadinnassa sekä jatkuvien muuttujien käyttö arviointiprosessissa. Menetelmää havainnollistetaan tapaustutkimuksen avulla, jossa tuotetaan elinympäristömalli eräälle vanhan metsän kääpälajille (korpiludekääpä).

3. Tapaustutkimus – elinympäristön sopivuusmalli korpiludekäävälle

Tapaustutkimuksessa tuotettiin elinympäristömalli korpiludekäävälle, joka on uhanalainen vanhan metsän kääpälaji. Suomessa ja Ruotsissa sitä pidetään yhtenä tärkeänä vanhan metsän indikaattorilajina (Kotiranta &

Niemelä 1996). Korpiludekääpä viihtyy mikroilmastoltaan kosteissa korpimaisissa vanhoissa kuusikoissa ja isäntäpuuna on tavallisimmin järeä kaatunut kuusenrunko. Tässä tutkimuksessa pääpaino oli kuitenkin menetelmän kehittämisessä ja tapaustutkimuksen kohteena olevaa korpiludekääpää käytettiin lähinnä menetelmän esittelytarkoituksiin.

Elinympäristömallin tuottamiseen kehitetyssä menetelmässä on seuraavat päävaiheet:

1) selvitetään lajin esiintymistä selittävät tekijät: hyödynnetään aikaisempia tutkimuksia, olemassa olevien malleja ja asiantuntijatietämystä

2) valitaan ehdottomat kriteerit: soveltuvuuskriteerien joukosta valitaan ehdottomat kriteerit, joiden epäsopivat arvot eivät ole kompensoitavissa joidenkin toisten kriteerien hyvillä arvoilla

3) arvioidaan jäljelle jääneiden alueiden soveltuvuus joustavien kriteerien avulla

4) herkkyysanalyysi: selvitetään kuinka herkkiä tulokset ovat kriteerien painokertoimien muutoksille

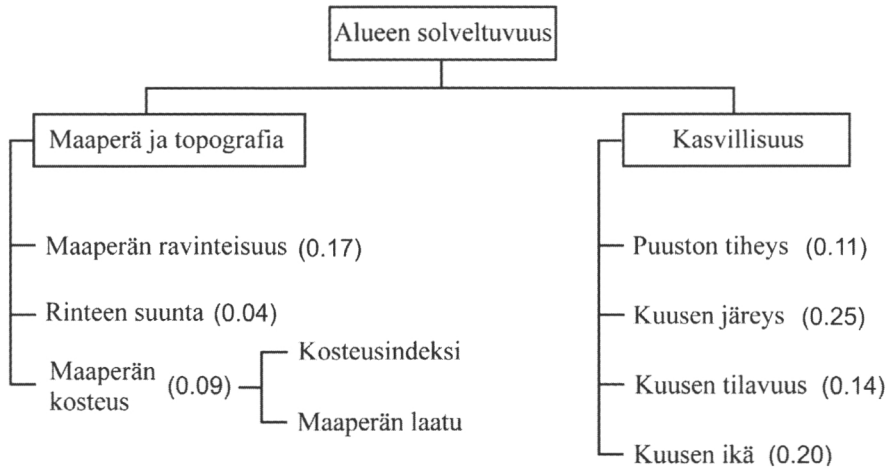
Tapaustutkimuksen ensimmäisessä vaiheessa selvitettiin ne elinympäristön ominaisuudet, jotka vaikuttavat korpiludekäävän viihtymiseen. Apuna käytettiin asiantuntijatietämystä ja aiempia tutkimustuloksia. Näiden perusteella valittiin arvioinnissa käytettävät elinympäristön sopivuutta kuvaavat kriteerit, joita olivat kuusen tilavuus, ikä ja järeys, puuston tiheys, rinteen suunta, maaperän kosteus ja ravinteisuus. Jokainen elinympäristön soveltuvuutta kuvaava kriteeri tallennettiin paikkatietojärjestelmässä omaksi karttatasokseen.

Seuraavassa vaiheessa määriteltiin ns. käypä alue sulkemalla korpiludekäävälle soveltumattomat alueet jatkotarkastelujen ulkopuolelle. Tässä tutkimuksessa soveltuvuuden rajat määriteltiin hyvin väljästi, koska jatkotarkasteluihin haluttiin mukaan sekä tällä hetkellä korpiludekäävälle soveltuvat alueet että sellaiset alueet, jotka voisivat tulevaisuudessa kehittyä sopiviksi. Pois rajattiin lähinnä liian karut kasvupaikat ja metsän kasvuun soveltumattomat alueet. Jäljelle jäänyt käyvän alueen soveltuvuus arvioitiin joustavien elinympäristökriteerien pohjalta.

Joustaviksi elinympäristökriteereiksi kutsuttiin niitä kriteerejä, joille oli määriteltävissä korvautuvuussuhteet eli jonkin kriteerin huono arvo oli korvattavissa jonkun toisen kriteerin hyvällä arvolla. Osa kriteerejä kuvaavista karttatasoista saatiin muodostettua suoraan inventointitietojen pohjalta (esim. kuusen tilavuus ja järeys) ja osa tuotettiin käyttämällä erilaisia spatiaalisia analyysejä (esim. maaperän kosteus).

Käyvän alueen arvottaminen aloitettiin muodostamalla päätöshierarkia. Ylimmällä tasolla oli ongelman yleisluontoinen tavoite, joka tässä tapauksessa oli alueen soveltuvuus korpiludekäävälle. Seuraavan tason muodostivat pääkriteerit, joiksi asetettiin kasvillisuuteen liittyvät tunnukset sekä maaperään ja topografiaan liittyvät tunnukset. Alimmalla tasolla oli pääkriteerejä tarkemmin kuvaavat alikriteerit, joiden suhteen vaihtoehdot arvotettiin.

Koska arvioinnissa käytettävät kriteerit eivät olleet keskenään yhtä tärkeitä, kuvattiin kriteerien keskinäiset tärkeyssuhteet painokertoimien avulla (Kuva 1). Tässä tutkimuksessa painokertoimet tuotettiin pareittaisten vertailujen tekniikalla (Saaty 1977), mutta myös muita vastaavia tekniikoita on olemassa. Jotta kriteerit (arvomatriisit) voitaisiin painokertoimien avulla yhdistää, on niiden ar-



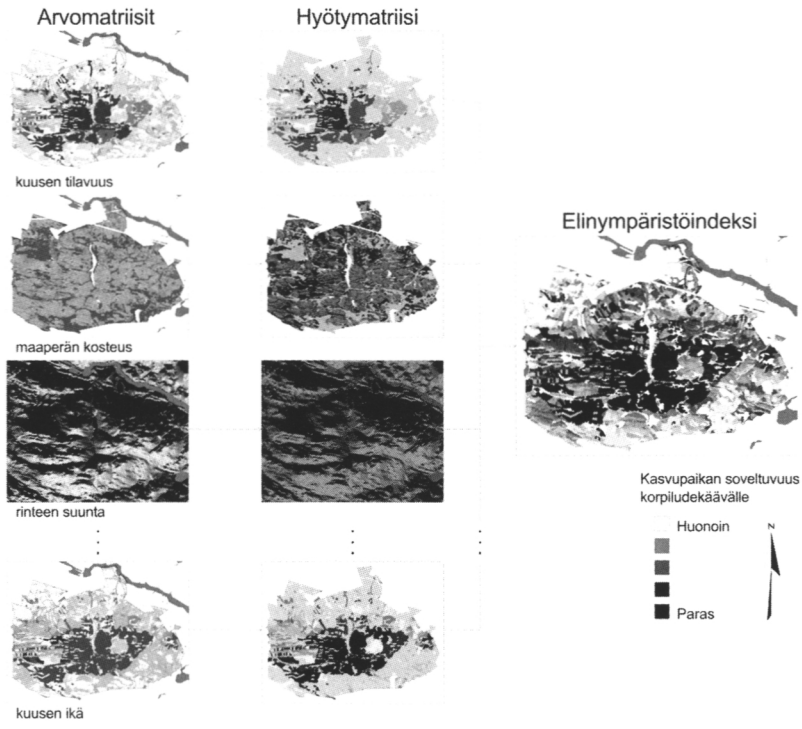
■ Kuva 1. Tapaustutkimuksessa käytetty päätöshierarkia ja kriteerien painokertoimet.

vot (mittayksiköt) saatava tavalla tai toisella yhteismitallisiksi. Esimerkiksi kuusen tilavuus vaihteli tutkimusalueella nollan ja 250 m3/ha:n välillä ja maaperän kosteus puolestaan sai indeksiarvoja 0 ja 10 välillä. Tällaisten kriteerien yhdistäminen ei voinut tapahtua vain laskemalla arvomatriisit yhteen.

Standardisointi toteutettiin muuttamalla kriteerien arvot osahyödyiksi. Osahyödyt ovat yksiköttömiä lukuja, jotka voidaan skaalata nollan ja ykkösen välille. Luokitteluasteikollisille muuttujille (kuten esimerkiksi maaperän ravinteisuus) osahyödyt laskettiin pareittaisten vertailujen tekniikalla ja jatkuville muuttujille (kuten esim. kuusen tilavuus) Pukkalan ja Kankaan (1993) kehittämää osahyötyfunktiotekniikkaa hyväksi käyttäen. Lopullinen sopivuusindeksi saatiin kertomalla osahyödyt kyseisen kriteerin painokertoimella ja yhdistämällä saadut matriisit aritmeettisella alueleikkauksella paikkatietojärjestelmässä (Kuva 2).

Herkkyysanalyysin yleisenä tavoitteena oli selvittää miten elinympäristön sopivuusanalyysin tulokset muuttuvat, jos kriteerien painoarvoja muutetaan. Toisin sanoen, miten tarkastelun kohteena olevalle lajille parhaiten sopivien alueiden sijainti muuttuu, jos elinympäristötekijöiden tärkeyssuhteita muutetaan. Tapaustutkimuksessa herkkyysanalyysin kytkettiin myös erityistarkoitus: haluttiin selvittää sijaitsevatko alueen vanhat metsät korpiludekäävän kannalta optimaalisilla paikoilla. Siis sellaisilla paikoilla, jotka ovat myös muiden kuin kasvillisuuteen liittyvien ominaisuuksiensa puolesta kaikkein sopivimpia korpiludekäävälle.

Tätä tarkoitusta varten päätöskriteerit jaettiin päätöshierarkian muodostamisvaiheessa pysyviin (maaperä ja topografia) ja muuttuviin (kasvillisuus) elinympäristötekijöihin ja herkkyysanalyysissä testattiin erilaisia painoja näille tekijöille. Käytännössä herkkyysanalyysi toteutettiin siten, että lähtötilanteen painokertoimia (pysyvät 0.3 muuttuvat 0.7) muutettiin kasvattamalla pysyvien kriteerien painokerrointa askelittain kohti ykköstä. Kustakin painokerroinyhdistelmästä tuotettiin paikkatietojärjestelmässä kuva, joka esitti sopivuusindeksin spatiaalista hajontaa tutkimusalueella. Tällöin kuvia vertaamalla voitiin tarkastella korpiludekäävälle soveltuvimpien alueiden sijaintia ja sijainnin muutoksia eri painokerroin yhdistelmillä.



■ Kuva 2. Elinympäristön sopivuusindeksin tuottaminen monikriteerisen arvioinnin ja kartografisen mallinnuksen menetelmin (Store & Kangas 2001).

Peruslaskennassa sopivimmat alueet sijaitsivat alueen keskiosissa. Kun pysyvien elinympäristötekijöiden painoa lisättiin, sopivuusindeksin pienipiirteisyys lisääntyi. Pysyvien tekijöiden painokertoimen lähestyessä ykköstä näyttivät korpiludekäävälle sopivimmat alueet siirtyvän alueen keskiosan vanhoista, korkealla sijaitsevista kuusimetsistä alueen pohjoisosissa sijaitseviin rehevämpiin ja kosteampiin, mutta myös nuorempiin metsiin.

4. Pohdintaa

Artikkelissa esitelty paikkatietojärjestelmään, moderneihin päätösanalyysimenetelmiin ja asiantuntijatietämyksen mallinnukseen perustuva menetelmä mahdollistaa sopivuusindeksin tuottamisen suuralueille kohtuullisessa ajassa. Lisäksi se mahdollistaa sopivuusindeksin laskemisen myös niille lajeille, joille ei empiiriseen aineistoon perustuvaa tilastollista elinympäristömallia ole laadittu. Kartografinen mallinnus ja MCE sopivat hyvin tilanteisiin, joissa tavoitteena on paikallistaa ne alueet, joissa jotakin tiettyä lajia todennäköisimmin esiintyy tai arvottaa joukko vaihtoehtoisia kohteita tietyn lajin elinympäristövaatimusten pohjalta.

Tapaustutkimuksessa käytetty herkkyysanalyysi, jossa muutettiin pysyvien ja muuttuvien ympäristötekijöiden painokertoimia, kytkeytyy myös aikatekijään. Kun lisätään pysyvien elinympäristötekijöiden painoa, ei välttämättä valita tällä hetkellä sopivinta aluetta vaan alue, joka voi tulevaisuudessa, puuston vanhetessa, kehittyä kaikkein sopivimmaksi. Herkkyysanalyysien tulokset an-

tavatkin viitteitä siitä, että tapaustutkimusalueella tällä hetkellä korpiludekäävälle parhaiten soveltuvat alueet eivät välttämättä olisikaan parhaita tulevaisuudessa, jos alueen metsiä hoidettaisiin korpiludekäävän elinympäristövaatimusten näkökulmasta. Näin ollen yhdeksi ratkaisevaksi alueiden sopivuuteen vaikuttavista tekijöistä näyttäisi nousevan aikahorisontti, jota päätöksenteossa käytetään.

Kirjallisuus

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

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

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

Leskinen, P. & Kangas, J. 1998. Analysing uncertainties of interval judgement data in multiple-criteria evaluation of forest plans. Silva Fennica 32: 363–372.

McHarg, I. 1969. Design with nature. John Wiley & Sons. 197 s.

Nikula, A. & Store. R. 1999. Paikkatietomenetelmät aluetason tutkimuksen ja metsäsuunnittelun apuvälineenä. Metsätieteiden aikakausikirja 3/1999: 523–532.

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

Saaty, T., 1977. A scaling method for priorities in hierarchical structures. J. Mathematical Psychology, 15: 234–281.

Store, R. 1996. Maiseman huomioonottavan metsikkökuvioinnin tuottaminen paikkatietojärjestelmällä. – Folia Forestalia 3: 245–262.

Store, R. & 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.

Tomlin, D. 1990. Geographic information systems and cartographic modeling. Prentice Hall. 249 s.

Wadge, G., Wislocki, A. & Pearson, E., 1993. Spatial analysis in GIS for natural hazard assessment. Julkaisussa: Good-child, M., Parks, B. & Steyaert, L. (toim.). Environmental modeling with GIS. Oxford university press, New York. s. 332–338.

Matemaattiset mallit alue-ekologisen metsäsuunnittelun apuvälineenä

Virpi Alenius
Tutkija
Metsäntutkimuslaitos
Rovaniemen tutkimusasema

Ari Nikula
Vanhempi tutkija
Metsäntutkimuslaitos
Rovaniemen tutkimusasema

Pekka Helle
Erikoistutkija
Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos
Oulun riistan- ja kalantutkimus

1. Johdanto

Luonnontieteilijät ovat tottuneet kuvaamaan luonnon kiertokulkuun liittyviä prosesseja matemaattisin mallein. Malleista saatu tieto auttaa ihmistä toimimaan päätöksenteossa siten, että päätöksestä aiheutuneet vaikutukset voidaan arvioida. Koska perinteinen metsätaloussuunnittelu keskittyi tarkastelemaan metsistä saatavia aineellisia ja taloudellisia hyötyjä (Pukkala 1994), metsien hoidon ja käytön suunnittelussa käytetyt mallit ovat olleet yksinomaan metsien kasvumalleja sekä eri käsittelyvaihtoehtojen taloudelliseen optimointiin liittyneitä malleja. Etenkin viime vuosikymmenen aikana metsäsuunnittelun tavoitteet ovat monipuolistuneet ja puuntuotannon rinnalle on tuotu muita metsiin liittyviä arvoja, joita pyritään säilyttämään tai kehittämään (Pukkala 1994). Yhtenä pontimena tälle kehitykselle on ollut huoli metsien monimuotoisuudesta.

Monimuotoisuuden ylläpitäminen on ollut yksi tekijä, joka on avartanut ajattelutapaa ja johdatellut metsäsuunnittelun tarkastelemaan yksittäistä metsikköä laajempia kokonaisuuksia (Franklin 1997). Muutokseen on vaikuttanut erityisesti maisemaekologian kehitys, minkä keskeisiä sanomia on se, että ekosysteemien hoidossa on kiinnitettävä huomiota yksittäistä habitaattilaikkua laajempiin kokonaisuuksiin, eli eri elinympäristötyypeistä koostuviin maisemamosaiikkeihin (Wiens 1999). Alue-ekologinen suunnittelu (Hallman ym. 1996) ammentaakin oppinsa maisemaekologian piirissä kehitetyistä perusperiaatteista ja teorioista. Metsätalouden alue-ekologisilla tarkasteluilla tarkoitetaan kohdealueen eliöstön populaatiodynamiikan arviointia suhteessa metsien hoitoon ja käyttöön metsikkötasoa laajemalla alueellisella tasolla (Hallman ym. 1996).

Nykyisin metsäsuunnitteluun pyritään liittämään tietoa esimerkiksi eri lajien elinympäristövaatimuksista ja siten huomattavasti laajentamaan suunnitelmien ekologista kattavuutta (Kangas & Pukkala 1996). Metsäsuunnitteluun on kehitetty myös spatiaalisuutta huomioivia menetelmiä (Nikula & Store 1999, Kurttila 2001), mutta yksi keskeisiä haasteita suunnittelumenetelmien kehittämisen ohella on ekologisiin prosesseihin liittyvän tiedon ja suunnitteluohjelmistoihin liitettävissä olevien mallien tuottaminen (Kangas ym. 2000). Useiden lajien elinympäristövaatimukset tunnetaan huonosti, ja vain muutamista lajeista on käytettävissä sellaista empiiristen tutkimusten tuottamaa tietoa, joka voidaan pukea matemaattisten mallien muotoon.

2. Mallinnustekniikoista

Eläinten elinympäristön valintaan liittyvien tekijöiden tutkimus on yksi keskeinen ekologisen tutkimuksen ala (Alldredge ym. 1998). Elinympäristön valintaa koskeviin tutkimuksiin on kehitetty lukuisia menetelmiä (ks. esim. Alldredge ym. 1998, Guisan & Zimmerman 2000), mutta keskeinen periaate on tarkastella lajin preferenssejä eri resurssien suhteen vertailemalla käytössä olevia resursseja saatavilla oleviin resursseihin (Manly ym. 1993). Resurssilla tarkoitetaan lajille tärkeää habitaattia ja/tai habitaattikompositiota. Käytössä olevat resurssit (habitaatit) ovat niitä, joita eläimet käyttävät tietyssä ajassa ja tilassa elääkseen ja lisääntyäkseen. Saatavilla olevat resurssit ovat sellaisia, jotka ovat periaatteessa eläinyksilön saavutettavissa (Johnson 1980). Preferenssillä puolestaan tarkoitetaan sitä, että eläin valitsee tietyn habitaatin tietyllä todennäköisyydellä, kun kaikki mahdolliset habitaatit ovat tarjolla. Jos resurssien käyttö on

epäsuhteessa niiden saatavuuteen, resurssien käyttö on valikoivaa (Johnson, 1980).

Metsäsuunnittelua ajatellen elinympäristötutkimuksissa tuotettaviin malleihin pitäisi pystyä sisällyttämään kunkin lajin kannalta keskeiset maiseman rakennepiirteet, joiden suhteen esimerkiksi käsittelyvaihtoehtoja voidaan verrata. Eri habitaattien määrän lisäksi keskeisiä maisemarakenteen tunnuksia voivat olla laikkukoko, samanlaisten tai lajille merkitykseltään erilaisten laikkujen sijoittuminen toisiinsa nähden tai vaikkapa eri habitaattien reunan määrä. Paikkatietomenetelmillä erilaisia maiseman rakennetta kuvaavia mittoja voidaan tuottaa sangen joustavasti (Helle & Nikula 1996).

Populaatioiden kannanvaihtelut ovat tärkeä ekologisten systeemien vaihtelun lähde. Preston (1960) esitti alunperin ajatuksen, että aika ja tila voivat olla joissakin ekologisissa tilanteissa yhtäläisiä muuttujia. Tämä voi pitää paikkansa, mikäli vaihtelu ajassa tietyllä paikalla tapahtuu suunnilleen samanlaisten vaiheiden läpi ja kullakin hetkellä esiintyy tuon paikan ympäristö. Paikallisten kantojen vaihtelu on helppo havaita, mutta huomattavatkin kannanvaihtelut voivat laajemmalla alueella tasapainottua siten, että koko alueellinen populaatio pysyy vakaana. Vastaavasti myös ajassa tapahtuva lyhytaikainen heilahtelu voidaan havaita helposti, mutta pitkällä aikavälillä ei tapahdu populaation kasvua tai pienenemistä (Haila & Levins, 1992). Paikallisen eli spatiaalisen ja ajallisen eli temporaalisen tiedon hyödyntäminen elinympäristön valintaa koskevissa malleissa onkin ekologisen tutkimuksen keskeisiä haasteita.

Elinympäristön valintaan liittyvien aineistojen analysointiin on kehitetty ja sovellettu useita eri tekniikoita (Alldredge ym. 1998). Yleisimmin käytetyt menetelmät ovat ei-parametrisia, sillä parametristen testien edellytyksenä olevat jakauma- ja riippumattomuusoletukset eivät useinkaan toteudu. Yksi yleisimmin käytetyistä menetelmistä on χ^2-testi, jolla voidaan verrata käytettyjen ja käyttämättömien habitaattien osuuksia. Menetelmän etuna on helppokäyttöisyys ja tulosten tulkittavuus, mutta se vaatii suhteellisen runsaasti havaintoja ja lisäksi havaintoja tulisi olla kussakin muuttujaluokassa riittävästi. Ei-parametrinen, vertailuun perustuva ranktesti (Johnson 1980) hyödyntää valituksi tulleen elinympäristön moniulotteisuutta ja järjestää habitaatit aluksi sen mukaan, kuinka suurta osuutta kukin habitaatti elinympäristössä edustaa. Tämän jälkeen vertaillaan käytettyjen habitaattien ja saatavilla olevien habitaattien järjestyslukujakaumia keskenään. Johnsonin menetelmän rajoitteena on, että se vaatii enemmän havaintoja kuin on muuttujaluokkia, eikä mukana ei saa olla habitaattiluokkia, joita kaikki yksilöt käyttävät samassa suhteessa saatavuuteen.

Myös kompositioanalyysin (Aitchison 1986, Aebischer ym. 1993) avulla voidaan analysoida esimerkiksi sitä, eroaako lajin käyttämä habitaattikompositio maisemasta yleensä tai eroaako lajin elinpiirinsä sisällä käyttämä habitaattikompositio koko elinpiirin habitaattikompositiosta. Kompositioanalyysin etuina voidaan pitää, että sillä hallitaan habitaattiosuuksien riippuvuutta toisistaan (osuudet summautuvat sataan), analyysillä pystytään tarkastelemaan eri hierarkiatasoilla tapahtuvan valinnan eroja ja lisäksi sillä voidaan järjestää habitaatit suosituimmuusjärjestykseen. Koska kompositioanalyysi perustuu habitaattiosuuksien suhteiden logaritmimuunnokseen, tulosten tulkinta voi kuitenkin olla hankalaa. Kompositioanalyysillä, kuten muillakaan habitaattien osuuksiin perustuvilla menetelmillä, ei pystytä analysoimaan muita maiseman rakennetunnuksia, mitä voidaan pitää näiden menetelmien rajoitteena.

Resurssien valintafunktiot (Manly ym. 1993) mahdollistavat valintatutkimuksen tekniikkojen teoretisoinnin. Funktioiden tarkoituksena on estimoida todennäköisyys tai arvottaa suhteellinen todennäköisyys sille, että habitaattiyksikkö tulee valituksi. Valintafunktioissa käytetään aineistoina resursseista laskettuja valintaindeksejä (Manly ym 1993). Indeksien testaukseen on käytetty erotteluanalyysia, loglineaarisia malleja ja hasardimalleja (Manly ym. 1993). Menetelmät ovat yhden habitaatin valintatilanteen tarkastelussa valideja, mutta maisemakokonaisuuden arvioinnissa analyysit eivät huomioi riippuvuuksia.

Maisemasta mitatut tunnukset ovat usein keskinäisessä riippuvuusuhteessa. Monimuuttujamenetelmillä voidaan analysoida monimutkaisia riippuvuuksia sisältäviä aineistoja. Menetelmät yksinkertaistavat aineistoa jakamalla muuttujat ryhmiin, jolloin yksittäisen mitatun muuttujan tulkittavuus häviää ja tulkinta tapahtuu ryhmien kautta. Yleistetyistä lineaarisista menetelmistä logistisella regressiomallilla (McGullagh & Nelder 1989) voidaan verrata eläinhavainnon ympäristön ominaisuuksia sellaisiin ympäristöihin, joissa havaintoja ei ole tehty. Logististen regressiomallien etuna on, että analyysiin voidaan sisällyttää muitakin maiseman rakennemittoja kuin eri habitaattien osuuksia. Saaduilla parametriestimaateilla voidaan myös laskea selittävien muuttujien kombinaatiolle tai kullekin muuttujalle erikseen todennäköisyys, jolla eläinyksilö havaitaan eri tyyppisissä maisemissa. Monivasteisia logistisia malleja on käytetty, kun on tarkasteltu havaintojen välistä ajallista vaihtelua (North & Reynolds 1996). Tähän asti ekologisissa tutkimuksissa esitetyissä logistisissa regressioissa on selittävinä muuttujina käytetty enimmäkseen maiseman habitaattiosuuksia, mutta esimerkiksi habitaattilaikkujen sijaintia toisiinsa nähden tai muita maiseman konfiguraatiosta kertovia mittoja on hyödynnetty vähän. Myöskään aineistossa esiintyvää alueellista vaihtelua ei ole yleensä otettu huomioon.

Elinympäristötutkimuksissa on tärkeää kiinnittää huomiota oikean mittakaavan valintaan (Johnson 1980). Yksi olennainen tekijä on tällöin tutkittavan lajin elinpiirin koko. Esimerkiksi muutaman kymmenen hehtaarin metsäalan tuhoutuminen vaikuttaa lintuihin yksilötasolla, mutta hyönteisiin populaatiotasolla. Elinympäristön valintatapahtuma voidaan kuvata myös hierarkisena prosessina, ja kriteerit, joilla laji valitsee elinympäristönsä, voivat vaihdella mittakaavasta toiseen (Johnson 1980). Niinpä elinympäristövaatimuksia selvittävät tutkimukset on yleensä tarpeen tehdä useissa mittakaavoissa.

3. Esimerkki mallinnustutkimuksesta: Pyyn elinympäristömallit eri mittakaavassa

Maamme metsäkanalintukannat ovat viimeisten vuosikymmenten ajan taantuneet. Kanalintukantojen alamäen on otaksuttu johtuvan intensiivisen metsätalouden aiheuttamien metsikkörakenteen muutoksien suorista tai epäsuorista vaikutuksista pitkällä aikavälillä (Henttonen 1989, Rolstad & Wegge 1989). Kanalintukantojen alamäen vuoksi on tärkeää saada käyttöön menetelmiä, jotka auttavat metsäsuunnittelua ottamaan huomioon kanalinnuille tärkeitä elinympäristöjä.

Pyyllä on tiukimmat elinympäristövaatimukset pohjoismaissa elävistä kanalinnuista (Swenson & Danielsen 1991, Swenson & Angelstam 1993). Pyy on myös aidoimpia paikkalintujamme. Sen koko elinaikainen elinpiiri on useimmiten kooltaan vain 2 - 30 hehtaaria (Taskinen ym. 1986, Swenson 1991). Revii-

riä etsivät nuoret linnut liikkuvat aikuisia laajemmalla alueella, sillä keskimääräinen levittäytymismatka synnyinsijoilta on noin 800 metriä ja pisin tavattu matka 5 km (Beshkarev ym. 1994). Leviämiskyky on avaintekijä lajin esiintymisessä ja populaatiodynamiikassa maisematasolla (Wiens ym. 1993). Lajille tyypillinen dispersaali ei ole pelkästään lajin yksilöiden fyysisten rajoitteiden määräämää, vaan siihen vaikuttaa yksilöiden käyttäytyminen epäsuotuisissa ympäristöissä (Dunning ym. 1992, Taylor ym. 1993). Pyyn heikko dispersaalikyky yhdessä tiukkojen elinympäristövaatimusten kanssa tekee siitä erinomaisen kohteen maisematason tutkimukselle (Saari ym. 1998).

Tässä tutkimuksessa pyyn elinympäristövaatimuksia kuvataan eri mittakaavoille tehtyjen mallien avulla. Käytetty menetelmä on yleistettyjen lineaaristen menetelmien logistinen sekamalli, jossa selittävinä tekijöinä käytetään maiseman rakennetta kuvaavia muuttujia. Eri muuttujien välinen korrelaatio otetaan huomioon varianssikomponenttien avulla. Tavoitteena on tuottaa todennäköisyysmalleja, jotka kuvaavat pyyn elinympäristövaatimuksia eri mittakaavoissa. Tarkoituksena ei ole niinkään esittää täydellistä pyyn elinympäristön valintamallia, vaan havainnollistaa käytetyn mallitustekniikan soveltuvuutta ja eri puolia elinympäristötutkimusten sekä metsäsuunnittelun tarpeisiin.

3.1 Aineistot

Mallituksessa käytetty pyyaineisto on peräisin Kainuussa ja Pohjois-Pohjanmaalla vuosina 1990, 1991 ja 1994 tehdyistä riistakolmiolaskennoista. Elokuisessa riistakolmiolaskennassa paikannetut havainnot on edelleen digitoitu ja viety paikkatietokantaan (menetelmästä tarkemmin Lindén ym. 1996). Metsiä ja maisemaa kuvaavana aineistona käytettiin valtakunnan metsien inventoinnissa tuotettua satelliittikuva-pohjaista monilähdeaineistoa (Tomppo Katila 1993). VMI:n monilähdeaineisto perustuu Landsat TM -keilaimen tuottamiin satelliittikuviin ja VMI:n maastokoealojen tietoihin. Menetelmä tuottaa metsämaalle jokaiselle 25 m × 25 m kokoiselle alueelle estimaatin mm. puuston tilavuudesta puulajeittain, puuston iästä, metsämaan boniteetista jne. Eri muuttujista tuotetut numeeriset teemakartat voidaan viedä edelleen paikkatietojärjestelmiin (Tomppo ja Katila 1993, Tomppo ym. 1998).

Ennen maiseman rakenneanalyysejä VMI:n monilähdeaineisto luokiteltiin seitsemään eri luokkaan summaamalla puulajeittaiset kokonaistilavuutta kuvaavat tietokerrokset ja määrittämällä kullekin kuva-alkiolle puuston kokonaistilavuus ja puulajiosuudet (Taulukko 1). Paikkatietojärjestelmän avulla molemmat aineistot yhdistettiin ja metsä-

■ Taulukko 1. Tutkimuksessa käytetty maisemaluokitus.

1	Vedet
2	Avohakkuut/avosuot/pellot/muut avomaat
3	Kaikki puhtaat männiköt >1 m^3/ha, männyn osuus >=80% tilavuudesta,
4	Kaikki puustoiset <50 m^3/ha riippumatta puulajista
5	Metsät 51 - 100 m^3/ha riippumatta puulajista
6	Metsät 101 - 150 m^3/ha riippumatta puulajista
7	Metsät yli 150 m^3/ha riippumatta puulajista

maiseman rakenne kunkin havainnon ympäriltä analysoitiin 250 m (19,6 ha), 500 m (78,5 ha) ja 1000 m (314 ha) säteisiltä ympyrän muotoisilta alueilta (riistakolmioiden ja VMI:n monilähdeaineiston yhteiskäytöstä ks. tarkemmin Helle & Nikula 1996, Helle ym. 1996). Kunkin havainnon ympäriltä tuotettiin useita maiseman rakennetta kuvaavia tunnuslukuja Fragstats-ohjelmiston (McGarigal & Marks 1995) avulla. Maiseman rakenneindekseinä käytettiin kunkin maisemaluokan prosenttiosuutta maisemassa (LAND%), maisemaluokan keskimääräistä laikkukokoa (MPS, ha), maisemaluokan laikkujen lukumäärää (NP, kpl), luokkaan kuuluvien laikkujen keskimääräistä etäisyyttä lähimpään samaa luokkaa edustavaan naapuriin (MNN, m), maisemaluokkaan kuuluvien laikkujen reunan pituutta (ED, m/ha) ja laikkutiheyttä (PD, kpl/100 ha).

Paikkatietojärjestelmän avulla kolmioiden sivuilta haettiin alueet, joilla pyyhavaintoa ei ollut tehty ja näihin kohtiin sijoitettiin verrokkipisteet. Paikkatietoanalyysin avulla verrokkipisteistä poimittiin edelleen ne, jotka eivät menneet päällekkäin pyyhavaintojen kanssa millään säteellä. Verrokkipisteiden ympäristöistä tuotettiin maiseman rakennetta kuvaavat indeksit samalla tavalla kuin pyiden havaintopisteisen ympäristöistä.

3.2 Menetelmä

Yleistettyjen lineaaristen sekamallien avulla voidaan hyödyntää aineistossa esiintyviä riippuvuuksia. Varianssikomponenttien avulla voidaan erottaa spatiaalinen ja ajallinen vaihtelu ilmiössä. Määritellään yleistettyjen lineaaristen menetelmien mukainen logistinen sekamalli seuraavasti:

Olkoon $Y_i(s)$ binäärinen 0/1 (ei-havaittu/havaittu pyy) vastemuuttuja vuonna *i* ja paikassa *s*. Vektori $X_i(s)$ sisältää ei-spatiaalisia selittäjiä, kuten tutkittavan alueen koko, kunkin habitaatin osuus maisemasta, keskimääräinen laikkukoko, laikkutiheys ja laikkukoon vaihtelu ja spatiaalisena mittana lähimmän naapurin keskimääräinen etäisyyden.

Olkoon $P_i(s) = P(Y_i(s) = 1)$, missä i (i= 1, 2, 3,..., K) on laskentavuosi, n on havaintojen lukumäärä kunakin vuonna ja vektorit $s_1, s_2,...s_n$ sisältävät havaintojen sijaintitiedon koordinaatteina. Vektorilla $Y_i = (Y_i(s_1), Y_i(s_2),..., Y_i(s_n))'$ on keskiarvovektori $P_i = (P_i(s_1),P_i(s_2),...,P_i(s_n))'$.

Keskiarvolle oletetaan malli

$$h(P_i(s_j)) = \alpha + X_i(s_j)\,\beta + Z_i(s_j)\,\upsilon$$

jossa h on linkkifunktio (h(P) = logit(P)) ja α on vakio sekä β on p×1 tuntematonta parametria sisältävä vektori, joka kuvaa $X_i(s_j)$ vaikutusta keskiarvoon. Samoin myös υ on p×1 parametria sisältävä vektori, jossa parametrit kuvaavat satunnaismuuttujan $Z_i(s_j)$ vaikutusta (Searle 1987).

Mallissa satunnaismuuttuja Z ilmaisee nyt kolmioiden välistä alueellista vaihtelua. Satunnaisparametrimallin ominaisuuksia voidaan käyttää hyödyksi erityisesti kalibroinnissa. Jos kolmiosta on laskettu kanalintuesiintymiset, niin ennustamisyhtälö voidaan kalibroida kyseiseen kolmioon ennustamalla satunnainen kolmioparametri. Näin alueellinen vaihtelu saadaan ennusteisiin mukaan. Kaikki mallin parametrit ja varianssit estimoitiin samanaikaisesti mql-tekniikalla (maximum quasi likelihood) SAS/GlimMIXED proseduurilla (SAS/STAT, 1994).

3.3 Tulokset

Pyyn esiintymistodennäköisyyttä kuvaavat mallit tuotettiin kolmelle eri kokoiselle maisemalle ja niihin valikoituivat ne tekijät, jotka kussakin mittakaavassa parhaiten erottavat pyymaisemat niistä, joissa pyyhavaintoja ei ollut tehty (Taulukko 2). Pienimmän mittakaavan (250 m) malli poikkesi suurempien säteiden malleista siten, ettei sillä ollut yhteisiä tekijöitä näiden kanssa. Mallissa tulivat merkitseviksi ilmeisesti elinympäristön laatuun negatiivisesti vaikuttavat tekijät, kuten vesistöjen koko ja puhtaiden männiköiden reunan määrä. Hieman yllättäen myös varttuneiden metsien laikkukoko (Taulukko 2) korreloi negatiivisesti pyyn esiintymisen kanssa. Aineistossa olivat vuodet 1990, 1991 ja 1994, jotka edustavat korkean, keskinkertaisen ja alhaisen pyykannan vuosia. Pyykannan ollessa runsas optimaalisia elinympäristöjä ei todennäköisesti riitä kaikille yksilöille, vaan osa linnuista levittäytyy laadultaan heikkoihin elinympäristöihin. Koska eri vuosien välistä vaihtelua ei tässä mallissa pystytty ottamaan huomioon, runsaudenvaihtelusta aiheutuvat erot elinympäristön valinnassa voivat vaikuttaa siihen, etteivät pyyn kannalta hyviä elinympäristöjä kuvaavat muuttujat tulleet mukaan malliin.

Mallit 500 m ja 1000 m säteisille alueille olivat samankaltaisia. Aukeiden ja kasvatusmetsiä vastaavien habitaattien reunan määrä olivat merkitseviä molemmissa malleissa

■ Taulukko 2. Pyyn elinympäristömallit 19,6 ha (r=250 m), 78,5 ha (r=500 m) ja 314 ha (r=1000 m) kokoisille maisemille. Numero kunkin muuttujan perässä kertoo, mistä maisemaluokasta muuttuja on mitattu (Taulukko 1). ED (edge density) = laikkujen keskimääräinen reunan pituus m/ha, MPS (mean patch size) = keskimääräinen laikkukoko, PD (patch density) = laikkujen keskimääräinen tiheys kpl/100ha, MNN (mean nearest neighbour) = laikkujen keskimääräinen etäisyys lähimpään samaa luokkaa edustavaan naapurilaikkuun.

	Malli 250m		Malli 500m		Malli 1000m	
Muuttuja	Estimaatti	Std.Err.	Estimaatti	Std.Err.	Estimaatti	Std.Err
Vakio	1.075	0.2561	-0.7656	0.2951	-1.5540	0.3608
ED 3	-0.003	0.0011				
MPS 7	-0.16	0.0603				
MPS 1	-0.1191	0.0507				
MPS 4			0.4456	0.1634		
MPS 6			0.9105	0.4456		
PD 3			-0.0166	0.0058		
ED 2			0.0067	0.0023	0.0086	0.0031
ED 5			0.0069	0.0017	0.0096	0.0018
MNN 1					0.0034	0.0005
σ_i^2	2.0313		2.0277		2.0250	
σ_e^2	0.4402		0.4438		0.4275	

(Taulukko 2). Pyy välttää aukeita ja nuoria taimikoita, mutta suosii monikerroksisia lehtipuuvaltaisia metsiä, joissa on kuusta sekapuuna (Nieminen ym. 1995). Aukeiden reunoja pidetään pyylle ominaisina esiintymispaikkoina (Helle 1996), joskin tutkimustulokset reunojen merkityksestä vaihtelevat (Nieminen ym. 1995). Eri habitaatteihin liittyvän reunan merkityksestä pyylle ei voida vetää kovin tarkkoja johtopäätöksiä mm. käytetyn maisema-aineiston luonteen vuoksi (ks. Nikula tässä julkaisussa), mutta keskeisenä sanomana voidaan pitää sitä, että myös välittömän elinpiirin ympäristössä tulee olla pyylle sopivia habitaatteja.

Lajille tärkeiden habitaattien vähenemisen on osoitettu olevan yhteydessä populaatiotiheyteen, mutta maisemarakenteen pirstoutumisen vaikutuksia on ollut huomattavasti vaikeampi todentaa (Fahrig 1998). Toisin sanoen, tärkeiden habitaattien osuuden ja populaatiotiheyden välillä on osoitettu olevan yhteys, mutta muiden maiseman rakennepiirteiden, kuten laikkukoon, laikkujen välisen etäisyyden jne., vaikutuksen erottaminen habitaattiosuuksista on ollut hankalaa. Teoreettisissa tarkasteluissa on osoitettu, että pirstoutumisen vaikutukset tulevat habitaatin vähenemisen ohella tärkeiksi vasta, kun habitaatin osuus maisemassa on vähentynyt 10 - 30 % alkuperäisestä (Andrén 1994). Teoreettisen mielenkiinnon ohella pirstoutumiseen liittyvien vaikutusten tarkastelu on tärkeää myös siksi, että tuloksilla voi olla vaikutuksia metsien käsittelyn vaikutuksia arvioitaessa ja suunniteltaessa.

■ Taulukko 3. Malli 78,5 ha (500m) kokoiselle maisemalle, kun käytetään maiseman kompositiota kuvaavia tekijöitä (LAND%). Avomaiden ja metsien 51 -100 m^3/ha osuudet maisemasta ovat merkitseviä selittäjiä.

	Malli 500m	
Muuttuja	Estimaatti	Std.Err.
Vakio	-0.4120	0.2337
LAND 2	0.0267	0.0084
LAND 5	0.0365	0.0100
MPS 4	0.4290	0.1622
MPS 6	0.9760	0.4434
PD 3	-0.0139	0.0055
σ_i^2	2.0380	
σ_e^2	0.4447	

Eri muuttujien vaikutuksen vertaamiseksi 500 m säteeltä mitatulle aineistolle tehtiin malli siten, että avomaiden ja kasvatusmetsien reunan määrän asemesta käytettiin habitaatin pinta-alaosuutta (Taulukko 3). Mallissa tarkasteltiin siis sitä, miten samaan maisemaluokkaan liittyvien eri tunnusten käyttö vaikuttaa mallin toimivuuteen ja selitysasteeseen. Tässä tapauksessa mallit eivät juurikaan muutu, mutta satunnaisosan varianssi kasvaa hieman. Siten voidaan päätellä, että vaikka jonkin habitaatin osuus maisemasta on tärkeä pyyn esiintymisen selittäjä, malleissa voidaan käyttää myös muita maiseman rakennetunnuksia, mikäli ne katsotaan lajin kannalta tarpeellisiksi.

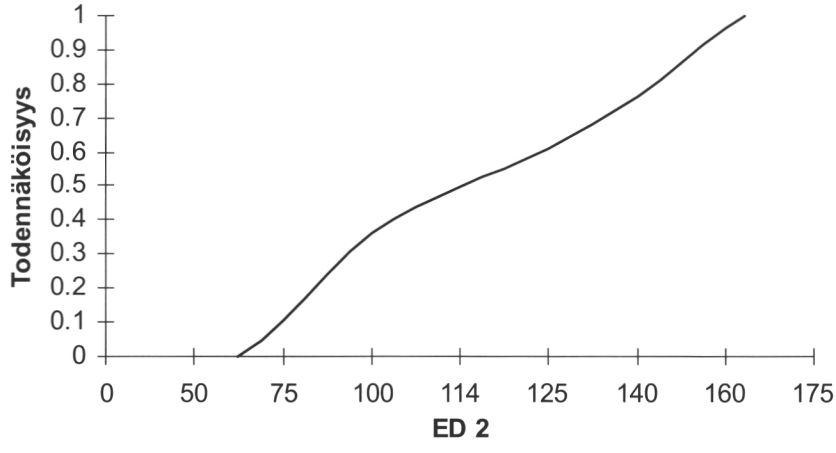
Kolmiotekijä oli kaikissa malleissa merkitsevä, minkä voidaan tulkita liittyvän Pohjois-Pohjanmaan ja Kainuun välillä muuttuvaan maisemarakenteeseen (Reunanen ym. 2002a) ja siitä todennäköisesti johtuvaan alueelliseen pyykannan vaihteluun (Helle 1996). Koska eri alueilla tehtyjen mallien sovellettavuus alueelta toiselle siirryttäessä on osoittautunut ongelmalliseksi (Reunanen ym. 2002b), käytettyä mallitustekniikkaa voidaan hyödyntää mm. kasvimaantieteellisen vaihtelun, metsien käsittelyhistoriasta jne. johtuvan vaihtelun hallitsemiseen.

4. Mallien soveltamismahdollisuuksia

Saatuja logistisia malleja voidaan tulkita pyyn hyötyfunktioina eri mittakaavoissa mitatun maiseman suhteen. Vaste on diskreetti, eli pyy joko hylkää tai hyväksyy maiseman. Pyy-yksilö valitsee kahdesta maisemasta sen, joka täyttää paremmin elinympäristövaatimukset. Pyyn valintaprosessista ei ole tarkkaa tietoa, ja tämä puuttuva tieto esitetään satunnaisen virhetermin avulla. Satunnaisuus tulkitaan johtuvan ennemminkin tutkijalla olevan informaation puutteesta eikä siitä oletuksesta, että pyyn valintakäyttäytyminen olisi satunnaista.

Hyötyfunktiossa $W(x(s_j),z(s_j); \beta) = U(x(s_j),Z(s_j); \beta, v) + \varepsilon$ W on yksilön kokonaishyötyfunktio, $x(s_j)$ on maisemarakenneindeksi, $z(s_j)$ on alueellista vaihtelua kuvaava satunnaiskomponentti, β ja v ovat parametrivektoreita, U(•) on havaittu hyötyfunktio ja ε on satunnaisvirhe. W(•) on tuntematon tutkijalle, mutta tunnettu pyylle. Tuotetaan havaituille pyille esiintymistodennäköisyydet ko. maisemassa. Voidaan sanoa, että pyyn valitsema keskimääräinen maisema on saatu hyödyn muutos (α) jaettuna maisemarakennetunnuksen rajahyödyllä (β) (Kuva 1). Kaikkein suorin tie parametrien α ja β estimoimiseen on laskea havaittujen osuus (P_i) jokaiselle maisemalle ja estimoida regressio $\ln(P_i/(1-P_i))$ jokaiselle maisemalle. Rajahyödyn muutosta voidaan käyttää kynnysarvotulkinnassa apuvälineenä.

Spatiaalisten tavoitteiden/rajoitteiden käsittely on perinteisillä metsäsuunnitteluohjelmistoilla ollut vaikeaa ja perustunut pääosin hakkuilta rajattujen kohteiden sulkemiseen pois käsitteltävien kohteiden joukosta. Viime aikoina on kuitenkin kiinnitetty huomiota sellaisten menetelmien kehittämiseen, jotka pystyvät käyttämään edellä kuvattuja hyötyfunktioita suunnittelulaskelmissa (Kurttila ym. 2002). Uusilla menetelmillä voidaan tuottaa suunnitelmavaihtoehtoja, jotka preferoivat esimerkiksi metsäkanalintujen elinympäristövaatimuksia muiden tavoitteiden ohella.



■ Kuva 1. Esimerkki avomaiden reunan määrän (ED 2) vaikutuksesta pyyn esiintymistodennäköisyyteen. Mallin antamassa keskimääräisessä pyymaisemassa on noin 114 m/ha avomaan reunaa 500 m säteellä pyyn havaintopaikasta. Reunan määrällä on positiivinen vaikutus todennäköisyyteen. Vaikutuksen ODD (odds ratio) on exp(0.0067)=1.0067 eli 1 m/ha reunan määrässä maisemassa on vaikutukseltaan 1.0067 kertainen pyyn esiintymistodennäköisyydessä.

Kirjallisuus

Aebischer, N., Robertson, P. & Robertson, P. 1993. Compositional analysis of habitat use from animal radiotracking data. Ecology 74:5 s. 1313–1325.

Aitchison, J. 1986. The statistical analysis of compositional data. Chapman and Hall, London, England.

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.

Alldredge, J. R., Thomas, D. L. & McDonald, L. L. 1998. Survey and comparison of methods fo study of resource selection. Journal of Agricultural, biological and environmental statistics 3:3 s. 237–253.

Beshkarev, A. B., Swenson, J. E., Angelstam, P., Andrén, H. & Blagovidov, A. B. 1994. Long-term dynamics of hazel grouse populations in source and sink-dominated prestine taiga landscapes. Oikos 71: 375–380.

Dunning J., Danielson, B. & Pulliam. H. 1992. Ecological process that affect populations in complex landscape. Oikos 65: 169–175.

Fahrig, L. 1998. When does fragmentation of breeding habitat affect population survival? Ecological Modelling 105: 273–292.

Franklin, J. F. 1997. Ecosystem management: An Overview. Ed. Boyce, M. & Haney, A. Yale Univesity press. London.

Guisan, A. & Zimmerman, N. 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. Ecolocical modelling, Elsevier 135: 147–186.

Haila, Y. & Levins, R 1992. Ekologian ulottuvuudet. suom. Haila, Y. Gummerus kirjapaino Oy. ISBN 951-9066-58-6. Tampere.

Hallman, E., Hokkanen, M., Juntunen, H., Korhonen, K.-M., Raivio, S., Savela, O., Siitonen, P., Tolonen, A. & Vainio, M. 1996. Alue-ekologinen suunnittelu. Metsähallituksen metsätalouden julkaisuja 3.

Henttonen, H. 1989. Metsien rakenteen muutoksen vaikutuksesta myyräkantoihin ja sitä kautta pikkupetoihin ja kanalintuihin – hypoteesi. Suomen Riista 35: 83–90.

Helle, P. 1996. Pyy. – Julkaisussa: Lindén, H., Hario, M. & Wikman, M. (toim.) Riistan jäljille. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, Edita. Helsinki. s.174–178.

Helle, P. & Nikula, A. 1996. Usage of geographic information systems (GIS) in analysis of wildlife triangle data. Finnish Game Research 49: 26–36.

Helle, P., Nikula, A., Kumpu, P. & Kurki, S. 1996. Riistakolmiolaskentojen paikannettujen havaintojen käyttö tutkimuksessa. Suomen riista 42: 56–66.

Johnson, D. H. 1980. The comparison of usage and availability measurements for evaluating resource preference. Ecology 61(1): 65–71.

Kangas, J. & Pukkala, T. 1996. Operationalizing of biological diversity as a decision objective in tactical forest planning. Canadian Journal of Forest Research vol. 26(1): 103–111.

Kangas, J., Store, R., Leskinen, P. & 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. 2001. Methods for intergating ecological objectives into landscape-level planning of non-industrial private forestry. väitöskirja. Joensuun yliopisto.

Kurttila, M., Pukkala, T. & 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. Painossa

Lindén, H., Helle, E., Helle, P. & Wikman, M. 1996: Wildlife triangle scheme in Finland: methods and aims for monitoring wildlife populations. – Finnish Game Research 49: 4–11.

Manly, B., McDonald, L. & Thomas, D. 1993. Resource selection by animals. Chapman and Hall, London.

McCullagh, P. & J. A. Nelder 1989. Generalized linear models. Chapman and Hall, London.

McGarigal, K. & 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 s.

Nieminen, M., Tornberg, R., Sulkava, S. & Marjakangas, A. 1995. Pyyn elinympäristön valinta Oulun seudulla. Suomen Riista 41: 35–41.

Nikula, A. & Store R. 1999. Paikkatietomenetelmät aluetason tutkimuksen ja metsäsuunnittelun apuvälineenä. Metsätieteen aikakauskirja 3: 523–532.

North, M. P. & Reynolds, J. H. 1996. Microhabitat analysis using radiotelemetry locations and polytomous logistic regression. Journal of wildlife management 60: 639–653

Preston, F. W. (1960). Time and Space and the variation of species. Ecology 41: 611–627.

Pukkala, T. 1994. Metsäsuunnittelun perusteet. Gummerus.

Reunanen, P., Nikula, A. & Mönkkönen, M. 2002a. Regional scale landscape patterns and the distribution of the Siberian flying squirrel (*Ptromys volans)* in northern Finland. Wildlife Biology. 8. Painossa.

Reunanen, P., Nikula, A. & Mönkkönen, M., Hurme, E. & Nivala V. 2002b. Predicting the occu-pancy of the Siberian flying squirrel (*Pteromys volans*) in old-growth forest patches in northern Finland. Ecological Applications. Painossa.

Rolstad, J. & Wegge, P. 1989. Capercaillie Tetrao urogallus populations and modern forestry – a case for landscape ecological studies. Finnish Game Research 46: 43–52.

Saari, L., Åberg, J. & Swenson, J. 1998 Factors influencing the dynamics of occurrence of the hazel grouse in small-scale managed landsape. Cons.Biol. 12: 586–592.

SAS/STAT, 1994. Mixed Procedure. SAS Institute, Cary, North Carolina, USA.

Searle, S. R. 1987. Linear models for unbalanced data. Wiley series in probability and mathematical statistics.

Swenson, J. 1991. Social organization of hazel grouse and ecological factors influencing it. PhD thesis. University of Alberta. Edmonton, Alberta.

Swenson, J. & Danielsen, J. 1991. Status and conservation of the hazel grouse in Europe. Ornis Scand 22: 297–298.

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

Taskinen, E., Hokka, P., Lehto, P., Peippo, P., Sepponen, P., Eskola, T., Helle, T., Lindén, H., Rajala, P. & Uusivaara A. 1996. Metsäkanalintujen elinympäristövaatimukset – Kirjallisuuskatsaus. Mesäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 242.

Taylor, P., Fahrig, L., Henein, K. & Merriam, G. 1993. Connectivity is a vital element of landscape structure. Oikos 68: 571–573.

Tomppo, E. & Katila, M. 1993. Satelliittikuvapohjainen valtakunnan metsien inventoinnin tietotuotanto. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 479.

Tomppo, E., Katila, M., Moilanen, J., Mäkelä, H. & Peräsaari, J. 1998. Kunnittaiset metsävaratiedot 1990 - 94. Metsätieteen aikakauskirja – Folia Forestalia 4B/1998: 619–839.

Wiens, J., Stenseth, N. Van Horne, B. & Ims, R. 1993. Ecological mechanisms and landscape ecology. Oikos 66: 369–380.

Wiens, J. 1999. The Science and practice of landscape ecology. Landscape ecological analysis: Issues and applications. Toim. Klopatek, J. and Gardner, R. s. 371–383. Springer

Ekologisen asiantuntemuksen mallinnus ja integrointi metsäsuunnittelun laskelmiin

Jyrki Kangas
Professori
Metsäntutkimuslaitos
Joensuun tutkimuskeskus

Pekka Leskinen
Tutkija
Metsäntutkimuslaitos
Kannuksen tutkimusasema

1. Miksi ekologisen asiantuntemuksen numeeristamista tarvitaan

Asiantuntemuksella tarkoitetaan erityistä perehtyneisyyttä johonkin määräasiaan tai –alaan tahi jonkin alan hallintaa (Suomen kielen perussanakirja 1990). Se on erityistä tietoa ja taitoa, joka on hankittu harjoittelun, opiskelun tai kokemuksen kautta. Asiantuntemus on aina enemmän tai vähemmän subjektiivista, mutta sen uskotaan kuitenkin olevan objektiivisempaa kuin puhtaasti subjektiiviset preferenssit. Asiantuntemuksen hyödyntämisessä liikutaankin tavallaan tieteen ja taiteen välimaastossa. Asiantuntemusta tarvitaan suunnittelussa etenkin silloin, kun objektiivisiin havaintoihin perustuvaa tietämystä suunnittelussa kiinnostavasta tosiolevaisesta ei ole muutoin kohtuullisin ponnistuksin saatavilla ja kun kysymys ei ole pelkästään subjektiivisen arvottamisen tehtävästä.

Metsäsuunnittelun käytännön toteutuksessa on aina mukana aimo annos asiantuntemusta. Metsänomistaja tai metsien hoidosta vastuussa oleva organisaation työntekijä tuntee suunnittelun kohteen laaja-alaisemmin kuin mitä kylmät mittaustiedot kertovat; suunnittelijoilla on metsäalan tietoja ja taitoja, joita hän suunnittelussa hyödyntää; osallistavassa suunnittelussa osallistujilla voi olla arvokasta paikallistuntemusta; päätöksentekijä tulkitsee suunnittelulaskelmia ja päätössuosituksia omaa tietämystaustaansa nojaten; jo tiedonkeruussa on asiantuntemuksella suuri rooli (esim. ilmakuvatulkinta, maastomittaukset); myös laskentajärjestelmissä käytettävien mallien laadinnassa on käytetty asiantuntemusta – eri mallinlaatijat voivat samastakin aineistosta päätyä erilaisiin matemaattisiin ennustemalleihin. Monitavoitteisessa suunnittelussa tyypillinen asiantuntemuksen hyödyntämiskohde on päätösvaihtoehtojen arvottaminen eri tavoitesuureiden suhteen.

Metsäsuunnittelussa vaaditaan yhä useammin suunnitelmavaihtoehtojen ekologisen kestävyyden arviointia ja ekologisten tavoitteiden ottamista huomioon suunnitelman koostamisessa. Yleinen ongelma ekologisen informaation integroinnissa suunnitteluun on ekologisen tutkimuksen tuottaman ja käyttökelpoisessa muodossa olevan tiedon puute. Perustiedon puutteiden paikkaamiseen voidaan käyttää asiantuntijoiden arvioita. Asiantuntemus voidaan parhaiten valjastaa suunnittelun käyttöön joko värväämällä asiantuntijat mukaan suunnitteluprosessiin ja arvioimaan vaihtoehtoisia tuotanto-ohjelmia ekologisten tavoitteiden suhteen tai muotoilemalla asiantuntija-arvioiden perusteella matemaattinen malli laskelmissa käytettäväksi.

Esimerkiksi jonkin uhanalaisen lajin elinympäristövaatimusten suhteen voi olla tilanne, että tutkimustietoa ei ole juuri nimeksikään tai lajia on kyllä tutkittu, mutta tieto on kuvailevaa ja sirpalemaisesti hajallaan lukuisissa eri tutkimuksissa. Ongelmana usein on myös se, että käytetyt suunnittelumenetelmät asettavat tiukat muotoehdot mallien ja tietojen hyödynnettävyydelle. Esimerkiksi lineaariseen optimointiin perustuvat suunnittelulaskelmat ovat varsin nirsoja hyödynnettävän informaation suhteen. Tällöin tarvitaan joko saatavissa olevan tiedon jalostamista ehdot täyttävään muotoon tai muihin optimointi- ja vertailumenetelmiin siirtymistä. Joitakin monitavoitteisen päätöstuen menetelmiä käytettäessä on mahdollista tyytyä järjestysasteikolliseenkin arviointi-informaatioon, mikä helpottaa asiantuntemuksen jalostamista käyttökelpoiseen muotoon (ks. Kangas & Kangas 2002).

Vaikka tutkittua empiiristä tietoa jonkin ekologisen tavoitteen osalta ei olisikaan saa-

tavilla matemaattisina malleina tai muutoin laskelmissa käyttökelpoisissa muodoissa, monesti on löydettävissä henkilöitä, jotka ovat asiaa tutkineet tai joilla käytännön kokemusten kautta on ns. parempaa tietoa. Niinkin arkisten metsälajien kuin metsäkanalintujen elinympäristövaatimusten suhteen joudutaan yleensä turvautumaan asiantuntemuksen mallinnukseen tavalla tai toisella, jos ne halutaan ottaa metsäsuunnittelun laskelmissa huomioon. Onneksi juuri riistaeläinlajien kohdalla asiantuntijoita löytyy suhteellisen helposti suunnittelutehtäviin valjastettaviksi.

Voi myös olla, että yleispätevää operatiivista arviointimallia jonkin ekologisen tavoitteen suhteen ei kerta kaikkiaan ole mahdollista muotoilla. Tällainen on tilanne luonnon monimuotoisuuden arvioinnissa. Se, minkälainen metsänkäsittely on otollista biodiversiteetin suhteen tietyllä alueella, riippuu voimakkaasti alueen ekologisista ominaisuuksista, lajistosta jota siellä on järkevä vaalia, alueen ympäristön ominaisuuksista, jne. Tällaisissa tilanteissa joudutaan usein turvautumaan asiantuntijoiden apuun. Asiantuntemusta hyödyntäen on mahdollista esimerkiksi laatia maisemakohtainen malli suunnitelmavaihtoehtojen "biodiversiteettihyvyyden" arviointiin.

Asiantuntemuksen hyödyntämiseen liittyy myös monenlaisia sudenkuoppia, joita pohditaan lähemmin tämän artikkelin lopuksi. Asiantuntemuksen numeeristamiseen on tarvetta ja syytä turvautua vain siihen saakka kunnes käytettävissä on empiirisiin tutkimustuloksiin pohjautuvat vastineet. Tämä tosin – ikävä kyllä – merkitsee sitä, että monien ekologisten näkökohtien osalta asiantuntemuksen mallinnus ja integrointi suunnittelulaskelmiin on ajankohtaista vielä varsin pitkään. Matka vielä aloittamattoman kokeellisen tutkimuksen kautta suunnittelulaskelmiin kestää kauan sekä on työläs ja kallis.

2. Kaksi esimerkkiä ekologisen asiantuntemuksen mallinnuksesta optimointilaskelmia varten

Seuraavassa selostetaan päävaiheet kahdesta ekologisen asiantuntemuksen mallinnusprosessista. Teeren elinympäristövaatimusten mallintaminen (Kangas ym. 1993, Alho ym. 1996) suunnittelulaskelmia varten oli yksi ensimmäisistä kokeiluista maailmassa alalla. Toinen esimerkki on aluekohtaisen mallin laatiminen optimoinnissa käytettävän biodiversiteetti-indeksin laskentaan (Kangas & Mononen 1997, Kangas ym. 1998).

Teeren elinympäristömallin laadinta eteni seuraavien vaiheiden mukaisesti (Kangas ym. 1993):

(I) Valittiin 10 teeren elinympäristövaatimuksiin ja riittävästi myös metsätalouteen perehtynyttä asiantuntijaa.

(II) Tuotettiin eräälle laajahkolle metsäalueelle 20 erilaista metsänkäsittelyohjelmaa ja selvitettiin minkälaiseen metsänkuvaan mikäkin käsittelyohjelma johtaisi 20 vuoden kuluessa.

(III) Asiantuntijat arvioivat parivertailuin metsänkäsittelyohjelmien tuottamien maisemien kelpoisuudet teeren elinympäristövaatimusten näkökulmasta; kaikki mahdolliset käsittelyohjelmaparit käytiin läpi, vertailuissa käytettiin AHP-tyyppistä vertailuskaalaa.

(IV) Parivertailujen perusteella laskettiin AHP:ssa sovelletulla ominaisarvotekniikalla kullekin vertaillulle maisemalle sen hyvyyttä teeren kannalta kuvaava tunnusluku, eräänlainen teeren elin-

ympäristöindeksi; laskennassa käytettiin lopulta asiantuntijoiden arvioiden mediaaneja (delfi-tekniikan käyttö tässä vaiheessa ks. myöhemmin tässä artikkelissa).

(V) Maisemien saamia elinympäristöindeksejä selittämään laadittiin regressiomalli samaan tapaan kuin vaikkapa puuston kasvua voidaan ennustaa puusto- ja kasvupaikkatunnuksilla.

Tuotettua regressiomallia voitiin käyttää metsäsuunnittelun optimointilaskelmissa minkä tahansa käsittelyohjelman arvioimisessa teeren elinympäristövaatimusten kannalta. Esimerkiksi parhaaseen kahden selittäjän malliin tulivat selittäjiksi koivun osuus puustosta koko alueella sekä 5 - 15 -metristen männiköiden osuus alueen metsistä.

Aluekohtaisen biodiversiteetti-indeksimallin laadinnassa puolestaan osa asiantuntijoista aluksi valmisteli mallinnusprosessia valitsemalla syvällisen alueeseen tutustumisen jälkeen ne metsää kuvaavat tunnukset, joita käytettiin mallissa selittäjinä. Kaikki 11 asiantuntijaa osallistuivat prosessiin valmisteluvaiheen jälkeen. Ensin toki hekin perehtyivät alueeseen, sen eliöstöön, tuotantoohjelmavaihtoehtoihin ja mahdollisuuksiin säilyttää ja tuottaa eri eliöryhmille sopivia elinympäristöjä.

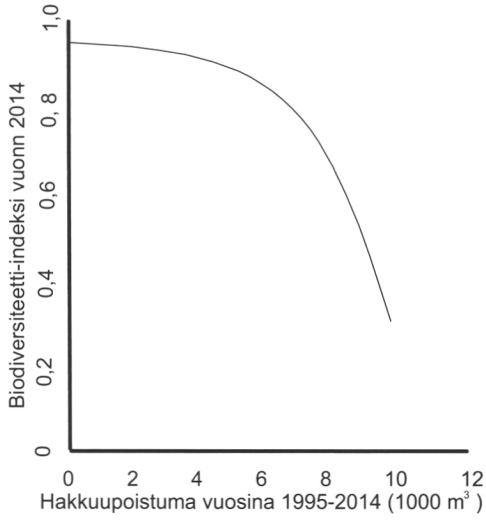
Biodiversiteetti-indeksin laskentaan otettiin mukaan kolme tunnusta: vanhojen metsien osuus alueella, lehtipuun tilavuusosuus, ja kuolleen puun määrä alueella (m^3/ha). Ne nähtiin nimenomaan ko. alueen biodiversiteettipotentiaalia vasten tärkeimmiksi sellaisiksi metsällisiksi tunnuksiksi, joihin metsänkäsittelyllä vaikutetaan. Alueen tuotantomahdollisuudet valittujen tunnusten suhteen selvitettiin yksitavoitteisin simulointi- ja optimointilaskelmin. Kunkin tunnuksen osalta otettiin jatkotarkasteluun tuotantomahdollisuuksien minimi- ja maksimiarvot (tunnusten mahdolliset arvot 20 vuoden päästä) sekä kaksi väliarvoa tasaisesti niiden väliltä. Asiantuntijat arvioivat kunkin tunnuksen osalta parivertailuin, käyden läpi kaikki valittujen neljän tunnusarvon parit, kumpi kahdesta kulloinkin vertaillusta arvosta oli parempi biodiversiteetin kannalta ja kuinka paljon parempi. Vertailut tehtiin jälleen AHP-tyyppistä vertailuskaalaa käyttäen. Esimerkiksi kysyttiin, kumpi on parempi biodiversiteetin kannalta, vanhojen metsien osuus 9 % vai 15 % ja kuinka paljon parempi. Lisäksi asiantuntijat arvioivat tunnusten tärkeyssuhteet bidiversiteetin kannalta tarkastellulla alueella.

Tuloksena saatiin biodiversiteetti-indeksin laskentakaava, joka oli muotoa:

$$BD = 0{,}33 \times LAHO + 0{,}42 \times VANHA + 0{,}25 \times LEHTI$$

Kaavassa BD on biodiversiteetti-indeksi, LAHO on lahopuun määrän määrittämä osahyöty, VANHA on vanhan metsän osuuden määrittämä osahyöty ja LEHTI on lehtipuun tilavuuden määrittämä osahyöty. Osahyöty kuvattiin osahyötyfunktioilla, jotka muodostettiin tunnusten arvojen keskinäisten vertailujen perusteella. Kunkin osahyödyn suurin mahdollinen arvo oli tasan yksi. Myös biodiversiteetti-indeksin maksimiarvo oli siten yksi. Kaavasta nähdään, että tapaustutkimustilanteessa asiantuntijat arvioivat vanhojen metsien osuuden tärkeimmäksi metsälliseksi tunnukseksi biodiversiteetin kehittymisen kannalta.

Näin laadittu indeksi on vain aluekohtaisen suunnittelun apuväline, eikä sen avulla voi verrata alueita keskenään – onhan eri alueilla erilaiset biodiversiteettipotentiaalit ja esimerkiksi tunnusten tärkeydet vaihtelevat vaalittavan lajiston mukaan. Monimuotoisuusindeksin sopiva laadinta-alue riippuu sen käyt-



■ Kuva 1. Ekologisen asiantuntemuksen mallinnusta ja optimointimenetelmiä hyödyntäen voidaan selvittää esimerkiksi biodiversiteetin ja hakkuumäärien tuotantomahdollisuuksien raja: esimerkki eräältä tapaustutkimusalueelta.

tötarkoituksesta. Yllä esitettyä biodiversiteetti-indeksiä käytettiin alueen metsäntuotannon monitavoitteisessa optimoinnissa. Koska osahyötyfunktiot olivat epälineaarisia (kuten yleensä tällaisissa tapauksissa), käytettiin HERO heuristista optimointimenetelmää. HEROon on mahdollista liittää myös tulomuotoisia hyötyfunktion osia, jolloin esimerkiksi joidenkin lajien kohdalla relevantit kynnysarvot voidaan sisällyttää indeksinlaskentamalliin (Kangas ym. 2001).

3. Delfi-tekniikan soveltaminen asiantuntemuksen mallinnuksessa

Edellä kuvatuissa asiantuntemuksen mallinnustavoissa törmätään toistuvasti tilanteeseen, missä asiantuntijat ovat enemmän tai vähemmän erimielisiä ”oikeista” vastauksista vertailukysymyksiin. Yleinen ja yksinkertaisin tapa on laskea kaikkien asiantuntijoiden vastausten keskiarvot tai mediaanit, ja käyttää niitä mallinnuksen aineistona. Mitä suurempi on asiantuntijoiden vastausten hajonta ja mitä kauempana ovat ääripään vastaukset keskimääräisistä, sitä suurempi epävarmuus kalvaa aineiston hyödyntäjää. Voidaan arvioida, että yleensä sitä luotettavampi on asiantuntemus, mitä yksimielisempiä asiantuntijat ovat.

Delfi-tekniikan ideana on pyrkiä saavuttamaan mahdollisimman luotettava yksimielisyys asiantuntijajoukon keskuudessa peräkkäisten kyselyjen ja kontrolloidun palautteen avulla. Menetelmän alkuperäisessä versiossa säilytetään asiantuntijoiden anonyymisyys, jotta esimerkiksi ns. sosiaalisilta paineilta muuttaa näkemyksiä vältytään. Ihannetapauksessa Delfi-prosessi on samalla oppimisprosessi, missä asiantuntijat omaksuvat uusia näkökulmia ja uutta perustietämystä muiden asiantuntijoiden lausunnoista. Täysi yksimielisyys saavutetaan hyvin harvoin, mutta yleensä asiantuntijoiden näkemykset lähentyvät toisiaan prosessin aikana.

Edellä kuvattu biodiversiteetti-indeksin laadinta itse asiassa toteutettiin juuri Delfi-tekniikkaa käyttäen (Kangas & Mononen 1997, Kangas ym. 1998). Asiantuntijoiden anonyymiys säilytettiin läpi koko prosessin. Delfi-prosessi eteni asiantuntijoiden tekemien vertailujen jälkeen niin, että ensimmäisen vastauskerran analyysi lähetettiin palautteena takaisin asiantuntijoille. Palaute koostui yksityiskohtaisista selostuksista asiantuntijan omista vastauksista ja yhteenvedosta muiden laatimista arvioista hajonta- yms. tietoineen. Asiantuntijoilla oli mahdollisuus tarkistaa vastauksiaan, muuttaa niitä tai olla muuttamatta. Toiseen kertaan tehdyt arvioinnit ana-

lysoitiin, ja jälleen lähetettiin palaute asiantuntijoille. Selvä, joskaan ei erityisen suuri muutos kohti yhdenmukaisempia vastauksia oli havaittavissa. Joukossa oli myös yksi asiantuntija, joka syystä tai toisesta muutti vastauksiaan kauemmaksi kaikkien näkemysten keskiarvosta. Kolmannella arviointikerralla ei enää tapahtunut olennaista yhdenmukaistumista. Siksi asiantuntijoita ei pyydetty enää neljänteen kertaan vastaamaan tiedusteluun. Lopullinen malli laadittiin siten ensikertaisia vastauksia selvästi yhdenmukaisempien asiantuntija-arvioiden perusteella.

4. Ekologisen asiantuntemuksen liittäminen monitavoitteisen vertailun laskelmiin

Periaatteessa – monesti käytännössäkin – yksinkertainen ja maailmalla jo laajalti käytetty tapa integroida ekologinen asiantuntemus metsäsuunnitteluun on värvätä halutun alan asiantuntijat tekemään monitavoitevertailussa käytetyn päätösanalyysimenetelmän vaatimat arviot. Ehkäpä käytetyin menetelmä luonnonvara-alalla on T.L. Saatyn (1980) kehittämä analyyttinen hierarkiaprosessi (AHP). Sitä sovellettaessa asiantuntijat vertailevat suunnitelmavaihtoehtoja pareittain kulloinkin tarkasteltavan ekologisen tavoitteen, kriteerin tai indikaattorin suhteen.

Monitavoitteisen vertailun tehtävissä voidaan käyttää AHP:n sijasta myös monia muita menetelmiä, kuten ns. outranking-menetelmiä. Niitä kaikkia käytettäessä on päätösvaihtoehdot jotenkin arvotettava jokaisen tarkasteltavan tavoitteen suhteen. Tarvittavat ekologiset arvioinnit voidaan vain harvoin perustaa pelkästään empiirisen tutkimuksen tuloksiin; ekologista asiantuntemusta siis tarvitaan. Tarvittava asiantuntemus tiedustellaan ja asiantuntija-arviot käsitellään eri tavoin eri menetelmissä (ks. Kangas & Kangas 2002). Eri menetelmät myös sopivat erilaisiin suunnittelutilanteisiin. Ekologinen asiantuntemus sisältää aina huomattavan määrän epävarmuutta, mikä tulisi voida ottaa huomioon vertailulaskelmissa ja niiden tuloksia tulkittaessa. Esimerkiksi AHP:n perustekniikat eivät mahdollista riittävän monipuolisia epävarmuusanalyysejä.

Viime aikoina on tutkimuksissamme kehitetty tilastotieteelliseen regressioanalyysiin perustuva tekniikka analysoida pareittaisia vertailuja. Perus-AHP:n verrattuna tilastotieteellisen lähestymistavan etuna voidaan pitää muun muassa juuri suunnitelmavaihtoehdon valintaan liittyvien epävarmuuksien monipuolista arviointia.

Regressiomallissa muuttujalla r_{ij} merkitään vastaajan antamaa vaihtoehdon i suhteellista hyvyyttä verrattuna vaihtoehtoon j. Esimerkiksi ekologi on saattanut arvioida, että metsäsuunnitelman i tuottama metsä on kaksi kertaa sopivampi metson elinympäristöksi kuin metsäsuunnitelman j tuottama metsä, jolloin $r_{ij} = 2/1$. Lisäksi regressiomallissa oletetaan, että $r_{ij} = (v_i / v_j)\exp(\varepsilon_{ij})$, missä v_i ja v_j ovat vaihtoehtojen i ja j todelliset mutta tuntemattomat arvot, sekä ε_{ij} on vastauksiin sisältyvää epävarmuutta kuvaava virhetermi. Tällöin parivertailuaineiston regressiomalliksi saadaan (Alho ja Kangas 1997)

$$\log(r_{ij}) = \alpha_i - \alpha_j + \varepsilon_{ij},$$

missä $\alpha_i = \log(v_i)$ ja virhetermit ε_{ij} ovat korreloimattomia, sekä $E(\varepsilon_{ij}) = 0$ ja $Var(\varepsilon_{ij}) = \sigma^2$ Mallin tuntemattomat parametrit α_i ja σ^2 voidaan estimoida parivertailuaineistosta esim. pienimmän neliösumman menetelmällä.

Estimaatit $\hat{\alpha}_i$ ja $\hat{\sigma}^2$ kuvaavat metsäsuunnitelmien suhteellisia hyvyyksiä ja niiden mittaamiseen sisältyvää epävarmuutta. Perintei-

sen hypoteesien testauksen lisäksi on käytettävissä myös helpommin ymmärrettäviä vaihtoehtoja epävarmuuden havainnollistamiseksi metsänomistajalle. Ns. Bayesiläiseen tilastotieteeseen perustuva analyysi mahdollistaa esimerkiksi muotoa "metsänkäsittelyvaihtoehto A on parempi kuin B" olevien väittämien todennäköisyyksien arvioinnin (Alho ja Kangas 1997).

Edellä esitetty regessiomalli sopii sellaisenaan yksittäisen parivertailujoukon analysointiin. Perusmalli voidaan kuitenkin laajentaa soveltuvaksi moniin muihin käytännön metsäsuunnittelussa vastaantuleviin tilanteisiin. Monitavoitteiseen metsäsuunnitteluun liittyen Alho ja Kangas (1997) osoittivat, kuinka regressiomallia voidaan käyttää päätöshierarkiassa, joka koostuu useista metsänomistajan määrittelemistä päätöksenteon tavoitteista ja alitavoitteista. Regressiomalli voidaan laajentaa myös usean asiantuntijan mielipiteiden mallinnukseen soveltuvaksi (Alho ym. 1996, Kangas ym. 1998). Tällöin kiinnostuksen kohteena on muun muassa asiantuntijoiden välisten mielipide-erojen tutkiminen esimerkiksi metson elinympäristövaatimusten kannalta. Myös tarkasteltavana olevan epävarmuuden käsitettä voidaan laajentaa ns. intervalli-parivertailujen avulla (Leskinen ja Kangas 1998). Muista tilastotieteellisen lähestymistavan eduista mainittakoon, että joissakin tilanteissa epäkäytännöllisen suureksi muodostuvaa parivertailujen määrää voidaan pienentää (Alho ym. 2001). Lisäksi kyselyaineistoissa mukana olevien vastaajien välisiä mielipide-eroja voidaan analysoida esimerkiksi iän ja sukupuolen mukaan ryhmiteltyinä (Alho ym. 2001).

5. Asiantuntemuksen mallinnuksen sudenkuoppia

Mihin tahansa mallinnukseen liittyy epävarmuutta ja epäonnistumisen mahdollisuuksia. Asiantuntemuksen numeroiksi muokkaamisessa on "tavanomaisten" mallinnusongelmien lisäksi läsnä juuri sille ominaisia hankaluuksia ja sudenkuoppia. Jo asiantuntijoiden valinta voi olla vaikeaa, eikä aina olla yksimielisiä siitä kuka lopulta on jonkin alan riittävän hyvä asiantuntija ja kuka ei. Asiantuntijoiden valinnassa on myös tulosten manipuloinnin mahdollisuus: valitsemalla sopivaa mieltä olevat osallistujat voidaan kenties saada halutunlaiset vastaukset.

Erityisen varovainen tulee olla, jos asiantuntijoiden voidaan olettaa haluavan vaikuttaa suunnittelussa lopulta tehtäviin valintoihin. Monen asiantuntijan, Delfi-tekniikan ja tilastotieteellisten analyysien käytöllä voidaan usein tehokkaastikin paljastaa tällaiset epätoivotut motivaatiot ja välttää niiden vaikutus muotoiltavaan malliin (Kangas ym. 1998). Mitä vähemmän tehtävään sisältyy subjektiivisten preferenssien vaikutusta ja mitä vähemmän asiantuntijoilla on ns. oma lehmä ojassa asiantuntemusta lopulta hyödynnettäessä, sitä ongelmattomampaa on päätöksenteossa nojata asiantuntijoiden arvioihin. Toisaalta asiantuntijat on aina saatava vakavasti motivoitumaan tehtäväänsä, mikä voi joskus olla vaikeaa elleivät he koe itseään jotenkin osallisiksi asiantuntemuksen loppukäytössä. Kunnon palkkion maksaminen voi tällaisessa tilanteessa olennaisesti parantaa motivaatiota ilman negatiivisia sivuvaikutuksia.

Asiantuntijoiden keskinäiseen yksimielisyyteenkin pyrkimiseen ja yhdenmukaisuuden pitämiseen arvioiden luotettavuuden mittana liittyy ongelmia. Asiantuntijat voivat olla yksimielisiä, mutta silti johdonmukaisesti

pielessä. Delfi-tekniikkaakaan käytettäessä ei ole järkevää pyrkiä kaikin keinoin yhdenmukaisuuteen. Joskus on sovellettu Delfi-tekniikan anonyymisyyden sijasta asiantuntijoiden kokoontumista raatina. Raatina työskentelemisessä on kuitenkin se ongelma, että yksi tai muutama dominoiva, auktoriteettia omaava tai muutoin vakuuttavasti esiintyvä persoona saattaa ajaa raadissa läpi näkemyksensä, vaikka ei oikeastaan olisikaan paras asiantuntija – tai asiaa kelvollisesti tunteva alkuunsakaan.

Jos ja kun Delfi-tekniikankaan avulla ei jouhevasti päästä asiantuntijoiden kesken yksimielisyyteen, joudutaan lopulliset asiantuntija-arviot muodostamaan toisistaan poikkeavista lausunnoista. Edellä on jo mainittu keskiarvon tai mediaanin käyttö tällaisessa tilanteessa. Mediaania voidaan pitää yleensä perustellumpana, koska se eliminoi muista arvioista suuresti poikkeavien äärihavaintojen vaikutuksen lopulliseen arvioon. Siten mediaani vähentää yksittäisten asiantuntijoiden mahdollisten manipulointiyritysten onnistumisen mahdollisuuksia. Mahdollista on myös arvioida mukana olleiden asiantuntijoiden pätevyydet. Se voidaan tehdä vaikkapa heidän arvioidensa johdonmukaisuuden perusteella; periaatteella mitä konsistentimmat vastaukset sitä luotettavampi asiantuntija (mikä sekään ei ole aukoton päättely). Toinen tapa on pyytää asiantuntijat itse arvioimaan toistensa pätevyydet, joilla sitten painotetaan heidän arvioitaan. Näin meneteltäessä astuu jälleen kuvaan mukaan manipuloinnin mahdollisuus. Jos asiantuntijat vastaavat tiedusteluun rehellisesti ja avoimin mielin, mikä lähtökohtaisesti on oletettava olevan asian laita, he voivat antaa uskottavat luotettavuusarviot myös omille vastauksilleen (samaan tyyliin kuin intervalliarviot edellä).

Joskus voi olla jo etukäteen oletettavaa, että eri asiantuntijoilla on erilaiset, tiettyihin suuntiin toisistaan poikkeavat käsitykset. Tällöin on usein mielenkiintoista tarkoituksella valita vastakkaista mieltä olevia asiantuntijaryhmiä ja tarkastella ryhmien välisiä eroja. Se saattaa olla myös tulosten tulkinnan ja niiden suunnittelutehtävissä käyttämisen kannalta varsin hyödyllistä.

Tällainen oli tilanne esimerkiksi puun kantohinnan tulevaisuuden skenaarioita puumarkkinoiden asiantuntijoilta tiedusteltaessa (Leskinen & Kangas 2001). Puun kantohintojen tulevaisuuden kehityksen mallintamiseen tähtäävään tutkimukseen värvättiin sekä puun tuottaja- että ostajatahojen palkollisia ja lisäksi tutkijoita, joiden voisi arvella olevan neutraaleja kannanotoissaan.

Asiantuntijoiden arvioiden perusteella laadittuihin malleihin on aina syytä suhtautua varauksella. Toisaalta niiden käyttö on toistaiseksi paras ja joskus jopa ainoa käyttökelpoinen tapa sisällyttää monia ekologisia näkökohtia suunnitteluun ja suunnittelulaskelmiin. Sitä mukaa kuin empiirisiin tutkimushavaintoihin pohjautuvia arvottamiskeinoja saadaan käyttöön, asiantuntemustietämyksen numeeristamistarpeet periaatteessa vähenevät. Laskelmiin kuitenkin halutaan jatkuvasti saada integroitua uusia tunnuksia ja näkökulmia. Monesti uusien tarkastelutarpeiden osalta puuttuvat aluksi empiirisen tutkimuksen tuottamat arviointimallit, mutta niiden laskelmiin sisällyttämisen vaatimus on silti akuutti. Asiantuntemuksen hyödyntämiseen turvautuminen on tällöin patenttivastaus usein myös jatkossa. Kaikki saatavissa oleva tutkimus- ja faktatietous on kuitenkin joka tapauksessa paikallaan hyödyntää, vaikka asiantuntemukseenkin jouduttaisiin turvautumaan. Viime aikoina onkin kehitelty myös menetelmiä, joilla mallinnuksessa voidaan hyödyntää sekä empiirisiä havaintoja että asiantuntijoiden arvioita (Leskinen & Kangas 2001).

Kirjallisuus

Alho, J.M. & Kangas, J. 1997. Analyzing uncertainties in experts' opinions of forest plan performance. Forest Science 43: 521–528.

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

Alho, J.M., Kolehmainen, O. & Leskinen, P. 2001. Regression methods for pairwise comparisons data. Julkaisussa: Schmoldt, D.L., Kangas, J., Mendoza, G.A. & Pesonen, M. (toim.). The Analytic Hierarchy Process in Natural Resource and Environmental Decision Making. Kluwer Academic Publishers. s. 235–251.

Kangas, J., Alho, J., Kolehmainen, O. & Mononen, A. 1998. Analyzing consistency of experts' judgments – Case of assessing forest biodiversity. Forest Science 44(4): 610–617.

Kangas, J. & Kangas, A. 2002. Multiple Criteria Decision Support methods in forest management: An overview and comparative analysis. Julkaisussa: Pukkala, T. (toim.). Multi-objective forest planning. Kluwer Academic Publishers. Managing Forest Ecosystems 4. Painossa.

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

Kangas. J. & Mononen, A. 1997. Ekologiseen asiantuntemukseen perustuvan numeerisen mallin tuottaminen metsäalueen biodiversiteetin arviointiin. Metsätieteen aikakauskirja – Folia Forestalia 2/1997: 225–238.

Kangas, J., Pukkala, T. & Kangas, A.S. 2001. HERO: Heuristic Optimisation for Multi-Criteria Forestry Decision Analysis. Julkaisussa: Schmoldt, D., Kangas, J., Mendoza, G.A. & Pesonen, M. (toim.). The Analytic Hierarchy Process in Natural Resource and Environmental Decision Making. Kluwer Academic Publishers, Managing Forest Ecosystems 3. s. 51–65.

Leskinen, P. & Kangas, J. 1998. Analysing uncertainties of interval judgment data in multiple-criteria evaluation of forest plans. Silva Fennica 32: 363–372.

Leskinen, P. & Kangas, J. 2001. Modeling future timber price development by using expert judgments and time series analysis. Silva Fennica 35: 93–102.

Saaty, T.L. 1980. The analytic hierarchy process. Planning, priority setting, resource allocation. McGraw-Hill, New York, 287 s.

Suomen kielen perussanakirja. 1990. Ensimmäinen osa A-K. Kotimaisten kielten tutkimuskeskus. Valtion painatuskeskus. Helsinki.

Maisemaekologinen tarkastelu Pohjois-Suomen yksityismetsätalouden suunnittelua ohjaavissa asiakirjoissa[1]

Jukka Tikkanen
Yliopettaja
Oulun seudun ammattikorkeakoulu
Luonnonvara-alan yksikkö

Leena A. Leskinen
Tutkija
Metsäntutkimuslaitos
Kannuksen tutkimusasema

Jyrki Kangas
Professori
Metsäntutkimuslaitos
Joensuun tutkimuskeskus

[1] Kirjoitus perustuu suurelta osin 30.5.2001 Kolilla Ecosystem Management in Boreal Forest Landscapes – seminaarissa pidettyyn esitelmään ja artikkelikäsikirjoitukseen (Tikkanen ym. 2001).

1. Johdanto

Luonnonvarojen käytön suunnittelun on katsottu olevan muutosvaiheessa (Kessler 1992, Galindo-Leal ja Bunnell 1995, Kurki ym 1998, Kangas ym. 1988). Suunnittelu on muuttunut entistä monitavoitteisemmaksi, vuorovaikutteisemmaksi ja holistisemmaksi. Etenkin ekologiset näkökohdat ovat saaneet suunnittelun kehittämisessä korostetusti huomiota. Tyypillistä on myös pyrkimys metsikkö- ja tilatasoa laajempien alueiden kokonaistarkasteluun.

Ekosysteemilähtöinen luonnonvarojen suunnittelu ja käyttö ("ecosystem management") on usein käytetty, mutta varsin väljästi määritetty käsite uudelle suunnitteluotteelle. Richenbach ym. (1998) yksinkertaistavat käsitteen yksityisen metsätilan näkökulmasta kolmeen ulottuvuuteen:

(1) Maisematason ulottuvuus: metsätila on osa laajempaa ekosysteemiä, esimerkiksi valuma-aluetta.

(2) Kuviotason ulottuvuus: metsätila koostuu pienemmistä osista, jotka ylläpitävät metsätilan ja myös laajemman maiseman kestävyyttä ja monimuotoisuutta.

(3) Ajallinen ulottuvuus: tänään tehtävät toimenpiteet joko rajaavat tai laajentavat tulevia mahdollisuuksia; päätöksenteossa tulisi ottaa huomioon myös tulevien sukupolvien mahdollisuudet.

Suomessa ekosysteemilähtöistä suunnittelua on johdonmukaisesti kehitetty valtion mailla, ja uudesta lähestymistavasta on käytetty nimeä alue-ekologinen suunnittelu (Hallman ym. 1996). Yksityismaita koskevassa metsälainsäädännössä ja metsänhoitosuosituksissa on vuosikymmenen ajan korostettu luontoarvoja. Muun muassa metsäluonnon arvokkaat elinympäristöt, säästöpuut ja suojavyöhykkeet otetaan huomioon, kun yksittäisen metsikkökuvion toimenpiteestä päätetään. Sen sijaan alue-ekologisen suunnittelun kaltaisesta menettelystä, joka sisältää maisematason tarkastelun, ei ole yksityismailla kovin paljon kokemuksia. Pohjois-Suomessa on kuitenkin raportoitu ainakin yksi selvitys, jossa alue-ekologista suunnittelua on kokeiltu yksityismetsissä (Keränen 1998).

Pohjois-Suomessa eli Kainuun, Lapin ja Pohjois-Pohjanmaan metsäkeskusten alueella on yhteensä noin 70 000 metsänomistajaa ja metsälön keskikoko on 40 - 50 ha. Valtion metsän sijaitsevat pääosin Lapissa, Kainuussa ja Koillismaalla, mistä johtuen Pohjanmaan rannikkoseudulla ja Etelä-Lapissa metsäalueet ovat maisemaekologisesta näkökulmasta pirstoutuneita (Uuttera ym. 1998).

Maisematason tarkastelu edellyttää jonkinasteista yhteistyötä maanomistajien välillä (Kurttila 2001) ja – laajemman tietopohjan saavuttamiseksi – usein myös muiden sidosryhmien osallistamista (Galindo-Leal ja Bunnell 1995, Hallman ym. 1996). Muun muassa Pukkala ym. (1997), Carlsson (1999), Kurttila ym. (2001) ja Pykäläinen ym. (2001) ovat esittäneet laskentamenetelmiä, jotka mahdollistavat laajemman alueen tavoitteiden käsittelyn usealle tilalle samanaikaisesti kohdistuvassa suunnittelussa. Maisematason tarkastelun kehittäminen ja lisääminen yksityismetsissä ei ole mahdollista ilman, että tutkitaan myös suunnitteluun vaikuttavia käytännön seikkoja. Tarvitaan lisää tietoa muun muassa siitä, miten metsänomistajat suhtautuvat tilan rajat ylittävään suunnitteluun ja miten yhteiskunnan tuella voidaan tehdä maisematason näkökulmasta hyödylliset ratkaisut houkuttteleviksi ja tasapuolisiksi (Kurttila 2001). Suo-

messa metsäorganisaatioilla on perinteisesti ollut merkittävä rooli yksityismetsien metsänkäsittelyn suuntaajina, mistä johtuen on tarpeen tarkastella myös sitä, miten yksityismetsätalouden organisaatiot edistävät ja kehittävät maisematason tavoitteet huomioon ottavaa suunnittelua (Kurttila 2001).

Tämän artikkelissa kuvataan yksityismetsätalouden organisaatioiden suhtautumista maisematason suunnitteluun analysoimalla kolmen pohjoisen metsäkeskuksen alueelliset metsäohjelmat, metsänhoitosuositukset ja metsäsuunnittelun työohjeet, jotka ovat keskeisiä yksityismetsätalouden metsäsuunnittelua ohjaavia asiakirjoja. Jatkossa käytetään termiä maisemaekologinen tarkastelu tarkoittamassa menettelyä, jossa pyritään järjestelmällisesti käsittelemään yhden tilan aluetta laajempaa ekologista kokonaisuutta.

2. Maisemaekologinen tarkastelu yksityismetsien asiakirjoissa

2.1 Alueelliset metsäohjelmat

Vuoden 2001 keväällä hyväksytyt alueelliset metsäohjelmat ovat maakuntien metsätalouden tärkeimpiä strategisia asiakirjoja. Alueellisissa metsäohjelmissa on analyysi maakunnan metsätalouden tilasta ja siinä on määritelty metsätalouden kehittämisen yleiset tavoitteet koskien kaikkien omistajaryhmien metsiä. Lisäksi ohjelmassa on listattu kehittämistoimenpiteitä. Metsäkeskukset laativat metsäohjelmat yhteistyössä metsätalouden sidosryhmien kanssa. Maa- ja metsätalousministeriö ohjaa ja tukee ohjelmatyötä. Kansallisen metsäohjelman tavoitteita määritettäessä otetaan alueellisten ohjelmien tavoitteet huomioon ja vastaavasti kansallisen ohjelman linjauksia pyritään toteuttamaan alueellisissa ohjelmissa

Pohjois-Suomen alueellisissa metsäohjelmissa sanaa "maisema" on käytetty yhteensä 120 kertaa. Sillä viitataan lähes aina visuaalisesti tai kulttuurisesti merkittäviin maisemakokonaisuuksiin. Ekologisena käsitteenä "maisemaa" käytetään vain muutamia kertoja.

Pohjois-Pohjanmaan metsäohjelmassa metsätalouden lähtötilanteen kuvauksessa on esitelty yksityiskohtaisesti maakunnan metsien ekologiset erityispiirteet ja analyysi merkittävimmistä ekologista puutteista. Näin maakuntatason ekologinen tarkastelu on saanut ohjelmassa runsaasti tilaa. Alue-ekologinen suunnittelu on mainittu yhtenä mahdollisena keinona puutteiden korjaamisessa, mutta vain valtion mailla.

"Metsähallituksen alue-ekologisen suunnittelun avulla on voitu jossain määrin paikata suojelun puutteita ja luoda tukiverkostoja olemassa olevien suojelualueiden välille. Kuitenkin maakunnan länsiosissa valtion maiden vähäinen määrä vaikeuttaa kokonaisvaltaista, luontoarvot huomioivaa metsäsuunnittelua."

Pohjois-Pohjanmaan metsäohjelmassa maisemaekologista tarkastelua ei ole mainittu metsätalouden kehittämisen tavoitteena eikä ohjelmassa ole esitetty sitä koskevia kehittämistoimenpiteitä.

Maisemaekologisen tarkastelun hyötyjä on käsitelty Kainuun metsäohjelman tavoiteosassa seuraavasti:

"...tutkimuksissa on todettu, että alue-ekologisen suunnittelun yhteydessä hakkuun ulkopuolelle jätettävät alueet

on lajiston monimuotoisuuden säilyttämiseksi parempi toteuttaa mahdollisimman suurina kokonaisuuksina kuin pieninä kuvioina tasaisesti yli koko suunnittelualueen."

"Metsien rakennepiirteisiin voidaan vaikuttaa pitkäkestoisilla toimenpiteillä. Talousmetsien rakenteen monipuolistamisen tavoitteita ovat riittävän lehtipuuosuuden aikaansaaminen ja säästöpuiden sekä lahopuun määrän lisääminen. Riittävä vanhojen metsien määrä turvaa omalta osaltaan eliölajien elinmahdollisuuksia. Metsänhoitosuositusten noudattaminen, alue-ekologinen suunnittelu ja luonnonsuojelualueiden verkosto edesauttavat metsien rakennepiirteiden kehittymistä."

Kainuun metsäohjelmassa alue-ekologisen suunnittelun edistäminen on mainittu yhtenä keinona parantaa vanhoista metsistä riippuvaisten eliölajien elinolosuhteita. Metsähallitus on nimetty toimenpiteen vastuutahoksi.

Lapin metsäohjelmassa on selkeästi erotettu yksityismaiden monitavoitteinen metsäsuunnittelu valtion maiden alue-ekologisesta suunnittelusta. Ajatus on, että yksityismailla ei kehitetä osallistavaa alue-ekologista suunnittelua, mutta samat ekologiset tavoitteet otetaan huomioon monitavoitteisessa suunnittelussa. Linjaus on myös johdonmukaisesti otettu huomioon toimenpide-ehdotuksissa. Valittu strategia välittyy seuraavista lainauksista:

"Yksityismailla tehtävällä monitavoitteisella metsäsuunnittelulla ja valtion maiden alue-ekologisella suunnitelulla sovitetaan yhteen puuntuotantoa ja metsien ympäristö- ja monikäyttöarvojen vaalimista. Kansalaisia kuullaan kaavoituksen, Metsähallituksen luonnonvarasuunnitelmien sekä alueellisten metsäohjelmien laatimisen yhteydessä".

"Monitavoitteisella metsäsuunnittelulla ja alue-ekologisella suunnittelulla metsien eri käyttömuodoista ja luonnon monimuotoisuudesta voidaan huolehtia usealla eri tavalla ja tasolla rajoittamalla hakkuin käsiteltävien alojen pinta-aloja, jättämällä ekologisia käytäviä, säästämällä metsälakikohteita ja muita arvokkaita elinympäristöjä, jättämällä säästöpuustoa hakkuualoille, käyttämällä vaihtelevia hakkuumenetelmiä, säätelemällä puulajisuhteita jne. Myös hakkuut ja metsänhoitotyöt pystytään kohdistamaan järkevästi ja oikea-aikaisesti."

2.2 Metsänhoitosuositukset

Pohjois-Suomen metsänhoitosuosituksilla (Hyppönen ym. 2001) ohjataan metsien hoitoa ja käyttöä kaikkien omistajaryhmien metsissä. Suositukset ovat ns. hyvään metsänhoitoon opastavia, mutta eivät maanomistajia sitovia. Pohjois-Suomen uusimmat suositukset laadittiin vuoden 2001 keväällä yhteistyössä Kainuun, Lapin ja Pohjois-Pohjanmaan metsäkeskusten toimesta. Tärkeimpien sidosryhmien edustajat osallistuivat suositusten laatimista ohjanneeseen työryhmään. Laajemmin eri tahojen mielipiteitä kuultiin metsänhoitoseminaareissa ja suositusten viimeistelyvaiheen kuulemismenettelyssä. Suositukset ovat linjassa metsätalouden kehittämiskeskus Tapion laatimien valtakunnallisten "Hyvän metsänhoidon suositusten" kanssa (Hyvän metsänhoidon … 2001).

Pohjois-Suomen metsänhoitosuositusten mukaan metsänhoidon lähtökohtana on metsikkökuvio (Hyppönen ym. 2001): *"hyvä metsänhoito toteutetaan metsikkökuvioittain."* Laajempia alueita koskeva ekologinen tarkastelu on otettu suosituksissa huomioon, joskaan ei kovin johdonmukaisesti. Suunnitelmallista metsänhoitoa korostetaan, samoin kuin tarvetta metsänomistajien väliseen yhteistyöhön.

"Kuviot rajataan kasvupaikan, puuston kehitysvaiheen ja toimenpidetarpeen perusteella siten, että niistä syntyy taloudellisesti ja korjuuteknisesti tarkoituksenmukaisia toimenpidealueita. Kuvioiden rajauksessa otetaan huomioon myös luonnon monimuotoisuus, maisema ja metsien muut käyttömuodot."

"Tilakohtaiset suunnitelmat koostetaan usein laajemmalta alueelta kerättävästä metsätiedosta. Metsätiedon keruun yhteydessä selvitetään laajalti metsien käyttöön vaikuttavia tekijöitä, kuten erilaisten kaavojen vaatimukset, suojelualueiden rajat, uhanalaisten kasvien esiintyminen ja riistan kannalta tärkeät alueet. Näiden tietojen keräämiseksi tehdään yhteistyötä eri viranomaisten ja muiden tahojen kanssa. Tällaisesta alueellisesta metsäsuunnittelusta, samoin kuin valtion maiden luonnonvara- ja alue-ekologisesta suunnittelusta saadaan tietoja esimerkiksi taimikonhoito- kunnostusojitustöiden määristä sekä alueellisesti arvokkaista luonto- ja maisemakohteista, jotka yleensä sijaitsevat useamman tilan alueella. Tietoa voidaan hyödyntää metsänhoidossa, maiseman hoidossa ja metsäalueen luontoarvojen turvaamisessa, jotka usein kannattaa tehdä yhdessä muiden metsänomistajien kanssa."

Yksityiskohtaisissa suosituksissa maisemaekologista tarkastelua ei juuri korosteta. Aihetta sivutaan – osin ristiriitaisesti – luvuissa, joissa tarkastellaan kunnostusojitusta ja luontoarvojen huomioon ottamista metsänhoidossa:

"(Metsä)*organisaatioiden ojitussuunnitelmiin sisältyy vesiensuojelusuunnitelma, jossa on kuvattu tarpeelliset vesiensuojelutoimenpiteet ja jossa otetaan huomioon suon valuma-alue kokonaisuudessaan."*

"Vanhat (luonnonsuojelullisesti arvokkaat) *metsiköt suositellaan jätettäväksi hakkuiden ulkopuolelle, esimerkiksi vapaaehtoisiksi suojelualueiksi. Jos alueella tai tilalla on paljon vanhoja metsiä, ottaen huomioon myös läheisten suojelualueiden metsät, voidaan laaja-alaisia vanhoja metsiä käsitellä. Tällöin tulisi olla yhteydessä metsäkeskukseen jo hakkuun suunnitteluvaiheessa."*

"Metsä- ja suoluonnon ennallistamiseen tähtäävät toimenpiteet tulisi tehdä suunnitellusti, ottaen huomioon ennallistettavan alueen luontoarvot ja luonnontilaan palautumisen mahdollisuudet, sekä suojelualueiden määrä alueella. Monimuotoisuuden turvaamisen kannalta hyviä ennallistamiskohteita ovat suojelualueiden lähistöllä olevat metsät seuduilla, jossa muutoin on vähän suojelukohteita."

2.3 Metsäsuunnittelun työohjeet

Pohjois-Suomessa metsäkeskukset laativat valtaosan yksityisten metsätilojen metsäsuunnitelmista. Lisäksi metsäkeskukset keräävät metsätietoa, jonka perusteella valtaosa tilakohtaisista suunnitelmista koostetaan. Metsätieto kerätään ns. aluesuunnittelussa, joka käsittää kerrallaan yleensä 2 000 - 5 000 hehtaarin alueen. Metsätiedon keruuta tuetaan valtion varoista, mistä johtuen on paljon keskusteltu tiedon julkisuudesta. Nyt voimassa olevan tulkinnan mukaan metsikkökuvioon kohdistuvaa aluesuunnittelutietoa voidaan luovuttaa ulkopuolisille vain metsänomistajan suostumuksella.

Maisemaekologinen tarkastelu voitaisiin ottaa huomioon useissa suunnittelun vaiheissa, erityisesti (1) suunnittelualueen rajauksessa, (2) lähtötietojen keruussa, mukaan lukien aikaisempien suunnitelmien informaatio, (3) ilmakuvilta ja kartoista tapahtuvassa ennakkokuvioinnissa, (4) toimenpidesuunnittelussa maanomistajien kanssa ja (5) suunnitelman käytön neuvonnassa[2].

Helmikuussa 2001 maisematason tarkastelu oli kuitenkin kirjattu ainoastaan Lapin metsäkeskuksen metsäsuunnittelun työohjeeseen.

"Alueen rajaamiseen vaikuttaa ....muun muassa ... alueen käyttökelpoisuus; johon vaikuttaa ainakin

- maanomistajarakenne,

- alueellinen yhtenäisyys, esim. vesistön ranta-alueet, maisema-alueet,

- sijainti kokonaisuudessaan samalla valuma-alueella,

- yhteistyöalue,

- muiden toimijoiden vaatimukset."

[2] Suunnittelun vaiheet nimetty Pohjois-Pohjanmaan metsäkeskuksen metsäsuunnittelun työohjeen mukaisesti.

3. Tarkastelu ja johtopäätökset

Pohjois-Suomen alueellisten metsäohjelmien perusteella voidaan päätellä, että Pohjois-Suomen yksityismetsissä tavoitellaan enemmän tai vähemmän johdonmukaisesti Lapin metsäohjelmaan kirjattua strategiaa, jonka mukaan maisemaekologisten arvojen huomioon ottamista edistetään metsänomistajien vapaaehtoisuuteen perustuvalla, monitavoitteisella metsäsuunnittelulla ja sitä tukevalla metsätiedonkeruulla. Metsäohjelmien tavoitteisiin tai toimenpide-esityksiin maisematason tarkastelua ei ole kirjattu muutoin kuin viitaten valtion maiden alue-ekologiseen suunnitteluun. Pohjois-Suomen metsänhoitosuosituksissa maisemaekologisen tarkastelun tarve on kirjattu metsänhoidon yleisiin periaatteisiin, mutta yksityiskohtaisissa suosituksissa maisematason tarkasteluja ei ole korostettu. Pohjoisten metsäkeskusten metsäsuunnittelun työohjeissa maisemaekologista tarkastelua ei ole järjestelmällisesti ohjeistettu.

Varovaisuuteen on epäilemättä useita perusteltuja syitä, esimerkiksi:

- maisemaekologiseen tarkasteluun liittyvät käsitteet ovat yksityismetsien näkökulmasta osin jäsentymättömiä,
- metsänomistajat ja/tai metsäammattilaiset saattavat suhtautua epäluuloisesti tilan rajat ylittävään suunnitteluun, johtuen muun muassa siitä, että se saattaisi

kaventaa joidenkin maanomistajien hakkuumahdollisuuksia,

- metsänomistajat ja/tai metsäammattilaiset saattavat epäillä maisemaekologisen tarkastelun edellyttämän yhteistyön onnistumista,

- saatetaan pelätä suunnittelun vaatimien kustannusten ja työpanosten kasvua.

Hyvät, "myyvät" käsitteet helpottavat omaksumaan uusia toimintatapoja (Pyykkönen 2000). Käsitteellä "maisema" viitataan yksityismetsätalouden keskustelussa lähes yksinomaan visuaalisesti tai kulttuurisesti arvokkaisiin maisemakokonaisuuksiin. "Alueekologinen suunnittelu" liitetään helposti valtion maiden suunnittelumenettelyyn, johon leimautumista halutaan yksityismailla välttää. Sen sijaan yksityismailla kehitetään "monitavoitteista suunnittelua", joka sisältää maisemaekologista tarkastelua. Käsite "metsikkökuvio" on yksityismetsien suunnittelussa ja käytännön työssä hyvin keskeinen.

Kankaan ja Niemeläisen (1996) mukaan metsänomistajat arvostavat yksityistä päätöksenteko-oikeutta varsin paljon. Tilanrajat ylittävien suunnittelutarpeiden yhteydessä on usein keskusteltu metsäomaisuuteen liittyvästä tietosuojasta. Ilmeistä on, että epäluulo alue-ekologista suunnittelua kohtaan johtuu ainakin osittain siitä, että epäillään metsänomistajien päätöksenteon itsenäisyyden vähenemistä.

Suomessa ei ole tutkittu maanomistajien halukkuutta ottaa huomioon maisemaekologisia arvoja metsiensä käsittelyssä eikä myöskään metsänomistajien asennetta yhteistyötä kohtaan, joten toistaiseksi ei tiedetä riittävästi metsänomistajien halukkuudesta ja valmiuksista olla mukana tilan ylittävässä suunnittelussa. Metsänomistajien mielipiteitä selvittelevien tutkimusten (Kangas ja Niemeläinen 1996, Karppinen ja Hänninen 2000) mukaan metsänomistajat arvostavat ainakin yleisellä tasolla myös luontoarvoja. Maisemaekologisen tarkastelun kehittämisen näkökulmasta mielipidekartoituksissa tulisi kuitenkin selvittää konkreettisesti minkälaisiin taloudellisiin uhrauksiin maanomistajat olisivat valmiita maisematason arvojen huomioon ottamiseksi.

Yksityiskohtaista ja käytännöllistä tietoa alue-ekologisen tarkastelun vaikutuksista ja maanomistajien suhtautumisesta saataisiin tapaustutkimuksista. Pohjois-Suomessa sopivia tapaustutkimuksen kohdealueita olisivat alueet, joissa on runsaasti ojitettuja soita. Näillä alueilla metsänomistajilla ja metsäammattilaisilla on kokemuksia menestyksellisestä yhteistyöstä ojituksen suunnittelussa ja toteutuksessa, mikä on perustunut metsäorganisaatioiden yhteistyöhön ja kykyyn markkinoida hankkeita sekä sopiviin saatavilla oleviin tukiin. Alueilla on nyt uudelleen laaja tarve yhteistyöhön ojien kunnostamiseksi. Valuma-alueet muodostavat luontaisia aluekokonaisuuksia, joissa tilanrajat ylittävä tarkastelu olisi sekä ekologisesti että taloudellisesti järkevää, joten ei liene mahdotonta, etteikö myös maisemaekologisen tarkastelun sisältävä suunnittelu voisi onnistua; edellyttäen, että saataisiin organisoitua yhteistyö asianosaisten välille ja että valtion tukea voitaisiin suunnata tasoittamaan joitakin käytännön esteitä. Useiden metsätilojen yhteissuunnittelun hyväksyttävyys voisi parantua, jos tehtyjä suunnitelmia käytettäisiin kestävän metsätalouden rahoituslain mukaisten hankkeiden kohdentajana. Tällä tavalla alueelliset suunnitelmat voisivat palvella alueellisten metsäohjelmien jalkauttamista käytäntöön.

Maisemaekologisen tarkastelun sisältävän suunnittelun pullonkaulana voidaan pitää uusien osapuolten osallistamista metsäammattilaisten ja metsänomistajien lisäksi. Metsähallituksen osallistavaa, alue-ekologista suunnittelua on pidetty yksityismetsien näkökulmasta raskaana. Tämä ongelma on ratkaistavissa kehittämällä soveltuvia suunnittelumenetelmiä ja menettelytapoja. Yksityismetsien monitavoitteisessa suunnittelussa noudatettavan osallistamismenettelyn tulisi olla kevyempi ja sen tulisi korostaa metsänomistajan itsenäistä päätösvaltaa. Suunnittelijan tehtävänä olisi kerätä tietoa maisemaekologisista arvoista ja välittää tieto havainnollisessa muodossa maanomistajalle. Metsäsuunnitelmat koottaisiin yhdessä maanomistajan kanssa siten, että myös suunnitelmien maisematason vaikutukset käsiteltäisiin mahdollisimman ymmärrettävällä tavalla.

Yksityismetsissä noudatettava aluesuunnittelu tarjoaa hyvän pohjan tilan rajat ylittävälle suunnittelulle. Maisema-ekologisen tarkastelun käytännön kehittämisen kannalta tärkeitä tutkimusalueita ovat edelleen ainakin (1) suunnittelurutiinien ja yksityismetsätalouden keskustelussa käytettyjen keskeisten käsitteiden vaikutus uuden lähestymistavan ja uusien menetelmien yleistymiseen ja (2) suunnitteluprosessin ja suunnittelussa noudatettavan osallistumismenettelyn kehittäminen siten, että erilaisia arvoja ja näkemyksiä voidaan käsitellä johdonmukaisesti ja riittävän perusteellisesti ilman, että maanomistaja kokee päätöksenteko-oikeutensa uhatuksi.

Kirjallisuus

Carlsson, M. 1999. A method for integrated planning of timber production and biodiversity: a case study. Canadian Journal of Forest Research 29: 1183–1191.

Galindo-Leal C. & Bunnel F. 1995. Ecosystem management: Implications and opportunities of a new paradigm. The Forestry Chronicle 71(5): 601–606.

Hallman, E., Hokkanen, M., Juntunen, H., Korhonen, K., Raivio, S., Savela, O., Siitonen, P., Tolonen A. & Vainio, M. 1996. Alue-ekologinen suunnittelu. Metsähallituksen metsätalouden julkaisuja 3/1996. 46 s. + liitteet.

Hyppönen, M., Härkönen, J., Keränen, K., Riissanen, N. & Tikkanen J. 2001. Poh-jois-Suomen metsänhoitosuositukset. Metsäkeskus Pohjois-Pohjanmaa, Metsäkeskus Kainuu ja Metsäkeskus Lappi. 60 s.

Hyvän metsänhoidon suositukset 2001. Helsinki. Metsätalouden kehittämiskeskus Tapio. 95 s.

Kainuun metsäohjelma 2001 - 2005. Metsäkeskus Kainuu 2001.

Kangas, J. & Niemeläinen, P. 1996. Opinions of forest owners and the public on forests and their use in Finland. Scandinavian Journal of Forest Research 11: 269–280.

Kangas, J., Kangas, A. & Pukkala, T. 1998. Alue-ekologinen ote metsäsuunnittelussa: onko metsäsuunnittelun tutkimuksella tarjota eväitä siihen? Metsätieteen aikakauskirja 3(1998): 465–469.

Karppinen, H. & Hänninen, H. 2000. Forest Conservation and Economic utilisation: Public Attitudes in Finland. Journal of Forest Economics 6(1): 55–79.

Keränen 1998. Miesjoen alue-ekologisen suunnittelun pilottihanke 1996 - 1998. Loppuraportti. Moniste 15 s.

Kessler, W. 1992. A Parable of Paradigms. Personal Wellness and Forest Health. Journal of Forestry 90(4): 18–20.

Kurki, S., Mykrä, S., Uuttera, J. & Kurttila, M. 1998 Alue-ekologinen tavoite metsäsuunnittelussa. Metsätieteen aikakausikirja 3(1998): 452–456.

Kurttila, M. 2001. Methods for Integrating Ecological Objectives into Landscape-level Planning of Non-Industrial Private Forestry. University of Joensuu. Faculty of Forestry. Doctoral thesis.

Kurttila, M., Pukkala, T. & Kangas J. 2001. Composing Landscape Level Forests Plans for Boreal Forest Areas Under Multiple Private Ownership. To appear in Boreal Environment Research. Lapin metsäohjelma 2001 - 2005. Metsäkeskus Lappi 2001.

Pohjois-Pohjanmaan metsäohjelma 2001-2005. Metsäkeskus Pohjois-Pohjanmaa 2001. 67 s.

Pukkala, T., Kangas, J., Kniivilä, M. & Tiainen, A-M. 1997. Integrating forest-level and compartment-level indices of species diversity with numerical forest planning. Silva Fennica 31(4): 417–429.

Pykäläinen, J., Pukkala, T. & Kangas, J. 2001. Alternative priority models for forest planning on the landscape level involving multiple ownership. Forest Policy and Economics 2(3 - 4): 293–306.

Pyykkönen, J. 2000. Yhdessä luotavan metsäsuunnittelun malli – käytännön kokemuksia alue-ekologisesta suunnittelusta. Julkaisussa: Kokko, A., Kangas, J. & Jokimki, J. (toim.) 2000. Alue-ekologisia tutkimustuloksia ja suunnittelukokemuksia. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 779: 89–92.

Rickenbach, M., Kittredge, D., Dennis, D. & Stevens, T. 1998. Ecosystem Management: Capturing the Concept for Woodland Owners. Journal of Forestry 96(4): 19–24.

Tikkanen, J., Hytönen, L. & Kangas, J. 2001. Landscape level consideration in non-industrial private forestry: experiances and perspectives in northern Finland. Manuscript. 15 s.

Uuttera, J., Maltamo, M., Kurki, S. & Mykrä, S. 1998. Differences in forest structure and landscape patterns between ownership groups in Central Finland. Boreal Environment Research 3(2): 191–200.

Alue-ekologisten tarkastelujen malleja tilanrajat ylittävään yksityismetsien suunnitteluun

Mikko Kurttila
Vanhempi tutkija
Metsäntutkimuslaitos
Joensuun tutkimuskeskus

Timo Pukkala
Professori
Joensuun yliopisto
Metsätieteellinen tiedekunta

Jyrki Kangas
Professori
Metsäntutkimuslaitos
Joensuun tutkimuskeskus

1. Johdanto

Alue-ekologisten tarkastelujen ulottaminen yksityismetsiin edellyttää panostuksia ainakin kolmeen aihepiirin: ekologisen tutkimustiedon jalostamiseen sellaiseen muotoon, että se on metsäsuunnittelun hyödynnettävissä; metsäsuunnittelun menetelmävalikoiman kehittämiseen; ja käytännön toimintatapojen kehittämiseen ja testaukseen. Tässä kirjoituksessa tarkastelemme yksityismetsien alue-ekologisen suunnittelun erityispiirteitä metsäsuunnittelun menetelmällisestä näkökulmasta ja esittelemme joitakin siihen soveltuvia metsäsuunnittelumalleja.

Metsähallitus on laatinut alue-ekologiset suunnitelmat omille metsilleen. Suunnitelmat on laadittu laajoille, jopa kymmenien tuhansien hehtaarien suuruisille alueille ja niiden kattama pinta-ala on yli kuusi miljoonaa hehtaaria. Suunnitelmissa on paikannettu alueen arvokkaat luonto-, maisema- ja kulttuurikohteet sekä riistan ja uhanalaisten eliölajien elinympäristöt. Osa kohteista on otettu kokonaan pois talouskäytöstä, osalla käsittelyjä rajoitetaan. Suunnittelualueen lehtipuuston määrälle sekä vanhojen metsien osuudelle voidaan asettaa tavoitetasoja ja lahonneen ja palaneen puun määrää voidaan pyrkiä lisäämään. Usein muodostetaan myös ekologisia käytäviä ja askelkiviä, joiden toivotaan auttavan lajien siirtymistä elinympäristölaikusta toiseen (esim. Karvonen 2000).

Yksityismetsiin alue-ekologisia tarkasteluja ei vielä ole sanottavasti ulotettu. Yksityismetsien alue-ekologiseen suunnitteluun liittyy erityispiirteitä, joita valtion metsissä ei tarvitse ottaa huomioon. Alue-ekologisessa suunnittelussa tulee tarkastella laajoja alueita. Yksityismetsien alue-ekologinen suunnittelu onkin useimmiten toteutettava alueella, joka kattaa useita tiloja, jolloin suunnitteluun osallistuisi yhtä aikaa useita metsänomistajia. Suunnittelussa tulee ottaa huomioon sekä metsänomistajien omat tilatason tavoitteet että koko aluetta koskevat yhteisesti sovittavat ekologiset tavoitteet. Tämän onnistuminen edellyttää vuorovaikutteista ja keskustelevaa suunnitteluprosessia. Suositusten ja erityisesti käyttörajoitusten määrääminen tietyille osille suunnittelualuetta pelkästään ekologisten ominaisuuksien perusteella ja koko suunnittelualueen näkökulmasta jakaisi taloudelliset menetykset hyvin epätasaisesti tilojen välillä. Erityisesti pieni tila voisi menettää huomattavan osan hakkuutuloistaan yhdenkin ekologisesti tärkeän kohteen osuessa sille (Kurttila ym. 2002).

Lajien elinvoimaisuutta pyritään edistämään yksityismetsissäkin jo monin eri tavoin. Metsälaki edellyttää, että metsäluonnon arvokkaiden elinympäristöjen ominaispiirteet säilytetään, ja metsänhoito-ohjeet mm. suosittelevat jättämään säästöpuita hakkuualalle sekä suosimaan lehtipuuta. Tuoreet metsäsertifioinnin kriteerit velvoittavat samantyyppisiin toimenpiteisiin. Metsänomistajille laadituissa metsäsuunnitelmissa uudet suuntaukset tulevat koko ajan selkeämmin esille. Arvokkaat luontokohteet pyritään maastotyön aikana paikantamaan ja rajaamaan omiksi kuvioikseen. Lisäksi suunnitelman toimenpide-ehdotukset sisältävät joskus tarkentavia ohjeita, jotka liittyvät monimuotoisuuden ylläpitoon.

Yksityismetsien alue-ekologisen suunnittelun avulla monimuotoisuuden vaalimiseen käytetyt panokset voitaisiin keskittää tärkeisiin resursseihin ja alueisiin ja samalla olisi mahdollista lisätä aluetason kustannustehokkuutta. Metsäsuunnittelun tutkimuksella on jo nyt tarjota vaihtoehtoisia eri tilanteisiin soveltuvia menetelmiä, joiden avulla tuotetut metsäsuunnitelmat edistäisivät monimuotoi-

suutta mutta samalla varmistaisivat metsänomistajien tasapuolisen kohtelun. Metsäsuunnittelun menetelmiä edelleen kehittämällä ja suunnittelujärjestelmän joustavuutta lisäämällä voidaan parantaa tärkeinä pidettyjen ekologisten tavoitteiden sisällyttämistä metsäsuunnitelmien tuottamisprosessiin. Yksityismetsissä erityinen haaste on suunnittelualueen pinta-alan kasvattaminen siten, että tilatasolta päästäisiin isompiin suunnittelualoihin. Suunnittelu olisi tällöin ryhmäsuunnittelua ja hierarkkista aluesuunnittelua (Martell ym. 1996, Pukkala ym. 1997, Pykäläinen ym. 2001).

2. Metsäsuunnitelmien koostamismenetelmiä yksityismetsien aluesuunnitteluun

Yksityismetsien aluesuunnittelu kuuluu ns. hierarkkisen suunnittelun piiriin. Sillä tarkoitetaan päätöksenteon tukemista tilanteessa, jossa tietyllä tasolla tehdyillä päätöksillä on vaikutusta ylemmällä tai alemmalla tasolla tehtäville päätöksille (Connelly 1996). Hierarkkisen suunnittelun tavoitteena on säilyttää eri tasoilla tehtävien päätösten yhteensopivuus ja toisaalta tuottaa informaatiota, joka tukee tasojen välillä tai tietyn tason sisällä tehtävää suunnittelua ja päätöksentekoa (Davis & Liu 1991, Weintraub & Cholaky 1991).

Aluesuunnittelutilanteessa yksittäisillä tiloilla valitut suunnitelmat vaikuttavat siihen, minkälaiseksi koko alueen metsien rakenne muotoutuu. Tämän vuoksi aluesuunnittelutilanteessa on tärkeää sopia yhteisesti koko aluetta koskevista tavoitteista sekä selvittää, kuinka paljon yksittäisillä tiloilla on valmiutta panostaa näiden tavoitteiden saavuttamisen. Koska puunmyyntitulot eivät osalle metsänomistajia enää ole ehdottoman tärkeitä, osa omistajista voi vapaaehtoisesti panostaa muita enemmän monimuotoisuuden ylläpitoon. Yksityismetsien suunnittelussa erityishuomiota on kiinnitettävä suunnitelmien hyväksyttävyyteen ja vaikutusten tasaiseen jakautumiseen tilojen välillä. Erityisesti näitä seikkoja tarkastellaan seuraavien hierarkkisen suunnittelun perusmallien esittelyssä. Mallit ja niiden sovellus yksityismetsien aluesuunnittelussa on esitelty perusteellisemmin julkaisussa Kurttila (2000).

2.1 Top-down suunnittelumalli

Top-down -lähestymistavassa suunnitelma tuotetaan aggregoimalla osa-alueittaiset tavoitteet koskemaan koko aluetta. Tilatason tavoitteita ei ainakaan alkuvaiheessa oteta huomioon lainkaan. Suunnitelmat laaditaan siis olettaen, että koko alueen käytöstä vastaa ikään kuin yksi päätöksentekijä. Kun optimoinnissa käytetään kuvioaineistoa, koko alueen mallin ratkaisuna kuvioille valituksi tulleiden käsittelyjen perusteella voidaan tuottaa myös tilatason suunnitelmat.

Tuotettu suunnitelma on koko aluetta koskevien tavoitteiden kannalta paras mahdollinen, koska tilatason tavoitteet eivät rajoita niiden saavuttamista. Tilatasolla vaikutukset voivat jakautua hyvin epätasaisesti ja alueen monien metsänomistajien olisi todennäköisesti vaikea hyväksyä heille tarjottuja suunnitelmia. Tuotettu tieto on kuitenkin arvokasta. Vaihtelemalla tavoitteiden painotuksia tai rajoitteiden arvoja voidaan haarukoida koko alueen tuotantomahdollisuuksia. Esimerkiksi ekologisten tavoitteiden kannalta arvokkaat alueet ja tilat, samoinkuin ne tilat, joista ei löydy lainkaan koko alueen kannalta arvokkaita resursseja, voidaan paikantaa. Laadittua mallia voidaan seuraavissa vaiheissa

iteroida hyväksyttävämmäksi, esimerkiksi lisäämällä malliin tilatason rajoitteita, joiden avulla metsänomistajien määrittämät ehdottomat tavoitemuuttujatasot saavutetaan.

2.2 Bottom-up -suunnittelumalli

Bottom-up -lähestymistavassa lähdetään liikkeelle tilojen tavoitteista ja aluetason suunnitelma tuotetaan niiden ehdoilla. Siinä tuotetaan ensin jokaiselle tilalle joukko toisistaan eroavia ja metsänomistajan hyväksymiä suunnitelmia. Tuotettujen suunnitelmien lukumäärä voi vaihdella tiloittain, jopa niin, että joillekin tiloille tuotetaan vain yksi suunnitelma jos omistajan tavoitteissa ei ole pelivaraa. Toisilla tiloilla metsänomistajat voivat olla joustavampia, jolloin suunnitelmiakin voidaan tuottaa useampia. Toisessa vaiheessa haetaan kokonaislukuoptimointia käyttäen aluetason tavoitteiden näkökulmasta paras tilatason metsäsuunnitelmien yhdistelmä koko alueelle. Toisen vaiheen menettely voidaan rinnastaa tilatason suunnitteluun: perinteisen tilatason suunnittelun kuviot on korvattu tiloilla ja suunnitelma laaditaan tilan sijasta alueelle, joka koostuu useista tiloista vaihtoehtoisine suunnitelmineen.

Suunnittelumalli soveltuu hyvin tilanteeseen, jossa ei ole mahdollista pitää suunnitteluistuntoa, johon huomattava osa metsänomistajista osallistuisi. Koska vaihtoehtoiset tilatason suunnitelmat on hyväksytty jo etukäteen, tuotettava aluetason ratkaisu on tilojen puolelta myös hyväksytty etukäteen. Kokonaislukuoptimoinnin käyttö aluetason suunnitelmaa tuotettaessa takaa, että tilatason suunnitelmia ei jaeta osiin; jokaiselle tilalle tulee valituksi yksi sille tuotetuista suunnitelmista.

2.3 Integroitu suunnittelumalli

Integroidussa lähestymistavassa tilatason ja aluetason tavoitteita tarkastellaan samanaikaisesti ja suunnitelmat yksittäisille tiloille ja koko alueelle tuotetaan synkronoidusti. Osa optimointimallin tavoitteista koskee koko aluetta tai sen osaa, kun taas toiset tavoitteet on kohdistettu tiettyyn tilaan. Useissa optimointimenetelmässä eri tavoitteille ja tiloille voidaan antaa painoarvoja tai tärkeyksiä. Esimerkiksi tavoiteohjelmoinnin (Goal Programming) tehtävä voidaan muotoilla siten, että tavoiteyhtälössä yhden prosentin poikkeama hakkuutulojen tai jonkin muun tavoitteen tavoitetasosta on yhtä tärkeää kaikilla tiloilla. Tavoitteen painoarvo voidaan myös määrittää jonkin tilan kokoa tai tilan tuotantopotentiaalia kuvaavan muuttujan perusteella. Pyrkimys omistajien tasapuoliseen kohteluun voidaan siis ottaa huomioon mallin muotoilussa.

Integroidun mallin vahvuus on monipuolisessa tavoitteenmäärittelyssä sekä siinä, että kuviotaso pidetään koko ajan mukana laskelmissa. Vaikka suunnitelman tuottaminen lähtisi liikkeelle puhtaasta top-down -mallista, tilatason rajoitteiden määrittämisen ja metsänomistajien vaihtelevien tavoitteiden huomioonottamisen seurauksena päädytään kuitenkin jonkinasteiseen integroituun malliin, jossa on sekä aluetason että tilatason tavoitteita. Mikäli aluetason tavoite liittyisi metsäalueen spatiaaliseen rakenteeseen (ks. seuraava luku), integroitu tai top-down -mallit olisivat selvästi bottom-up -mallia parempia, sillä viimeksi mainitussa mallissa etukäteen laaditut vaihtoehtoiset ja diskreetit suunnitelmat rajoittavat mahdollisuuksia koordinoida toimenpiteiden sijoittumista ja resurssien keskittymistä yli tilanrajojen.

3. Spatiaalisten tavoitteiden käyttö aluesuunnitelussa

Lajien elinolosuhteita voidaan parantaa paitsi lisäämällä niille tärkeiden resurssien määriä myös ohjaamalla resurssien spatiaalisen sijoittumisen kehittymistä lajien tarpeiden kannalta parempaan suuntaan (esim. Harrison & Fahrig 1995). Eräs keskeinen resurssien sijoittumiseen liittyvä spatiaalinen tavoite on elinympäristölaikkujen koon suurentaminen (Huhta ym. 1999). Aluesuunnittelumenetelmien avulla on mahdollista koordinoida metsänkäsittelytoimenpiteitä ja resurssien sijaintia yli tilanrajojen ja siten luoda suurempia resurssikeskittymiä kuin pelkillä tilatason toimenpiteillä. Spatiaaliset tavoitteet, joilla pyritään kasaamaan resursseja tiettyihin paikkoihin, saattavat kuitenkin kohdella metsänomistajia hyvin eriarvoisesti. Se, että osalla metsänomistajista tavoitteet liittyvät puuntuotannon lisäksi luonnon monimuotoisuuden vaalimiseen tai metsien virkistyskäyttöön, lisää mahdollisuuksia vaikuttaa alueen spatiaaliseen rakenteeseen. Näiden metsänomistajien tilat voisivatkin tarjota luontevan ytimen esimerkiksi vanhojen metsien keskittymille (Kurttila ym. 2002), joiden kokoa voidaan edelleen kasvattaa ympärillä olevien tilojen vanhojen metsien sijaintiin vaikuttamalla.

Jumppanen ym. (2002) esittivät käytäntöön helposti sovellettavissa olevan suunnittelumallin. Mallissa koko alueen tason ekologisena tavoitteena oli luoda yhtenäisiä vanhojen metsien keskittymiä (ikä ≥ 80 v). Mallissa kuviot listataan kullakin suunnittelujaksolla hakkuujärjestykseen (HO) kahden tavoitteen erotuksen perusteella: kuvion taloudellista hakkuukypsyyttä kuvaavan muuttujan (EM) sekä kuvion sijaintipainon (LOC) avulla seuraavasti:

$$HO = EM - LOC$$

Jumppasen ym. (2002) esimerkkilaskelmissa *EM* ja *LOC* laskettiin seuraavasti:

$$EM = 1 - \frac{I\%}{I_{max}\%},$$

$$LOC = X\left[\left(\frac{A}{A_{max}}\right)(1-B)\frac{C}{C_{max}}\right],$$

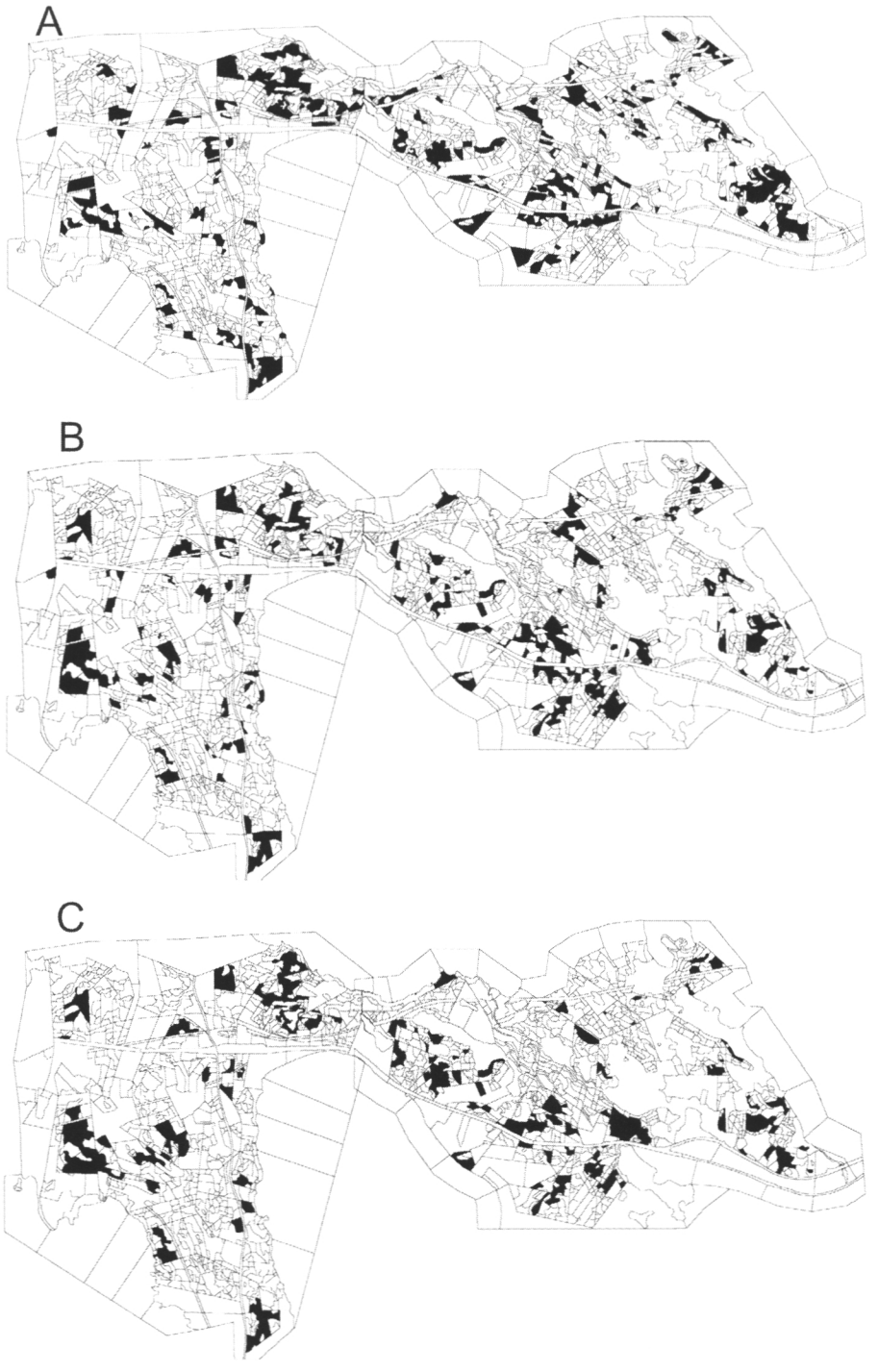
vanhoille metsiköille (ikä ≥ 80 v.)

$$LOC = \left[\frac{T_g}{80}\frac{A}{A_{max}}u(B)\right],$$

varttuneille metsiköille (ikä 50 - 79 v.)

missä $I\%$ on kuvion arvokasvuprosentti, $I_{max}\%$ on suurin suunnittelualueen kuvioiden arvokasvuprosentti, A on kuvion pinta-ala, A_{max} on suurimman kuvion pinta-ala, B on etäisyys (km) lähimpään vanhan metsän kuvioon, C on vanhojen metsien kokonaispinta-ala 50 ha:n suuruisessa ympyrässä, jonka keskipiste sijaitsee kuvion keskipisteessä, C_{max} on vanhojen metsien suurin pinta-ala tuotettujen ympyröiden joukossa, X on skaalausmuuttuja, jonka avulla suurin LOCin arvo saa arvon 1, T_g on kuvion puuston ikä. Vanhojen metsiköiden kohdalla (1-B) saa arvon 0, jos etäisyys on suurempi kuin 1 km. B määritettiin varttuneille metsiköille funktiolla, joka saa arvon 1, jos varttuneen metsikön naapurikuviona on vanha metsikkökuvio, ja pienenee siten, että sen arvo on 400 metrin etäisyydellä 0.

Kuviot, joilla on suuri HO:n arvo, hakataan ensimmäisinä. Kuvioita valitaan hakattavaksi HO-arvon suuruusjärjestyksessä, kunnes alueelle asetettu hakkuutavoite täyttyy.



■ Kuva 1. Vanhojen metsien (ikä ≥ 80 v.) sijainti a) suunnittelukauden alussa, b) kun suunnitelmat laaditaan tilatasolla eikä vanhojen metsien sijaintiin kiinnitetä huomiota sekä c) suunnittelukauden lopussa kun käytetään Jumppasen ym. (2002) bottom-up mallia ja koko alueen tavoitteena on suurentaa vanhojen metsien kokoa ja hakkuutavoitteet on määritelty tilatasolla.

Suuren HO-arvon omaavilla kuvioilla on siten pieni arvokasvuprosentti ja/tai ne sijaitsevat suhteellisen kaukana varttuneista ja vanhoista metsiköistä. Mallia voidaan käyttää myös aluesuunnittelutilanteessa bottom-up -mallin tapaan. Tällöin kuvioita valitaan hakattavaksi HO-arvon perusteella niin kauan, kunnes tietylle tilalle asetettu hakkuu- tai tulotavoite täyttyy. Prosessi jatkuu, kunnes kaikkien tilojen hakkuutavoite on täyttynyt. Tämän seurauksena kaikilla tiloilla päästään asetettuun hakkuutasoon, ja hakattavien kuvioiden valinta perustuu sekä tilatason tavoitteeseen että koko alueen tavoitteeseen.

Malli testattiin Pohjois-Karjalan alueella noin 1 900 ha:n suunnittelualueella, joka koostui 44 metsätilasta. Malli tuotti tavoiteltuja tuloksia: 30 vuoden suunnittelukauden aikana vanhojen metsien keskimääräinen laikkukoko kasvoi 3,4 hehtaarista 5,7 hehtaariin suunnitelmassa, jossa koko alueen oletettiin olevan yhden omistajan hallinnassa. Bottom-up mallissa, jossa huomioitiin omistajittain vaihtelevat tilakohtaiset puuntuotantotavoitteet sekä koko aluetta koskeva vanhojen metsien klusterointitavoite, vanhojen metsien laikkujen keskikoko suureni 4,6 hehtaariin, kun se normaalin tilakohtaisen suunnittelun seurauksena 30 vuoden kuluttua oli vain 2,9 hehtaaria. Bottom-up -suunnitelmassa oli huomattavasti vähemmän yksittäisiä pieniä vanhan metsän kuvioita kuin suunnittelukauden alussa tai tilatason suunnitelmissa ja siinä näkyy jo selvästi muutamia syntyneitä vanhan metsän klustereita (Kuva 1). Vanhojen metsien kokonaispinta-ala ja hakkuista saatavat tulot kehittyivät suunnittelukauden aikana eri suunnitelmavaihtoehdoissa lähes samalla tavalla. Tulonmenetykset bottom-up -mallissa olivat keskimäärin vain 3,7 % vertailutasosta. Tulonmenetysten hajonta oli pientä ja suurimmillaan tulonmenetys oli 9,8 %.

Jumppasen ym. (2002) tutkimus osoitti, että toimenpiteiden koordinoinnista yli tilanrajojen voidaan saavuttaa merkittäviä etuja, jos otetaan samanaikaisesti huomioon metsänomistajien tilatason tavoitteet, tavoitteiden vaihtelu metsänomistajien välillä sekä koko suunnittelualueen tavoitteet. Tekniset edellytykset tämäntyyppiseen suunnitteluun ovat olemassa (Kurttila 2001, Jumppanen ym. 2002, Pykäläinen ym. 2001), mutta käytännön kokemuksia tarvittaisiin lisää.

4. Lopuksi

Yksityismetsissä metsänomistaja on omaa tilaansa koskevien asioiden kohdalla lopullinen ja ratkaiseva päätöksentekijä, eikä metsänomistajille ole yhdentekevää, miten alueekologiaa yksityismetsissä edistetään. Monimuotoisuutta lisäävien metsälain vaatimusten yli menevien toimenpiteiden sisällyttäminen metsäsuunnitelmaan on lopultakin omistajan oma asia. Eri tavoitteiden painoarvo vaihtelee metsänomistajakohtaisesti ja vaikka muiden kuin taloudellisten tavoitteiden merkitys onkin kasvanut, puuntuotanto on silti monesti tärkein metsien käyttömuoto. Metsäsuunnittelussa tulisikin käyttää menetelmiä, joiden avulla monimuotoisuutta voitaisiin edistää mahdollisimman pienillä puuntuotannollisilla haitoilla. Porkkanana suunnitteluun osallistumiselle voitaisiin tarjota mm. ilmaisia metsäsuunnitelma-aineistoja ja mahdollisesti korvausta käyttörajoitusten aiheuttamista tulonmenetyksistä. Toimivat alueelliset kokonaisratkaisut ja metsien totaalisuojelulta välttyminen lienevät metsänomistajien kannalta vähintään yhtä tehokkaita porkkanoita.

Aluesuunnittelu, kuten muukin metsäsuunnittelu, on yleensä monitavoitteista. Edellä kuvatut lähestymistavat tarjoavat vaihtoeh-

toisia teknisiä ratkaisuja monitavoitteiseen aluesuunnittelutehtävään. Pelkät tekniset lähestymistavat ja ratkaisut eivät kuitenkaan vielä riitä. Aluesuunnitteluun liittyy myös vahva sosiaalinen komponentti. Jotta suunnitelmat hyväksyttäisiin ja jotta niitä noudatettaisiin, koko aluetta koskevista tavoitteista on päästävä yhteisymmärrykseen alueen metsänomistajien kanssa. Hyödyt, joita ekologisten tavoitteiden aluetason tarkastelulla avulla saavutettaisiin, on pystyttävä perustelemaan suunnitteluun osallistuville metsänomistajille. Tärkeitä piirteitä myös aluesuunnittelussa ovat metsänomistajien omaa tilaa koskevien tavoitteiden pohdinta, suunnitteluprosessin vuorovaikutteisuus ja avoimuus sekä metsänomistajien motivointi ja oikeudenmukainen kohtelu. Metsänomistajien on lopulta hyväksyttävä heille tarjotut suunnitelmat, sillä suunnittelun hyödyt eivät realisoidu, ellei laadittuja suunnitelmia toteuteta.

Kirjallisuus

Connelly, B. 1996. A definition of hierarchical analysis in forest planning. Julkaisussa: Martell, D.L., Davis, L.S. & Weintraub, A. (toim.) Proceedings of a workshop on Hierarchical approaches to forest management in public and private organizations. Petawawa National Forestry Institute, Canadian Forest Service, Information Report PI-X-124. s. 1.

Davis, L.S. & Liu, G. 1991. Integrated forest planning across multiple ownerships and decision makers. Forest Science 37(1): 200–226.

Jumppanen, J., Kurttila, M., Pukkala, T. & Uuttera, J. 2002. Spatial harvest scheduling approach for areas involving multiple ownership. Forest Policy and Economics Painossa.

Harrison, S. & Fahrig, L. 1995. Landscape pattern and population conservation. Julkaisussa: Hansson, L., Fahrig, L. & Merriam, G. (toim.) Mosaic landscapes and ecological processes. IALE Studies in Landscape Ecology, Vol. 2: 293–308. Chapman & Hall, London.

Huhta, E., Jokimäki, J. & Rahko, P. 1999. Breeding success of Pied Flycatchers in artificial forest edges: the effects of a suboptimally shaped foraging area. Auk 116: 528–535.

Karvonen, L. 2000. Alue-ekologinen suunnittelu metsähallituksessa: käytäntöä ja kehittämistä. Julkaisussa: Kokko, A., Kangas, J. & Jokimäki, J. (toim.). Alue-ekologisia tutkimustuloksia ja suunnittelukokemuksia. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 779: 71–88.

Kurttila, M. 2000. Alue-ekologiset tarkastelut yksityismetsien suunnittelussa. Julkaisussa: Kokko, J., Kangas, J. & Jokimäki, J. (toim.) Alue-ekologisia tutkimustuloksia ja suunnittelukokemuksia. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 779: 61–69.

Kurttila, M. 2001. The spatial structure of forests in the optimization calculations of forest planning – a landscape ecological perspective. Forest Ecology and Management 142: 127–140.

Kurttila, M., Uuttera, J., Mykrä, S., Kurki, S. & Pukkala, T. 2002. Decreasing the fragmentation of old forests in landscapes involving multiple ownership in Finland: economic, social and ecological consequences. Forest Ecology and Management. Painossa.

Martell, D.L., Davis, L.S. & Weintraub, A. (toim.) 1996. Proceedings of a workshop on Hierarchical approaches to forest management in public and private organizations. Petawawa National Forestry Inst.

Canadian Forest Service, Information Report PI-X-124. 165 s.

Pukkala, T., Kangas, J., Kniivilä, M. & Tiainen, A-M. 1997. Integrating forest-level and compartment-level indices of species diversity with numerical forest planning. Silva Fennica 31(4): 417–429.

Pykäläinen, J., Pukkala, T. & Kangas, J. 2001. Alternative priority models for forest planning on the landscape level involving multiple ownership. Forest Policy and Economics 2: 293-306.

Weintraub, A. & Cholaky A. 1991. A hierarchical approach to forest planning. Forest Science 37(2): 439–460.

Aluesosiologinen ote virkistyskäytöllisten ja ekologisten tavoitteiden integroinnissa maisematason metsäsuunnitteluun – lähestymistapa ja sen kokeilu Metsähallituksen aineistolla Kainuussa

Ron Store
Tutkija
Metsäntutkimuslaitos
Kannuksen tutkimusasema

Ari Kokko
Tutkimusavustaja
Metsäntutkimuslaitos
Kannuksen tutkimusasema

Jyrki Kangas
Professori
Metsäntutkimuslaitos
Joensuun tutkimuskeskus

1. Johdanto

Monitavoitteisuutta voidaan ainakin Suomessa pitää lähtökohtana lähes kaikelle luonnonvaroihin liittyvälle suunnittelulle. Monissa suunnittelutilanteissa erilaisten tavoitteiden määrä on sitä suurempi mitä suurempaa joukkoa asiasta kiinnostuneita ihmisiä ja sidosryhmiä suunnittelu koskettaa sekä mitä enemmän lopullisia päätöksentekijöitä on. Metsäsuunnittelussa tavoitteiden kirjo ja suunnittelulle asetetut vaatimukset ovat yleensä laajimmillaan valtion omistamissa metsissä, jossa suunnitelmat koskevat laajoja alueita ja ihmisiä, joilla on halu osallistua yhteisen omaisuuden hoitamiseen liittyvään päätöksentekoon, on paljon. Käytännössä monitavoitteisuuden haasteeseen on pyritty vastaamaan mm. osallistavan ja alue-ekologisen suunnittelun menetelmin.

Alue-ekologisessa suunnitteluotteessa pyritään laajan alueen ekologisen kokonaistarkastelun kautta löytämään keinot alueen monimuotoisuuden lisäämiseen tai turvaamiseen (esim. Hallman ym. 1996). Alue-ekologisissa tarkasteluissa selvitetään suunnittelualueen ekologinen potentiaali, tuotetaan vaihtoehtoisia ekologisia ratkaisuja sekä arvioidaan vaihtoehtoisten ratkaisujen hyvyys suhteessa eliöiden elinvoimaisuuden säilymiseen (Kangas ym. 1998). Käytännössä alue-ekologinen suunnittelu sisältää usein myös muita kuin ekologiaan ja puuntuotantoon liittyviä tavoitteita. Esimerkiksi Metsähallituksen harjoittamassa alue-ekologisessa suunnittelussa on pyritty tarkastelemaan muun muassa metsien virkistyskäyttöön liittyviä tavoitteita. Tällaisessa alue-ekologisessa suunnittelussa onkin lopulta kyse monitavoitteisesta metsäsuunnittelusta. Tällöin aluetason suunnittelun keskeiseksi tehtäväksi nousee erilaisten tavoitteiden ja käyttömuotojen yhteensovittaminen.

Käytännön metsätaloudessa esimerkiksi ekologisesti tai maisemallisesti arvokkaat kohteet otetaan usein huomioon jättämällä joitakin kuvioita tai alueita puuntuotantoon tähtäävän metsänkäsittelyn ulkopuolelle. Näin metsiin syntyy eri syistä jätettyjä "säästökohteita". Tehokkainta suunnittelu on, jos säästökohteiden valinta puntaroidaan mahdollisimman monen tavoitteen suhteen - ideaalitapauksessa kaikkien tavoitteiden suhteen.

Tavoitteiden tehokas yhteensovittaminen maisematasolla on osoittautunut joissakin tilanteissa ongelmalliseksi. Muun muassa tavoitteiden suuri määrä, erilaisiin käyttömuotoihin liittyvät tavoitteet ja suunnittelualueen suuri koko vaikeuttavat suunnittelutehtävää. Näissä tilanteissa voidaan hyödyntää monitavoitteiseen päätösanalyysiin kehitettyjä uusia menetelmiä, kuten analyyttista hierarkiaprosessia (AHP) viritelmineen tai ns. outranking-menetelmiä (ks. Kangas & Kangas 2002), sekä paikkatietomenetelmien tarjoamia mahdollisuuksia suunnittelussa tarvittavan tiedon hallintaan, tuottamiseen ja tulosten esittämiseen (esim. Nikula ja Store 1999, Store & Kangas 2001).

Onnistuneiden ratkaisujen tuottamiseksi tarvitaan suuralueelle soveltuvia apuvälineitä, joiden avulla pystytään mm. hallitsemaan suuria tietomääriä ja mittakaavaa joustavasti, kehittämään puusto- ja maaperätunnusten pohjalta laadittua metsikkökuviointia paremmin suunnittelualueen tavoitteita vastaavaksi sekä paikallistamaan ja arvottamaan tietyn tavoitteen kannalta merkittävimmät alueet. Lisäksi tarvitaan päätöstukimenetelmiä joiden avulla voidaan arvottaa suunnitelmavaihtoehdot myös silloin kun suunnittelutehtävään sisältyy sekä laadullisia että määrällisiä tavoitteita, kun empiiriseen aineistoon pohjautuvia tuotantomalleja ei ole olemassa tai kun vaihtoehtoisten ratkaisujen arvottamisessa tarvit-

tava informaatio esimerkiksi kriteerien tärkeyden suhteen on epätäydellistä.

Tässä artikkelissa esitellään periaatteet menetelmästä, jonka tavoitteena on yhdistää virkistyskäyttöön ja ekologiaan liittyvät tavoitteet alue-ekologisessa suunnittelussa. Menetelmässä paikallistetaan ekologian ja virkistyskäytön kannalta tärkeimmät kohteet, tuotetaan vaihtoehtoisia ekologisia ja virkistyskäytöllisiä ratkaisuja sekä arvioidaan niiden hyvyys vastaavien tavoitteiden suhteen. Alue-ekologisten ratkaisujen lisäksi tuotetaan aluetason vaihtoehtoisia virkistyskäytön ratkaisumalleja tärkeine kohteineen ja yhteyksineen. Tällaista suunnitteluotetta voidaan kutsua aluesosiologiseksi suunnitteluksi; etenkin, jos ote laajennetaan käsittämään yleisemmin kaikkia sosiaalisia tavoitteita koskevaksi.

Lisäksi kullekin alue-ekologisen ja aluesosiologisen ratkaisun yhdistelmälle tuotetaan vaihtoehtoisia puuntuotanto-ohjelmia, joissa vaihtelevin tavoin käsitellään niitä metsiköitä, joita ei ekologisten tai virkistyksellisten arvojen takia ole rajattu pois puuntuotantokäytöstä. Näin saadaan tarkasteluun kokonaisia metsäsuunnitelmia, joiden hyvyyttä lopulta arvioidaan ekologisten, virkistyskäytöllisten sekä puuntuotannollisten tavoitteiden suhteen monitavoitteisen vertailun menetelmin.

Lähestymistavan perusidean on alkujaan esittänyt Kangas (1998). Myös Pyykkönen (2000) kaipasi aluetason metsäsuunnitteluun syvempiä paitsi ekologisia myös sosiaalisia tarkasteluja. Hän totesi osuvasti, että "alue-ekologia on myös alue-psykologiaa".

2. Menetelmä

Lähtökohtana ekologiset ja virkistyskäytölliset tavoitteet yhdistävässä lähestymistavassa on tuottaa suunnittelualueelle joukko tehokkaita ekologisia verkostoja ja vastaava joukko virkistyskäytöllisiä verkostoja sekä yhdistää nämä tavoitteiden kannalta optimaalisella tavalla. Monitavoitteisen päätöstuen menetelmin on mahdollistaa arvottaa vaihtoehtojen yhdistelmät ja tarkastella virkistyskäyttöön, ekologiaan ja puuntuotantoon liittyviä tavoitteita yhteismitallisesti parhaimman yhdistelmävaihtoehdon ja parhaimman lopullisen suunnitelman löytämiseksi.

Menetelmän ensimmäisessä vaiheessa suunnittelukohteessa tehdään selvitys alueen ekologisista ja virkistyskäytöllisistä mahdollisuuksista. Virkistyskäytön suhteen selvitetään alueen tämänhetkinen virkistyskäytön tila: minkälaista virkistyskäyttöä alueella harjoitetaan ja minkälaisia virkistyskäyttökohteita alueelta löytyy (esimerkiksi virkistysreittien ja virkistysrakenteiden sijainti). Lisäksi arvioidaan tulevaisuuden tarpeita silmällä pitäen alueen potentiaali erilaisten virkistyskäyttömuotojen suhteen sekä ennakoitavissa olevat virkistyskäytön kysynnän muutokset. Tätä vaihetta voidaan kutsua luonnon virkistyskäytön alueelliseksi inventoinniksi (ks. Sievänen 1998). Ekologian osalta selvitetään alueen potentiaali monimuotoisuuden vaalimisen näkökulmasta. Erityisestä huomiota kiinnitetään alueella oleviin avainbiotooppeihin. Tarkasteluissa pyritään ottamaan huomioon niin valtakunnallinen, alueellinen kuin metsiköittäinenkin näkökulma.

Tehtyjen tarkastelujen pohjalta laaditaan paikkatietojärjestelmässä kolme suojeluintensiteetiltään erilaista ekologisten kohteiden ja yhteyksien verkostoa sekä vastaava määrä virkistyskäyttökohteiden ja kohteiden välille suunniteltujen reittien muodostamia verkostoja. Yhdistämällä ekologiset ja virkistyskäytölliset verkostot saadaan yhdeksän vaihtoehtoista ratkaisua aluetasolle. Kullekin ratkaisulle laaditaan suunnitteluohjelmistos-

sa neljä erilaista puuntuotanto-ohjelmaa. Menetelmän viimeisessä vaiheessa arvotetaan näin tuotetut suunnitelmavaihtoehdot (36 kpl) suhteessa kaikkiin suunnittelualueelle asetettuihin tavoitteisiin ja niiden tärkeyksillä painotettujen yhdistelmien kannalta.

3. Sovellus Kainuussa

Tapaustutkimusalueeksi valittiin Metsähallituksen hallinnassa oleva alue Kainuusta. Alueelta oli metsäsuunnittelua varten inventoitu maaperä- ja puustotiedot sekä monikäyttöön liittyvät tiedot alueen erityisistä luontokohteista ja kuolleesta puustosta. Virkistyskäyttömahdollisuuksien osalta olemassa olevia tietoja täydennettiin erillisillä maastoinventoinneilla. Alueen metsät olivat mäntyvaltaisia ja maaperän ravinteisuus vastasi pääasiassa kuivahkoa kangasmetsää. Kehitysluokkajakauma oli tavallisuudesta poikkea, sillä alueella oli poikkeuksellisen paljon taimikoita ja uudistuskypsiä metsiköitä suhteessa kasvatusmetsiköihin. Tutkimusalueen merkittävin virkistyskäyttöön liittyvä kohde oli alueen läpi kulkeva Itärajan retkeilyreitti laavuineen ja tulentekopaikkoineen. Ekologian osalta keskeistä oli alueen lukuisat pienvesistöt monimuotoisine rantametsineen.

Tutkimuksessa laadittiin kolme erilaista virkistyskäyttöverkostoa ja kolme erilaista ekologisten kohteiden verkostoa. Verkostojen laadinnan periaatteena oli valita ensimmäiseen verkostovaihtoehtoon kaikkein tärkeimmät kohteet ja näitä yhdistävät käytävät tai reitit sekä kasvattaa puuntuotannosta pois rajattavien säästökohteiden pinta-alaa toisessa ja kolmannessa verkostovaihtoehdossa lisäämällä seuraavaksi tärkeimpiä kohteita ja yhteyksiä. Säästettävien kohtein yhteispinta-alan kasvattaminen tehtiin yhtäältä ottamalla mukaan vaativampia ekologisia tavoitteita tai uusia virkistyskäyttömuotoja ja toisaalta leventämällä ja vahvistamalla aiemmissa verkostovaihtoehdoissa luotuja ekologisia käytäviä ja retkeilyreittejä.

Alueen ekologisten kohteiden runko muodostui pienvesistöjen ympärille. Ensimmäisessä vaiheessa säästökohteiden valinnan painopiste oli metsälain mukaisissa erityisen tärkeissä elinympäristöissä. Ensimmäiseen verkostovaihtoehtoon otettiin mukaan muun muassa rantametsiä, lähteiden ympäristöjä, kallioita ja jyrkänteitä, vanhoja metsiä sekä yksittäisiä soiden keskellä sijaitsevia metsäsaarekkeita. Käytäväverkoston tuottamiseksi lakisääteisiä kohteita täydennettiin tarvittaessa yksittäisillä kuviolla, jotka toimivat ekologisina käytävinä ja askelkivinä

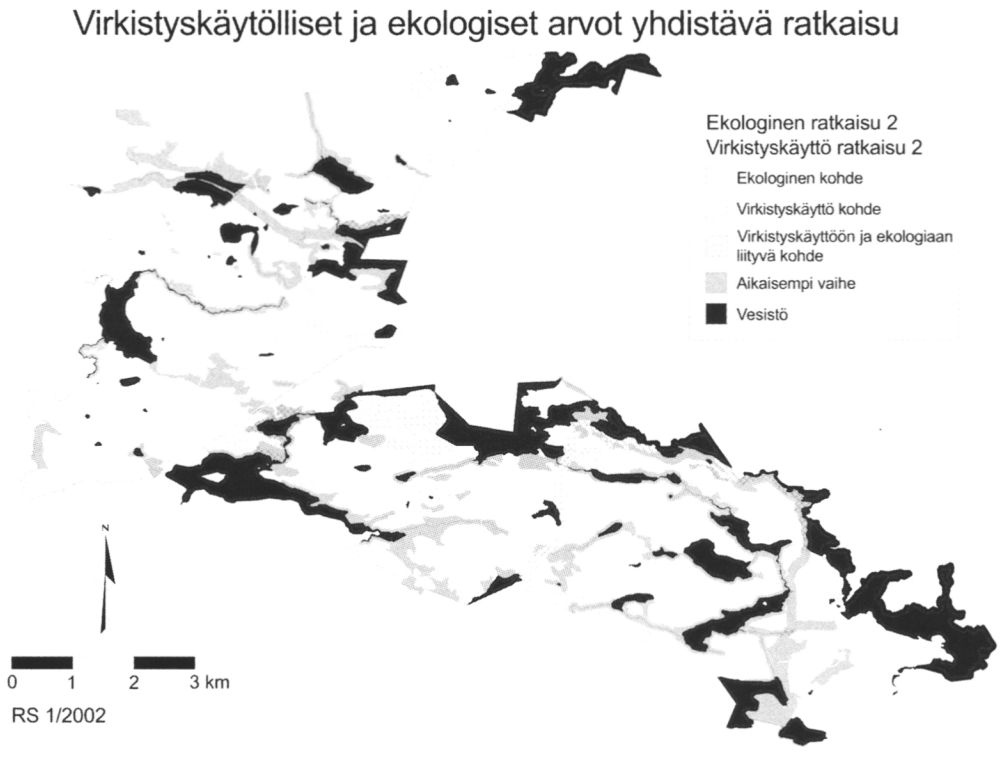
Ekologisen ratkaisun toisessa vaiheessa säästettävien kohteiden verkoston pinta-alaa kasvatettiin laajentamalla muun muassa pienvesien ympärille laadittuja suojavyöhykkeitä. Verkoston laajentamisessa pyrittiin mahdollisuuksien mukaan valitsemaan mukaan kokonaisia kuvioita, mutta monessa tapauksessa kuviota jouduttiin myös jakamaan suojavyöhykkeen rajan mukaisesti. Lisäksi toiseen verkostovaihtoehtoon otettiin mukaan uusia kohteita: muun muassa lisää vanhoja metsiä sekä metsiköitä, joissa oli runsaasti lahopuuta. Myös alueella sijaitsevat metson soidinalueet otettiin huomioon tässä vaihtoehdossa. Kolmannessa ja kaikkein intensiivisimmässä verkostovaihtoehdossa suojelupinta-alaa kasvatettiin edelleen sekä uusilla kohteilla ja käytävillä että vanhojen kohteiden suojavyöhykkeiden leveyttä kasvattamalla.

Virkistyskäyttöverkostojen pohjana oli alueen läpi kulkeva Itärajan retkeilyreitti. Ensimmäinen vaihe muodostui pääosin suunnittelualueella jo olevista virkistysrakenteista: retkeilyreitistä, virkistyskalastusalueesta,

telttailualueesta sekä nuotio- ja laavupaikoista. Olemassa olevien rakenteiden lisäksi ensimmäiseen verkostovaihtoehtoon otettiin mukaan inventointitietojen mukaisia virkistyskäyttökohteita. Lisäksi ensimmäisen verkostovaihtoehdon kohteita täydennettiin maisemallisesti tärkeissä paikoissa sijaitsevilla kohteilla, jotka etsittiin paikkatietojärjestelmässä näkyvyysanalyysin avulla.

Toisessa vaiheessa virkistyskäyttöön varattujen alueiden määrää kasvatettiin ensisijaisesti kehittämällä polkuverkostoa. Polkuverkoston täydentämisen pohjana käytettiin peruskartalta löytyviä tietoja. Tavoitteena oli valita sellaisia polkuja, jotka yhtyvät Itärajan retkeilyreittiin ja näin muodostavat verkoston retkeilyreitin ympärille. Valitut polut toimivat toisaalta liittyminä, joiden avulla reitille päästiin ja toisaalta muodostavat alueen sisällä lyhyitä "päiväreittejä". Polkujen valinnassa otettiin yhteyksien täydentämisen lisäksi huomioon maisemalliset näkökohdat. Kolmannessa vaiheessa verkostoa kasvatettiin sekä lisäämällä uusia polkuja että yksittäisiä virkistyskäyttökohteita (esim. maisemakuvioita, riistakohteita ja hillasoita)

Seuraavaksi virkistyskäyttö- ja ekologiset verkostot yhdistettiin paikkatietojärjestelmässä siten, että olemassa olevista tavoitteiden mukaisista verkostoista tehtiin maksimimäärä erilaisia yhdistelmiä. Tuloksena oli yhdeksän erilaista ekologiset ja virkistyskäytölliset arvot yhdistävää alue-ekologista perusratkaisua, jotka toimivat lähtökohtana vaihtoehtoisten alue-ekologisten suunnitelmien tuottamiselle.



■ Kuva 1. Esimerkki alue-ekologisen suunnittelun pohjana olevasta virkistyskäytölliset ja ekologiset tavoitteet yhdistävästä perusratkaisusta.

Alueen kaikki metsiköt toimenpideohjelmineen kattavat metsäsuunnitelmat tuotettiin siten, että ekologisten ja aluesosiologisten verkostojen yhdistelmien mukaisille perusratkaisuille (joita siis oli 3 kertaa 3 = 9 kappaletta) tuotettiin kullekin neljä erilaista puuntuotato-ohjelmavaihtoehtoa (A, B, C, D). Puuntuotanto-ohjelmat koostettiin metsän kehityksen simulointia ja numeerista optimointia käyttäen. Tavoitemuuttujina optimoinnissa käytettiin nettotuloja suunnittelukauden aikana ja jäävän puuston tilavuutta, joka taloudellista tuottarvoa paremmin kuvaa alueen tulevaisuuden potentiaalia koko kestävän kehityksen näkökulmasta ja joka ei ole herkkä laskentakorkokannan tms. muutoksille. Kaiken kaikkiaan alueelle tuotettiin 36 erilaista suunnitelmavaihtoehtoa. Pyrkimyksenä oli tuottaa ekologisten, virkistyksellisten ja taloudellisten tavoitteiden kokonaisuuden kannalta tehokkaita suunnitelmavaihtoehtoja. Käytännön suunnittelutilanteessa on tarkoituksenmukaista karsia vaihtoehtojoukkoa, ja ottaa lopulliseen vertailuun esimerkiksi 6 erilaista suunnitelmaa, tai suorittaa vertailut kahdessa vaiheessa (ensin eniten toisistaan poikkeavat sekä muutama "kompromissi"; toisessa vaiheessa ensin valitusta suunnitelmasta vähemmän eroavia vaihtoehtoja).

Suunnitelmavaihtoehtojen arvottamisessa alueelle asetettujen tavoitteiden suhteen voidaan hyödyntää monitavoitteiseen päätöstukeen kehitettyjä menetelmiä aikaisemmin tutkimuksissamme esittämin tavoin (katsaus niistä ks. Kangas & Kangas 2002). Niistä esimerkkejä ovat AHP, regressio-AHP, outranking-menetelmät, äänestysteoreettiset menetelmät, SMAA-tekniikat sekä AHP:n ja SWOT-analyysin yhteiskäyttöön perustuva A'WOT, joista osaa on jo kokeiltu myös Metsähallituksen luonnonvarasuunnittelun tai alue-ekologisen suunnittelun tilanteissa.

4. Lopuksi

Artikkelissa kuvataan lähestymistapa aluetasolla tapahtuvaan monitavoitteiseen metsäsuunnitteluun. Aluksi laaditaan joukko alueekologisia ja aluesosiologisia perusratkaisuja, joiden yhdistelmiin pohjautuvat vaihtoehtoiset integroidut metsäsuunnitelmat arvotetaan menetelmän toisessa vaiheessa. Apuvälineinä käytetään moderneja monitavoitteiseen päätöstukeen kehitettyjä menetelmiä sekä paikkatietojärjestelmän työkaluja. Suunnitelmiin sisältyvien puuntuotanto-ohjelmien tuottamisessa puolestaan hyödynnetään metsän kehityksen simulointia ja puuntuotannon optimointia. Lähestymistavan avulla voidaan esimerkiksi integroida eri tavoitteiden pohjalta valitut säästökohteet sekä hyödyntää asiantuntijatietämystä ja suunnitteluprosesseihin tyypillisesti liittyvää epätäydellistä informaatiota vaihtoehtoisen suunnitelmien arvottamisessa.

Prosessin lähtökohtana on tuottaa useita vaihtoehtoisia suunnitelmia, jotka kaikki ovat tehokkaita niiden tavoitteiden suhteen, joiden pohjalta ne on tuotettu. Lopullisesti suunnitelmavaihtoehdot arvotetaan kokonaisvaltaisesti hyödyntämällä monipuolisesti kaikki käytettävissä oleva informaatio (olemassa olevat mallit, asiantuntijatietämys, päätöksentekijän ja osallistujien preferenssit, paikallistietämys, jne.). Usean tehokkaan vaihtoehdon monipuolinen tarkastelu antaa hyvän pohjan lopullisen suunnitelman valinnalle. Monitavoitteisen päätösanalyysin menetelmin voidaan tarkasteluun ottaa mukaan periaatteessa mitä tahansa tavoitteita, joiden suhteen suunnitelmat jotenkin kyetään arvioimaan; myös sellaisia, joita ei kyetä sisällyttämään numeeriseen optimointiin.

Alue-ekologisilla ja -sosiologisilla periaatteilla muodostettuja verkostoja voidaan

hyödyntää myös toisella tapaa. Analysoimalla muodostettuja verkostovaihtoehtoja paikkatietojärjestelmässä voidaan paikallistaa ne alueet, joihin kohdistuu käyttöpaineita useamman tavoitteen suunnalta. Tämän tiedon avulla voidaan säästökohteiden valinnassa suosia alueita, joihin kohdistuvat tavoitteet ovat yhdistettävissä päällekkäiskäytön periaatteiden mukaisesti. Tällöin samalla alueella harjoitetaan samanaikaisesti useaa erilaista toimintoa, kuten esimerkiksi retkeilyä, riistanhoitoa ja ekologian vaalimista. Toisaalta menetelmä toimii konfliktin hallinnan apuvälineenä, koska sen avulla voidaan paikallistaa alueita, jotka ovat potentiaalisia konfliktin synnyttäjiä. Näillä alueilla tavoitteiden mukaiset toimenpiteet ovat ristiriidassa keskenään, jolloin käyttömuodot on eriytettävä alueellisesti (esim. voimakas virkistyskäyttö ja ekologisesti häiriöherkkä alue).

Tapaustutkimus on tätä kirjoitettaessa vielä kesken, sillä tuotettujen suunnitelmavaihtoehtojen kokonaisvaltaista vertailu on vielä tekemättä. Tapaustutkimuksessamme on päädytty SMAA-O-nimisen menetelmän (Miettinen ym. 1999) käyttöön siitä syystä, että se mahdollistaa sekä suhde-, intervalli- että järjestysasteikollisen informaation hyödyntämisen yhdessä ja samassa vertailulaskelmassa. Sekä ekologisissa että virkistyskäytön arvioissa joudutaan käytännössä osin tyytymään epätäydelliseen informaatioon ja myös paikkaamaan asiantuntemuksella tiedon puutteita. SMAA-O lisäksi mahdollistaa yksittäisten tavoitteiden suhteen tehtyihin arvioihin sisältyvien epävarmuuksien tarkastelun kokonaisvaltaisessa vertailulaskelmassa.

Kirjallisuus

Hallmann, E., Hokkanen, M., Juntunen, H., Korhonen, K-M., Raivio, S., Savela., O., Siitonen, P., Tolonen, A & Vainio, M. 1996. Alue-ekologinen suunnittelu. Metsähallituksen metsätalouden julkaisuja 3/1996. 59 s.

Kangas, J. 1998. Miten virkistyskäyttö voidaan ottaa huomioon metsävarojen käytön suunnittelussa? Julkaisussa: Sievänen, T. (toim.). Luonnon virkistyskäytön valtakunnallinen inventointi LVVI-tutkimus 1997 - 2000. Esitutkimusraportti. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 702: 44–45.

Kangas, J. & Kangas, A. 2002. Multiple Criteria Decision Support methods in forest management: An overview and comparative analysis. Julkaisussa: Pukkala, T. (toim.). Multi-objective forest planning. Kluwer Academic Publishers. Managing Forest Ecosystems 4. Painossa.

Kangas, J., Kangas, A. & Store, R. 1998. Alue-ekologiset tarkastelut monitavoitteisessa metsäsuunnittelussa. Julkaisussa: Jokimäki, J., Kangas, J., Varmola, M & Virtanen, E. (toim.). Alue-ekologista tietoa metsäsuunnitteluun. Metsäntutkimuspäivä Rovaniemellä 15.10.1997. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 685: 11–18.

Miettinen K., Lahdelma, R. & Salminen, P. 1999. SMAA-O – Stochastic Multicriteria Acceptability Analysis with Ordinal criteria. Reports of the Department of Mathematical Information Technology, Series B, Scientific computing No. B 5/ 1999. University of Jyväskylä.

Nikula, A. & Store, R. 1999. Paikkatietomenetelmät aluetason tutkimuksen ja metsäsuunnittelun apuvälineenä. Metsätieteen aikakausikirja 3/1999: 523–532.

Pyykkönen, J. 2000. Yhdessä luotavan metsäsuunnittelun malli – käytännön kokemuksia alue-ekologisesta suunnittelusta. Julkaisussa: Kokko, A., Kangas, J. & Jokimäki, J. (toim.). 2000. Alue-ekologisia tutkimustuloksia ja suunnittelukokemuksia. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 779: 89–92.

Sievänen, T. (toim.). 1998. Luonnon virkistyskäytön valtakunnallinen inventointi LVVI-tutkimus 1997 - 2000. Esitutkimusraportti. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 702.

Store, R. & Kangas, J. 2001. Integrating spatial multi-criteria evaluation and expert knowledge for GIS-based habitat suitability modelling. Landscape and Urban Planning 55: 79–83.

Monikriteerisen päätöstuen menetelmiä metsäsuunnittelun tehtäviin

Jyrki Kangas
Professori
Metsäntutkimuslaitos
Joensuun tutkimuskeskus

Annika Kangas
Professori
Helsingin yliopisto
Metsävarojen käytön laitos

1. Mistä on kysymys metsäsuunnitelmien monikriteerisessä vertailussa

Monikriteerisen päätöstuen menetelmät on kehitetty nimensä mukaisesti monitavoitteisten päätöstilanteiden analysointiin. Ne on tyypillisesti tarkoitettu suunnittelutilanteisiin, joissa on kyettävä arvioimaan kokonaisvaltaisesti erilaisia päätösvaihtoehtoja ja joissa arviointia vaikeuttavat etenkin tavoitteiden lukuisuus ja keskinäinen erityyppisyys, mutta mahdollisesti myös esimerkiksi tiedon puutteet ja epävarmuus, tavoitteiden ristiriitaisuus, epälineaarisuudet vaihtoehtojen hyvyyden arvioinnissa, tarve tarkastella rinnan eri näkökulmia ja eri ihmisten näkemyksiä, tahi arviointien subjektiivisuus ja kuvaileva ote. Ylipäätään monikriteerisen päätöstuen menetelmiä tarvitaan sellaisissa monitavoitteisissa ja muutoinkin monimutkaisissa suunnittelutilanteissa, jollaisia strategisen suunnittelun prosessit käytännön metsä- ja ympäristötaloudessa nykyään useimmiten ovat.

Monikriteerisen päätöstuen perusmenetelmiä on päätösteorian ja päätösanalyysin tutkimusaloilla esitetty lukuisa joukko. Kullakin menetelmällä on omat erityispiirteensä, ja eri menetelmät sopivat erilaisiin päätöstilanteisiin. Osa on kehitetty erityisesti riskien ja epävarmuuden hallintaa silmällä pitäen, osa erityisesti konfliktien hallinnan tehtäviin, osa vaillinaisen tai huonolaatuisen informaation hyödyntämiseen, osa suhdeasteikollisen datan käyttöön toisten perustuessa ordinaaliarvioihin, jne. Monista menetelmistä on lisäksi erilaisia viritelmiä ja jatkokehitelmiä. Menetelmiä on jossain määrin muunneltu myös metsäsuunnittelun tutkimuksissa paremmin metsäsuunnittelun erilaisiin tehtäviin istuviksi.

Metsäsuunnitelmien monikriteerisen vertailun prosessi voidaan karkeasti jakaa kolmeen päävaiheeseen: (I) useiden vaihtoehtoisten suunnitelmien tuottaminen ja muutaman niistä valinta lähemmin arvioitaviksi – eri menetelmät mahdollistavat eri määrän vaihtoehtoja tarkempaan syyniin, (II) valittujen suunnitelmavaihtoehtojen arvioiminen kunkin sellaisen yksittäisen käyttömuodon ja tavoitteen suhteen, jolla on merkitystä suunnitelman valinnassa, ja (III) vaihtoehtojen kokonaisvaltainen vertailu ottaen huomioon kaikki metsäalueelle asetetut tavoitteet. Lopputuloksena (III)-vaiheesta saadaan arviot lähemmin vertailtujen suunnitelmien kokonaisvaltaisesta kelpoisuudesta asetettujen tavoitteiden kannalta. (Kangas 2001). Prosessi ei tietenkään kulje näin suoraviivaisesti vaiheesta toiseen, vaan esimerkiksi (II)-vaiheen jälkeen on monesti syytä palata uusien suunnitelmavaihtoehtojen tuottamiseen.

Pyrkimyksenä vaiheessa (I) on tuottaa sellaisia suunnitelmavaihtoehtoja, joita ei voida enää parantaa minkään tavoitteen suhteen huonontamatta niitä samalla jonkun muun tavoitteen kannalta. Numeerisen simuloinnin ja optimoinnin tekniikoita voidaan hyödyntää tehokkaasti suunnittelun kohteena olevan metsäalueen tuotantomahdollisuuksien analysoinnissa ja vaihtoehtoisten suunnitelmien tuottamisessa. Numeerisella optimoinnilla teknisine yms. rajoituksineen ei kuitenkaan kyetä hallitsemaan kovin monimutkaisia käytännöllisiä vertailuongelmia. Monikriteerisen päätöstuen menetelmät on tarkoitettu juuri sellaisten monitahoisten arvottamis- ja valintatehtävien kokonaisuuden hallintaan, joihin numeerinen optimointi ei taivu.

Jotakuinkin kaikissa monikriteerisen päätöstuen menetelmissä vaihtoehtoisia suunnitelmia vertaillaan aluksi erikseen kaikkien kiinnostavien seikkojen suhteen. Tarkasteltavat suunnitelmavaihtoehdot voidaan näiden vertailujen perusteella asettaa paremmuus-

järjestykseen kunkin yksittäisen tavoitteen suhteen. Osallistavassa suunnittelussa vertailut voidaan tehdä myös erikseen kunkin osallistujan näkökulmasta. Osallistavassa suunnittelussa ja ryhmäpäätöksenteossa vaihtoehtojen paremmuusjärjestys yksittäisen tavoitteen suhteen voi olla erilainen riippuen osallistujan yksilöllisistä mielipiteistä, tarpeista ja toiveista. Siksi siinä on paikallaan rankata vaihtoehdot joidenkin tavoitteiden suhteen myös erikseen jokaisen osallistujan näkökulmasta. Tällaisia subjektiivisen arvottamisen kohteita voivat olla maiseman kauneus tai ulkoiluarvot; mutta osin myös esimerkiksi metsästys- ja riistanäkökohdat, koska eri henkilöt voivat haluta suosia eri riistalajeja.

Monikriteerisen päätöstuen menetelmin on mahdollista tarkastella suunnitelmien hyvyyksiä yhteismitallisesti erilaisten tavoitesuureiden suhteen. Kokonaisvaltaisia hyvyysvertailuja voidaan laatia antamalla painoarvot eri tavoitesuureille, kuten hakkuutuloille, maiseman kauneudelle ja lajiston elinvoimaisuudelle. On myös mahdollista tarkastella valintaongelmaa tavallaan päinvastaisella otteella: selvitetään, minkälaisia tavoiteyhdistelmiä ja tavoitteiden tärkeyssuhteita eri suunnitelmat vastaavat. Suunnitelmavaihtoehtojen kokonaisvaltaisia arvioita voidaan tehdä myös painottamalla eri tavoin eri osallistujien tavoitteita ja mielipiteitä. Näin saadaan arvokasta oppia eri tavoitteiden ja eri osallistujien näkökulmien huomioon ottamisen vaikutuksista suunnitelman valinnassa. Samalla suunnittelussa mukana oleville voidaan valaista eri tavoitteiden ja myös eri henkilöiden näkemysten kesken vallitsevia ristiriitoja.

Analyyttinen hierarkiaprosessi (AHP) on laajimmin sovellettu monitavoitteisen vertailun menetelmä. Sitä on käytetty myös metsäsuunnittelussa, sekä tutkimuksessa että käytännön päätöstuessa. Tutkimuksissa nykyisin käytettävät menetelmäsovellukset poikkeavat kylläkin usein monin kohdin T.L. Saatyn (1980) kehittämästä AHP:n perusversiosta. AHP:n heikkouksia on paikattu mm. tilastotieteellisesti edistyksellisemmin tekniikoin (esim. Leskinen 2001). Perusajatus ja menetelmien käyttötavat ovat kuitenkin pysyneet samankaltaisina.

Suomessa Metsähallitus on käyttänyt AHP:ia esimerkiksi Kainuun luonnonvarasuunnittelussa, tarkemmin sanottuna AHP:iin perustuvaa HIPRE-ohjelmistoa (Pykäläinen ym. 1999). AHP:n ja SWOT-analyysin (nelikenttäanalyysin) yhteiskäyttöön perustuvaa A'WOT-menetelmää on puolestaan kokeiltu Länsi-Suomen luonnonvarasuunnittelun yhteydessä (Pesonen ym. 2001). AHP ja sen metsäsovelluksia on selostettu aikaisemmin jo monissa yhteyksissä (esim. Kangas 1999) ja A'WOTista on tässä julkaisussa oma artikkelinsa. Seuraavassa esitelläänkin lähinnä AHP:lle vaihtoehtoisia monikriteerisen päätöstuen menetelmiä, joita on kokeiltu metsäsuunnittelussa tämän hankkeen puitteissa.

2. Vaihtoehtoja AHP:lle: SMART, outranking, äänestysteoria ja SMAA

2.1 SMART

SMART (Simple Multiattribute Rating Technique) on 1960- ja 1970-lukujen taitteessa kehitetty monitavoitteisen hyötyteorian alaan kuuluva päätöstukimenetelmä (Edwards 1971). Itse asiassa kysymys on useiden suoraan arvottamiseen perustuvien menetelmien joukosta, johon eri tutkijat ovat aikojen saatossa kehitelleet uusia versioita. SMARTissa

on monia samankaltaisuuksia AHP:n perusajatusten kanssa; keskeinen ero on se, että SMARTissa ei käytetä pareittaisia vertailuja. Päätöshierarkia voidaan SMARTissa rakentaa samalla tavoin kuin AHP:ssa ja siinäkin yleensä käytetään additiivisia malleja.

Suora arvottaminen SMARTissa tarkoittaa sitä, että esimerkiksi tavoitteille annetaan suoraan niiden tärkeyttä kuvaavat lukuarvot. Samoin vaihtoehdot arvoidaan kunkin tavoitteen suhteen yksinkertaisesti antamalla hyvyyttä kuvaava suhteellinen lukuarvo. Ehkäpä helpoin tapa on ensin (tavoitteiden valinnan jälkeen) määrittää tärkein tavoite, jolle annetaan lukuarvo 100, ja sen jälkeen määrittää jokaiselle tavoitteelle vuorollaan sen tärkeyttä suhteessa tärkeimpään tavoitteeseen kuvaava lukuarvo väliltä 0 - 100. Samoin periaattein voidaan menetellä päätösvaihtoehtojen arvottamisessa yksittäisten tavoitesuureiden suhteen: parhaalle vaihtoehdolle lukuarvo 100 ja muille paremmuussuhdetta tähän kuvaava lukuarvo väliltä 0 - 100. Vaihtoehto tälle tavalle on esimerkiksi jakaa yhteensä 100 "pistettä" tavoitteille (tai päätösvaihtoehdoille) niiden tärkeyksien suhteessa (päätösvaihtoehdoille paremmuuksien suhteessa). Kun itse tavoitteiden ja päätösvaihtoehtojen lisäksi on näin määritetty tavoitteiden tärkeydet ja vaihtoehtojen hyvyydet yksittäisten tavoitteiden suhteen, voidaan SMARTilla suorittaa paljolti samat laskentatehtävät kuin AHP:lla. Samoin kuin AHP:n myös SMARTin eri versioiden yhteyteen on mahdollista liittää monipuolisempia ja esimerkiksi tilastotieteellisesti perustellumpia preferenssien tiedustelutapoja ja tulosten analyysejä. Laukkasen ym. (2001) julkaisussa on laajemmin selostettu SMARTin eri versioita (ks. myös Kangas & Kangas 2002).

2.2 Outranking-menetelmät

Outranking-menetelmät edustavat Eurooppalaista koulukuntaa monitavoitteisen päätöksenteon menetelmien joukossa. PROMETHEE- ja ELECTRE-nimisiä outranking-menetelmiä on testattu sekä yksityismetsien taktisen suunnittelun tilanteessa (Laukkanen ym. 2001) että Metsähallituksen luonnonvarasuunnittelun aineistolla (Kangas ym. 2001). Niitä käytettäessä vaihtoehtojen tarkastelu perustuu ns. pseudo-kriteereihin. Pseudo-kriteerit muodostetaan siten, että tavoitemuuttujan arvojen erolle kahden vaihtoehdon välillä annetaan kaksi kynnysarvoa: indifferenssikynnys ja preferenssikynnys. Jos vaihtoehtojen välinen ero on indifferenssikynnystä pienempi, vaihtoehtoja pidetään yhtä hyvinä ko. tavoitteen suhteen. Jos ero on suurempi kuin preferenssikynnys, parempaa vaihtoehtoa pidetään ko. kriteerin suhteen epäilyksettä parempana. Mikäli ero on suurempi kuin indifferenssikynnys, mutta pienempi kuin preferenssikynnys, paremmuuden suhteen epäröidään. ELECTREssä tavoitteille voidaan asettaa myös ns. veto-kynnys. Jos jonkin vaihtoehdon erotus johonkin toiseen vaihtoehtoon verrattuna ylittää veto-kynnyksen, hyvätkään arvot muiden tavoitteiden suhteen eivät riitä kompensoimaan niin suurta negatiivista erotusta.

Outranking-menetelmissä pyritään arvioimaan vaihtoehtojen paremmuusjärjestys mahdollisimman vähin oletuksin. Oletuksia esimerkiksi hyötyfunktiosta ei tarvitse tehdä. Myös järjestysasteikollisen informaation käyttö on mahdollista. Kriteerien arvojen ennustamiseen liittyvä epävarmuus voidaan ottaa huomioon kynnysarvoja asetettaessa, jolloin kysymys tavallaan on sumeasta logiikasta. Kuten useimmissa päätöstukimenetelmissä, myös outranking-menetelmissä annetaan tavoitteille painokertoimet, mutta niiden

ei tulkita kuvaavan tavoitteiden vaihtosuhteita, vaan pikemminkin tavoitteille ”annettuja ääniä”. Tekninen laskenta toteutetaan PROMETHEEssa ja ELECTREssä eri tavoilla (ks. Kangas ym. 2001). Kummastakin menetelmästä on useita erilaisia versioita ja viritelmiä, jotka soveltuvat erilaisiin tilanteisiin. Outranking-menetelmien suurin etu on se, että ne eivät vaadi yhtä täydellistä preferenssi-informaatiota kuin esimerkiksi AHP. Etenkin osallistavan suunnittelun näkökulmasta menetelmien heikkoutena on kuitenkin niiden vaikeaselkoisuus.

2.3 Äänestysmenetelmät

Äänestäminen on jokseenkin kaikille aikuisille tuttu tapa vaikuttaa tai ainakin ilmaista mielipiteensä. Äänestyslähestymistapaa voidaan soveltaa monikriteerisessä päätöstuessa esimerkiksi niin, että äänestetään tavoitteista: eniten ääniä saanut tavoite tulkitaan tärkeimmäksi jne. Tai äänestetään päätösvaihtoehtojen kelpoisuudesta jonkin tavoitteen suhteen: eniten ääniä saanut on paras tarkastellun tavoitteen kannalta. Äänestys voidaan toteuttaa periaatteella ääni per äänestäjä, tai vaikkapa antamalla jokaiselle äänestäjälle käyttöön 100 ääntä, jotka hän voi allokoida haluamallaan tavalla tavoitteille sen mukaan kuinka tärkeiksi hän tavoitteet näkee. Hyväksymisäänestyksessä (approval voting) puolestaan äänestäjä antaa äänen jokaiselle ehdokkaalle, jonka hän katsoo olevan hyväksyttävissä.

Erilaisia äänestysmuotoja on lukuisa joukko, josta edellä oli vain muutama esimerkki. Monilla äänestysteoreettisilla menetelmillä on yhteisiä piirteitä hyötyteorian kanssa. Yleistä niille on, että ne on kehitetty käsittelemään alhaisen mitta-asteikon preferenssi-informaatiota. Mitä monipuolisemmiksi ja mitä täydellisempää informaatiota vaativiksi niitä kehitetään, sitä enemmän ne monitavoitteiseen päätöstukeen sovitettuna teknisestikin muistuttavat SMARTia ja muita hyötyteorian menetelmiä. Voidaan kuitenkin kysyä, miksi muokata äänestystekniikoita kovin monimutkaisiksi ja sopimaan tilanteisiin, joihin monet muut päätöstukimenetelmät on nimenomaisesti kehitetty. Juuri yksinkertaisuus ja ymmärrettävyys ovat äänestyslähestymistavan keskeisiä etuja esimerkiksi osallistavassa ja yhteistoiminnallisessa suunnittelussa.

Multicriteria approval -menetelmä on hyväksymisäänestykseen pohjautuva, nimenomaan monikriteeriseen päätöstukeen kehitetty menetelmä (Fraser ja Hauge 1998, metsäsovellus Laukkanen ym. 2002). Sen ideana on seuloa esiin vaihtoehto, joka on mahdollisimman monen tavoitteen suhteen hyväksyttävissä. Ideasta voi jo päätellä, että menetelmä pyrkii suosimaan kompromissiratkaisuja. Päätösvaihtoehtojen hyväksyttävyys yksittäisten tavoitteiden suhteen on mahdollista määrittää monin eri tavoin. Menetelmän perusversiossa lasketaan vaihtoehtojen keskiarvo tai mediaani, jota paremmat määritellään hyväksyttäviksi tarkastellun tavoitteen suhteen. Menetelmä ei aseta muita välttämättömiä ehtoja vaihtoehtojen arvottamiselle, kuin että vaihtoehdot on voitava asettaa paremmuusjärjestykseen (jaettujakin sijoja voi olla) kunkin tavoitteen suhteen. Siten se kykenee käyttämään järjestysasteikollisiakin arvioita perusdatana. Tavoitteet asetetaan samoin järjestykseen niiden tärkeyden suhteen. Lopullisen äänestystuloksen määrittäminen perustuu vaihtoehtojen keskinäisten dominanssien tarkasteluun. Lopulliseen äänestystulokseen vaikuttavat sekä vaihtoehtojen hyväksyttävyydet että tavoitteiden tärkeydet (äänestystuloksen laskeminen, ks. Laukkanen ym. 2001, 2002).

2.4 SMAA

Samoin kuin SMART myös SMAAn kohdalla on kysymys menetelmäperheestä enemmän kuin yksittäisestä tekniikasta. SMAA-menetelmät ovat suomalaisten päätösanalyysitutkijoiden viime vuosina kehittämiä (esim. Lahdelma ym. 1998, Miettinen ym. 1999). Lyhynnys tulee vapaasti "suomennettuna" sanoista: stokastinen multikriteerinen hyväksyttävyysanalyysi (Stochastic Multicriteria Acceptability Analysis). Metsäpuolella maailman ensimmäinen sovellus on toteutettu nimenomaan alue-ekologisen metsäsuunnittelun kontekstissa (Kangas & Kangas 2002).

SMAA-menetelmäperhe edustaa varsin monipuolista lähestymistapaa päätöstukeen. Esimerkiksi metsäsovellus on laskettu SMAA-O-muunnoksella, joka mahdollistaa järjestys- ja intervalliasteikollisen informaation hyödyntämisen yhdessä kardinaalisen datan kanssa. Yhteistä kaikille SMAA-tekniikoille on, että ne perustuvat massiiviseen simulointiin. SMAA-laskelmissa voidaan ottaa huomioon myös arvioissa oleva, laskelmien lähtötietona ilmaistu epävarmuus. SMAAta eri tavoin virittämällä sen periaattein voidaan laatia laskelmat samoilla aineistoilla kuin lähes millä tahansa monikriteerisen päätöstuen menetelmällä.

SMAAlla on mahdollista laatia paitsi tavanomaiset päätöstukilaskelmat tavoitteiden erilaisin painoarvoin ja muin lähtötiedoin, myös analysoida päätösvaihtoehtoja ilman ennalta määriteltyjä tavoitteiden tärkeyksiä. Tällöin ajatuksena on selvittää, minkälaiset painoarvot tyypillisesti tukisivat minkäkin vaihtoehdon valintaa. Tällainen peruslaskelma on paikallaan missä tahansa päätösanalyysissä. Laskennan tuloksina saatavia keskeisiä tunnuslukuja ovat myös hyväksyttävyysindeksit. Ne kuvaavat todennäköisyyksiä joilla tietty vaihtoehto sijoittuu tietylle sijalle ottaen huomioon kaikki laskennan lähtötiedot. Ellei tavoitteille ole määritelty painoarvoja tai tärkeysjärjestystäkään, hyväksyttävyysindeksit ilmentävät vaihtoehtojen dominanssia kaikkien mahdollisten painoarvoyhdistelmien joukossa. Tällä tavalla voidaan esimerkiksi seuloa jatkotarkasteluista pois tehottomat vaihtoehdot. Holistinen hyväksyttävyysindeksi mittaa vaihtoehtojen "kokonaishyväksyttävyyttä", ja se voidaan laskea esimerkiksi paremmuusjärjestyksen eri sijoitustodennäköisyyksien painotettuna keskiarvona (painottaen eniten sijaa 1, sitten sijaa 2, jne.). Metsäsuunnittelun laskelmissa on yleensä niin paljon epävarmuutta, että minkään vaihtoehdon todennäköisyys olla paras ei yllä lähelle 100 %:ia.

3. Eri suunnittelutilanteisiin sopivat eri päätöstukimenetelmät

Suunnittelutilanteet ja suunnittelutarpeet vaihtelevat suuresti. On eri asia hankkia päätöstukea taktisen kuin strategisen tason suunnittelussa; yksityismetsälön kuin yhtiön tai valtion metsien suunnittelussa; yhden päätöksentekijän kuin esimerkiksi yhtymän tapauksessa; pelkän puuntuotannon kuin alue-ekologisessa suunnittelussa; kvantitatiivisten kuin luonteeltaan laadullisten tavoitteiden kohdalla; jne. Edellä eräiden päätöstukimenetelmien lyhyistä selostuksista on jo käynyt ilmi, että niidenkin ominaisuudet vaihtelevat suuresti. Tätä taustaa vasten on päivänselvää, että eri menetelmät ovat parhaimmillaan erilaisissa suunnittelutilanteissa.

Ei ole olemassa universaalisti kaikissa tilanteissa parasta tai edes kelvollista menetelmää. Toisaalta jokaiselle menetelmälle löytyy metsäsuunnittelunkin alalla tehtäviä, joi-

hin juuri se sopii. Tilanteittain parhaan tai ylipäätään sopivan päätöstukimenetelmän valinta edellyttää monien menetelmien tuntemusta, tapauskohtaista harkintaa ja suunnittelutilanteeseen tutustumista – suunnittelun suunnittelua.

Tutkimuksissamme olemme ottaneet erääksi tehtäväksi tutustua laajaan kirjoon päätöstukimenetelmiä. Tarkoitus on ollut selvittää, minkälaisiin metsäsuunnittelun tehtäviin ne soveltuvat, jos soveltuvat ensinkään (esim. Kangas ym. 2002, Kangas & Kangas 2002). Tätä kautta on mahdollista antaa monikriteerisen päätöstuen menetelmien tarvitsijoille vinkkejä potentiaalisten menetelmien valintaan. Testien ja käytännön kokeilujen kautta on myös saatu arvokasta palautetta menetelmien virittämiseksi entistä paremmin juuri metsäsuunnittelun tarpeisiin.

Erityisen tärkeää on ottaa huomioon se, minkälaisten ihmisten kanssa suunnittelussa operoidaan. Eri ihmisillä on erilaiset tiedot, taidot ja valmiudet antaa panoksensa päätösanalyyseihin. Esimerkiksi tavoitteiden tiedustelun suhteen eri ihmisille sopivat erilaiset keinot ja vaikkapa erilaisten mitta-asteikoiden soveltaminen. Se taas, kuinka täydellinen preferenssi-informaatio on mahdollista saada, on menetelmän valinnan kannalta olennainen tieto. Menetelmän käytön periaatteiden on myös hyvä olla päätöksentekijöille ja muille mahdollisille osallistujille ymmärrettäviä ja tulosten sekä niiden perusteiden helposti tulkittavia ja havainnollistettavia. Kääntöpuoli helppojen ja yksinkertaisten menetelmien suosimisessa on, että ne monesti johtavat informaation hukkaamiseen. Esimerkiksi hyväksymisäänestyksen käyttö silloin, kun tavoitteiden tärkeyssuhteet on määritetty tai voidaan määrittää, johtaa tavoiteinformaation osittaiseen hukkaamiseen. Vaikkapa SMART olisi silloin parempi menetelmävalinta. Tärkeä menetelmän valintaperuste on myös päätösvaihtoehtojen arvottamisessa käytettävissä olevan informaation laatu ja mitä siitä tiedetään. Monikriteerisen päätöstuen menetelmä tulisi valita niin, että kaikki kohtuullisin ponnistuksin saatavissa oleva informaatio voidaan hyödyntää mahdollisimman tarkoin.

Kirjallisuus

Edwards, W. 1971. Social utilities. Engineering Economist. Summer Symposium Series 6: 119–129.

Fraser, N.M. and Hauge, J.W. 1998. Multicriteria approval: application of approval voting concepts to MCDM problems. Journal of Multi-Criteria Decision Analysis 7: 263–272.

Kangas, A., Kangas, J. & Pykäläinen, J. 2001. Outranking methods as tools in strategic natural resources planning. Silva Fennica 35: 215–227.

Kangas, J. 1999. The analytic hierarchy process (AHP): Standard version, forestry application and advances. Julkaisussa: Helles, F., Holten-Andersen, P. & Wichmann, L. (toim.). Multiple Use of Forests and Other Natural Resources. Kluwer Academic Publishers, Forestry Sciences 61. s. 96–105.

Kangas, J. 2001. Monitavoitteinen vertailu metsäsuunnittelun lähestymistapana. Julkaisussa: Kangas, J. & Kokko, A. (toim.). 2001. Metsän eri käyttömuotojen arvottaminen ja yhteensovittaminen. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 800: 263–270.

Kangas, J. & Kangas, A. 2002. Multiple Criteria Decision Support methods in forest management: An overview and comparative analysis. Painossa julkaisuun: Pukkala, T. (toim.). Multi-objective forest planning. Kluwer Academic Publishers. Managing Forest Ecosystems 4. Painossa.

Kangas, J., Kangas, A., Leskinen, P. & Pykäläinen, J. 2002. MCDM methods in strategic planning of forestry on state-owned lands in Finland: Applications and experiences. Journal of Multi-Criteria Decision Analysis. Painossa.

Lahdelma, R., Hokkanen, J. and Salminen, P. 1998. SMAA – Stochastic multiobjective acceptability analysis. European Journal of Operational Research 106: 137–143.

Laukkanen, S., Kangas, A. & Kangas, J. 2001. Monitavoitteisen ryhmäpäätöstuen tekniikoita metsälön hoidon ja käytön suunnitteluun. Joensuun yliopisto. Metsätieteellinen tiedekunta. Tiedonantoja 124. 60 s.

Laukkanen, S., Kangas, A. & Kangas, J. 2002. Applying voting theory in natural resource management: a case of multiple-criteria group decision support. Journal of Environmental Management. Painossa.

Leskinen, P. 2001. Statistical methods for measuring preferences. University of Joensuu, Publications in Social Sciences 48.

Miettinen, K., Lahdelma, R. and Salminen, P. 1999. SMAA-O – Stochastic multicriteria acceptability analysis with ordinal criteria. University of Jyväskylä. Reports of the Department of Mathematical Information Technology Series B. Scientific Computing No. B 5.

Pesonen, M., Kurttila, M., Kangas, J., Kajanus, M. & Heinonen, P. 2001. Assessing priorities using A'WOT among resource management strategies at Finnish Forest and Park Service. Forest Science 47: 534–541.

Pykäläinen, J., Kangas, J. & Loikkanen, T. 1999. Interactive decision analysis in participatory strategic forest planning: Experiences from State owned boreal forests. Journal of Forest Economics 5: 341–364.

Saaty, T. L. 1980. The Analytic Hierarchy Process. McGraw-Hill, New York. 287 s.

AHP:n ja SWOTin yhteiskäyttöön perustuva hybridimenetelmä A'WOT: uusi keino luonnonvarojen käytön strategiseen suunnitteluun[1]

Mikko Kurttila
Vanhempi tutkija
Metsäntutkimuslaitos
Joensuun tutkimuskeskus

Miika Kajanus
Yliopettaja
Pohjois-Savon Ammattikorkeakoulu

Jyrki Kangas
Professori
Metsäntutkimuslaitos
Joensuun tutkimuskeskus

[1] Omistamme tämän artikkelin dosentti, MMT Mauno Pesoselle, syksyllä 2001 poismenneelle ystävällemme ja työtoverillemme. Maunon toinen väitöskirjatutkimus käsitteli strategista suunnittelua ja päätöksentekoa metsätaloudessa ja -teollisuudessa ja se keskittyi erityisesti A'WOT-menetelmän kehittämiseen ja käyttöön. Väitöskirja esitarkastettiin kesän 2001 aikana. Syksyksi määrätty väitöstilaisuus Lappeenrannan teknillisessä korkeakoulussa päätettiin aluksi siirtää myöhemmäksi Maunon sairauden takia. Lopulta kuolema kuitenkin ehti ennen väitöstilaisuutta. Mauno oli loppuun asti innolla mukana tutkimustyössä, viime aikoina erityisesti juuri A'WOT-menetelmän kehittämisessä.

1. Johdanto

SWOT- eli nelikenttäanalyysiä käytetään yleisesti ulkoisen ja sisäisen toimintaympäristön tarkastelussa (esim. Wheelen ja Hunger 1995, Hill ja Westbrook 1997). Strategiselta kannalta tärkeimmät toimintaympäristön sisäiset ja ulkoiset tekijät luokitellaan neljään SWOT-kenttään: vahvuuksiin, heikkouksiin, mahdollisuuksiin ja uhkiin (menetelmän nimi tulee sanoista Strengths, Weaknesses, Opportunities, Threats). Strategisessa suunnittelu- ja päätöksentekotilanteessa yleistavoite on tuottaa ja omaksua strategia, jossa otetaan huomioon toimintaympäristön sisäiset ja ulkoiset tekijät sekä niiden kehittyminen tulevaisuudessa ja joka on sopusoinnussa päätöksentekijöiden tavoitteiden ja arvojen kanssa. SWOTia voidaan käyttää myös tilanteessa, jossa tutkitaan jonkin äkillisesti ajankohtaiseksi muuttuneen strategian piirteitä ja sopivuutta.

SWOT on perusominaisuuksiltaan helppokäyttöinen strategisen suunnittelun menetelmä. Sen käyttö on kuitenkin usein puutteellista (McDonald 1993, Hill ja Westbrook 1997). Usein tyydytään vain listaamaan SWOT-tekijät muutamalla sanalla ja tehty listakin voi jäädä osalle osallistujista epäselväksi (Hill ja Westbrook, 1997). SWOTin yhteydessä tuotetun laadullisen informaation hyödyntäminen suunnitteluprosessin seuraavissa vaiheissa on myös usein ongelmallista. Pelkkä tekijöiden listaaminenkin toki palvelee suunnitteluprosessia, sillä siitä voi olla apua esimerkiksi strategiavaihtoehtojen kehittelyssä (Kajanus 2001). Strategisessa suunnittelussa olisi kuitenkin selvitettävä myös toimintaympäristön tekijöiden keskinäisiä tärkeyksiä sekä tarkasteltujen strategioiden hyvyyttä toimintaympäristön näkökulmasta. Voihan olla, että hyvänä pidetty strategia ottaa hyvin huomioon vain muutaman toimintaympäristössä vaikuttavan tekijän. Nämä menetelmän ominaisuuksiin ja käyttöön liittyvät puutteet ovat olleet lähtökohtana A'WOT-hybridimenetelmän kehittämiselle.

A'WOT perustuu Analyyttisen HierarkiaProsessin (Saaty 1977, 1980) ja SWOTin yhteiskäyttöön. AHP:n avulla saadaan SWOT-analyysiin kvantitaatista otetta ja SWOTin tulokset palvelevat paremmin koko suunnitteluprosessia. Lisäksi A'WOT mahdollistaa monipuolisen toimintaympäristön tarkastelun sekä vaihtoehtoisten strategioiden arvioinnit SWOT-analyysin näkökulmasta (Pesonen 2001).

Tässä artikkelissa esittelemme A'WOT menetelmän. Lisäksi havainnollistamme menetelmän käyttöä ja sen avulla saatavia tuloksia esimerkkien avulla.

2. A'WOTin kulku

A'WOT-menetelmän käyttö etenee seuraavasti:

(i) Tehdään SWOT-analyysi. Tärkeimmät sisäisessä ja ulkoisessa toimintaympäristössä vaikuttavat tekijät sisällytetään analyysiin.

(ii) Suoritetaan SWOT-tekijöiden pareittaiset vertailut vuorotellen kaikkien neljän SWOT-kentän sisällä. Vertailuissa kysytään, kumpi kahdesta vertaillusta tekijästä on tärkeämpi vahvuus (tai heikkous, uhka, mahdollisuus) ja kuinka paljon tärkeämpi tulevaisuuden strategioita ajatellen. Vertailujen perusteella muodostetaan parivertailumatriisi, josta lasketaan tekijöiden painoarvot AHP:n periaattein.

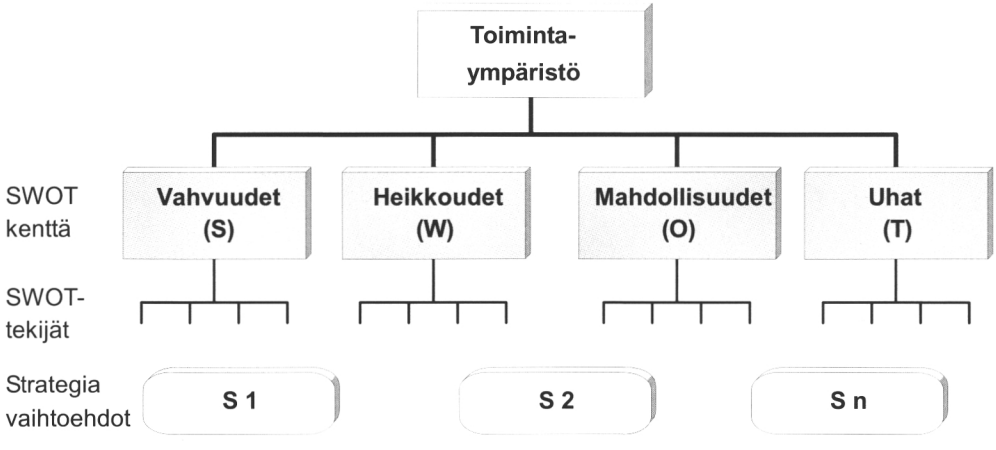
(iii) Tehdään pareittaiset vertailut neljän SWOT-kentän välillä. Tämä voidaan tehdä esimerkiksi käyttämällä apuna kunkin kentän suurimman painoarvon saanutta SWOT-tekijää siten, että pareittaiset vertailut suoritetaan näiden neljän tekijän suhteen ja lasketaan näiden SWOT-kenttiä edustavien tekijöiden painoarvot. Vertailussa on jälleen kysymys, kumpi tekijöistä on tärkeämpi tulevaisuuden strategioita kehiteltäessä ja arvioitaessa. Vertailut voidaan tehdä myös vertaamalla suoraan kenttiä kokonaisuutena keskenään. Tämän jälkeen SWOT-tekijöiden painoarvot skaalataan SWOT-kenttien painoarvoilla. Tämän vaiheen toteuttamistapoja kehitetään edelleen jatkuvasti.

(iv) Strategiavaihtoehtoja verrataan pareittaisin vertailuin jokaisen SWOT-tekijän suhteen. Vertailuissa on kysymys siitä, kumpi vertailtavista vaihtoehdoista olisi parempi valinta tarkastellun SWOT-tekijän kannalta (esim. tietyn mahdollisuuden hyödyntämiseksi tai jonkun mahdollisen uhan negatiivisten vaikutusten torjumiseksi).

(v) Jokaisen strategiavaihtoehdon globaali prioriteetti lasketaan aiemmissa vaiheessa saatujen painoarvojen ja A'WOT-hierarkian mukaisesti (Kuva 1).

Ensimmäisissä A'WOT sovelluksissa (Kurttila ym. 2000, Pesonen ym. 2001a) käytettiin vain vaiheita (i), (ii) ja (iii). SWOTin käytön tarkoitus strategisessa suunnitteluprosessissa ei yleensä olekaan strategiavaihtoehtojen vertaaminen. Sitä käytetään yleensä prosessin alkuvaiheessa, jossa pikemminkin tuotetaan materiaalia strategiavaihtoehtojen kehittelyä varten. A'WOTin kolme ensimmäistä vaihetta, joiden tuloksena saadaan analyyttisesti määritetyt SWOT-tekijöiden tärkeyssuhteet, tukevat siten erityisesti suunnitteluprosessin alkuvaihetta.

Strategisen suunnittelun yleistavoite on kuitenkin kehittää ja omaksua strategia, joka on sopusoinnussa sekä päätöksentekijöiden tavoitteiden ja arvojen että sisäisen ja ulkoisen toimintaympäristön tekijöiden ja niiden odotetun tulevan kehittymisen kanssa. Tätä voidaan tarkastella, kun käytetään A'WOTin vaiheita (iv) ja (v). Alkuperäistä SWOT-analyysiä voidaan joutua päivittämään tässä vaiheessa, koska alkuperäisiä SWOT-tekijöitä ei



■ Kuva 1. A'WOT-hierarkia.

aina voida vertailla myöhemmin laadittujen strategiavaihtoehtojen suhteen (esim. koska tuotettu uusi strategiavaihtoehto voi esimerkiksi nostaa esiin uuden vahvuuden). Suunnitteluprosessin osallistujat tai prosessia vetävä konsultti voivat tehdä SWOT-tekijöihin pieniä muutoksia. Tällöin mietitään, mitkä SWOT-tekijät tulisi ottaa huomioon, kun valitaan yritykselle strategiaa. Strategiavaihtoehtojen vertailu suhteessa vahvuuksiin, heikkouksiin, mahdollisuuksiin ja uhkiin on tämän operaation seurauksena suoraviivaisempaa.

Parivertailujen ja ominaisarvolaskentojen tuloksena saadaan uutta kvantitatiivista päätöstukea. Tuloksista voidaan esimerkiksi tutkia, onko toimintaympäristössä yksittäisiä erittäin tärkeitä heikkouksia, jotka tulisi pyrkiä eliminoimaan ja joiden liian vähäinen huomioiminen voi vaarantaa tulevan toiminnan, tai onko ulkoisessa toimintaympäristössä yksittäinen uhka, joka jossakin tulevaa kehitystä kuvaavassa skenaariossa on painoarvoltaan kaikkia mahdollisuuksia suurempi (Kurttila ym. 2000). Vaihtoehtoisten strategioiden prioriteetit voidaan myös määrittää erikseen suhteessa jokaiseen yksittäiseen tekijään ja kuhunkin SWOT-kenttään A'WOTin avulla.

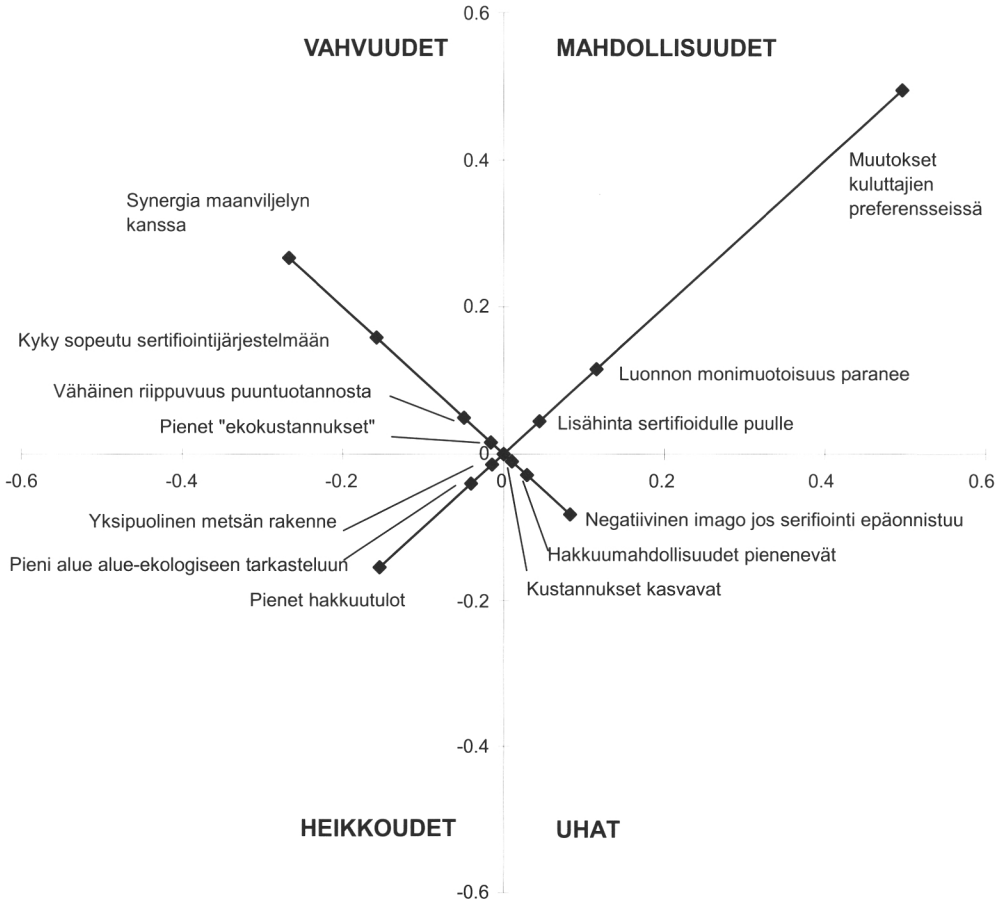
Ensimmäinen julkaistu A'WOT-sovellus liittyi suunnittelutilanteeseen, jossa metsien sertifiointi nousi äkillisesti tarkastellun maaseutuyrityksen potentiaaliseksi uudeksi strategiaksi (Kurttila ym. 2000). A'WOT-menetelmän vaiheiden (i), (ii) ja (iii) tuloksia havainnollistettiin koordinaatistokuvalla, jossa koordinaatiston lävistäjien pituudella kuvattiin kunkin SWOT-kentän tärkeyttä ja jossa tärkeimmät toimintaympäristössä vaikuttavat tekijät sijoitettiin lävistäjien uloimpiin päihin (Kuva 2). Parivertailujen tekeminen pakotti päätöksentekijän analysoimaan tekijöitä syvällisemmin ja miettimään koko tilannetta ja tekijöiden keskinäisiä tärkeyssuhteita tarkemmin. Kvantitatiivinen analyysi myös helpotti holistisen kuvan saamista strategisesta päätöstilanteesta. Analyysin tulokset osoittivat, että metsien sertifiointi voisi olla hyvä strategiavalinta, joka tukisi hyvin muuta toimintaa.

3. AWOTin sovellus Metsähallituksen Länsi-Suomen luonnonvarasuunnittelussa

Metsähallituksen strategisessa luonnonvarasuunnittelussa tehdään laajan alueen metsien suojelu- ja virkistyskäyttöä koskevia maankäyttölinjauksia sekä mm. määritellään metsien käsittelyperiaatteet ja suunnittelualueen vuotuinen hakkuumäärä. Prosessissa pyritään sovittamaan yhteen omistajan eli valtion tavoitteet, eri sidosryhmien tavoitteet ja kansalaisten valtion metsiin kohdistuvat toiveet sekä ottamaan huomioon luonnonvarojen käytön kestävyys. Suunnitteluprosessin konkreettinen tulos on alueen luonnonvarasuunnitelma, johon sisältyvät mm. alueen maankäytön linjauksia kuvaavat kartat.

Luonnonvarasuunnitteluprosessi sisältää tyypillisesti alueen nykytilan analyysin, SWOT-analyysin, kestävyyden kriteerien ja indikaattoreiden määritelmät, eri ryhmien tavoitteiden analyysin, vaihtoehtoisten strategioiden tuottamisen ja niiden kokonaisvaltaisen arvioinnin. SWOT-analyysissä luonnonvaroja ja niiden käyttömahdollisuuksia tarkastellaan ekologisen, sosiaalisen ja taloudellisen kestävyyden näkökulmista.

A'WOTia testattiin Metsähallituksen Länsi-Suomen luonnonvarasuunnitteluprosessin aineistolla jälkikäteen. Metsähallitus omistaa noin 5 % (364 100 ha) alueen metsätalousmaasta. Vaikka metsätalous on Metsä-



■ Kuva 2. Eri kenttien ja SWOT-tekijöiden tärkeydet erään maaseutuyrityksen metsien sertifiointia tarkastelleessa A'WOT-sovelluksessa (Kurttila ym. 2000).

hallituksen päätulosalue Länsi-Suomessa, myös virkistys ja luonnonsuojelu korostuvat alueiden käytössä (Heinonen ym. 1997)

Suunnitteluprosessissa tuotettiin neljä vaihtoehtoista strategiaa. Kukin tulosyksikkö (metsätalous, virkistyspalvelut ja luonnonsuojelu) laati strategian, joka täytti sen omat maankäyttötavoitteet. Niinpä metsätalousstrategiassa pyrittiin maa- ja vesiomaisuutta käyttämään taloudellisesti optimaalisella tavalla, virkistysstrategiassa edistettiin virkistyspalvelujen toimintaedellytyksiä ja luonnonsuojelustrategiassa tavoiteltiin erityisen painokkaasti luonnon monimuotoisuuden säilyttämistä, luonnonvarojen ekologisesti kestävää käyttöä sekä talouskäytössä olevien alueiden luontoarvojen turvaamista (Heinonen ym. 1997). Neljäs strategia (ns. Perusstrategia) noudatti Metsähallituksen silloisen yleisen toimintalinjan mukaisia metsien käytön periaatteita. Strategiat erosivat toisistaan eri käsittelyluokkiin sijoitetun metsäalan suhteen ja näillä alueilla sallittujen käsittelyjen suhteen (Taulukko 1). Näiden neljän strategian sopivuutta metsähallituksen Länsi-Suomen alueelle toimintaympäristön näkökulmasta selvitettiin A'WOTin avulla.

■ Taulukko 1. Laadittuja strategiavaihtoehtoja kuvaavia tunnuksia.

	METSÄTALOUS strategia	VIRKISTYS strategia	SUOJELU strategia	PERUS strategia
Nettotulot (milj. mk/a)	109	93	77	101
Talousmetsien pinta-ala (1000 ha)	232	216	163	231
Hakkuumäärä (1000 m^3/a)	882	814	648	860
Työmäärät (htv)	130	108	86	120
Yli 60 vuotiaat metsät (1000 ha)	93	111	112	103
Yli 100 vuotiaat metsät (1000 ha)	25	32	33	30
Maisema- ja ulkoiluarvoindeksi	5,74	6,62	6,39	6,17
Kuolleen puun tilavuus (1000 m^3)	52	47	56	47
Suojelualueet (1000 ha)	37	37	58	37
Luonnonarvometsät (ha)	6500	21400	53800	6500

Luonnonvarasuunnitteluprosessin alkuvaiheessa toteutetun SWOT-analyysin tekemiseen osallistuivat metsähallitukset tulostoiminnot ja sidosryhmät. SWOT tehtiin erikseen kolmelle metsätalouden päätulosalueelle, joissa tarkasteltiin vielä erikseen kestävyyden kolmea ulottuvuutta (ekologinen, sosiaalinen ja taloudellinen) (Heinonen ym. 1997). A'WOTin testausta varten analyysiä tiivistettiin yhdistämällä ja jättämällä pois joitakin tekijöitä (Taulukko 2).

SWOT-tekijöiden ja SWOT-kenttien painoarvot sekä vaihtoehtoisten strategioiden prioriteetit tekijöiden suhteen selvitettiin pareittaisten vertailujen avulla A'WOTin vaiheiden mukaisesti. Yksi henkilö Metsähallituksesta toteutti kaikki vertailut. Hän myös määritteli tulosyksiköiden painoarvot: metsätalous sai painoarvon 0,5 ja luonnonsuojelu ja virkistys saivat molemmat painoarvon 0,25. Korostettakoon vielä tässä yhteydessä, että kysymys oli ensisijaisesti menetelmän kehittämiseen liittyvästä testistä; ei sen soveltamisesta käytännön suunnitteluprosessissa.

Mahdollisuuksien painoarvo oli suurin kaikkein tulosyksiköiden vertailuissa, vaikkakin luonnonsuojelun tulosyksikössä uhat saivat yhtä suuren painoarvon kuin mahdollisuudet (Taulukko 2). Tärkeimpien sisäisten tekijöiden joukossa oli sekä vahvuuksia (osaaminen, laaja maa- ja vesiomaisuus) että muutamia heikkouksia (monimuotoisuustietojen puutteellisuus, metsien ikä- ja kehitysluokkarakenne). Uusia suunnittelumenetelmiä sekä uusia virkistysalueita pidettiin huomattavina mahdollisuuksina. Tärkein uhka oli resurssi-

en puute ja sen aiheuttamat vaikutukset. Virkistysstrategia sai korkeimman globaalin painoarvon sekä virkistyksen että metsätalouden tulosyksikössä. Suojelustrategia sai korkeimman painoarvon luonnonsuojelun tulosyksikössä (Kuva 3). Kun kaikkien tulosyksiköiden arvioinnit yhdistettiin, korkeimman painoarvon sai Virkistysstrategia. Lisätietoja A'WOTin sovelluksesta Länsi-Suomen luonnonvarasuunnittelussa löytyy Pesosen ym. (2001b) artikkelista.

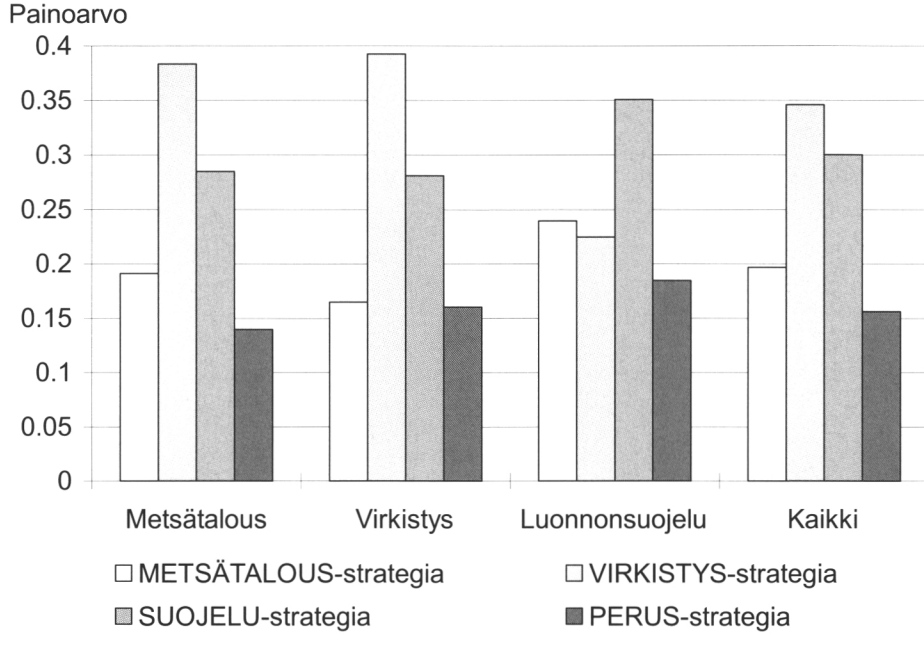
■ Taulukko 2. Tiivistetty SWOT-analyysi Metsähallituksen Länsi-Suomen luonnonvarasuunnitelmasta sekä SWOT-kenttien ja -tekijöiden painoarvot.

SWOT kenttä	Tulosyksikkö	Lokaali painoarvo	SWOT-tekijät	Lokaali painoarvo
Vahvuudet	Metsätalous	0,200	- suurmetsätalouden edut	0,074
			- tehokas organisaatio ja pitkät asiakassuhteet	0,301
			- monipuoliset sidosryhmät	0,169
			- osaaminen	**0,338**
			- suojelu-, virkistys- ja erämaa-alueet	0,118
	Virkistys	0,180	- laaja maa- ja vesiomaisuus	**0,374**
			- virkistyskalastusalueet	0,089
			- retkeilyalueet	0,291
			- riista (erityisesti metsäkanalinnut ja hirvi)	0,245
	Luonnonsuojelu	0,113	- aluepoliittinen merkitys, esim, työllistäjänä	0,117
			- alue-ekologinen suunnittelu ja sen kehittäminen	**0,395**
			- osallistava suunnittelu	0,257
			- runsaasti vetovoimaisia virkistyskohteita	0,078
			- hyvät perustiedot alueista	0,153
Heikkoudet	Metsätalous	0,078	- ristiriitaiset tavoitteet ja poliittinen ohjaus	0,208
			- karut maapohjat	0,061
			- metsien ikä- ja kehitysluokkarakenne	0,177
			- huono sisäinen yhteistyö	0,102
			- huono imago ja historiallinen painolasti (esim. pitkään harjoitettu tehometsätalous)	**0,452**
	Virkistys	0,160	- karut maapohjat	0,110
			- metsien ikä- ja kehitysluokkarakenne (ei paljon vanhoja metsiä)	**0,401**
			- toiminta laajoilla alueilla nostaa kustannuksia, esim. jätehuollossa	0,203
			- virkistysalueet syrjäseuduilla	0,182
			- vesilintu ja peltoriista-alueita vähän	0,104
	Luonnonsuojelu	0,277	- monimuotoisuustietojen puutteellisuus mm. riittämättömien suunnittelu-resurssien vuoksi	**0,549**
			- alueiden pirstaleisuus	0,090
			- liiallinen sektoroituminen (sisäinen yhteistyö heikkoa)	0,131
			- pitkään harjoitettu tehometsätalous	0,230
Mahdollisuudet	Metsätalous	0,522	- uudet suunnittelumenetelmät (luonnonvarasuunnittelu, alue-ekologinen suunnittelu, osallistava suunnittelu)	**0,332**
			- tehokkuuden ja kannattavuuden parantaminen	0,061
			- monitavoitteinen ja omaperäinen metsätalous	0,188
			- laaja kotimainen ja kansainvälinen merkitys	0,136
			- viestintä ja markkinointi	0,282
	Virkistys	0,577	- monikäytön mallialue: monimuotoisuus tuo asiakkaita ja runsaamman riistan	0,302
			- uudet virkistysalueet	**0,336**
			- luonnonsuojelualueet	0,110
			- toimintojen keskittäminen	0,174
			- nuoria metsiä runsaasti: hyvä tulevaisuus	0,078

jatkuu seuraavalla sivulla

taulukko 2 jatkuu

	Luonnon-suojelu	0,305	- monitavoitteinen metsätalous	0,103
			- monimuotoisuuden lisääminen	0,141
			- metsämantereet ja uusien alueiden hankkiminen	0,235
			- uudet suunnittelumenetelmät (luonnonvarasuunnittelu, alue-ekologinen suunnittelu, osallistava suunnittelu)	0,103
			- resurssit	**0,417**
Uhat	Metsä-talous	0,200	- käytössä olevien metsien pinta-alan pieneneminen	**0,362**
			- taloudelliset paineet metsien käytölle	0,103
			- metsähallituksen hajanaisuus (alueellisesti ja organisatorisesti)	0,232
			- alenevat puunmyyntitulot (hintatason kehittyminen, alenevat puun myyntimäärät, kasvavat korjuukustannukset)	0,123
			- metsäluonnon yksipuolistuminen	0,180
	Virkistys	0,083	- talousmetsien merkityksen aliarviointi (niiden siirtyminen ulkopuoliseen omistukseen)	0,320
			- vanhojen metsien loppuminen	0,144
			- Kuluminen, häiriöt ja epäviihtyisyys vaikuttavat negatiivisesti suojelu-alueisiin ja virkistysalueiden käyttäjiin	**0,392**
			- metsäkanalintujen väheneminen	0,144
	Luonnon-suojelu	0,305	- metsähallituksen metsien väheneminen	0,148
			- resurssien puute: henkilöstö ja varat	**0,565**
			- taloudelliset paineet metsien käytölle	0,148
			- uusiutumattomien luonnonvarojen hyödyntäminen	0,065
			- puunkorjuuorganisaatio	0,074



■ Kuva 3. Vaihtoehtoisten strategioiden painoarvot metsähallituksen tulosyksiköittäin sekä kaikkien tulosyksiköiden arviointien yhdistelmänä saadut strategioiden painoarvot, kun metsätalous-tulosyksikön painoarvo on 0,5, virkistyksen 0,25 ja luonnonsuojelun 0,25.

4. Johtopäätöksiä ja tulevaisuuden aikeita

Tähän mennessä saatujen kokemusten mukaan A'WOT yhdistää AHP:n ja SWOTin ominaisuuksia hyödyllisellä ja opettavaisella tavalla. Pareittaisten vertailujen tekeminen pakottaa päätöksentekijät miettimään SWOT-tekijöiden merkitystä ja tärkeyttä monipuolisesti ja aiempaa syvällisemmin. Tämän tuloksena koko suunnittelutilanteesta voi jo alkuvaiheessa muodostua selkeä käsitys, joka edesauttaa prosessin seuraavien vaiheiden toteuttamista (Kajanus 2001). Päätöstilanteen SWOT-tyyppisen jäsentelyn edut on havaittu eräissä muissakin päätösanalyysimenetelmien tutkimuksissa (Belton ym. 1997, Saaty 2001).

A'WOT on oiva työkalu lähes kaikkiin suunnittelutilanteisiin, joissa käytetään SWOT-analyysiä. SWOT-kenttien ja -tekijöiden painoarvojen lisäksi sen avulla voidaan tarkastella myös vaihtoehtoisten strategioiden kokonaisvaltaista sopivuutta toimintaympäristöön. Toimintaympäristöön sopivuuden lisäksi valittavan strategiavaihtoehdon on myös oltava päätöksentekijöiden tavoitteiden mukainen. A'WOTia voitaisiinkin parantaa sisällyttämällä päätöksentekijöiden tavoitteet paremmin menetelmään.

Menetelmän laajennuksena A'WOT-hierarkiaan voidaan lisätä tulevaisuuden skenaarioiden taso. Se sijoittuu A'WOT-hierarkiaan SWOT-kenttien yläpuolelle. Skenaarioiden toteutumistodennäköisyys arvioidaan ja A'WOTin vaiheet käydään läpi erikseen jokaisessa skenaariossa. Skenaarioiden toteutumistodennäköisyydet sisällytetään lopuksi strategiavaihtoehtojen globaalien prioriteettien laskentaan.

Perus-AHP:n käyttöön liittyy monia rajoituksia ja puutteita. Kaksi keskeistä puutetta, jotka koskevat myös A'WOT-menetelmää, liittyvät parivertailuissa käytettävään vertailuasteikkoon sekä puutteellisiin epävarmuuden analysointimahdollisuuksiin. Monitavoitteisen päätöstuen menetelmällinen tutkimus onkin esittänyt tilastotieteeseen pohjautuvia ratkaisuja, joiden avulla voidaan esimerkiksi analysoida parivertailuihin liittyvää epävarmuutta (De Jong 1984, Alho ym. 1996, Alho ja Kangas 1997, Kangas ym. 1998). Myös alkuperäisen vertailuasteikon käyttöön liittyviä puutteita on paikattu (Leskinen ja Kangas, 1998, Leskinen 2000). Esimerkiksi ns. intervalli-AHP:n avulla päätöksentekijä voi parivertailussa yksittäisen vertailuarvon sijasta määrittää vaihteluvälin, jonka suuruus kuvastaa vertailuun liittyvää epävarmuutta (Leskinen ja Kangas 1998). Kehitettyjen tekniikoiden avulla voidaan myös lisätä analyysiin sisällytettyjen SWOT-tekijöiden määrää ilman, että vertailujen lukumäärä kasvaa liian suureksi (Alho ym. 1996). Lupaava ja tulevaisuudessa testattava mahdollisuus on korvata AHP jollakin toisella menetelmällä. Esimerkiksi SMART (Edwards 1971) ja SMAA (Lahdelma ym. 1998) voivat olla helppokäyttöisyytensä ja monipuolisten ominaisuuksiensa vuoksi hyviä vaihtoehtoja. Esimerkiksi SMAA-O menetelmä (Miettinen ym. 1999) pystyy hyödyntämään myös ordinaalista aineistoa strategiavaihtoehtojen hyväksyttävyyttä määritettäessä (ks. myös Kangas ja Kangas 2002). Lisäksi A'WOTin ongelmallisena pidettyä vaihetta (iii), jossa määritetään painoarvot SWOT-kentille, ei SMAA-menetelmää käytettäessä tarvita välttämättä lainkaan.

Eräs perinteinen SWOT-analyysin käyttötapa on sisäisten ja ulkoisten tekijöiden vuorovaikutusten tarkastelu; esimerkiksi miten jokin vahvuus auttaa realisoimaan jonkun tulevaisuuden mahdollisuuden. Ns. TOWS-analyysi (Weichrih 1982) painottuu tällaisista tarkasteluista saatavan informaation konk-

retisointiin. A'WOT tekniikkaa voitaisiin hyödyntää myös TOWS-analyysissä. Tällöin annettaisiin painoarvot tärkeimmille ulkoisen ja sisäisen toimintaympäristön toisiinsa vuorovaikutteisessa suhteessa oleville tekijäpareille. Näin saataisiin vuorovaikutusten painoarvosta kvantitatiivista informaatiota jota voitaisiin käyttää esimerkiksi max-max, min-max, max-min ja min-min -strategioissa (ks. esim. Proctor 1992).

A'WOT-hybridimenetelmä paitsi parantaa päätöstuen kvantitatiivista perustaa myös tarjoaa kehikon oppimiselle ja kommunikaatiolle suunnittelu- ja päätöksentekotilanteissa, joihin osallistuu useita taustaltaan ja tavoitteiltaan erilaisia sidosryhmiä. Erillisten SWOT ja A'WOT-analyysien toteuttaminen osallistuville sidosryhmille/asianosaisille antaa hyvän lähtökohdan esimerkiksi päätöksentekotilanteeseen liittyvien ryhmien välisten mielipide-erojen ja odotusten tutkimiselle.

Kirjallisuus

Alho, J.M. & Kangas, J. 1997. Analyzing uncertainties in experts' opinions of forest plan performances. Forest Science 43: 521–528.

Alho, J.M., Kangas, J. & Kolehmainen, O. 1996. Uncertainty in Expert Predictions of the Ecological Consequences of Forest Plans. Applied Statistics 45: 1–14.

Belton, V., Ackermann, F. & Shepherd, I. 1997. Integrated support from problem structuring through to alternative evaluation using COPE and V*I*S*A. Journal os Multi-Criteria Decision Analysis 6: 115–130.

De Jong, P. 1984. A statistical approach to Saaty's scaling method for priorities. Journal of Mathematical Psychology 28: 467–478.

Edwards, W. 1971. Social utilities. Engineering Economist. Summer Symposium Series 6: 119–129.

Heinonen, P., Hallila, H.,. Koivurinne, J., Oikarinen, A., Saarikoski, O., Salmi, O., Soinne, H. & Tanninen T. 1997. Länsi–Suomen alueen luonnonvarasuunnitelma. Metsähallituksen metsätalouden julkaisuja 12. 112 s.

Hill, T. & Westbrook, R. 1997. SWOT analysis: It's Time for a Product Recall. *Long Range Planning*, 30(1), 46–52.

Kajanus, M. 2001. Strategy and innovation model for the rural entrepreneurial forest owner. Doctoral thesis. University of Joensuu, Faculty of Forestry. 44 s.

Kangas, J. & Kangas, A. 2002. Multiple Criteria Decision Support methods in forest management: An overview and comparative analysis. Painossa julkaisuun: Pukkala, T. (toim.). Multi-objective forest planning. Kluwer Academic Publishers. Managing Forest Ecosystems 4.

Kangas, J., Alho, J., Kolehmainen, O. & Mononen, A. 1998. Analyzing consistency of experts' judgments - Case of assessing forest biodiversity. Forest Science 44: 610–617.

Kurttila, M., Pesonen, M., Kangas, J. & Kajanus, M. 2000. Utilizing the analytical hierarchy process (AHP) in SWOT analysis – A hybrid method and its application to a forest – certification case. Forest Policy and Economics 1: 41–52.

Lahdelma, R., Hokkanen, J. & Salminen, P. 1998. SMAA – Stochastic multiobjective acceptability analysis. European Journal of Operational Research 106: 137–143.

Leskinen P. 2000. Measurement scales and scale independence in the Analytic Hierarchy Process. Journal of Multi-Criteria Decision Analysis 9: 163–174.

Leskinen, P. & Kangas, J. 1998. Analysing uncertainties of interval judgment data in multiple-criteria evaluation of forest plans. Silva Fennica 32: 363–372.

McDonald, M. H. B. 1993. The Marketing Planner. Butterworth–Heinemann, Oxford. 143 s.

Miettinen K., Lahdelma R. & Salminen, P. 1999. SMAA-O – Stochastic Multicriteria Acceptability Analysis with Ordinal criteria. Reports of the Department of Mathematical Information Technology, Series B, Scientific computing No. B 5/1999. University of Jyväskylä.

Pesonen, M. 2001. Applying AHP and A'WOT to strategic planning and decision making: Case studies in forestry and forest industry. Doctoral thesis, Lappeenranta University of Technology. Acta Universitatis Lappeenrantaensis 109.

Pesonen, M., Ahola, J., Kurttila, M., Kajanus, M. & Kangas, J. 2001a. Applying A' WOT to the evaluation of investment strategies of the forest industries: a case study of a Finnish forest-industry company in North America. Julkaisussa: Schmoldt, D.L., Kangas, J., Mendoza, G.A. & Pesonen, M. (toim.). "The Analytic Hierarchy Pro-cess in Natural Resource and Environ-mental Decision Making" Kluwer Aca-demic Publishing. s. 187–198.

Pesonen, M., Kurttila, M., Kangas, J., Kajanus, M. & Heinonen, P. 2001b. Assessing priorities using A'WOT among resource management strategies at Finnish Forest and Park Service. Forest Science 47: 534–541.

Proctor, R. A., 1992. Selecting an appropriate strategy: A structured creative decision support model. Marketing Intelligence & Planning 10(11): 21–24.

Saaty, T. L. 1977. A scaling method for priorities in hierarchical structures. Journal of Mathematical Psychology 15: 234–281.

Saaty, T. L. 1980. The Analytic Hierarchy Process. McGraw - Hill, New York. 287 s.

Saaty, T.L. 2001. Decision Making With Dependance And Feedback. The Analytic Network Process. RWS Publications. Pittsburgh, USA. 376 s.

Weihrich, H. 1982. The TOWS Matrix: A Tool for Situational Analysis. Long Range Planning 15(2): 54–66.

Wheelen, T. L. & Hunger, J. D. 1995. Strategic Management and Business Policy. 5th Edition, Addison Wesley, Reading, MA.

Äänestysmenetelmät, mielipidekartat ja internet osallistavassa metsäsuunnittelussa

Jyrki Kangas
Professori
Metsäntutkimuslaitos
Joensuun tutkimuskeskus

Leena A. Leskinen
Tutkija
Metsäntutkimuslaitos
Kannuksen tutkimusasema

Pekka Leskinen
Tutkija
Metsäntutkimuslaitos
Kannuksen tutkimusasema

Annika Kangas
Professori
Helsingin yliopisto
Metsävarojen käytön laitos

Ron Store
Tutkija
Metsäntutkimuslaitos
Kannuksen tutkimusasema

1. Johdanto

Osallistava suunnittelu on keino liittää sosiaalisen kestävyyden vaatimuksia luonnonvarojen käyttöön. Hyvin toteutettuna se on myös oivaa konfliktinhallintaa, ristiriitojen ennakoivaa lieventämistä sekä konsensuksen tai kompromissien löytämistä. Osallistavan metsäsuunnittelun tarkoituksena on yleensä antaa kansalaisille ja sidosryhmille mahdollisuus vaikuttaa metsien hoitoa ja käyttöä koskevaan päätöksentekoon. Siihen osallistuvia voivat olla tilanteesta riippuen sekä yksittäiset kiinnostuneet kansalaiset että sidosryhmien, kuten kansalaisjärjestöjen tai viranomaistahojen edustajat.

Päätöksentekoprosessin perusteella voidaan arvioida osallistumisen tasoa: alimmalla tasolla organisaatio jakaa informaatiota suunnittelustaan ja päätöksenteostaan yleisölle ja sidosryhmille ja ylimmällä tasolla päätösvalta on kokonaan osallistujilla organisaation tyytyessä toteuttamaan päätöstä. Näiden välissä on esimerkiksi tilanne, missä osallistujat ja organisaation edustajat tekevät päätökset yhdessä. Muita osallistavan suunnittelun tavoitteita voivat olla erityisesti yhteistyön kehittäminen kansalaisten ja sidosryhmien kanssa, osallistujien kouluttaminen koskien organisaation toimintaa, kansalaisten ja sidosryhmien asenteiden ja suhtautumisen tutkiminen sekä suunnittelun tehostaminen keräämällä tarpeellista tietoa ja etsimällä uusia ideoita.

Osallistamiskeinoja on mahdollista luokitella eri perustein. Esimerkiksi seuraava karkea jako neljään ryhmään osallistujien ja toimintatavan mukaan on esitetty: kysely, päätösanalyysi, vapaamuotoinen palaute, neuvottelu (Hytönen 2000). Vuorovaikutteisuus eli interaktiivisuus – eri osapuolten kanssakäyminen – on usein tehokkaan osallistavan suunnittelun edellytys (Kangas ym. 1996). Jos ainut tiedonkulun suunta on suunnittelijasta ja organisaatiosta osallistujiin, on harhaanjohtavaa puhua osallistavasta suunnittelusta. Kyseessä on silloin lähinnä tiedottaminen ja kenties PR-toiminta. Toisaalta osallistujienkaan ei tule kuvitella voivansa sanella ehdottomat vaatimukset valinnoille.

Tässä artikkelissa esitellään lyhyesti kolme keinoa aidon osallistamisen syventämiseksi metsäsuunnittelussa: äänestysmenetelmät (Laukkanen ym. 2001, Laukkanen ym. 2002), mielipidekartat (Hytönen ym. 2002) ja internet osallistumisen kanavana (Store & Kangas 2000). Kukin niistä voi kattaa vain osan osallistavan suunnittelun prosessia, kuten mikä tahansa yksittäinen menetelmä tai tekniikka. Niitä kutakin on toistaiseksi kehitelty ja tutkittu lähinnä toisistaan erillään, mutta käytännön suunnitteluprosesseissa ne sopivat hyvin myös yhdessä hyödynnettäviksi.

Seuraavassa selostettavien tutkimusten lisäksi on hankkeeseen ”Alue-ekologisen metsäsuunnittelun menetelmät ja ekologiset perusteet” liittyen tutkittu osallistavan suunnittelun osalta AHP-menetelmän ja numeeristen optimointilaskelmien integrointia osallistavan suunnittelun prosessiin (Kangas ym. 2001), ns. outranking-menetelmien ominaisuuksia osallistavaan suunnitteluun soveltamisen kannalta (Kangas A. ym. 2001) sekä osallistavan suunnittelun periaatteiden soveltamismahdollisuuksia yksityismetsätaloudessa (esim. Hytönen 2000, Hytönen & Kangas 2001). Preferenssien estimoinnin tilastotieteelliset tutkimukset (Leskinen 2001) ovat osaltaan antaneet peruspilareita osallistavan metsäsuunnittelun sovellusten kehittämiselle.

2. Äänestysmenetelmät osallistavassa suunnittelussa

Äänestys on kaikille suomalaisille tuttu tapa vaikuttaa. Äänestysmenetelmien kehittelyn lähtökohtina ovat olleet oikeudenmukaisuus, vaikea manipuloitavuus ja ihmisten tasapuolinen kohtelu, joten ne soveltuvat hyvin myös ihmisten osallistamiseen ympäristöpäätöksentekoon. Kun äänestysmenetelmiä sovelletaan esimerkiksi metsäsuunnitteluun, tavanomaisten vaalien henkilöehdokkaiden sijasta tarkastellaan vaihtoehtoisia metsäsuunnitelmia.

Äänestysmenetelmistä tutuin on enemmistöäänestys, jossa kukin henkilö äänestää mielestään parasta vaihtoehtoa, ja eniten ääniä saanut valitaan. Vähemmän tunnetussa hyväksymisäänestyksessä kukin henkilö voi äänestää kaikkia mielestään hyviä vaihtoehtoja. Tämä tapa suosii kompromissiratkaisuja. Mahdollisia ovat myös äänestystavat, joissa parhaat vaihtoehdot voivat saada useampiakin ääniä. Äänestystekniikoista ja äänestysten tulostenlaskentatavoista on esitetty monia erilaisia enemmän tai vähemmän yksinkertaisia tai monimutkaisia versioita (ks. Laukkanen ym. 2002).

Perusmuodossaan äänestysmenetelmät edellyttävät, että äänestäjillä on tiedossaan ennakolta rajattu määrä vaihtoehtoja, joita vertaillaan kokonaisvaltaisesti. Toisaalta on mahdollista äänestää myös suunnittelun kriteereistä. Tällöin joukolle kriteerejä, jotka kuvaavat vaihtoehtojen taloudellisia, sosiaalisia ja ekologisia seuraamuksia, esimerkiksi tuloja, työllisyyttä ja biodiversiteettiä, määritetään äänestyksen perusteella tärkeysjärjestys. Äänestystulosta voidaan tämän jälkeen käyttää parhaan vaihtoehdon valintaan. Tällainen erityisesti monitavoitteisen päätöksenteon tukemiseen kehitetty äänestysteoreettinen menetelmä on englanninkieliseltä nimeltään Multicriteria Approval, ja suomeksi sitä voidaan kutsua monikriteeriseksi hyväksymisäänestykseksi. Sen ovat kehittäneet Fraser ja Hauge (1998) ja luonnonvara-alalla ensimmäisenä sovaltaneet Laukkanen ym. (2001, 2002). Mahdollista on myös äänestää kriteereittäin siitä, mitkä vaihtoehdot ovat riittävän hyviä (hyväksyttäviä) kunkin kriteerin suhteen.

Monikriteerisen hyväksymisäänestyksen etuja osallistavan suunnittelun kannalta ovat muun muassa, että se on lähes kaikkien kansalaisten helppo ymmärtää ja omaksua, sen käyttö on yksinkertaista, se ei suosi asiantuntijoita vaan on omiaan edistämään yhdenvertaisia vaikuttamismahdollisuuksia kaikille, siinä voidaan hyödyntää ordinaalista ja jopa vapaamuotoista palauteinformaatiota muita päätöstukimenetelmiä suoraviivaisemmin, ja sen soveltaminen on helppo ja halpa toteuttaa osana käytännön suunnitteluprosesseja. Menetelmän heikkoutena voidaan pitää sitä, että se ei läheskään aina johda yksiselitteisesti parhaan vaihtoehdon valintaan. Syy tälle tosin on yleensä vaillinaisessa informaatiossa (jonka hyödyntämismahdollisuus sinänsä on yksi menetelmän eduista). Tällöin joudutaan turvautumaan lisäinformaation hankintaan, jolloin koituu lisävaivaa ja kustannuksia, mutta samalla usein mahdollistuu monipuolisempien päätösanalyysien teko muita menetelmiä käyttäen.

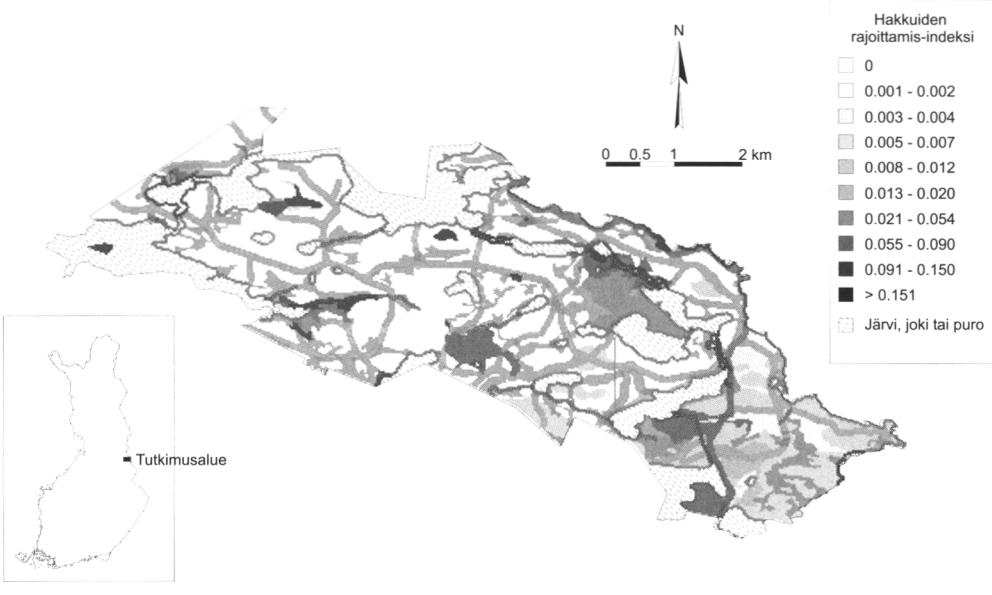
3. Mielipidekartat vapaamuotoisen spatiaalisen kansalaispalautteen hallinnassa

Monissa osallistavan suunnittelun prosesseissa kerätään paitsi käytettyjen menetelmien ohjaamaa strukturoitua informaatiota myös vapaamuotoista palautetta kansalaisilta mm.

palautelomakkeilla ja ns. tupailloissa, joissa puheenvuorojen esittäjien kannat kirjataan ylös. Vapaamuotoisen, suurelta osin kvalitatiivisen sekä esitystavoiltaan heterogeenisen palauteaineiston käsittely ja jalostaminen suunnitteluprosessissa edelleen hyödynnettäväksi ei ole helppoa.

Suullisesti tai kirjallisesti omin sanoin esitetyt mielipiteet ovat kuitenkin luonteva tapa ihmisille pyrkiä vaikuttamaan. Tämänkaltaisen vapaamuotoisen palautteen ongelmana on kuitenkin sen tehokas hyödyntäminen metsäsuunnittelussa. Vapaamuotoisesta palautteesta tehdyt muistiot ja lyhennelmät saattavat helposti unohtua mappeihin ja itse suunnittelussa mielipiteiden huomioon ottaminen saattaa jäädä vain omaksi sivuhuomautukseksi ja liitteeksi suunnitelmaan. Metlan Kannuksen tutkimusasemalla on kehitetty menetelmä, jolla kansalaisten vapaamuotoinen palaute voidaan muuntaa ns. mielipidekartaksi (Hytönen ym. 2001). Mielipidekartta on mahdollista yhdistää käytössä oleviin metsäsuunnittelujärjestelmiin paremmin kuin erilliset muistiot. Mielipidekartta voidaan tallettaa esim. paikkatietojärjestelmään ja sitä kautta hyödyntää metsäsuunnitelmaa muodostettaessa ja toteutettaessa.

Mielipidekarttojen tekeminen perustuu palautteen laadulliseen analyysiin mm. muodostamalla ns. typologioita ja teemoja. Pienin palauteaineiston yksikkö on palautteen antajalta saatu yhden asian sisältävä viesti. Typologiat muodostetaan ryhmittelemällä samaa asiaa tai ongelmaa koskevat viestit samaan ryhmään, esimerkiksi maisema, metsästys, moottorikelkkailu, ratsastus. Ryhmän sisällä samansisältöiset viestit yhdistetään argumenteiksi. Oikean painotuksen saamiseksi on tärkeää pitää lukua siitä, montako viestiä yhteen argumenttiin on yhdistetty. Typologioista voidaan tehdä kooste, joka kertoo millaisia ongelmia ja tavoitteita osallistujat pitävät suunnittelualueessa tärkeinä.



■ Kuva 1. Mielipidekartta, jossa näkyy arvokkaimmat hakkuilta säästettävät alueet kansalaismielipiteen mukaan eräällä tapaustutkimusalueella.

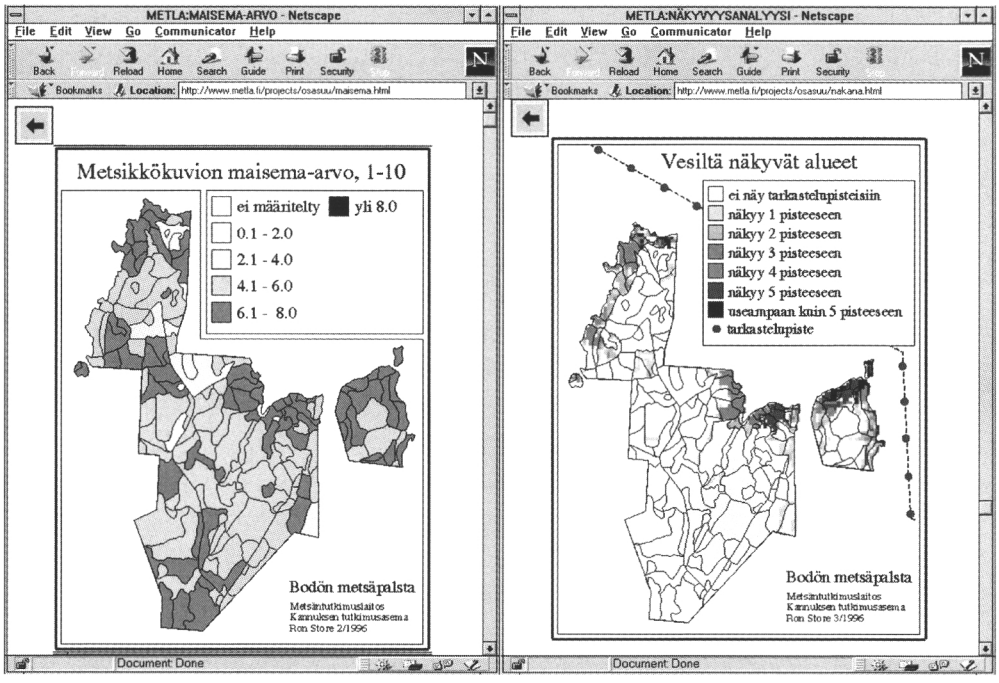
Argumentit järjestetään uudelleen teemoiksi sen mukaan, millaisia seurauksia niiden huomioon ottamisesta on metsäsuunnittelulle ja organisaation toiminnalle. Näkökulma siten vaihtuu osallistujien näkökulmasta organisaation näkökulmaksi. Kukin teema vaatii oman kartan. Teemakartalle lasketaan intensiteettejä sen mukaan miten paljon palautetta on saatu ja miten suurelle pinta-alalle se kohdistuu. Esimerkiksi kuvassa 1 on esitetty eräässä tapaustutkimustilanteessa kansalaisten toivomukset siitä, minne Metsähallituksen ei pitäisi sijoittaa hakkuita. Jos osallistuja toivoo säästettäväksi pientä kohdetta, saa se paljon painoarvoa. Jos taas osallistujan toive kattaa laajan pinta-alan, vähenee sen painotus, mikä näkyy vaaleampana värinä. Kukin toivomus on laitettu kartalle erikseen, jolloin laajatkin alueet voivat saada suuren painotuksen, jos monen osallistujat toiveet liittyvät siihen. Erityisen hyvin kartassa erottuu yksittäinen pinta-alaltaan pieni saari, jonka säästämistä ovat useat osallistujat toivoneet. Tämä on siten yksi merkittävimmistä säästämiskohteista kansalaispalautteen näkökulmasta.

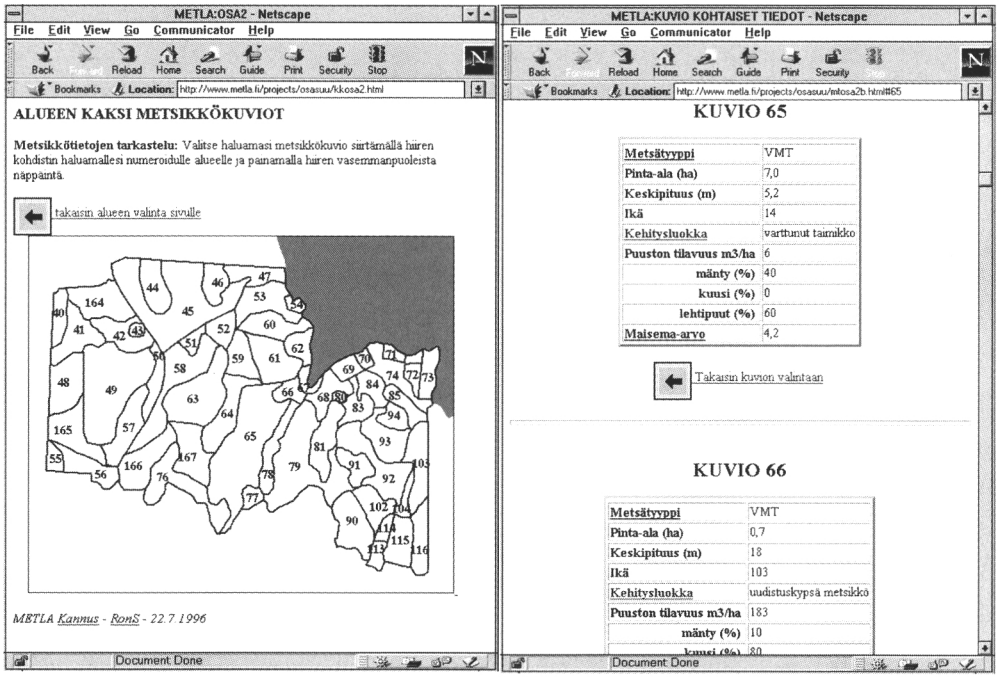
4. Internet osallistumisen kanavana

Internet-tietoverkon mahdollisuudet demokratian lisääjänä ja kanavana päätöksentekoon herättävät kasvavaa kiinnostusta. Tähän on vaikuttanut tietoverkkojen käytön yleistyminen ja arkipäiväistyminen sekä toisaalta puutteet, joita nykyisissä osallistumismenetelmissä on ilmennyt. Internetin voimavara päätöksenteon apuvälineenä on sen kyky toimia nopeana kaksisuuntaisena tiedonvälityskanavana, joka paitsi helpottaa yhteydenpitoa päättäjiin ja muihin kansalaisiin myös tarjoaa kanavan mielipiteen kertomiseen ja erilaisten äänestysprosessien toteuttamiseen.

Vuorovaikutteinen osallistuminen päätöksentekoon tietoverkon kautta eli teledemokratia soveltuu hyvin myös osallistavaan metsäsuunnitteluun (Store & Kangas 2000, Kangas & Store 2002). Se mm. vähentää maantieteellisestä eristäytyneisyydestä ja pitkistä välimatkoista aiheutuvia ongelmia sekä mahdollistaa sellaisten ihmisten aktivoimisen osallistumaan, joita ei muilla menetelmillä todennäköisesti saavutettaisi. Osallistuminen teledemokratian keinoin ei ole sidoksissa aikaan tai paikkaan. Osallistavassa metsäsuunnittelussakaan etäosallistuminen ei kilpaile suoran osallistumisen kanssa. Teledemokratian soveltaminen on nykyään parhaimmillaan, kun se täydentää perinteisiä suoran osallistumisen kanavia. Kenties joskus tulevaisuudessa teledemokratiaa voidaan käyttää pääasiallisena tai jopa ainoana osallistumisen kanavana tietyissä suunnitteluprosesseissa.

Metlassa toteutettiin ensimmäinen osallistavan metsäsuunnittelun internet-sovellus runsaat kuusi vuotta sitten (Store & Kangas 2000). Sillä testattiin internet-pohjaisen osallistumisen toimivuutta Vaasan lähellä sijaitsevan Bodön metsäpalstan suunnittelussa. Kysymys oli tiettävästi maailman ensimmäisestä teledemokratiasovelluksesta metsä- ja kenties myös laajemmin luonnonvara-alalla. WWW-selaimen avulla kenellä tahansa internetin käyttäjällä oli mahdollisuus tutustua erilaisten teemakarttojen ja taulukoiden avulla suunniteltavaan alueeseen ja kertoa mielipiteensä alueen hoidosta ja käytöstä sekä esittää toiveita uudistamatta jätettävistä kohteista (Kuva 2). Tällä hetkellä alueella on jo voimassa oleva metsäsuunnitelma, mutta kehitetty sovellus on edelleen esittelykäytössä osoitteessa: http://www.metla.fi/ka/osasuu.





■ Kuva 2. Esimerkkikuvia teledemokratiasovelluksen web-sivustosta.

Sovelluksen kautta saatu palaute koski sekä varsinaista suunnittelutehtävää että sovelluksen teknistä toteutusta. Juuri se olikin tarkoitus, sillä sovelluksella pyrittiin paitsi osallistavan suunnittelun kansalaispalautteen saamiseen myös kokemusten hankkimiseen teledemokratian teknisistä toteutustavoista. Suurimmat tämän päivän ongelmat teledemokratian soveltamisessa liittyvät tietoteknisiin ratkaisuihin, rutiinien puuttumiseen osallistumismateriaalin tuottamisessa sekä uuden ja teknisen osallistumismuodon kohtaamiin ennakkoluuloihin. Erityistä huomiota teledemokratian metsäsuunnittelusovellusten kehittämisessä on kiinnitettävä myös osallistujien tasavertaisuuden varmistamiseen sekä sellaisten menetelmien kehittämiseen, joilla saatu monenkirjava palauteaineisto pystytään tehokkaasti käsittelemään (kuten äänestysteoreettisten ja muiden päätöstukimenetelmien sekä mielipidekarttojen yhteiskäyttöön teledemokratiasovellusten kanssa). Teledemokratia sopisi osallistavan suunnittelun lisäksi hyvin myös esimerkiksi yhtymien metsäsuunnitteluun ja muiden ryhmäpäätösprosessien tukemiseen.

5. Lopuksi

Metsätaloudessa osallistavaa otetta on sovellettu erityisesti julkisyhteisöjen, kuten valtion ja kuntien, omistamien metsien käytön suunnittelussa. Yksityismetsätalouskin on nykyään osallistavan suunnittelun piirissä: lainsäädäntö edellyttää metsäkeskuksittain laadittavien alueellisten metsäohjelmien valmistelussa osallistavaa suunnittelua ja metsäohjelma kattaa maakunnan kaikki metsät. Myös kansallisen metsäohjelman valmistelussa on käytetty osallistavan suunnittelun otteita.

Osallistamisen periaatteet ja käytännöt sopivat hyvin yhteismetsien, yhtymien, perikuntien yms. omistuksessa olevien metsien tilatasonkin suunnitteluun (ks. Laukkanen ym. 2001). Tällöin osallistujina ovat esimerkiksi yhtymän osakkaat omaten äänivaltaa vaikkapa ääni per henkilö tai osakkuuksien suhteessa. Yhden henkilönkin omistuksessa olevan metsätilan suunnittelua ilman muiden kuin omistajan kuulemista voidaan eräällä tapaa pitää osallistavan suunnittelun erikoistapauksena. Silloin osallistetaan metsänomistaja ja laaditaan suunnitelma hänen tavoitteidensa mukaisesti, mikä käytäntö ei aina suinkaan ole ollut itsestäänselvyys.

Edellä kuvatut kolme osallistavan suunnittelun apuneuvoa sopivat vaihtelevin tavoin erityyppisiin suunnittelutilanteisiin. Yleisemmin voidaan sanoa, että erilaisiin suunnittelutehtäviin sopivat erilaiset menetelmät, tekniikat ja prosessit. Esimerkiksi valtion erämaiden suunnitteluun saattavat sopia erilaiset osallistamis- ja ryhmäpäätöstuen menetelmät kuin kuntien taajamametsiin (jo suunnitteluun panostamisvalmiuksien ja osallistujien maantieteellisen sijainnin erilaisuuden takia) tai yksityisten yhtymien metsäsuunnitteluun; ja yksityismetsissä sopivimmat menetelmät vaihtelevat metsänomistajittain. Tapauskohtaisesti parhaan prosessin rakentamiseksi suunnittelijoiden ja konsulttien on tärkeä tuntea laaja kirjo apuneuvovaihtoehtoja ominaisuuksineen, ongelmineen ja mahdollisuuksineen. Hyvän kokonaisen suunnitteluprosessin kokoamiseksi on lisäksi pystyttävä eri apuneuvot integroimaan toimivaksi kokonaisuudeksi niin, että kunkin apuneuvon hyvät puolet pystytään hyödyntämään. Esimerkiksi juuri internetin, mielipidekarttojen sekä äänestysteoreettisten menetelmien yhteiskäyttö muilla sopivilla päätöstukitekniikoilla ryy-

ditettynä saattaa muodostaa kelpo prosessirungon moniin osallistavan suunnittelun tilanteisiin tulevaisuudessa. Joka tapauksessa ne kaikki ovat potentiaalisia osallistavan suunnittelun apuneuvoja, joiden jatkokehittelyyn on tutkimuspanostusta edelleen tarkoitus satsata.

Kirjallisuus

Fraser, N.M. & Hauge, J.W. 1998. Multicriteria approval: application of approval voting concepts to MCDM problems. Journal of Multi-Criteria Decision Analysis 7: 263–272.

Hytönen, L. A. 2000. Osallistamismenetelmät metsätalouden päätöksenteossa. Metsätieteen aikakauskirja 3/2000: 443–456.

Hytönen, L. & Kangas, J. 2001. Osallistavan ja vuorovaikutteisen suunnittelun soveltaminen eri omistajaryhmien metsissä. Julkaisussa: Kangas, J. & Kokko, A. (toim.). 2001. Metsän eri käyttömuotojen arvottaminen ja yhteensovittaminen. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 800: 296–301.

Hytönen, L. A., Leskinen, P. & Store, R. 2002. A spatial approach to participatory planning in forestry decision-making. Scandinavian Journal of Forest Research. 17: 62–71.

Kangas, A., Kangas, J. & Pykäläinen, J. 2001. Outranking methods as tools in strategic natural resources planning. Silva Fennica 35: 215–227.

Kangas, J., Hytönen, L. & Loikkanen, T. 2001. Integrating the AHP and HERO into the Process of Participatory Natural Resources Planning. Julkaisussa: Schmoldt, D., Kangas, J., Mendoza, G.A. & Pesonen, M. (toim.). The Analytic Hierarchy Process in Natural Resource and Environmental Decision Making. Kluwer Academic Publishers, Managing Forest Ecosystems 3. s. 187–197.

Kangas, J., Loikkanen, T., Pukkala, T. & Pykäläinen, J. 1996. A participatory approach to tactical forest planning. Acta Forestalia Fennica 251. 24 s.

Kangas, J. & Store, R. 2002. Internet and teledemocracy in participatory planning of natural resource management. Landscape and Urban Planning. Painossa.

Laukkanen, S., Kangas, A., & Kangas, J. 2001. Monitavoitteisen ryhmäpäätöstuen tekniikoita metsälön hoidon ja käytön suunnitteluun. Metsätieteellisen tiedekunnan tiedonantoja 124. Joensuun yliopisto. 61 s.

Laukkanen, S., Kangas, A. & Kangas, J. 2002. Applying voting theory in natural resource management: a case of multiple-criteria group decision support. Journal of Environmental Management. 64: 127–137.

Leskinen, P. 2001. Statistical methods for measuring preferences (väitöskirja). Joensuun yliopiston yhteiskuntatieteellisiä julkaisuja 48. 111 s.

Store, R. & Kangas, J. 2000. Internet ja teledemokratia osallistavassa metsäsuunnittelussa – kokeilu Metsäntutkimuslaitoksen mailla. Julkaisussa: Pukkala, T. (toim.). Visualisointi ja hypermedia metsäsuunnittelussa. Joensuun yliopisto. Metsätieteellinen tiedekunta. Tiedonantoja 105: 95–107.

Hankkeeseen "Alue-ekologisen metsäsuunnittelun menetelmät ja ekologiset perusteet" liittyviä julkaisuja.

Julkaisut ovat suurelta osin aihepiirin muiden hankkeiden ja tutkijoiden kanssa tehdyn verkostomaisen yhteistyön tulosta. Valtaosa mainituista julkaisuista on siten luettava yhtä lailla myös jonkun muun hankkeen tai joidenkin muiden hankkeiden suoritteiksi.

Ennakkotarkastetut artikkelit kansainvälisissä tieteellisissä sarjoissa

Alho, J. & Kangas, J. 1997. Analysing uncertainties in experts' opinions of forest plan performance. Forest Science 43: 521–528.

Clergeau, P., Jokimäki, J. & Savard, J.P. 2001. Are urban bird communities influenced by the bird diversity of adjacent landscapes. Journal of Applied Ecology 38: 1122–1135.

Fernández-Juricic, E. & Jokimäki, J. 2001. A habitat island approach to conserving birds in urban landscapes: case studies from southern and northern Europe. Biodiversity and Conservation 10: 2023–2043.

Hansen, T.F., Stenseth, N.C. & Henttonen, H. 1999. Multiannual vole cycles and population regulation during long winters: an analysis of seasonal density dependence. American Naturalist 154: 129–139.

Hanski, I., Henttonen, H., Korpimäki, E., Oksanen, L. & Turchin, P. 2001. Small-rodent dynamics and predation. Ecology 82(6): 1505–1520.

Haukisalmi, V. & Henttonen, H. 2000. Helminth dynamics and community structure in the bank vole Clethrionomys glareolus. Julkaisussa: Bujalska, G. & Hansson, L. (toim.), Bank vole biology: Recent advances in the population biology of a model species. Polish J. Ecol. 48 Suppl.: 219–30.

Huhta, E. & Jokimäki, J. 2001. Breeding occupancy and success of two hole-nesting passerines: The impacts of fragmentation caused by forestry. Ecography 24: 431–440.

Huhta, E., Jokimäki, J. & Helle, P. 1998. Predation of artificial nests in a forest dominated landscape – the effects of nest type, patch size and edge structure. Ecoraphy 21: 464–471.

Huhta, E., Jokimäki, J. & Rahko, P. 1998. Distribution and reproductive success of the Pied flycatcher Ficedula hypoleuca in relation to forest patch size and vegetation characteristics; the effect of scale. Ibis 140: 214–222.

Huhta, E., Jokimäki, J. & Rahko, P. 1999. Breeding success of the Pied flycatcher (*Ficedula hypoleuca*) in artificial forest edges: the effects of suboptimally shaped foraging area. The Auk 116: 528–535.

Hytönen, L. A., Leskinen, P. & Store, R. 2002. A spatial approach to participatory planning in forestry decision making. Scandinavian Journal of Forest research. 17(1): 62–71.

Jokimäki, J. 1999. Occurrence of breeding bird species in urban parks: effects of park structure and broad-scale variables. Urban Ecosystems 3: 21–34.

Jokimäki, J., Clergeau, P. & Kaisanlahti-Jokimäki, M.-L. 2002. Winter bird communities in urban habitats: a comparative study between central and northern Europe. Journal of Biogeography. 29: 69–79.

Jokimäki, J. & Huhta, E. 2000. Artificial nest predation and abundance of birds along an urban gradient. Condor 102: 838–847.

Jokimäki, J., Huhta, E., Itämies, J. & Rahko, P. 1998. Distribution of arthropods in relation to forest patch size, edge and stand characteristics. Canadian Journal of Forest Research 28: 1068–1072.

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

Jokimäki, J. & Suhonen, J. 1998. Distribution and habitat selection of wintering birds in urban environments. Landscape and Urban Planning 39: 253–263.

Kangas, J., Alho, J., Kolehmainen, O. & Mononen, A. 1998. Analyzing consistency of experts' judgments – Case of assessing forest biodiversity. Forest Science 44(4): 610–617.

Kangas, J., Kangas, A., Leskinen, P. & 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, A., Kangas, J. & Pykäläinen, J. 2001. Outranking methods as tools in strategic natural resources planning. Silva Fennica 35: 215–227.

Kangas, J. & Store, R. 2002. Internet and teledemocracy in participatory planning of natural resource management. Landscape and Urban Planning. Painossa.

Kangas, J., Store, R., Leskinen, P. & Mehtätalo, L. 2000. Improving the quality of landscape ecological forest planning by utilizing advanced decision-support tools. Forest Ecology and Management 132: 157–171.

Kouki, J., Lyytikäinen-Saarenmaa, P., Henttonen, H. & Niemelä, P. 1998: Cocoon predation on diprionid sawflies: the effect of forest fertility. Oecologia (Berlin) 116: 482–488.

Kumpu, P., Helle, P. & Nikula, A. 1997. Effects of landscape characteristics on the abundance of hazel grouse *Bonasa bonasia* in Finland. Wildlife Biology 3(3/4): 270.

Kurttila, M., Pesonen, M., Kangas, J. & Kajanus, M. 2000. Utilizing the analytic hierarchy process (AHP) in SWOT analysis – a hybrid method and its application to a forest-certification case. Forest Policy and Economics 1: 41–52.

Kurttila, M., Pukkala, T. & Kangas, J. 2001. Composing landscape level plans for forest areas under multiple private ownership. Boreal Environment Research 6: 285–296.

Kurki, S., Helle, P., Linden, H. & Nikula, A. 1997. Breeding success of black grouse and capercaillie in relation to mammalian predator densities on two spatial scales. Oikos 79(2): 301–310.

Kurki, S., Nikula, A., Helle, P. & Linden, H. 1997. Landscape-dependent breeding success of forest grouse in Fennoscandia. Wildlife Biology 3(3/4): 295.

Kurki, S., Nikula, A., Helle, P. & Lindén, H. 1998. Abundances of red fox and pine marten in relation to the composition of boreal forest landscapes. Journal of Animal Ecology 67: 874–886.

Kurki, S., Nikula, A., Helle, P. & Lindén, H. 2000. Landscape fragmentation and forest composition effects on grouse breeding success in boreal forests. Ecology 81(7): 1985–1997.

Kuusipalo, J., Kangas, J. & Vesa, L. 1997. Sustainable forest management in tropical rain forests: A planning approach and case study from Indonesian Borneo. Journal of Sustainable Forestry 5(3/4): 93–118.

Laukkanen, S., Kangas, A. & Kangas, J. 2002. Applying voting theory in natural resource management: a case of multiple-criteria group decision support. Journal of Environmental Management. Painossa.

Leskinen, P. & Kangas, J. 1998. Analysing uncertainties of interval judgement data in multiple-criteria evaluation of forest plans. Silva Fennica 32(4): 363–372.

Mykrä, S., Kurki, S. & Nikula, A. 2000. The spacing of mature forest habitat in relation to species-specific scales in managed boreal forests in NE Finland. Annales Zoologici Fennici 37: 79–91.

Mönkkönen, M., Reunanen, P., Nikula, A., Inkeröinen, J. & Forsman, J. 1997. Landscape characteristics associated with the occurrence of the flying squirrel *Pteromys volans* in boreal forests of northern Finland. Ecography 20: 634–642.

Pesonen, M., Kurttila, M., Kangas, J., Kajanus, M. & Heinonen, P. 2001. Assessing priorities using A'WOT among resource management strategies at Finnish Forest and Park Service. Forest Science 47: 534–541.

Pukkala, T., Kangas, J., Kniivilä, M & Tiainen, A-M. 1997. Integrating forest-level and compartment-level indices of species diversity with numerical forest planning. Silva Fennica 31(4): 417–429.

Pykäläinen, J., Kangas, J. & Loikkanen, T. 1999. Interactive decision analysis in participatory strategic forest planning: Experiences from State owned boreal forests. Journal of Forest Economics 5: 341–364.

Pykäläinen, J., Pukkala, T. & Kangas, J. 2001. Alternative priority models for forest planning on the landscape level involving multiple ownership. Forest Policy and Economics 2: 293–306.

Reunanen, P., Mönkkönen, M. & Nikula, A. 2000. Managing boreal forest landscapes for flying squirrels. Conservation Biology 14(1): 218–226.

Reunanen. P., Mönkkönen, M. & Nikula, A. 2002. Habitat requirements of the Siberian flying squirrel in northern Finland: comparing field survey and remote sensing data. Annales Zoologici Fennici 39. Painossa.

Reunanen, P., Nikula, A. & Mönkkönen, M. 2002. Regional scale landscape patterns and the distribution of the Siberian flying squirrel (*Ptromys volans*) in northern Finland. Wildlife Biology. Painossa.

Reunanen, P., Nikula, A. & Mönkkönen, M., Hurme, E. & Nivala V. 2002. Predicting the occupancy of the Siberian flying squirrel (*Pteromys volans*) in old-growth forest patches in northern Finland. Ecological Applications. Painossa.

Siitonen, J. 2001. Forest management, coarse woody debris and saproxylic organisms: Fennoscandian boreal forests as an example. Ecological Bulletins 49: 11–41.

Sippola, A-L, Lehesvirta, T. & Renvall, P. 2001. Effects of selective logging on coarse woody debris and diversity of wood-decaying polypores in Eastern Finland. Ecological Bulletins 49: 243–254.

Sippola, A.-L., Siitonen, J. & Punttila, P. Beetle diversity in timberline forests: a comparison between old-growth and regeneration areas in Finnish Lapland. Annales Zoologici Fennici 39: 69–86.

Store, R. & Kangas, J. 2001. Integrating spatial multi-criteria evaluation and expert knowledge for GIS-based habitat suitability modelling. Landscape and Urban Planning 55: 73–93.

Uimaniemi, L., Orell, M. Mönkkönen, M, Huhta, E., Jokimäki, J. & Lumme, J. 2000. Genetic diversity in the Siberian Jay (*Perisoreus infaustus*) in fragmented old-growth forests in Fennoscandia. Ecography 23: 669–677.

Ennakkotarkastetut artikkelit suomenkielisissä tieteellisissä sarjoissa

Kangas, A. & Kangas, J. 1997. Mallit, ennusteet ja simulointi metsätalouden laskentajärjestelmissä. Metsätieteen aikakauskirja – Folia Forestalia 3/1997: 389–404.

Kangas, A. & Kangas, J. 1998. Ekologiset mallit ja ekologisten riskien hallinta metsäsuunnittelussa. Metsätieteen Aikakauskirja – Folia Forestalia 2/1998: 207–222.

Kangas, J. & Mononen, A. 1997. Ekologiseen asiantuntemukseen perustuvan numeerisen mallin tuottaminen metsäalueen biodiversiteetin arviointiin. Metsätieteen aikakauskirja – Folia Forestalia 2/1997: 225–238.

Kurttila, M. & Jokimäki, J. 2002. Aluetason spatiaaliset tavoitteet metsäsuunnittelussa. Metsätieteen Aikakauskirja. Painossa.

Nikula, A. & Store. R. 1999. Paikkatietomenetelmä aluetason tutkimuksen ja metsäsuunnittelun apuvälineenä. Metsätieteen aikakauskirja 3/1999: 523–532.

Refereekäytännön läpikäyneet artikkelit kansainvälisissä tieteellisissä kokoomateoksissa sekä kansainvälisissä tieteellisissä konferenssijulkaisuissa

Kangas, A, & Kangas, J. 2001. Forest management planning for maintaining the viability of wildlife populations. Julkaisussa: von Gadow, K. (toim.). Risk Analysis in Forest Management. Kluwer Academic Publishers, Managing Forest Ecosystems 2. s. 1–20.

Kangas, J., Hytönen, L. & Loikkanen, T. 2001. Integrating the AHP and HERO into the Process of Participatory Natural Resources Planning. Julkaisussa: Schmoldt, D., Kangas, J., Mendoza, G.A. & Pesonen, M. (toim.). The Analytic Hierarchy Process in Natural Resource and Environmental Decision Making. Kluwer Academic Publishers, Managing Forest Ecosystems 3. s. 187–197.

Kangas, J. 1999. The analytic hierarchy process (AHP): Standard version, forestry application and advances. Julkaisussa: Helles, F., Holten-Andersen, P. & Wichmann, L. (toim.). Multiple Use of Forests and Other Natural Resources. Kluwer Academic Publishers, Forestry Sciences 61. s. 96–105.

Kangas, J. & Kangas, A. 2002. Multiple Criteria Decision Support methods in forest management: An overview and comparative analysis. Painossa julkaisuun: Pukkala, T. (toim.). Multi-objective forest planning. Kluwer Academic Publishers. Managing Forest Ecosystems 4.

Kangas, J., Pukkala, T. & Kangas, A.S. 2001. HERO: Heuristic Optimisation for Multi-Criteria Forestry Decision Analysis. Julkaisussa: Schmoldt, D., Kangas, J., Mendoza, G.A. & Pesonen, M. (toim.). The Analytic Hierarchy Process in Natural Resource and Environmental Decision Making. Kluwer Academic Publishers, Managing Forest Ecosystems 3. s. 51–65.

Tieteellisten kokoomateosten, joissa refereekäytäntö, toimittaminen

Schmoldt, D., Kangas, J., Mendoza, G.A. & Pesonen, M. (toim.). 2001. The Analytic Hierarchy Process in Natural Resource and Environmental Decision Making. Kluwer Academic Publishers, Managing Forest Ecosystems 3. Dordrecht, The Netherlands. 305 s.

Muut kansainväliset tieteelliset julkaisut, kuten artikkelit tieteellisissä lehdissä, kirjoissa ja konferenssijulkaisuissa ilman refereekäytäntöä

Kangas, A. S. & Kangas, J. 2000. Ecological knowledge in forest management planning. Julkaisussa: Salminen, H., Saarikko, J. & Virtanen, E. (toim.). Resource Technology '98 Nordic, International symposium on advanced technology in environmental and natural resources, 8 - 12 June 1998, Rovaniemi, Finland. Proceedings, Finnish Forest Research Institute, Research Papers 791 (cd-rom). 10 s.

Kangas, J. 1998. Non-wood forest goods and benefits and the choice of forest management practices. Julkaisussa: Lund, H.G., Pajari, B. & Korhonen, M. (toim.). Sustainable Development of Non-Wood Goods and Benefits from Boreal and Cold Temperate Forests. Proceedings of the international workshop, Joensuu, Finland, 18 - 22 January 1998. EFI Proceedings 23: 203–210.

Kangas, J. 1997. Finnish applications of the AHP to forest management planning. Julkaisussa: 1997 ACSM/ASPRS Annual Convention & Exposition. Technical Papers. April 7 - 10,1997. Seattle, Washington. Volume 4. s. 180–185.

Kangas, J., Pesonen, M., Kurttila, M. & Kajanus, M. 2001. A'WOT: Integrating the AHP with SWOT analysis. Julkaisussa: Dellman, K. (toim). Proceedings of the Sixth International Symposium on the Analytic Hierarchy Process ISAHP 2001, August 2 - 4, 2001, Kursaal Bern, Berne-Switzerland. Bern. s. 189–199.

Kurttila, M., Kangas, J., Pesonen, M., Kajanus, M. & Heinonen, P. 2000. Using AHP and SWOT analyses in assessing priorities of alternative strategies in forest planning. Julkaisussa: Salminen, H., Saarikko, J. & Virtanen, E. (toim.). Resource Technology '98 Nordic, International symposium on advanced technology in environmental and natural resources, 8 - 12 June 1998, Rovaniemi, Finland. Proceedings, Finnish Forest Research Institute, Research Papers 791 (cd-rom). 11 s.

Nikula, A. 1998. GIS as a tool in ecological research. Julkaisussa: T. Widbom, R. Hietala-Koivu, M. Lindholm & S. Peltonen (toim.). Visions in envionmental GIS. Proceedings, MTT, Jokioinen, 3 June, 1998. 35–38 s.

Saastamoinen, O., Kangas, J., Naskali, A. & Salo, K. 1998. Non-wood forest products in Finland: Statistics, expert estimates and recent developments. Julkaisussa: Lund, H.G., Pajari, B. & Korhonen, M. (toim.). Sustainable Development of Non-Wood Goods and Benefits from Boreal and Cold Temperate Forests. Proceedings of the international workshop, Joensuu, Finland, 18 - 22 January 1998. EFI Proceedings 23: 131–146.

Schmoldt, D.L., Kangas, J. & Mendoza, G.A. 2001. Basic Principles of Decision Making in Natural Resources and the Environment. Julkaisussa: Schmoldt, D., Kangas, J., Mendoza, G.A. & Pesonen, M. (toim.). The Analytic Hierarchy Process in Natural Resource and Environmental Decision Making. Kluwer Academic Publishers, Managing Forest Ecosystems 3. s. 1–13.

Schmoldt, D.L., Mendoza, G.A. & Kangas, J. 2001. Past Developments and Future Directions for the AHP in Natural Resources. Julkaisussa: Schmoldt, D., Kangas, J., Mendoza, G.A. & Pesonen, M. (toim.). The Analytic Hierarchy Process in Natural Resource and Environmental Decision Making. Kluwer Academic Publishers, Managing Forest Ecosystems. s. 289–305.

Siitonen, J., Haila, Y., Kaila, L., Martikainen, P., Niemelä, P., Nikula, A., Punttila, P. & Rauh, J. 1998. Diversity of beetles (Coleoptera) in forest areas with different management history in Finland and Russian Karelia. Julkaisussa: Frumerie, G. (toim.). Biodiversity in managed forests – concepts and solutions. SkogForsk Report 1/98: 67–68.

Store, R.M. 2000. A GIS-based approach to landscape eclological forest planning. Julkaisussa: Salminen, H., Saarikko, J. & Virtanen, E. (toim.). Resource Technology '98 Nordic, International Symposium on Advanced Technology in Environmental and Natural Resources, 8 - 12 June 1998, Rovaniemi, Finland. Proceedings (cd-rom & on-line http://www.metla.fi/julkaisut/mt/791/). Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 791

Kokoomateosten, joissa ei varsinaista refereekäytäntöä, toimittaminen

Hanski, I.K., Henttonen, H., Liukko, U.-M., Meriluoto, M. & Mäkelä, A. (toim.) 2001. Liito-oravan (*Pteromys volans*) biologia ja suojelu Suomessa. Suomen Ympäristö 459. 130 s.

Jokimäki, J., Kangas, J., Varmola, M. & Virtanen, E. 1998. (toim.). 1998. Alue-ekologista tietoa metsäsuunnitteluun. Metsäntutkimuspäivä Rovaniemellä 15.10.1997. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 685. 116 s.

Kokko, A., Kangas, J. & Jokimäki, J. (toim.). 2000. Alue-ekologisia tutkimustuloksia ja suunnittelukokemuksia. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 779. 104 s.

Muut kotimaiset tieteelliset julkaisut ilman refereekäytäntöä, kuten artikkelit muissa tieteellisissä lehdissä ja konferenssijulkaisuissa sekä julkaisut yliopisto- ja laitossarjoissa

Henttonen, H. 2001. Punamyyrä (*Clethrionomys rutilus*), Pohjois-Lapin vanhojen metsien indikaattori. Julkaisussa: Eeronheimo, H., Jortikka, S. & Räinä, P. (toim.). Tutkimus luonnonsuojelualueiden käytön ja hoidon suuntaajana – Seminaari Tankavaarassa 4. - 5.2.1997. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A 134: 177–182.

Henttonen, H., Haukisalmi, V., Pirkkalainen, H. & Niemelä, J. 1998. Ekologisten käytävien merkityksestä keskisuomalaisissa talousmetsissä. Julkaisussa: Annila, E. (toim.). Monimuotoinen metsä. Metsäluonnon monimuotoisuuden tutkimusohjelman väliraportti. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 705: 255–271.

Henttonen, H. & Siitonen, J. 1998. Talousmetsien uudistamiseen liittyviä monimuotoisuustutkimuksia Metsäntutkimuslaitoksessa. Julkaisussa: Jokimäki, J., Kangas, J., Varmola, M. & Virtanen, E. (toim.). Alue-ekologista tietoa metsäsuunnitteluun. Metsäntutkimuspäivä Rovaniemellä 15.10.1997. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 685: 61–70.

Huhta, E. & Jokimäki, J. 1999. Metsäsaarekekoon ja mtsän reunan vaiktutukset varpuslintujen pesimämenestykseen. Julkaisussa: Lehikoinen, E., Putila, M. & Heinonen, R. (toim.). Linnut 1999, tiivistelmät, IV Suomen lintutieteen kongressi. s. 21.

Immonen. I. 2001. Puuston rakenne ja kääpälajisto vanhoissa kuusivaltaisissa metsissä Suomussalmella. Pro gradu -tutkielma, Oulun yliopito. Biologian laitos. 51 s.

Jokimäki, J. 2000. Pystytäänkö uusilla metsänkäsittelyohjeilla vaikuttamaan talousmetsien linnuston monimuotoisuuteen? Julkaisussa: Varmola, M. & Virtanen, E. (toim.). Uusien metsänkäsittelyohjeiden toimivuus Pohjois-Suomessa. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 786: 69–76.

Jokimäki, J. & Henttonen, H. 1998. Ekokäytävät metsäsuunnittelun apuvälineenä. Metsätalouden aikakauskirja – Folia Forestalia 3/1998: 457–464.

Jokimäki, J. & Huhta, E. 1998. Alue-ekologinen tutkimus Pohjois-Suomen metsissä. – Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 685:19–28.

Jokimäki, J. & Huhta, E. 2000. Alue-ekologinen suunnittelu tarvitsee tuekseen pitkäjännitteistä tutkimustoimintaa. Julkaisussa: Kokko, A., Kangas, J. & Jokimäki, J. (toim.). Alue-ekologisia tutkimustuloksia ja suunnittelukokemuksia. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 779: 99–104.

Jokimäki, J. & Huhta, E. 2000. Metsäalueiden pirstoutumisen vaikutukset eliöstöön: Alue-ekologisen suunnittelun mahdollisuudet biodiversiteetin ylläpitämiseen suojelu- ja talousmetsissä. Julkaisussa: Kokko, A., Kangas, J. & Jokimäki, J. (toim.). Alue-ekologisia tutkimustuloksia ja suunnittelukokemuksia. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 779: 7–14.

Jokimäki, J. & Kaisanlahti-Jokimäki, M.-L. 2000. Metsänkäsittelyjen vaikutukset Ylä-Lapin pesimälinnustoon – alustavia tuloksia kokeellisista linnustotutkimuksista. Metsähallituksen metsätalouden julkaisuja 30: 105–113.

Jokimäki, J. & Kangas, J. 2001. Metsien käytön ekologisesta kestävyydestä. Julkaisussa: Kangas, J. & Kokko, A. (toim.). 2001. Metsän eri käyttömuotojen arvottaminen ja yhteensovittaminen. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 800: 350–366.

Jokimäki, J., Kangas, J., Varmola, M. & Virtanen, E. 1998. Tutkimuksen ja käytännön vuorovaikutuksesta eväitä ekologisesti perusteltuun alueelliseen metsäsuunnitteluun. Toimittajien alkusanat. Julkaisussa: Jokimäki, J., Kangas, J., Varmola, M. & Virtanen, E. Alue-ekologista tietoa metsäsuunnitteluun. Metsäntutkimuspäivä Rovaniemellä 15.10.1997. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 685: 4–5.

Kangas, A. & Kangas, J. 2001. Alue-ekologisten tarkastelujen integrointi metsäsuunnitteluun. Julkaisussa: Kangas, J. & Kokko, A. (toim.). Metsän eri käyttömuotojen arvottaminen ja yhteensovittaminen. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 800: 289–293.

Kangas, A., Kangas, J. & Pykäläinen, J. 2001. Outranking-menetelmät työkaluina strategisessa luonnonvarasuunnittelussa. Metsätieteen Aikakauskirja 2/2001: 302–303.

Kangas, J. 1998. Alue-ekologisen metsäsuunnittelun menetelmät ja ekologiset perusteet. Julkaisussa: Jokimäki, J., Kangas, J., Varmola, M. & Virtanen, E. Alue-ekologista tietoa metsäsuunnitteluun. Metsäntutkimuspäivä Rovaniemellä 15.10.1997. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 685: 103–104.

Kangas, J. 1998. Biodiversiteetti ja metsien suojelu [Pitäisi olla: Biodiversiteetti ja metsäsuunnittelu]. Julkaisussa: Annila, E. (toim.). Monimuotoinen metsä. Metsäluonnon monimuotoisuuden tutkimusohjelman väliraportti. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 705: 275–285.

Kangas, J. 1998. Miten virkistyskäyttö voidaan ottaa huomioon metsävarojen käytön suunnittelussa? Julkaisussa: Sievänen, T. (toim.). Luonnon virkistyskäytön valtakunnallinen inventointi LVVI-tutkimus 1997 - 2000. Esitutkimusraportti. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 702: 44–45.

Kangas, J. 2000. Alue-ekologinen ote. Julkaisussa: Hellström, E., Jalaskoski, T. & Ojala, E. (toim.). Päättäjien metsäakatemia 9. Suomen Metsäyhdistys ry. s. 60–61.

Kangas, J. 2000. Alue-ekologiset haasteet metsäsuunnittelun kehittämisessä – Avaussanat seminaarille ja alkusanat julkaisulle. Julkaisussa: Kokko, A., Kangas, J. & Jokimäki, J. (toim.). Alue-ekologisia tutkimustuloksia ja suunnittelukokemuksia. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 779: 4–6.

Kangas, J. 2000. Luonnonsuojelulliset tavoitteet ja ekologinen tieto luonnonvarojen käytön suunnittelussa. Julkaisussa: Saarinen, J., Jortikka, S. & Virtanen, E. (toim.). Luonto, matkailu ja luonnonsuojelu. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 760: 111–117.

Kangas, J. 2001. Monitavoitteinen vertailu metsäsuunnittelun lähestymistapana. Julkaisussa: Kangas, J. & Kokko, A. (toim.). Metsän eri käyttömuotojen arvottaminen ja yhteensovittaminen. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 800: 263–270.

Kangas, J. 2001. Monitavoitteinen metsäsuunnittelu: mitä ja miksi. Julkaisussa: Kangas, J. & Kokko, A. (toim.). Metsän eri käyttömuotojen arvottaminen ja yhteensovittaminen. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 800: 256–263.

Kangas, J. 2001. Kansalaismielipide Suomen metsistä. Julkaisussa: Kangas, J. & Kokko, A. (toim.). Metsän eri käyttömuotojen arvottaminen ja yhteensovittaminen. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 800: 37–38.

Kangas, J. 2001. Metsän käyttömuotojen yhteensovittamisen perusteita. Julkaisussa: Kangas, J. & Kokko, A. (toim.). Metsän eri käyttömuotojen arvottaminen ja yhteensovittaminen. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 800: 31–36.

Kangas, J. & Kangas, A. 2001. Asiantuntemus numeroiksi: esimerkkinä monimuotoisuusindeksi. Julkaisussa: Kangas, J. & Kokko, A. (toim.). Metsän eri käyttömuotojen arvottaminen ja yhteensovittaminen. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 800: 274–275.

Kangas, J., Kangas, A. & Pukkala, T. 1998. Alue-ekologinen ote metsäsuunnittelussa: onko metsäsuunnittelun tutkimuksella tarjota eväitä siihen? Folia Forestalia – Metsätieteen Aikakauskirja 3/1998: 465–469.

Kangas, J., Kangas, A. & Store, R. 1998. Alue-ekologiset tarkastelut monitavoitteisessa metsäsuunnittelussa. Julkaisussa: Jokimäki, J., Kangas, J., Varmola, M. & Virtanen, E. Alue-ekologista tietoa metsäsuunnitteluun. Metsäntutkimuspäivä Rovaniemellä 15.10.1997. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 685: 11–18.

Kangas, J. & Naskali, A. 2001. Metsien käyttö ja merkitys nykyään Suomessa. Julkaisussa: Kangas, J. & Kokko, A. (toim.). Metsän eri käyttömuotojen arvottaminen ja yhteensovittaminen. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 800: 18–30.

Kangas, J. & Pohtila, V. 2001. Luppopuuhakkuu – monitavoitteista puusadon korjuuta. Julkaisussa: Kangas, J. & Kokko, A. (toim.). Metsän eri käyttömuotojen arvottaminen ja yhteensovittaminen. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 800: 364–365.

Karppinen S-M. 2001. Puuston maisemarakenteen tarkastelu metson soidinalueilla Rovaniemen maalaiskunnassa. Rovaniemen ammattikorkeakoulu. Metsätalouden koulutusohjelma. 69 s.

Kurttila, M., Kangas, A. & Kangas, J. 1999. Ekologinen informaatio metsäsuunnittelussa. Julkaisussa: Nuutinen, T. & Suokas, A. (toim.). MELA99 ja metsätalouden suunnittelu. MELA-käyttäjäpäivä ja tutkimusseminaari 11. - 12.5.1999 Majvik, Kirkkonummi. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 752: 33–40.

Laukkanen, S., Kangas, A. & Kangas, J. 2001. Monitavoitteisen ryhmäpäätöstuen tekniikoita metsälön hoidon ja käytön suunnitteluun. Joensuun yliopisto. Metsätieteellinen tiedekunta. Tiedonantoja 124. 60 s.

Leskinen, P. & Kangas, J. 2001. Tilastotieteen työkaluja suunnitelmien monitavoitteiseen vertailuun. Julkaisussa: Kangas, J. & Kokko, A. (toim.). Metsän eri käyttömuotojen arvottaminen ja yhteensovittaminen. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 800: 268–269.

Nikula, A., Helle, P., Kumpu, P. & Kurki, S. 1998. Paikkatietoanalyysit alue-ekologisen metsäntutkimuksen välineenä. Julkaisussa: Jokimäki, J., Kangas, J., Varmola, M. & Virtanen, E. (toim.). Alue-ekologista tietoa metsäsuunnitteluun. Metsäntutkimuspäivä Rovaniemellä 15.10.1997. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 685: 49–60.

Nikula, A. & Store, R. 2001. Paikkatietomenetelmät metsäsuunnittelun tukena. Julkaisussa: Kangas, J. & Kokko, A. (toim.). Metsän eri käyttömuotojen arvottaminen ja yhteensovittaminen. Metsän eri käyttömuotojen yhteensovittamisen tutkimusohjelman loppuraportti. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 800: 278–285, 288–289.

Reunanen, P. ja Nikula, A. 1998. Liito-oravan elinympäristöt ja maiseman rakenne Koillismaalla. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja Sarja A No 93. 52 s.

Sippola, A-L., Lehesvirta, T. & Renvall, P. 2000. Poimintahakkuun vaikutus tuoreen kankaan kuusikoiden kääpälajistoon Pohjois-Kainuussa. Julkaisussa: Kokko, A., Kangas, J. ja Jokimäki, J: (toim): Alue-ekologisia tutkimustuloksia ja suunnittelukokemuksia. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 779: 15–28.

Store, R. 2000. Paikkatietomenetelmät ekologisissa tarkasteluissa ja ekologisesti arvokkaiden kohteiden valinnassa. Julkaisussa: Kokko, J., Kangas, J. & Jokimäki, J. (toim.). Alue-ekologisia tutkimustuloksia ja suunnittelukokemuksia. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 779: 53–59.

Store, R. 2001. Kartografinen mallinnus ja monikriteerinen arviointi elinympäristöjen sopivuuden arvioinnissa. Julkaisussa: Kangas, J. & Kokko, A. (toim.). Metsän eri käyttömuotojen arvottaminen ja yhteensovittaminen. Metsän eri käyttömuotojen yhteensovittamisen tutkimusohjelman loppuraportti. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 800: 286–287.

Store, R. & Kangas, J. 2000. Internet ja teledemokratia osallistavassa metsäsuunnittelussa - kokeilu Metsäntutkimuslaitoksen mailla. Julkaisussa: Pukkala, T. (toim.). Visualisointi ja hypermedia metsäsuunnittelussa. Joensuun yliopisto. Metsätieteellinen tiedekunta. Tiedonantoja 105: 95–107.

Store, R. & Kangas, J. 2001. Internet ja paikkatietomenetelmät osallistavassa metsäsuunnittelussa. Julkaisussa: Talkkari, A. & Kulla, N. (toim.). GIS, ympäristö ja Internet - seminaari. Jokioinen 19.9.2001. MTT/Ympäristöntutkimus. s. 28–34.

Store, R & Nikula, A. 1997. Paikkatietoanalyysit metsäsuunnittelun työkaluina; esimerkkeinä maisema- ja riistatutkimukset. Julkaisussa: Kangas, J., Heino, E. & Sepponen, P. (toim.). Metsäsuunnittelun uudet tuulet. Metsän eri käyttömuotojen yhteensovittamisen tutkimusohjelman tutkimuspäivä Oulussa 10.12.1996. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 639: 41–49.

Store, R. & Nikula, A. 1998. Paikkatietojärjestelmät alue-ekologisessa suunnittelussa ja tutkimuksessa. Metsätieteiden aikakausikirja – Folia Forestalia 3: 470–475.

Vallinkoski V-M. 2000. Naarasmetson (*Tetrao urogallus, L.*) ja poikueen elinympäristön käyttö kesäaikaan Pohjois-Suomessa. Ekologian ja ympäristönhoidon pro gradu -tutkielma. Jyväskylän yliopisto, Bio- ja ympäristötieteen laitos. 36 s.

Posterit ja abstraktit

Alenius, V., Nikula, A., Kangas, A. & Helle, P. 1999. Incorporating non-spatial and spatial data in multiscale wildlife-forest models with confirmatory spatial data analysis. Julkaisussa: ScanGIS '99. 7th Scandinavian Research Conference on Geographical Information Science, 7 - 9 June 1999, Aalborg, Denmark. Abstracts. s. 265.

Brotons, L., Mönkkönen, M., Rajasärkkä, A. & Nikula, A. 2001. Is isolation decreasing old-growth forest bird occurrence in northern Finnish reserves? Society for Conservation Biology, 15th Annual Meeting, 29 July-1 August 2001, University of Hawai'i, Hilo, Hawai'i. Abstracts. s. 24.

Brotons, L., Mönkkönen, M., Rajasärkkä, A. & Nikula, A. 2001. Landscape and isolation effects on old-growth forest birds in northern Finnish forest reserves. Julkaisussa: Vuori,

K.-M. & Kouki, J. (toim.). Ecosystem Management in Boreal Forest Landscapes, International Conference, Koli National Park, Finland, May 27 - 30, 2001. Abstracts. Publications of the North Karelia Regional Environment Centre 25: 61.

Helle, P., Kumpu, P., Nikula, A. & Linden, H. 1997. Species diversity of game animal community as an indicator of biodiversity of forest landscapes in Finland. Julkaisussa: XIII Nordic Congress of Wildlife Research, Trondheim 7. - 9. February 1997. Abstracts. s. 8.

Helle, P., Kurki, S. & Nikula, A. 1999. Mammalian predators and ground nesting birds' nests: a landscape ecological perspective. Julkaisussa: Ylönen, H., Henttonen, H., Laajalahti, P. & Niemimaa, J. (toim.). European Mammalogy 1999. 3rd European Congress of Mammalogy, Jyväskylä, Finland, May 29 - June 3 1999. Program & Abstracts. s. 124.

Hytönen, L.A., Leskinen, P. & Store, R. 2000. A spatial approach to participatory planning in forestry decision-making. Julkaisussa: Jandl, R., Devall, M., Khorchidi, M., Schimpf, E., Wolfrum, G. & Krishnapillay, B. (toim.). Forests and Society: The Role of Research. XXI IUFRO World Congress, 7 - 12 August 2000, Kuala Lumpur, Malaysia. Volume 2, Abstracts of group discussions. IUFRO and Forest Research Institute Malaysia, Wien. s. 130–131.

Kangas, J. 2001. Challenges of planning and implementation of ecosystem management in boreal forest landscapes. Julkaisussa: Vuori, K.-M. & Kouki, J. (toim.). International Management in Boreal Forest Landscapes. Koli National Park, Finland, May 27 - 30, 2001. Publications on the North Karelia Regional Environment Centre 25. s. 54.

Kangas, J., Hytönen, L., Kangas, A., Leskinen, P. & Store, R. 2001. Äänestysmenetelmät ja ihmisten osallistaminen ympäristösuunnitteluun. Posteri Keski-Pohjanmaan tiedepäivillä 25.9.2001.

Kangas, J. & Kangas, A. 1998. Incorporation of ecological information into optimization calculations of forest planning. Workshop on landscape ecology in forest planning, 21 - 23 October 1998, Lammi Biological Station. Programme, Abstracts, Participants. s. 6–7. Also at: http://fibre.utu.fi/lammi98/lammi98-abst-03.htm.

Kangas, A. & Kangas, J. 1998. Population models in forest management planning. Julkaisussa: Saarikko, J. (toim.). Resource Technology '98 Nordic. International Symposium on Advanced Technology Environmental and Natural Resources, June 8 - 12, 1998, Rovaniemi, Finland. Abstracts. s. 12.

Kangas, J. & Kangas, A. 2000. Incorporating Ecological Information into the Forest Management Planning. Julkaisussa: IUFRO Vienna, Jandl, R., Devall, M., Khorchidi, M., Schimpf, E., Wolfrum, G., Krishnapillay, B. (toim.). Forests and Society: The Roleof Research. Abstracts of Group Discussions Vol.2. XXI IUFRO World Congress 2000, 7 - 12 August 2000, Kuala Lumpur, Malaysia. s. 131.

Kangas, J., Kangas, A., Leskinen, P. & Pykäläinen, J. 2000. Applications of MCDM Methods to Strategic Planning of State Owned Forests in Finland. Julkaisussa: Anonymous (toim.). Challenges for MCDM in The New Millennium. 15th International Conference on Multiple Criteria Decision Making. July 10 - 14, 2000. Middle East Technical University. Ankara, Turkey. Abstratcs. s. 74.

Kumpu, P., Helle, P. & Nikula, A. 1997. Measuring and monitoring abundance and diversity of wildlife and landscape structure. Julkaisussa: Biodiversity in managed forests – concepts and solutions, Uppsala, Sweden, May 29 - 31, 1997. Abstracts. 1 s.

Marjakangas, A., Nikula, A., Karjalainen, K. & Helle, P. 1997. Predation risk of black grouse nests in boreal forests – a landscape ecological perspective. Julkaisussa: International Union of Game Biologists, XXIIIrd Congress, September 1 - 6, 1997, Lyon, France. Abstracts.

Marjakangas, A., Nikula, A. & Koski, A. 1999. Effect of landscape structure on habitat selection and survival of black grouse broods. Julkaisussa: Lindén, H., Helle, P., Jokimäki, J. & Wikman, M. (toim.). The 8th International Grouse Symposium, Rovaniemi, 13 - 17 September 1999. Abstracts. 42.

Mykrä, S., Kurki, S. & Nikula, A. 2000. The spacing of mature forest habitat in relation to species-specific scales in managed boreal forests in NE Finland. Julkaisussa: Karjalainen, L. & Kuuluvainen, T. (toim.). Disturbance Dynamics in Boreal Forests – Restoration and Management of Biodiversity, Kuhmo, Finland, August 21 - 25, 2000. Abstracts. Yliopistopaino, Helsinki. s. 37.

Mykrä, S., Kurki, S., Nikula, A. & Hakkarainen, H. 1999. The effect of landscape structure on the breeding success of goshawk (*Accipiter gentilis*) in Western Finland. Julkaisussa: Landscape Ecology. The Science & the Action. IALE, International Association for Landscape Ecology, 5th World Congress, July 29 - August 3, 1999, Snowmass Village, Colorado, USA. Abstracts, Vol. II L-Z. s. 113.

Mönkkönen, M., Reunanen, P. & Nikula, A. 1999. Forest habitat loss and the flying squirrel in northern Finland. Julkaisussa: Habitat Loss: Ecological, Evolutionary and Genetic Consequences. Helsinki 7 - 12 September, 1999. s. 32.

Nikula, A., Nivala, V., Reunanen, P. & Mönkkönen, M. 2001. Evaluating the impact of forest management on landscape functioning: Dispersal network models for flying squirrel as an example. Julkaisussa: Vuori, K.-M. & Kouki, J. (toim.). Ecosystem Management in Boreal Forest Landscapes, International Conference, Koli National Park, Finland, May 27 - 30, 2001. Abstracts. Publications of the North Karelia Regional Environment Centre 25: 82.

Nikula, A. & Reunanen, P. 2000. Linking broad scale landscape ecological research and stand level forest management planning: an approach. Julkaisussa: Karjalainen, L. & Kuuluvainen, T. (toim.). Disturbance Dynamics in Boreal Forests – Restoration and Management of Biodiversity, Kuhmo, Finland, August 21 - 25, 2000. Abstracts. Yliopistopaino, Helsinki. s. 38.

Reunanen, P., Mönkkönen, M. & Nikula, A. 1997. Managing northern boreal forests for viable populations of the flying squirrell (*Pteromys volans*). Julkaisussa: 7th International Theriological Congress, Acapulco, Mexico, September 6 - 11, 1997. Abstracts. s. 281.

Reunanen, P., Mönkkönen, M. & Nikula, A. 1999. Landscape composition, contagion, or connectivity – what depicts the distribution of the flying squirrel in northern Finland. Julkaisussa: Ylönen, H., Henttonen, H., Laajalahti, P. & Niemimaa, J. (toim.). European Mammalogy 1999. 3rd European Congress of Mammalogy, Jyväskylä, Finland, May 29 - June 3 1999. Program & Abstracts. s. 194.

Reunanen, P., Mönkkönen, M. & Nikula, A. 1999. Predicting the occurrence of flying squirrels with landscape data. Julkaisussa: 5th European Squirrel Workshop, Dorset, UK, September 1 - 3, 1999. Abstracts.

Reunanen, P., Mönkkönen, M., Nikula, A., Hurme, E. & Nivala, V. 2001. Conservation of the Siberian flying squirrel in a habitat patch network in northern Finland. Society for Conservation Biology, 15th Annual Meeting, 29 July-1 August 2001, University of Hawai'i, Hilo, Hawai'i. Abstracts. s. 131.

Reunanen, P., Mönkkönen, M., Nikula, A., Hurme, E. & Nivala, V. 2001. Landscape responses of the Siberian flying squirrel and management of the boreal forest landscape in northern Finland. Julkaisussa: Vuori, K.-M. & Kouki, J. (toim.). Ecosystem Management in Boreal Forest Landscapes, International Conference, Koli National Park, Finland, May 27 - 30, 2001. Abstracts. Publications of the North Karelia Regional Environment Centre 25: 25.

Pesonen, M., Kangas, J., Kurttila, M. & Kajanus, M. 2001. Applying A'WOT to choose a management strategy for the forest holding owned by private partnership. Julkaisussa: Väyrynen, J. & Niskanen, A. (toim.). International Symposium on Economic Sustainablity of Small-scale Forestry. IUFRO Working Unit 3.08.00: Small-scale Forestry. 20 - 26 March, 2001, Joensuu, Finland. Abstracts. s. 79.

Sippola, A.-L., Saarinen, J., Jokimäki, J., Hallikainen, V., Sepponen, P., A.-L., Paulus & Ohenoja, E. 2000. Wilderness research in Finland: Examples of ecological and social studies: 222–223. Julkaisussa: Watson, A.E., Aplet G.H & Hendee, J.C. (toim.): Personal, societal, and ecological values of wilderness: Sixth World Wilderness Congress Proceedings on Research, Management, and Allocation, vol. II; 1998 October 24 - 29; Bangalore, India. Proc. RMRS-P-14. Ogden, UT: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. 248 s.

Sippola, A.-L., Similä, M., Ylisuvanto, E., Eirola, M. & Jokimäki, J. 2000. The effects of habitat quality and management intensity on diversity of polyporous fungi in northeastern Finland: 88. Julkaisussa: Karjalainen, L. and Kuuluvainen, T. (toim.) 2000. Disturbance Dynamics in Boreal Forests: Restoration and management of biodiversity. Kuhmo, Finland, August 21 - 25, 2000. Abstracts. s. 110.

Schmoldt, D., Kangas, J., Mendoza, G. & Pesonen, M. 2000. The Analytic Hierarchy Process in Natural Resource and Environmental Decisionmaking. Julkaisussa: IUFRO Vienna, Jandl, R., Devall, M., Khorchidi, M., Schimpf, E., Wolfrum, G., Krishnapillay, B. (toim.). Forests and Society: The Roleof Research. Abstracts of Group Discussions Vol.2. XXI IUFRO World Congress 2000, 7 - 12 August 2000, Kuala Lumpur, Malaysia. s. 132–133.

Store, R. 1998. A GIS-based approach to landscape ecological forest planning. Julkaisussa: Saarikko, J: Resource Technology '98 Nordic. International Symbosium on Advanced Technology in Environmental and Natural Resources, June 8 - 12, 1998, Rovaniemi, Finland. Abstracts. s. 30.

Muita kirjallisia suoritteita, mm.

Hurme, E., Mönkkönen, M, Nikula, A. ja Reunanen, P. 2000. Liito-oravan esiintymisen ennustamisesta Pohjois-Suomessa: maisemaekologinen malli. Syötteen Life-hankkeen liito-orava -projektin loppuraportti. 64 s.

Kangas, J. 1997. Mitä yksityismetsien alue-ekologinen ja osallistava suunnittelu voisi olla? Esitelmä Oulun metsäoppilaitoksen, Pohjois-Pohjanmaan metsäkeskuksen ja Keski-Pohjanmaan metsäkeskuksen järjestämässä seminaarissa ”Alue-ekologinen ja osallistava suunnittelu yksityismetsissä”. Kempele, 12.3.1997. 3 s.

Kangas, J. 1998. Metsille alue-ekologiset suunnitelmat. Kaleva 5.5.1998. Alio. s. 2.

Kangas, J. 1999. Metsäsuunnittelu vastaa ajan haasteisiin. Perhonjokilaakso. 8.4.1999. s. 4.

Kangas, J. 1999. Metsäsuunnittelu tienhaarassa myös Koillismaalla. Koillissanomat 25.2.1999. s. 2.

Kangas, J. 2000. Alue-ekologiaan ei ole universaalia ratkaisua. Metsäntutkimus 1/2000. s. 13–15.

Kurttila, M. & Kangas, J. 2001. Alue-ekologinen suunnittelu myös yksityismetsiin? Arvokkaat elinympäristöt ”ydintilojen” ympärille. Metsätalous 4/2001: 22–24.

Kirjoittajien yhteystiedot

Virpi Alenius, tutkija
Metsäntutkimuslaitos, Rovaniemen tutkimusasema
Eteläranta 55, 96300 ROVANIEMI
e-mail: virpi.alenius@metla.fi
puh. 016 336 411

Helle Pekka, erikoistutkija
Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, Oulun riistan- ja kalantutkimus
Tutkijantie 2 A, 90570 OULU
e-mail: pekka.helle@rktl.fi
puh. 205 751 410

Jokimäki Jukka, erikoistutkija
Lapin yliopisto,
Arktinen keskus
Pohjoisranta 4, 96100 ROVANIEMI
e-mail: jukka.jokimaki@urova.fi
puh. 016 341 2758

Kajanus Miika, yliopettaja
Pohjois-Savon ammattikorkeakoulu
Kotikyläntie 254, 74100 IISALMI
e-mail: miika.kajanus@pspt.fi
puh. 017 255 6812

Kangas Annika, professori
Helsingin yliopisto, Metsävarojen käytön laitos
00014 HELSINGIN YLIOPISTO
e-mail: annika.kangas@helsinki.fi
puh. 09 191 58177

Kangas Jyrki, professori
Metsäntutkimuslaitos, Joensuun tutkimuskeskus
PL 68, 80101 JOENSUU
e-mail: jyrki.kangas@metla.fi
puh. 013 251 4000

Kokko Ari, tutkimusavustaja
Metsäntutkimuslaitos, Kannuksen tutkimusasema
PL 44, 69101 KANNUS
e-mail: ari.kokko@metla.fi
puh. 06 874 3211

Kurttila Mikko, vanhempi tutkija
Metsäntutkimuslaitos, Joensuun tutkimuskeskus
PL 68, 80101 JOENSUU
e-mail: mikko kurttila@metla.fi
puh. 013 251 4000

Lehesvirta Timo, luontoasiantuntija
UPM-Kymmene Metsä,
Omat metsät ja ympäristö
PL 32, 37601 VALKEAKOSKI
e-mail: timo.lehesvirta@upm-kymmene.com
puh. 0204 163794

Leskinen Leena A., tutkija
Metsäntutkimuslaitos, Kannuksen tutkimusasema
PL 44, 69101 KANNUS
e-mail: leena.leskinen@metla.fi
puh. 06 874 3211

Leskinen Pekka, tutkija
Metsäntutkimuslaitos, Kannuksen tutkimusasema
PL 44, 69101 KANNUS
e-mail: pekka.leskinen@metla.fi
puh. 06 874 3211

Maltamo Matti, professori
Joensuun yliopisto, Metsätieteellinen tiedekunta
PL 111, 80101 JOENSUU
e-mail: matti.maltamo@joensuu.fi
puh. 013 251 111

Nikula Ari, vanhempi tutkija
Metsäntutkimuslaitos, Rovaniemen tutkimusasema
Eteläranta 55, 96300 ROVANIEMI
e-mail: ari.nikula@metla.fi
puh. 016 336 411

Pukkala Timo, professori
Joensuun yliopisto, Metsätieteellinen tiedekunta
PL 111, 80101 JOENSUU
e-mail: timo.pukkala@joensuu.fi
puh. 013 251 111

Renvall Pertti, dosentti
Kuopion luonnontieteellinen museo
Myhkyrinkatu 22, 70100 KUOPIO
e-mail: pertti.renvall@kuopio.fi
puh. 017 182 658

Siitonen Juha, varttunut tutkija
Metsäntutkimuslaitos, Vantaan tutkimuskeskus
PL 18, 01301 VANTAA
e-mail: jukka.siitonen@metla.fi
puh 09 857 051

Sippola Anna-Liisa, erikoistutkija
Lapin yliopisto, Arktinen keskus
Pohjoisranta 4, 96100 ROVANIEMI
e-mail: anna-liisa.sippola@urova.fi
puh. 016 341 2993

Store Ron, tutkija
Metsäntutkimuslaitos, Kannuksen tutkimusasema
PL 44, 69101 KANNUS
e-mail: ron.store@metla.fi
puh. 06 874 3211

Tikkanen Jukka, yliopettaja
Oulun seudun ammattikorkeakoulu, Luononvara-alan yksikkö
Metsäkouluntie, 90650 OULU
e-mail: jukka.tikkanen@oamk.fi
puh. 08 312 6966

Kannus 2002
ISBN 951-40-1838-9
ISSN 0358-4283