

Alue-ekologista tietoa metsäsuunnitteluun

Metsäntutkimuspäivä Rovaniemellä 15.10.1997

Jukka Jokimäki
Jyrki Kangas
Martti Varmola
Eija Virtanen
(toim.)

ROVANIEMEN TUTKIMUSASEMA

METSÄNTUTKIMUSLAITOKSEN TIEDONANTOJA 685, 1998

Alue-ekologista tietoa metsäsuunnitteluun

Metsäntutkimuspäivä Rovaniemellä 15.10.1997

Jukka Jokimäki, Jyrki Kangas, Martti Varmola & Eija Virtanen (toim.)

ROVANIEMEN TUTKIMUSASEMA

Jukka Jokimäki, Jyrki Kangas, Martti Varmola & Eija Virtanen (toim.). 1998. Alue-ekologista tietoa metsäsuunnitteluun. Metsäntutkimuspäivä Rovaniemellä 15.10.1997. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 685. 116 s. ISBN 951-40-1625-4. ISSN 0358-4283.

Asiasanat: alue-ekologia, maisemaekologia, metsäsuunnittelu, populaatiodynamiikka, päätöstuki

Toimittajien yhteystiedot: Jyrki Kangas, Metsäntutkimuslaitos, Kannuksen tutkimusasema, PL 44, 69101 Kannus, puh. (06) 874 3211, faksi (06) 874 3201; Jukka Jokimäki, Martti Varmola ja Eija Virtanen, Metsäntutkimuslaitos, Rovaniemen tutkimusasema, PL 16, 96301 Rovaniemi, puh. (016) 336 411, faksi (016) 336 4640.

Julkaisija: Metsäntutkimuslaitos, Rovaniemen tutkimusasema, Metsän eri käyttömuotojen yhteensovittamisen tutkimusohjelma, hanke 3163. Hyväksynyt tutkimusjohtaja Matti Kärkkäinen.

Tilaukset: Metsäntutkimuslaitos, kirjasto/julkaisumyynti, PL 18, 01301 Vantaa, puh. (09) 8570 5580, faksi (09) 8570 5582, sähköposti kirjasto@metla.fi.

Sisällys

Toimittajien alkusanat	4
Alue-ekologinen suunnittelu maa- ja metsätalousministeriön näkökulmasta <i>Ville Schildt</i>	7
Alue-ekologiset tarkastelut monitavoitteisessa metsäsuunnittelussa <i>Jyrki Kangas, Annika Kangas ja Ron Store</i>	11
Alue-ekologinen tutkimus Pohjois-Suomen metsissä <i>Jukka Jokimäki ja Esa Huhta</i>	19
Alue-ekologisen suunnittelun ekologiset perusteet Pohjois-Suomessa <i>Timo Helle</i>	29
Ekologiset käytävät alue-ekologisen metsäsuunnittelun välineenä <i>Mikko Mönkkönen ja Pasi Reunanen</i>	39
Paikkatietoanalyysit alue-ekologisen metsäntutkimuksen välineenä <i>Ari Nikula, Pekka Helle, Paavo Kumpu ja Sami Kurki</i>	49
Taloustmetsien uudistamiseen liittyviä monimuotoisuustutkimuksia Metsäntutkimuslaitoksessa <i>Heikki Henttonen ja Juha Siitonen</i>	61
Populaatioekologian rooli alue-ekologiaan perustuvassa metsäsuunnittelussa <i>Mikko Kuusinen ja Ilkka Hanski</i>	71
Alue-ekologisen suunnittelun menetelmän ekologiset perusteet ja käytännön menetelmät <i>Paula Siitonen</i>	77
Alue-ekologiaa käytännön metsäsuunnittelussa:	
Metsähallituksen alue-ekologinen suunnittelu <i>Pertti Itkonen</i>	85
Alue-ekologisen suunnittelun kokemuksia ja kehittämistarpeita Länsi-Lapin alueella <i>Lauri Karvonen</i>	91
Alue-ekologiset tutkimusprojektit:	
<i>Jyrki Kangas</i> – Alue-ekologisen metsäsuunnittelun menetelmät ja ekologiset perusteet	103
<i>Timo Pukkala</i> – Maisemaekologian integrointi metsäsuunnitteluun	105
<i>Mikko Mönkkönen</i> – Alue-ekologisen metsätaloussuunnittelun ekologinen perusta ja taloudelliset haasteet	107
<i>Ilkka Hanski</i> – Metsäluonnon biodiversiteetti: alue-ekologia ja lajien esiintyminen monimuotoisessa ympäristössä	110
<i>Timo Kuuluvainen</i> – Boreaalisen metsän rakenne ja dynamiikka. Lajidiversiteetin yhteydet metsikkö- ja maisemarakenteeseen luonnontilaisessa ja talousmetsässä	112
<i>Paula Siitonen</i> – Alue-ekologisen suunnittelun ekologiset perusteet ja käytännön menetelmät	115

Toimittajien alkusanat

Tutkimuksen ja käytännön vuorovaikutuksesta eväitä ekologistesti perusteltuun alueelliseen metsäsuunnitteluun

Alue-ekologinen suunnittelu on Metsähallituksessa määritelty ”pitkän tähtäimen strategiseksi suunnitteluksi, joka pyrkii ohjaamaan toimintaa alueella siten, että luonnonmukaisissa oloissa tyypillinen lajisto voi säilyä elinvoimaisena populaationa; metsätalouden suunnittelua alue-ekologian näkökulmasta”. Ekologisten näkökohtien painottaminen talousmetsissä johtaa monitavoitteiseen metsäsuunnitteluun: rinnan alue-ekologisten tarkastelujen kanssa on laadittava talouslaskelmat ja tarvittaessa myös mm. maiseman kauneuden ja virkistyskäytölliset arviot.

Monitavoitteisen suunnitteluotteen ja useiden eri käyttömuotojen yhteensovittamisen tarve on todettu sisällytettäessä alue-ekologisia periaatteita käytännön suunnittelutehtäviin. Samoin on nähty, että ekologiset tarkastelut on kyettävä integroimaan suunnittelujärjestelmän kokonaisuuteen aina suurten alueiden strategisista linjauksista operatiivisiin toimenpidesuunnitelmiin asti, jos niille todella halutaan käytännön vaikuttavuutta.

Kehitys esimerkiksi Metsähallituksessa on johtanut siihen, että alue-ekologiseksi suunnitteluksi kutsuttu toiminta on sisällöllisesti määritelty kattavan muutkin metsien hoidon ja käytön alueelliset tarpeet ja tavoitteet, ja sille on hahmotettu oma lokeronsa suunnittelun kokonaisjärjestelmässä. Nykyään toteutettavasta suunnittelusta olisikin oikeampaa puhua monitavoitteisena alue- tai metsäsuunnitteluna kuin alue-ekologisen suunnitteluna.

Metsäsuunnittelun sisällöllisen kehittymisen myötä sen tieto- ja asiantuntemustarpeet ovat kasvaneet ja monipuolistuneet. Etenkin alue-ekologisen tutkimuksen tuloksille on nykyään suuri tilaus. Tärkeää on paitsi alue-ekologisen tietämyksen tuottaminen myös menetelmien kehittäminen alue-ekologisiin tarkasteluihin ja tarkastelujen liittämiseksi metsäsuunnittelun laskelmiin. Aihepiirin tutkimus on voimistunut Suomessa ja muualla maailmassa. Kuten tämän teoksen kirjoituksista havaitaan, tutkimuksella on jo nyt tarjota joitakin eväitä alue-ekologisiin tarkasteluihin ja laskelmiin – ja runsaasti lisää hyödyllisiä tutkimustuloksia on luvassa.

Kuitenkaan pelkkä tutkimustiedon ja menetelmien tuottaminen sinänsä eivät riitä, vaan tietämys ja asiantuntemus on saatettava palvelemaan käytännön metsätaloutta. Tässä tarvitaan tutkimuksen ja käytännön molemminpuolista ja vuorovaikutteista viestintää. Tutkijoiden tulisi entistä enemmän huolehtia tulostensa kansankielisestä esittämisestä ja tieteen popularisoinnista unohtamatta suoria yhteyksiä käytännön tiedontarvitsijoihin. Käytännön metsä- ja ympäristöväen taas tulisi olla kiinnos-

tunut alan tutkimuksen tuloksista ja oma-aloitteisesti tutustua tarjolla olevaan materiaaliin. Ilman kaikkien toimijoiden kiinnostusta ikuisuusongelma tutkimuksen ja käytännön välisestä tiedonsiirtokuilusta ei ratkea – luotaisiinpa ajan hengen mukaisesti kuinka laajat ja kattavat verkostot tahansa.

Tutkimuspäivän, jossa pidettyihin esitelmiin tämän teoksen kirjoitukset perustuvat, tarkoitus oli nimenomaan saada aikaan vuorovaikutteinen yhteys alue-ekologian ja metsäsuunnittelun tutkijoiden sekä käytännön ekologia-, suunnittelu- ja taksaattoriväen välille. Aika näyttää, miten siinä onnistuttiin. Ainakin päivän aikana käytyjen keskustelujen vilkkautta voidaan pitää positiivisena merkinä molemminpuolisesta kiinnostuksesta. Tutkijat saivat arvokkaita vinkkejä alue-ekologisista ja suunnittelumenetelmällisistä tutkimustarpeista. Käytännön ammattilaiset puolestaan saivat tuntuman alan tutkimuksen tilasta ja tutkijoista Suomessa. Julkaisun loppuun on koottu tietoja meneillään olevista alue-ekologisista tutkimusprojekteista. Toivottavasti tilaisuus ja tämä teos osaltaan innostavat tutkimusta ja käytäntöä ennakkoluulottomaan vuoropuheluun ja yhteistyöhön.

Jukka Jokimäki, Jyrki Kangas, Martti Varmola ja Eija Virtanen

Alue-ekologinen suunnittelu maa- ja metsätalousministeriön näkökulmasta

Ville Schildt

Maa- metsätalousministeriö, PL 232, 00171 Helsinki

ville.schildt@mmm.fi

Metsäntutkimuslaitoksen Rovaniemen tutkimus- aseman tutkimuspäivän avaus 15.10.1997

Kesäkuussa 1993 pidettiin Helsingissä ministerikonferenssi metsien suojelemiseksi Euroopassa, jossa hyväksyttiin Euroopan metsien biologisen monimuotoisuuden säilyttämistä koskevat yleisperiaatteet (päätöslauselma H2). Samaan aikaan valmisteltiin esitystä Metsähallitusta koskevien säädösten uudistamisesta Metsähallituksen liikelaitostamiseen liittyen, jolloin tarjoutui välittömästi mahdollisuus toteuttaa ministerikonferenssin päätöslauselmia kansallisessa metsäpolitiikassamme. Näin lakiin Metsähallituksesta (1169/1993) sisällytettiin Metsähallituksen tehtäviin lause, jonka mukaan ”biologisen monimuotoisuuden suojeleminen ja käytön olennaisena osana ottaa riittävästi huomioon yhdessä metsien hoidolle, käytölle ja suojelulle asetettujen muiden tavoitteiden kanssa.” Siten vuoden 1994 alusta voimaan tulleesta Metsähallituslaista tuli ensimmäinen metsälakimme, johon sisällytettiin ekologisesti kestävä metsätalouden vaatimus.

Metsähallituksen tehtävänkuvaan tulleen muutoksen takia syntyi luonnollisesti tarve kehittää menetelmiä, jolla pystyttäisiin konkretisoimaan laajentuneen tehtävänkuvan asettamia vaatimuksia valtion metsätaloudessa. Juuri tähän haasteeseen liittyen alue-ekologisen suunnittelumenetelmän kehittäminen aloitettiin Metsähallituksessa vuonna 1994. Tästä vuodesta lähtien alue-ekologinen suunnittelu ja sen kehittäminen

ovat sisältyneet yhtenä olennaisena osana maa- ja metsätalousministeriön ja Metsähallituksen välillä käytäviin tulosohjausneuvotteluihin. Vuonna 1995 maa- ja metsätalousministeriön päätökseen sisällytettiin tavoite, jonka mukaan *Metsähallituksen tuli jatkaa alue-ekologiaprojektin kehittämistä käytännön sovellutukseksi vuoden 1996 alusta alkaen*. Aivan asetettuun tavoitteeseen Metsähallituksen ei kuitenkaan voitane katsoa päässeen vuoden 1995 aikana. Vuoden 1996 alue-ekologiseen suunnitteluun liittyväksi tavoitteeksi asetettiin, että *valtion metsätaloudessa kaikkien hakkuukohteiden tulisi olla ko. vuonna osana alue-ekologista suunnittelua*. Tällä ei tarkoitettu sitä, että alue-ekologisten suunnitelmien olisi pitänyt kattaa kaikki Metsähallituksen leimikot, vaan sitä, että alue-ekologinen näkökulma omaksuttaisiin osaksi yksittäisen hakkuukohteen suunnittelua. Näin voitaneen katsoa tapahtuneenkin valtion metsätaloudessa vuoden 1996 aikana.

Vanhojen metsien suojeluprosessiin alue-ekologinen suunnittelu kytkeytyi loppusyksystä 1995, kun ympäristöministeriön ja maa- ja metsätalousministeriön yhteistyönä valmisteltiin 7.12.1995 tehtyä valtioneuvoston periaatepäätöstä vanhojen metsien suojelusta. Periaatepäätöksessä valtioneuvosto asetti Pohjois-Suomen vanhojen metsien suojelulle enimmäisrajan ja edellytti selvitettäväksi, missä määrin Pohjois-Suomen vanhojen metsien suojeluarvojen turvaaminen edellyttää olemassaolevien suojelualueiden lisäksi uusia suojelualueita ja missä määrin suojeluarvot on turvattavissa alue-ekologisen suunnittelun avulla.

Joulukuussa 1995 tehdyn periaatepäätöksen mukaisesti ympäristöministeriön asettama vanhojen metsien suojelutyöryhmä kävi läpi kevään 1996 aikana valtioneuvoston enimmäismäärärajan mukaiset Pohjois-Suomen vanhojen metsien inventointialueet. Tämän pohjalta valtioneuvosto teki 27.6.1996 uuden periaatepäätöksen vanhojen metsien suojelusta. Periaatepäätöksessä alueet jaettiin niin sanotusti kahteen koriin: 1) alueet, jotka toteutetaan luonnonsuojelulain mukaisina suojelualueina ja 2) alueet, joilla luontoarvot säilytetään alue-ekologisen suunnittelun avulla. Alueiden käsittelyn piti perustua laajaan alueen alue-ekologiseen suunnitteluun ja alue-ekologiset suunnitelmat tuli laatia maa- ja metsätalousministeriön ja ympäristöministeriön Metsähallitukseen kohdistamassa tulosohjauksessa sovittavalla tavalla.

Periaatepäätöksen mukaisesti maa- ja metsätalousministeriö ja ympäristöministeriö sopivat tammikuussa 1997, että *vuoden 1997 loppuun mennessä laaditaan alue-ekologiset suunnitelmat yhteensä noin 1 milj. hehtaarin pinta-alalle. Suunnittelualueiden valinnassa asetetaan etusijalle sellaiset alueet, jotka sisältävät runsaasti sekä luonnonsuojelullisesti että virkistyskäytöllisesti herkkiä kohteita. Alue-ekologinen suunnittelu tehdään Metsähallituksen metsätalouden, luonnonsuojelun ja virkistyspalveluiden tulostoimintojen välisenä yhteistyönä. Niillä alueilla, joilla ei vielä ole laadittu alue-ekologista suunnitelmaa, hakkuukohteissa kiinnitetään erityistä huomiota alue-ekologisten näkökohtien huomioon-*

ottamiseen. Tämän hetken tiedon mukaan alue-ekologisten suunnitelmien laadinta on edennyt asetettujen tavoitteiden mukaisesti.

Vanhoiden metsien suojelutyöryhmän työn aikana keväällä keskusteltiin alue-ekologiseen suunnittelumenetelmään liittyvistä tutkimus- ja kehittämistarpeista ja tähän liittyen työryhmä ehdottikin alue-ekologisen asiantuntijaryhmän asettamista Metsähallitukseen. Ehdotuksen mukaisesti kesällä 1996 Metsähallitus kutsui koolle tutkijoista, hallinnon edustajista ja käytännön toimijoista asiantuntijaryhmän, jotta vuorovaikutus tutkimuksen ja käytännön toiminnan välillä olisi mahdollisimman tiivistä.

Valtioneuvoston periaatepäätökseen 27.1996 sisältyi myös laaja kompensatio-ohjelma, joka turvaa alue-ekologiseen tutkimukseen liittyvien tutkimustarpeiden rahoituksen maa- ja metsätalousministeriön ja ympäristöministeriön kautta vuosien 1997–2001 aikana yhteensä 10 milj. markan volyymin.

Maa- ja metsätalousministeriön näkökulmasta alue-ekologisen suunnittelun suurin merkitys ja käyttökelpoisuus on siinä, että se on keino, jolla pyritään yhteensovittamaan ekologisesti, taloudellisesti ja sosiaalisesti kestävä metsätalouden usein erisuuntaisia tavoitteita optimaaliseksi kokonaisuudeksi tietyllä maantieteellisellä alueella. Alue-ekologiseen suunnitteluun sisältyvä metsätaloudellinen ”vallankumous” piilee siinä, että se muuttaa käytännön metsätalouden harjoittamisen näkökulman ainakin valtion metsätalouden harjoittamisessa yksittäisestä metsikkökuvioista ja siihen vaikuttavista toimenpiteistä alue/maisematasolle. Tämä antaa hyvät mahdollisuudet huomioida suurmetsätaloudessa metsäluonnon luontainen dynamiikka. Lisäksi alue-ekologinen suunnittelu kytkee metsien käsittelyn ja olemassaolevan luonnonsuojelualueverkon selkeään vuorovaikutussuhteeseen keskenään. Tutkimuksen kannalta lähiajan suurin haaste alue-ekologisen suunnittelumenetelmän kehittämiseen liittyen lienee siinä, että menetelmään saadaan sisäänrakennettua kohtuullisen luotettava arviointijärjestelmä, jolla pystytään nykyistä paremmin konkretisoimaan, että suunnitelmassa tehdyt maankäytölliset päätökset toteuttavat optimaalisella tavalla alueelle asetettuja tavoitteita.

Alue-ekologiset tarkastelut monitavoitteisessa metsäsuunnittelussa

Jyrki Kangas, Annika Kangas ja Ron Store

*Metsäntutkimuslaitos, Kannuksen tutkimusasema,
PL 44, 69101 Kannus*

jyrki.kangas@metla.fi
annika.kangas@metla.fi
ron.store@metla.fi

1 Johdanto

Metsäsuunnittelun yhteydessä tehtävän alue-ekologisen tarkastelun päätarkoitus on osoittaa keinot vaalia kohdealueen eliöstön, erityisesti alueella esiintyvien harvinaisten lajien, elinvoimaisuutta. Ekologisten, puuntuotannollis-taloudellisten ja muiden päämäärien yhtensovittaminen, johon talousmetsien hoidossa nykyään pyritään, johtaa monitavoitteisen metsäsuunnittelun tarpeeseen.

Metsäsuunnittelun alue-ekologisten tarkastelujen päävaiheet ovat alueen ekologisen potentiaalin selvitys olennaisimpine eliöstöineen ja piirteineen, vaihtoehtoisten alue-ekologisten ratkaisujen (ekologiset kohteet ja verkostot sekä ekologiset yhteydet) tuottaminen sekä erilaisten alue-ekologisten ratkaisujen hyvyksien arviointi eliöstön elinvoimaisuuden näkökulmasta. Kaikki vaiheet ovat vaikeita ja niihin liittyy runsaasti epävarmuutta ainakin toistaiseksi. Onkin tärkeää, että tarkasteltavaksi tuotetaan useita erilaisia suunnitelmavaihtoehtoja, joita suunnitteluprosessissa arvioidaan monipuolisesti kaikki käytettävissä oleva informaatio hyödyntäen. Alan tutkimus pyrkii tuottamaan – ja on jo tuottanutkin – alueelliseen metsäsuunnitteluun työkaluja, joiden avulla voidaan helpottaa alue-ekologisten tarkastelujen eri vaiheita ja erityisesti niiden

muodostaman kokonaisuuden hallintaa (esim. Kangas ja Pukkala 1996, Kangas ja Mononen 1997, Pukkala ym. 1997).

Metsäsuunnittelussa alue-ekologiset arvioinnit on pystyttävä liittämään kiinteäksi osaksi suunnitteluprosessia ja laskelmia siten, että suunnitelmavaihtoehtojen ekologisia näkökohtia voidaan arvioida rinnan puuntuotannollisten, virkistyksellisten ym. tavoitteiden kanssa. Suunnittelun eräänä keskeisenä tehtävänä on selvittää eri käyttömuotojen ja tavoitteiden keskinäisiä suhteita sekä tuottaa päätöstukea erilaisten tavoitepainotusten vaikutuksista parhaan tuotanto-ohjelman valintaan. Tässä kirjoituksessa esitellään kaksi lähestymistapaa, joita voidaan hyödyntää alue-ekologisen otteen liittämiseksi monitavoitteiseen aluetason metsäsuunnitteluun.

2 Monitavoitteisen vertailun perusmalli

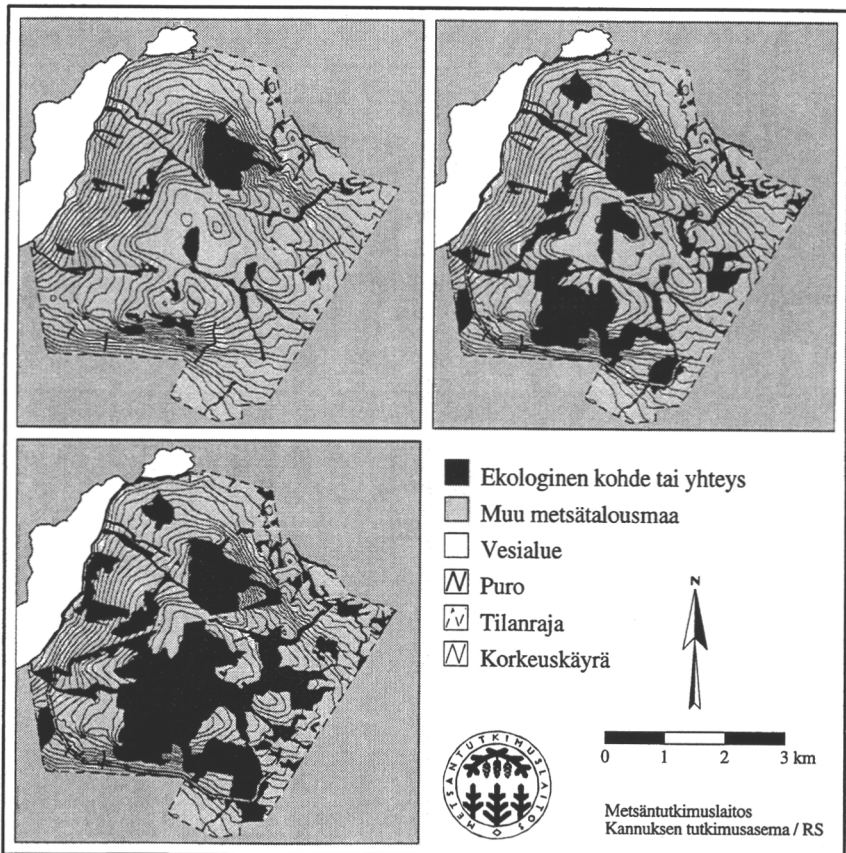
Lähtökohtana vaihtoehtoisten metsäsuunnitelmien monitavoitteisessa vertailussa on joukko alueelle tuotettuja ”valmiita” suunnitelmia. Erityisin monitavoitteisen päätöstuen menetelmin on mahdollista tarkastella suunnitelmien hyvyksiä yhteismitallisesti eri tavoitteiden suhteen. Kokonaisvaltaisia hyvyysvertailuja voidaan laatia antamalla painoarvot eri tavoitesuureille, kuten hakkuutuloille ja lajiston elinvoimaisuudelle. Puutteellisia perustietoja, esimerkiksi tietämyksen vaillinaisuutta uhanalaisten lajien elinympäristövaatimuksista, voidaan korvata asiantuntijoiden arvioilla.

Analyttinen hierarkiaprosessi (AHP) on esimerkki monitavoitteisen vertailun menetelmistä (ks. Kangas ym. 1992). Tosin tutkimuksissa nykyisin käytettävät menetelmät poikkeavat monin kohdin AHP:n perusversiosta. AHP:n heikkouksia on paikattu mm. tilastotieteellisesti edistyneemmällä tekniikoin (esim. Alho ym. 1996). Perusajatus ja menetelmien käyttötavat ovat kuitenkin pysyneet samankaltaisina. AHP:n periaatteita on käytännössä sovellettu mm. Metsähallituksen luonnonvarasuunnittelun osallistavan suunnittelun päätösanalyseissa (Heinonen 1997, Pykäläinen ja Loikkanen 1997).

Tämän lähestymistavan kokeilu metsäalueen alue-ekologisissa tarkasteluissa ja vaihtoehtoisten metsäsuunnitelmien monitavoitteisessa vertailussa on meneillään Kivalon Kaihuanvaaralla Metsäntutkimuslaitoksen mailla. Suunnittelun aikahorisontti kokeilussa on 20 vuotta ja alueella oletetaan olevan vain kaksi suunnitelman valintaan vaikuttavaa käyttömuotoa: puuntuotanto (kriteereinä nettotulot suunnittelukaudella ja kestävä puuntuotannon edellytykset tulevaisuudessa) sekä luonnonkirjon eli luonnon monimuotoisuuden turvaaminen (aluetasoa laajemmassa katsannossa).

Ensimmäisessä vaiheessa alueelle on laadittu perusteellinen alue-ekologinen selvitys: mikä on alueen potentiaali luonnonkirjon suhteen. Alueen ominaisuuksia ja kehittämismahdollisuuksia on arvioitu erityisesti valtakunnallisesti tai alueellisesti harvinaisten eliölajien elinympäristövaatimusten näkökulmasta.

Selvityksen pohjalta on valittu viisi vaihtoehtoista ekologisten kohteiden ja yhteyksien verkostoa (kuva 1). Kutakin näin saatua perusratkaisua kohti on tuotettu kaksi erilaista koko alueen tuotanto-ohjelmaa. Kukin tuotanto-ohjelmapari poikkeaa keskenään muiden kuin ekologisten kohteiden verkostoon kuuluvien alueiden käsittelyn suhteen. Koska näiden ns. välialueiden käsittelyt ovat erilaiset, myös tuotanto-ohjelmien ekologiset vaikutukset ovat erilaiset, vaikka niiden ekologisten kohteiden verkostot olisivatkin samat. Jatkotarkasteluun on siten tuotettu kymmenen sekä puuntuotannollisten että ekologisten vaikutusten kannalta erilaista suunnitelmavaihtoehtoa.



Kuva 1. Esimerkkejä vaihtoehtoisista ekologisten kohteiden ja yhteyksien verkostoista tutkimusalueella (yksilöimättä tässä yhteydessä kohteiden verkostoon kuulumisen perusteita).

Spatiaalisia analyysejä sekä paikkatietojärjestelmiä ja metsätalouden laskentaohjelmistoja on hyödynnetty vaihtoehtojen tuottamisessa sekä myös vaihtoehtojen arvioinnissa eri valintaperusteiden kannalta. Ne tehostavat olennaisesti monitavoitteisen vertailun eri vaiheita (ks. esim. Store ja Nikula 1997). Tavoitteena vaihtoehtoisten aluesuunnitelmien tuottamisessa on ollut luonnonkirjon ja hakkuumahdollisuuksien suhteen tehokkaiden ratkaisujen löytäminen. Ratkaisu ei ole kahden tavoite-suureen tapauksessa tehokas, jos sitä voidaan toisen – esimerkiksi luonnonkirjon – kannalta edelleen parantaa huonontamatta sitä samalla toisen – esimerkiksi hakkuumahdollisuuksien – kannalta.

Suunnitelmien arviointi käyttömuotojen ja päätösmuuttujien suhteen tapahtuu aikaisemmin esitetyin periaattein (esim. Kangas ym. 1992), joskin osin hyödyntäen tutkimuksen jalostamia uusia laskentatekniikoita (Alho ym. 1996). Myös suunnitelmavaihtoehtojen kokonaisvaltaisessa tarkastelussa kokeillaan perus-AHP:ia monipuolisempia analyysejä (Alho ja Kangas 1997).

3 Optimointilaskelmat alue-ekologisessa suunnittelussa

Vaihtoehtoisten suunnitelmien vertailuperusteet on mahdollista muotoilla myös matemaattisiksi malleiksi, joita voidaan käyttää suunnittelusysteemien optimointiosissa. Matemaattista optimointia varten asetetaan tavoiteyhtälö (esimerkiksi nettotulojen kestävän tason maksimointi) sekä rajoitteita (esimerkiksi vanhojen metsien osuudelle alaraja) – eli hyöty-malli. Optimointilaskelma etsii kohdealueella tavoiteyhtälön maksimoivan – tai minimoivan – ja samalla rajoitteet toteuttavan metsiköittäisten tuotanto-ohjelmien yhdistelmän.

Optimointilähestymistavan etuja ovat tehokkuus, nopeus ja analyytisyys. Alue-ekologisten tarkastelujen ongelmana on toistaiseksi siihen soveltuviin ekologisten mallien vähäisyys. Lajikohtaisia malleja on olemassa melko vähän, eivätkä olemassaolevat mallit aina sovellu suunnitteluun: populaation kehitys tulee kuvata sellaisten tunnusten funktiona, joita metsäsuunnittelussa voidaan tarkastella. Ellei populaation kehitystä voida kuvata metsiä kuvaavien tunnusten funktiona, kaikki käsittelyvaihtoehdot arvioidaan laskelmissa lajille samanarvoisiksi.

Lajien ekologiaa voidaan kuvata monentyyppisillä malleilla. Ellei numeerisia malleja ole käytössä, lajien ekologiaa voidaan kuvata esimerkiksi asiantuntija-arvioilla (Kangas ym. 1992, 1993). Eräs yleisesti käytetty tapa on mallittaa alueen soveltuvuutta kohdelajin elinympäristöksi eli habitaatiksi (esim. Taylor ja Haseler 1993). Tällöin optimoinnin tavoitteeksi voidaan asettaa soveltuvan habitaatin määrän maksimointi.

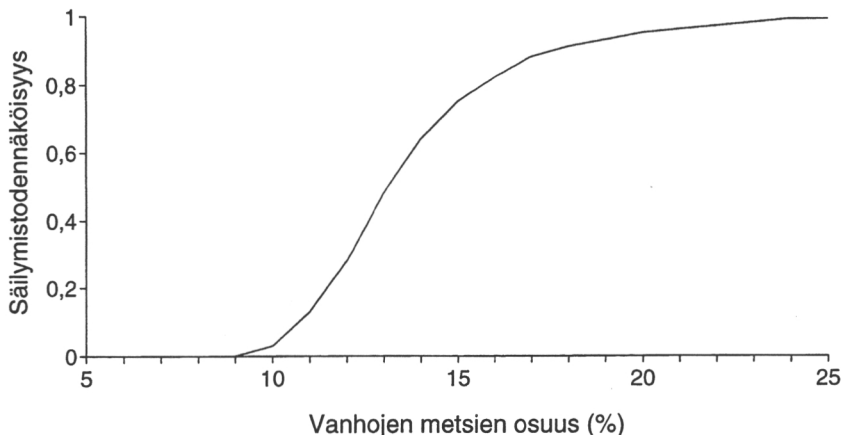
Useammin lajien hyvinvointi lienee päätöksentekijän näkökulmasta rajoite. Jotta habitaatin määrä olisi mielekäs rajoite, tulisi tietää, mikä habitaatin määrä turvaa kohdelajin säilymisen elinkykyisenä. Habitaatin riittävän määrän arvioiminen voi kuitenkin olla vaikeaa (McCarthy ym. 1994). Malleilla voitaisiin kuvata myös suoraan kannan vaihtelua metsäalueen tunnusten funktiona. Tässäkin tapauksessa suunnittelun kannalta olisi olennaista tietää, miten suuri kannan tulee vähintään olla, jotta populaatio olisi elinvoimainen.

Monipuolisin ja lajin kannalta yksityiskohtaisin tapa kuvata populaation kehitystä ovat erilaiset populaatioekologiset mallit (esim. Burgman ym. 1993). Näillä malleilla populaation kehitys kuvataan yksilöiden syntymisen, kuoleamisen ja populaatiosta toiseen siirtymisen todennäköisyytenä. Malleissa voi olla mukana esimerkiksi ikärakenne (eri ikäisillä yksilöillä erilainen todennäköisyys saada jälkeläisiä ja kuolla) sekä lajien väliset vuorovaikutukset (esimerkiksi saaliin ja pedon vuorovaikutus).

Suunnittelua ajatellen populaatioekologiset mallit ovat usein turhan monimutkaisia, mutta optimointilaskelmien avuksi on mahdollista laatia monipuolisia ekologisten riskien analyysejä (Burgman ym. 1993). Jos on mahdollista kuvata metsää kuvaavien tunnusten avulla jonkin eliölajin populaatiodynamiikkaa, esimerkiksi kuolleisuutta ja syntyvyyttä alueella, lajin elinvoimaisuuden kehitys erilaisissa suunnitelmavaihtoehtoissa voidaan arvioida. Samojen lähtötietojen ja laskelmien perusteella voidaan myös määrittää ns. ekologistia kynnyksiarvoja lajin säilymiselle alueella. Riskianalyyysiin liitettyjen herkkyyksianalyyysien avulla voidaan tarkastella paitsi lajin elinvoimaisuutta myös lajin kehityksen epävarmuustekijöitä ja niiden merkityksiä (McKelvey 1996, Kokko ym. 1997).

Riskianalyysejä on maailmalla jonkin verran käytetty esimerkiksi suojelualueiden minimikoon arvioinnissa ja suojelustrategian valinnassa: voidaan esimerkiksi tarkastella, onko lajin kannalta viisaampaa suojella paljon pieniä alueita vai yksi suuri alue (esim. Hanski 1989). Riskianalyyseillä on myös selvitetty, miten paljon tietyn lajin kanta kestää metsästystä (esim. Kokko ym. 1997). Metsien käytön suunnittelussa riskianalyysejä ei vielä ole yleisesti käytetty, mutta esimerkiksi amerikkalaisen täpläpöllön elinvoimaisuutta on tutkittu vanhojen metsien osuuden funktiona (McKelvey 1996) (kuva 2). Suomessa vastaavasti vaikkapa metso populaation elinvoimaisuutta on mahdollista mallintaa metsien ikäluokka- ja puulajirakenteen avulla (Kurki 1997).

Lajitason tarkastelujen ongelmana on lajien suuri määrä: kokonaisuuden hallinta voi hämartyä tarvittavien analyyysien paljoudessa. Tarkastelua onkin perusteltua pelkistää keskittymällä kohdealueella eläviin uhanalaisiin ja muihin harvinaisiin lajeihin sekä mahdollisiin indikaattorilajeihin.



Kuva 2. Täpläpöllön populaation säilymistodennäköisyys tulevan 250 vuoden ajanjaksolla vanhojen metsien osuuden (%) funktiona McKelvey'n (1996) tutkimusten mukaan.

4 Lopuksi

Kullakin lähestymistavalla – myös edellä esitetyillä – on omat huonot ja hyvät puolensa. Menetelmiä ja tekniikoita järkevästi yhdistämällä voidaan toisten eduilla korvata muiden puutteita. Esimerkiksi optimointilaskelmia ja ekologisten riskien analyysejä voidaan menestyksellisesti hyödyntää suunnitelmien monitavoitteisen vertailun syventämisessä.

Metsäsuunnittelun tutkimus on voimistunut huomattavasti viime vuosina Suomessa. Tutkimuksia alue-ekologisten tarkastelujen liittämiseksi osaksi metsäsuunnittelua toteutetaan metsätieteen, ekologian ja tilastotieteen tutkijoiden yhteistyönä. Monitavoitteiseen metsäsuunnitteluun kehitettäviä menetelmiä ja tekniikoita testataan ja jalostetaan paljolti vuorovaikutuksessa myös käytännön metsätalouden kanssa.

Lähitulevaisuuden merkittäviä haasteita alan kehittämistyössä ovatkin sekä eri tieteenalojen synergiaedun saavuttaminen että käytännön metsäsuunnittelun ja tutkimuksen yhteistyön edelleen tiivistäminen. Ne auttaisivat olennaisesti yhtäältä tieteellisten edistysaskelten ottamista ja toisaalta tutkimusten käytännön vaikuttavuuden lisäämistä. Ennusmerkit kummankin suhteen ovat tällä erää otolliset.

Kirjallisuus

- Alho, J. & Kangas, J. 1997. Analysing uncertainties in experts' opinions of forest plan performance. *Forest Science* 43: 521–528.
- , Kangas, J. & Kolehmainen, O. 1996. Uncertainty in the expert predictions of the ecological consequences of forest plans. *Applied Statistics* 45: 1–14.
- Burgman, M.A., Ferson, S. & Akçakaya, H.R. 1993. Risk assessment in conservation biology. Population and community biology series 12. Chapman & Hall, Cambridge. 314 s.
- Hanski, I. 1989. Metapopulation dynamics: does it help to have more of the same? *Trends in Ecology & Evolution* 4: 113–114.
- Heinonen, P. 1997. Balancing forest uses at regional level: The case of State forests in western Finland. *EFI Proceedings* 14: 203–210.
- 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.
- , Matero, J. & Pukkala, T. 1992. Analyttisen hierarkiaproessin käyttö metsien monikäytön suunnitteluun – tapaustutkimus. *Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja* 412. 48 s.
- & Mononen, A. 1997. Ekologiseen asiantuntemukseen perustuvan numeerisen mallin tuottaminen metsäalueen biodiversiteetin arviointiin. *Metsätalouden aikakauskirja – Folia Forestalia* 2/1997: 225–238.
- & Pukkala, T. 1996. Operationalization of biological diversity as a decision objective in tactical forest planning. *Canadian Journal of Forest Research* 26: 103–111.
- Kokko, H., Lindström, J. Ranta, E. 1997. Risk analysis of hunting seal populations in the Baltic. *Conservation Biology* 11: 917–927.
- Kurki, S. 1997. Spatial variation in the breeding success of forest grouse: the role of predation in fragmented boreal forest landscapes. Väitöskirja. *Annales Universitatis Turkuensis A II, osa 102*. 101 s.
- McCarthy, M.A., Pearce, J.L. & Burgman, M.A. 1994. Use and abuse of wildlife models for determining habitat requirements of forest fauna. *Australian Forestry* 57: 82–85.
- McKelvey, R. 1996. Viability analysis of endangered species: a decision-theoretic approach. *Ecological Modelling* 92: 193–207.
- 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: 417–429.
- Pykäläinen, J. & Loikkanen, T. 1997. An application of numeric decision analysis on participatory forest planning: The case of Kainuu. *EFI Proceedings* 14: 125–132.

- Store, R. & Nikula, A. 1997. Paikkatietoanalyysit metsäsuunnittelun työkaluina; esimerkkeinä maisema- ja riistatutkimukset. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 639: 41–49.
- Taylor, R. & Haseler, M. 1993. Occurrence of potential nest trees and their use by birds in sclerophyll forest in north-east Tasmania. Australian Forestry 52: 165–171.

Alue-ekologinen tutkimus Pohjois-Suomen metsissä

Jukka Jokimäki¹ ja Esa Huhta²

¹*Arktinen keskus, Lapin yliopisto,
PL 122, 96101 Rovaniemi ja
Metsäntutkimuslaitos, Rovaniemen tutkimusasema,
PL 16, 96301 Rovaniemi*

²*Oulun yliopisto, Biologian laitos,
PL 333, 90570 Oulu*

*jjokimak@levi.urova.fi
ehuhta@oulu.fi*

1 Johdanto

Pohjois-Suomen metsätalouden keskeisiä teemoja ovat viime vuosina olleet mm. monitavoitteinen metsäsuunnittelu, osallistava suunnittelu, paikkatiedon hyväksikäyttö ja alue-ekologiset tarkastelut (Kangas ym. 1997, Korhonen ja Savonmäki 1997). Kestävän metsätalouden ihanteeseen kuuluu taloudellisen kestävyuden ohella nykyisin yhä tärkeämpänä myös sosiaalinen ja ekologinen kestävyys (Asunta 1996). Taloudellisten tekijöiden ohella on pyritty huolehtimaan siitä, ettei metsätaloustoiminta vaaranna luonnon monimuotoisuutta. Lisäksi talousmetsien käytön ja hoidon tulisi olla sellaista, että useimmat intressiryhmät hyväksyvät toimenpiteet. Varsinkin (alue)-ekologinen lähestymistapa on saanut osakseen huomiota suunniteltaessa sekä maamme suojelualueverkostoa (Virkkala 1996, 1997) että metsätaloutta siten, että metsäalueilla luontaisesti esiintyvien eliölajien säilyminen ja leviämismahdollisuudet turvataan (Hallman ym. 1996). Alue-ekologinen suunnittelu on ollut näkyvästi esillä mm. Pohjois-Suomen vanhojen metsien suojelupäätöksissä. Suojelualueiden ulkopuolelle jääneiden kohteiden luontoarvot on tarkoitus säilyttää alue-ekologisen suunnittelun avulla. Lisäksi talousmetsien luon-

non monimuotoisuutta on tarkoitus ylläpitää ja lisätä alue-ekologisen suunnittelun keinoin. Alue-ekologisessa suunnittelussa luonnonsuojelubiologian, maisema- ja perusekologian roolit ovat tärkeitä, sillä monet alue-ekologiset ratkaisut (suojeltavien kohteiden valinta, ekokäytävien ja askelkivien sijoittelu jne.) perustuvat juuri näiden tieteenalojen tarjoamaan tutkimustietoon (ks. Virkkala 1996).

Alue-ekologiseen suunnitteluun liittyy kuitenkin vielä monia teoreettisia, teknisiä ja varsinkin käytännön ongelmia (Jokimäki ja Huhta 1998). Eräs keskeisimmistä ongelmista on ekologisen perustietämyksen vajavaisuus pohjoisilta metsäalueilta. Suurin osa alue-ekologisista teorioista ja malleista perustuu töihin, jotka on tehty voimakkaasti pirstoutuneissa elinympäristöissä, joissa on vain vähän jäljellä eliöille sopivaa elinympäristöä. Tutkittujen metsäsaarekkeiden ympäristöt ovat olleet metsäeliöille elinkelvottomien vesistöjen, laaja-alaisten peltojen tai kaupunkiasutuksen ympäröimiä. Suomen Lapissa metsät ovat kuitenkin vielä vallitseva maisemaelementti ja metsien uudistusalat eivät välttämättä ole kaikille uhanalaisillekaan metsäeliöille täysin elinkelvottomia. Näin ollen monien aikaisempien tutkimusten tulokset eivät välttämättä ole sovellettavissa pohjoiseen metsämaisemaan (ks. Askins ym. 1987). Onkin ilmeistä, että alue-ekologinen suunnittelu tarvitsee tuekseen nimenomaan pohjoisessa metsämaisemassa kerättyä ekologista tietoa eliöistä ja populaatioista.

2 Inventoinnit alue-ekologisen metsäsuunnittelun pohjana

Metsätalouden suunnittelun pohjaksi on toki tehty paljon erilaisia kartoituksia. Metsäsektorilla tiedetään varsin tarkkaan esimerkiksi puuston määrä eri metsäkuviolla ja suunnittelualueilla. Sen sijaan käytettävissä oleva tieto mm. lahopuun määrästä on ollut puutteellista. Tämä on vaikeuttanut mm. monien uhanalaisten vanhojen metsien kovakuoriaislajien suojelusuunnitelmien laadintaa. Metsän rakenteeseen liittyvien mittausten lisäksi suunnittelun pohjaksi on kerätty tietoa uhanalaisten lajien esiintymispaikoista, petolintujen pesäpaikoista ja metsojen soidinpaikoista. Lisäksi monilla suojelualueilla on tehty intensiivisiä pesimälinnuston linjalaskentoja (Rajasärkkä 1997). Osallistavan suunnittelun tultua metsätalouden suunnittelun apuvälineeksi myös monet kulttuuri-, maisema- ja opetuskohteet ovat löytäneet tiensä suunnittelukarttoihin. Samoin monien pienialaisten ja arvokkaiden luontokohteiden paikallistamisessa osallistava suunnittelu on ollut hyvä apuväline.

Ekologisessa mielessä kartoitukset antavat tietoa lähinnä vain lajien hetkellisestä on/ei esiintymisestä alueella ja arvioita lajien kokonaisuudesta tutkitulla alueella. Laji voi kuitenkin puuttua inventointialueelta

vain hetkellisesti, joten alueen arvokkuuden tai arvottomuuden arviointi on sattumanvaraista, etenkin jos alueita arvioidaan vain yhden käyntikerän tulosten perusteella. On myös muistettava, ettei korkea lajimäärä välttämättä indikoi arvokasta aluetta, sillä kaikki lajit eivät ole luonnon-suojelubiologisesti samanarvoisia (esimerkki Suomen Lapista ks. Jokimäki ja Inkeröinen 1995).

Toinen ongelmatekijä on laaja-alaisten kartoitusten aikaa vievyys ja kalleus. Niinpä metsäsuunnittelun tueksi on pyritty löytämään indikaattorilajeja tai -lajiryhmiä, joiden avulla voitaisiin paikallistaa tehokkaammin arvokkaat luontokohteet. Linnut muodostavat ympäristövaatimuksiltaan ja elintavoiltaan hyvin tunnetun ryhmän. Lisäksi lintulajien tunnistus on helppoa verrattuna moniin muihin eliöryhmiin. Näin ollen linnut muodostavat hyvän indikaattoriryhmän arvioitaessa esimerkiksi alueiden luonnontilaisuutta (Rajasärkkä 1997). Eräänä tällaisena indikaattoriryhmänä on käytetty lintulajeja, jotka suosivat esiintymisessään vanhoja metsiä: sinipyrstö (*Tarsiger cyanurus*), idänuunilintu (*Phylloscopus trochiloides*), pikkusieppo (*Ficedula parva*), lapintiainen (*Parus cinctus*), kuukkeli (*Perisoreus infaustus*), taviokuurna (*Pinicola enucleator*), tilhi (*Bombycilla garrulus*) ja pohjantikka (*Picoides tridactylus*) (Virkkala 1990, Jokimäki ja Inkeröinen 1995, Rajasärkkä 1997). Yksittäisistä lintulajeista kenties parhaiten arvokkaita vanhoja metsiä indikoiva lintulaji on sinipyrstö (Rajasärkkä 1998). Indikaattoriryhmien käyttöä puoltaa monissa tapauksissa yksittäisten lajien vähälukuisuus, ja toisaalta tutkimustulosten voidaan olettaa olevan luotettavampia, mikäli useat lajit reagoivat ympäristötekijöiden muutoksiin samansuuntaisesti.

Monissa organisaatioissa alue-ekologian ”ekologinen komponentti” käsitetään pelkästään elinympäristö- ja lajistoinventointeina (Jokimäki ja Huhta 1998). Vaikka inventoinnit ovatkin tärkeä osa suunnittelualueen eliöstön hahmottamisessa, eivät lajistokartoitukset välttämättä kerro paljoakaan alueella esiintyvien populaatioiden elinkykyisyydestä (ks. Kuusinen ja Hanski tässä julkaisussa). Vaikka kartoituksissa kuullaan jonkin lintulajin laulavan tietyllä paikalla, ei se välttämättä merkitse sitä, että kyseinen laji pesii alueella, sillä samalla paikalla useana päivänä aktiivisesti laulava koiras voi tarkoittaa vain sitä, ettei ko. yksilö ole onnistunut saamaan itselleen lisääntymiskumppania (Huhta ym. 1998a). Käytännön suunnittelun kannalta olennaista olisi etsiä vastauksia kysymykseen, **miksi** jokin laji esiintyy tai puuttuu joltakin alueelta. Eräs mahdollisuus olisi suorittaa lajistoinventoinnit perustuen johonkin ekologiseen käytännön tason ongelmaan.

3 Suomalainen alue-ekologinen metsälintu- tutkimus

Luonnontieteellisessä tutkimusperinteessämme alue-ekologisia kysymyksiä on tarkasteltu etenkin metsälintujen osalta. Suomessa on tehty kahdeksan väitöskirjaa, joissa tarkastellaan jossain määrin tai kokonaisuudessaan alue-ekologian, metsätalouden ja lintujen välisiä suhteita. Haapasen (1965, 1966) väitöskirja käsitteli metsäsuknessiota ja lintuyhteisöjä. Hailan väitöskirja (1983) paneutui alue-ekologian kannalta tärkeään saarimaantieteelliseen teoriaan. Helteen (1986) väitöskirjan otsakkeessa esiintyi ensimmäisen kerran sana fragmentaatio eli pirstoutuminen. Hänen julkaisussaan käsiteltiin mm. laikkukoon ja reunavaikutuksen aiheuttamia seurauksia metsälinnuille. Virkkala (1990) tarkasteli väitöskirjassaan lintuja muuttuvassa pohjois-borealisessa havumetsämaisemassa. Virkkalan väitöskirja oli ensimmäinen, jossa tutkittiin lintujen elinympäristövalinnan (lintulaskenta-aineistot vs. ympäristömuuttajat) lisäksi lajien pesimämenestykseen vaikuttavia tekijöitä. Myös lintulajien runsauksien ajallinen vaihtelu sai huomiota.

Raivio (1992) toi väitöskirjassaan esille mm. mittakaava-kysymykset, metsälaikkuja ympäröivien alueiden vaikutukset saarekkeiden linnustoon sekä yksittäisten lintulajien minini pinta-alavaatimukset. On tärkeää huomata, että Suomi on ääripartio taigan läntisellä reunalla (Helle ja Jokimäki 1992). Eläinmaantiede tuntee useita esimerkkejä siitä, että lajien levinneisyyden reuna-alueilla lajien kannan kehitys saattaa olla riippuvaista siitä, mitä tapahtuu kannan ydinalueilla. Toisaalta levinneisyyden ydinalueella myös yksittäisen vanhan metsän saarekkeen koko, eristäytyneisyys ja ympäröivien alueiden laatu voivat vaikuttaa yksilöiden menestyvyyteen itse saarekkeessa. Tutkittavan eliön koko voi myös vaikuttaa sen minimi pinta-alavaatimuksiin ja operatiiviseen tasoon (Helle ja Jokimäki 1992). Arvioitaessa lajin elinympäristövaatimuksia on myös huomioitava se, missä mittakaavassa eliö hyödyntää ympäristöään. Viimeaikoina onkin korostettu monimittakaavaisen tutkimusotteen tärkeyttä (Jokimäki ja Huhta 1996).

Hanskin (1993) väitöskirjassa tarkasteltiin mm. radiolähettimin varustettujen peipponen (*Fringilla coelebs*) elämää Seitsemisen kansallispuiston metsämosaiikissa. Tässä työssä havaittiin koiraspeipponen käyttävän hyväkseen huomattavasti laajempaa aluetta esim. ravinnon hankintaan, kuin mitä ne puolustivat. Radiolähetintekniikkaan perustuvia eläinten elinympäristövalintatutkimuksia on lisäksi tehty Pohjois-Suomessa mm. metsolla (*Tetrao urogallus*) (Helle ym. 1990, Nikula ym. tässä julkaisussa) ja ahmalla (*Gulo gulo*) (Pulliainen 1997). Radiolähetintekniikka vaikuttaakin erinomaiselta keinolta tutkittaessa (uhanlaisten) eläinten elinympäristön valintaa ja käyttöä (Hanski 1993).

Huhdan (1996) väitöskirja keskittyi selvittämään pohjoisten metsä-alueiden pirstoutumisen vaikutuksia lintujen pesimämenestykseen. Hän pyrki tutkimaan, osaksi kokeellisesti, metsärakenteen merkitystä yksilöiden ja populaatioiden säilymiselle talousmetsissä. Näyttääkin siltä, että lintututkimus on siirtynyt inventointien ja laskentojen tuottaman materiaalin käsittelystä populaatio- ja yksilötason tutkimuksiin, joissa pyritään selvittämään niitä prosesseja (lisääntymismenestys, kuolleisuus, levittäytyminen uusille alueille), jotka vaikuttavat yksilöiden ja populaatioiden elinkykyisyyteen (Helle ja Jokimäki 1992).

Kurjen (1997) väitöskirjassa käytettiin tehokkaasti hyväksi massiivista riistalaskenta-aineistoa ja paikkatietojärjestelmää selvitettäessä kanalintujen pesimämenestykseen vaikuttavia tekijöitä. Pohjoisten alueiden muista alue-ekologista tutkimuksista mainittakoon lisäksi riistalaskentojen ja paikkatietojärjestelmien tuottamat julkaisut (Helle ja Nikula 1995), paikkatietojärjestelmien hyväksi käyttäminen liito-oravien (*Pteromys volans*) elinympäristövalinnan tutkimisessa (Mönkkönen ym. 1997) sekä satelliittiaineistoihin perustuvat porojen (*Rangifer tarandus tarandus*) laidunalueiden tarkastelut (Colpaert ym. 1995, Kumpula ym. 1996). Paikkatietojärjestelmien kehittyminen onkin ollut eräs tärkeimmistä tekijöistä, jotka ovat mahdollistaneet alue-ekologian ja metsäsuunnittelun yhteenliittymisen (ks. Nikula ym. tässä julkaisussa).

4 Mitä alue-ekologiset tutkimuksemme Rovaniemen maalaiskunnan alueella ovat paljastaneet?

Tutkimustemme tavoitteena on ollut parantaa alue-ekologisen suunnittelun toimintaedellytyksiä Pohjois-Suomessa. Olemme tutkineet etupäässä metsärakenteen merkitystä lintuyhteisöihin ja lintujen pesimämenestykseen (Huhta 1996). Jonkin verran olemme tutkineet myös hyönteisten esiintymistä suhteessa kasvillisuuden rakenteeseen ja metsäsaarekekokoon sekä metsäreunojen läsnäoloon (Jokimäki ym. 1998).

Lintuyhteisötutkimuksessa (Jokimäki ja Huhta 1996) selvitimme pistelaskentamenetelmällä, miten metsärakenne eri mittakaavoissa selittää alueella elävän lintuyhteisön rakennetta. Tarkastelut tehtiin laskentapisteiden ympäriltä 4 km² ja 4 ha alueilta mitattujen maisemamuuttujien ja 50 m säteeltä mitattujen lähiympäristömuuttujien avulla. Tarkastelumittakaavat muodostivat sisäkkäiset alueet. Tuloksemme osoittivat, että talousmetsä-, habitaattigeneralisti- ja reunoja suosivien lajien kohdalla laajin tarkastelumittakaava (4 km²) selitti eniten näiden lajien esiintymistä. Nämä lajit korreloivat myös positiivisesti metsän pirstoutumis-

asteeseen, metsäreunojen määrän sekä lehtipuiden ja pensaiden määrien kanssa.

Vanhan metsän lajien esiintymistä sen sijaan selitti paremmin 4 ha:n alalta mitatut maisemamuuttajat. Lisäksi vanhan metsän lajit korreloivat negatiivisesti metsäreunojen ja metsäteiden määrän kanssa. Sen sijaan vanhan metsän lintulajit korreloivat positiivisesti metsän iän, lahoppuun määrän ja sekapuuston (lehti, kuusi, mänty) määrän kanssa.

Yksittäisistä lintulajeista pajulintu (*Phylloscopus trochilus*) hyötyi metsien pirstoutumisesta ja reuna-alueiden määrän lisääntymisestä, kun taas leppälintu (*Phoenicurus phoenicurus*) kärsi pirstoutumisesta ja reunavaikutuksesta. Sekä pajulintu että leppälintu ovat runsaslukuisia lintulajeja Pohjois-Suomen metsissä, joten ne voisivat soveltua ekologiseksi indikaattoreiksi arvioitaessa esimerkiksi metsien pirstoutumisen vaikutuksia muihinkin lintulajeihin. Lisäksi leppälintu pesii pääasiassa koloissa, joten se indikoi osaltaan myös kolopuiden esiintymistä.

Lintujen pesimämenestystä olemme tutkineet sekä tekopesäkokeilla että pönttölinnuilla (kirjosieppo (*Ficedula hypoleuca*) ja leppälintu). Tekopesäkokeiden avulla olemme tutkineet petojen aiheuttamien pesätuhojen riippuvuutta metsämaiseman rakenteesta. Tutkimuskohteina ovat olleet maassa pesivien kanalintujen sekä pensaissa ja koloissa pesivien varpuslintujen pesätuhot. Tekopesien käyttöä tällaisissa tutkimuksissa puoltaa se seikka, että riittävän materiaalin kerääminen pelkästään luonnonpesistä on erittäin suuri ja aikaa vievä urakka. Tavoitteena on ollut aikaan saada indeksi, jonka avulla eri ympäristöjen herkkyyttä pesätuhoille voitaisiin vertailla. On kuitenkin selvää, että vertailua luonnonpesien hävikkiin tulee tehdä, jotta saadaan vertailutietoa, miten hyvin tekopesätuhot vastaavat luonnonpesien tuhoja.

Tuloksemme (Huhta ym. 1996, Huhta ym. 1998b) osoittavat, etteivät metsäsaarekkeen koko ja pesien etäisyys metsäreunoista vaikuttaneet tekopesien hävikkiin kovin paljon sellaisessa metsämaisemassa, joka koostuu pelkästään metsäsaarekkeista, soista ja hakkuuaukioista. Sen sijaan kylien, peltojen ja niittyjen esiintyminen maisemarakenteessa lisää pesätuhoja metsäreunoissa. Tuloksemme tukevat havaintoja, joiden mukaan hakkuiden ympäröimien metsäsaarekkeiden ekologisia ilmiöitä ei voi suoraan verrata esimerkiksi peltojen ympäröimissä metsäsaarekkeissa tapahtuviin ekologiisiin ilmiöihin (Askins ym. 1987, Andrén 1995, Hanski ym. 1996, Bayne ja Hobson 1997). Tämä havainto korostaa nimenomaan Pohjois-Suomessa tehdyn alue-ekologisen tutkimuksen tärkeyttä suunniteltaessa pohjoisten metsien käyttöä.

On myös huomioitava, että erityisesti Pohjois-Suomessa myyräkantojen vaihtelut voivat aiheuttaa muutoksia pienpetokannoissa ja lintujen pesimämenestyksessä (Kurki ym. 1997) ja mahdollisesti myös petojen ympäristönkäytössä. Olisikin tärkeää saada lisätietoa petojen, erityisesti ketun (*Vulpes vulpes*), näädän (*Martes martes*) ja kärpän (*Mustela erminea*), elinympäristön käytöstä pohjoisessa metsä-

mosaiikissa. Olemme tutkimuksissamme saaneet viitteitä siitä, että erityisesti hakkuiden voimakkaasti pirstomissa metsäympäristöissä petopaine metsäsaarekkeisiin voi olla suurta erityisesti vuosina, jolloin myyräkanta on hiljattain romahtanut (Huhta 1995). Tuloksemme viittaavat siihen, että ekologisten prosessien toiminnan tutkimiseksi tarvitaan pitkäjännitteistä tutkimustoimintaa, sillä varomattomat johtopäätökset lyhytkestoisten tutkimusten tuloksista voivat johtaa väärin tulkintoihin. Tämä seikka olisi erityisesti tutkimustuloksia tulkitsevien ja tutkimusta rahoittavien tahojen huomioitava.

Kirjosieppo- ja leppälintutkimuksissa olemme todenneet lintujen välttävän hyvin pieniä metsäsaarekkeita (<1 ha) ja metsään rajoittuvaa välitöntä reunaa pesäpaikan valinnassa. Metsäsaarekkeen koko tai pesän etäisyys reunasta eivät kuitenkaan vaikuttaneet tutkimuslajiemme pesätuhoihin (Huhta ym. 1998a). Sen sijaan pesätuhot näyttivät olevan suurempia hakkuuaukioihin rajoittuvissa metsäsaarekkeissa kuin avosoihin rajoittuvissa saarekkeissa. Metsälaikun ympäristöllä näyttää olevan merkitystä lintulajien pesimämenestykseen metsäsaarekkeessa. Hakkuiden intensiteetillä esimerkiksi askelkivien tai ekokäytävien ympärillä voi olla vaikutuksia säästettävien laikkujen eliöiden menestyvyyden kannalta. Tutkimuslajeista kirjosieppo suosi lehtipuuvaltaisia metsiä, ja kirjosiepon pesimämenestys olikin parempi tällaisissa ympäristöissä kuin karuissa mäntyvaltaisissa metsissä. Metsäsaarekekoko ja metsänreunan läheisyys eivät kovin paljoa vaikuttaneet kirjosiepon ja leppälinnun pesimämenestykseen (Huhta ja Jokimäki 1998).

Hyönteistutkimuksissamme (Jokimäki ym. 1998) olemme keränneet haavintanäytteitä hyönteisfaunasta metsänreunoista ja eri kokoisista metsäsaarekkeista. Haavintapaikoilta on tehty myös kasvillisuuskuvaukset. Tutkimuksemme osoittavat, että hyönteisten yhteismäärä, lentävien hyönteisten määrä, Linyphidae-hämähäkit, kaskaat, eräät kaksisiipiryhmät ja pistiäisistä erityisesti loispistiäiset olivat runsaampia pienissä (≤ 5 ha) metsäsaarekkeissa kuin suurissa (>5 ha) metsäsaarekkeissa. Hyönteisten kokonaismäärät olivat myös korkeampia metsän reunassa kuin metsän sisäosissa. Myös lentäviä hyönteisryhmiä ja kovakuoriaisia, erityisesti Cantharidae-kovakuoriaisia, oli enemmän metsän reunojen lähellä kuin sisäosissa saarekkeita. Tarkemmat tutkimuksemme osoittivat, että em. erot hyönteisten esiintymisissä selittyivät pääosin erikokoisten saarekkeiden kasvillisuuseroilla. Kasvillisuudessa havaitut erot todennäköisesti vaikuttivat myös hyönteismääriin metsänreuna-sisäosa vertailussa. Metsän reunat sisälsivät enemmän nuorta puustoa, mikä vaikutti positiivisesti eräiden ryhmien esiintymiseen. Vaikuttaakin siltä, että reunavyöhykkeillä havaitut suuret lintutiheydet ovat seurausta runsaasta hyönteismäärästä reuna-alueilla (hyönteiset monien lintujen ravintoa varsinkin pesimäaikana) (ks. Helle 1986).

5 Lopuksi

Käytännön metsätalouden kannalta tärkeimmät alue-ekologiset kysymykset liittyvät metsämaiseman ja metsiköiden rakenteeseen sekä metsämaiseman muokkaamiseen. Luonnonsuojelubiologisesti ajatellen tärkeitä kysymyksiä ovat: kuinka suuria säilytettävien metsälaikkujen tulee olla, mikä on metsälaikkuja ympäröivien alueiden vaikutus metsäsaarekkeiden eliöihin, mikä on ekokäytävien ja askelkivien merkitys metsämaisemassa eläville eliöille ja miten reunavaikutus vaikuttaa eliöihin? Lisäksi on tärkeää pyrkiä tarkentamaan indikaattorilajiverkostoa, jotta biodiversiteetin kannalta arvokkaimmat alueet kyettäisiin löytämään ja tunnistamaan nykyistä helpommin ja nopeammin. Nämä kysymykset ovatkin tulevaisuudessa suurimmat alue-ekologisen tutkimuksen haasteet.

Alue-ekologinen suunnittelu on työsraka, joka vaatii suurta asiantuntemusta ja laajaa perehtyneisyyttä eliöiden perusekologiaan ja vuorovaikutussuhteisiin ympäristönsä kanssa. Alue-ekologisen suunnittelun tavoitteiden saavuttamiseksi onkin oleellista palkata aiheeseen erikoistuneita yliopistollisen tohtorikoulutuksen saaneita asiantuntijoita Metsähallituksen, metsäyhtiöiden ja metsäkeskusten palvelukseen. Ilman tällaisten henkilöiden läsnäoloa käytännön suunnittelutyössä alue-ekologinen suunnittelu ei kykene vastaamaan yhteiskunnan sille asettamiin päämääriin ja tavoitteisiin suomalaisen metsäluonnon monimuotoisuuden säilyttämisessä.

Kirjallisuus

- Andrén, H. 1995. Effects of landscape composition on predation rates at habitat edges. Julkaisussa: Hansson, L., Fahrig, L. & Merriam, G. (toim.). *Mosaic landscapes and ecological processes*. Chapman & Hall, London. s. 225–255.
- Askins, R.A., Philbrick, M.J. & Sugeno, D.S. 1987. Relationship between the regional abundance of forest and the composition of forest bird communities. *Biological Conservation* 39: 129–152.
- Asunta, A. 1996. *Monimuotoinen metsätalous*. Metsähallitus, metsätalous, Helsinki. 24 s.
- Bayne, E.M. & Hobson, K.A. 1997. Comparing the effects of landscape fragmentation by forestry and agriculture on predation of artificial nests. *Conservation Biology* 11: 1418–1429.
- Colpaert, A., Kumpula, J. & Nieminen, M. 1995. Remote sensing. A tool for reindeer rangeland management. *Polar Record* 31(177): 235–244.
- Haapanen, A. 1965. Bird fauna of the Finnish forests in relation to forest succession. I. *Annales Zoologici Fennici* 2: 153–196.

- 1966. Bird fauna of the Finnish forests in relation to forest succession. II. *Annales Zoologici Fennici* 3: 176–200.
- Haila, Y. 1983. Ecology of island colonization by northern land birds: a quantitative approach. Väitöskirja. Helsingin yliopisto, Eläintieteen laitos. 150 s.
- Hallman, E., Hokkanen, M., Juntunen, H., Korhonen, K.-M., Raivio, S., Savella, O., Siitonen, P., Tolonen, A. & Vainio, M. 1996. Alue-ekologinen suunnittelu. Metsähallituksen metsätalouden julkaisuja 3. 59 s.
- Hanski, I. 1993. Territorial behaviour and breeding strategies in the Chaffinch *Fringilla coelebs*. Väitöskirja. Helsingin yliopisto, Eläintieteen laitos. 64 s.
- 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.
- Helle, P. 1986. Effects of forest succession and fragmentation on bird communities and invertebrates in boreal forests. Väitöskirja. *Acta Universitatis Ouluensis A* 178, *Biologica* 26. 92 s.
- , Jokimäki, J. & Lindén, H. 1990. Metsokukkojen elinympäristövalinta Pohjois-Suomessa – radiotelemetrinen tutkimus. *Suomen Riista* 36: 72–81.
- & Jokimäki, J. 1992. Metsien pirstoutumisen vaikutus vanhan metsän lintulajeihin. *Arktisen keskuksen julkaisuja* 6: 75–85.
- & Nikula, A. 1995. Wildlife-wilderness relationships in northern forest landscapes: an integrative use of wildlife census and forest resources data. *Arctic Centre Publications* 7: 27–43.
- Huhta, E. 1995. Effects of spatial scale and vegetation cover on predation of artificial ground nests. *Wildlife Biology* 1: 73–80.
- 1996. Effects of forest fragmentation on reproductive success of birds in boreal forests. Väitöskirja. *Biological Research Reports of University of Jyväskylä* 50.
- , Mappes, T. & Jokimäki, J. 1996. Predation on artificial ground nests in relation to forest fragmentation, agricultural land and habitat structure. *Ecography* 19: 85–91.
- & Jokimäki, J. 1998. Reproductive success, nest predation and distribution of individuals in the Pied Flycatcher (*Ficedula hypoleuca*) and the Redstart (*Phoenicurus phoenicurus*) in relation to forest patch size. *Käsikirjoitus*.
- , Jokimäki, J. & Rahko, P. 1998a. 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.
- , Jokimäki, J. & Helle, P. 1998b. Predation on artificial nests in a forest dominated landscape – the effects of nest type, patch size and edge structure. *Ecography (painossa)*.
- 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.
- & Huhta, E. 1998. Metsäalueiden pirstoutumisen vaikutukset eliöstöön: alue-ekologisen suunnittelun mahdollisuudet biodiversiteetin ylläpitä-

- miseen suojelu- ja talousmetsissä. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A (painossa).
- , 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* (painossa).
- & Inkeröinen, J. 1995. Effects of forestry on wilderness bird assemblages. *Arctic Centre Publications* 7: 52–58.
- Kangas, J., Heino, E., & Sepponen, P. 1997. Metsäsuunnittelun uudet tuulet. Metsän eri käyttömuotojen yhteensovittamisen tutkimusohjelman tutkimuspäivä Oulussa 10.12.1996. Metsätutkimuslaitoksen tiedonantoja 639. 59 s.
- Korhonen, K.-M. & Savonmäki, S. (toim.). 1997. Metsätalouden ympäristöopas. Metsähallitus, Helsinki. 130 s.
- Kumpula, J., Colpaert, A., Kumpula, T. & Nieminen, M. 1996. Poronhoitoalueen pohjoisosan porolaidunten inventointi. *Poromies* 63(1): 16–20.
- Kurki, S. 1997. Spatial variation in the breeding success of forest grouse: the role of predation in fragmented boreal forest landscapes. Väitöskirja. *Annales Universitatis Turkuensis A II*, osa 102. 72 s.
- , Helle, P., Lindén, H. & Nikula, A. 1997. Breeding success of black grouse and capercaillie in relation to mammalian predator densities on two spatial scale. *Oikos* 79: 301–310.
- 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 of northern Finland. *Ecography* 20: 634–642.
- Pulliainen, E. 1997. Lapin taigaa. Oy Edita Ab, Helsinki. 144 s.
- Raivio, S. 1992. Bird communities in fragmented coniferous forests: the importance of quantitative data and adequate scaling. Väitöskirja. Helsingin yliopisto, Eläintieteen laitos. 83 s.
- Rajasärkkä, A. 1997. Linnut metsäsodan melskeessä. *Linnut* 32(2): 16–27.
- 1998. Sinipyrstön ennätyskesä 1997. *Linnut* 33(1):4-7.
- Virkkala, R. 1990. Effects of forestry on birds in a changing north-boreal coniferous landscape. Väitöskirja. Helsingin yliopisto, Eläintieteen laitos. 94 s.
- 1996. Metsien suojelualueverkon rakenne ja kehittämistarpeet – ekologinen lähestymistapa. *Suomen ympäristö* 16. 53 s.
- 1997. Suojelualueverkon merkitys metsien monimuotoisuuden säilyttämiselle. *Suomen Riista* 43: 38–47.

Alue-ekologisen suunnittelun ekologiset perusteet Pohjois-Suomessa

Timo Helle

*Metsäntutkimuslaitos, Rovaniemen tutkimusasema,
PL 16, 96301 Rovaniemi*

timo.helle@metla.fi

1 Johdanto

Maisemaekologiasta (eng. landscape ecology) kehittyi tutkimusotteeltaan ja sovellutuksiltaan selvästi omaleimainen ekologian haara 1980-luvulla. Itse käsite on kuitenkin huomattavasti vanhempaa perua. Sitä käytti ensimmäisenä saksalainen maantieteilijä Karl Troll (1939), joka tutki ilmakuvilta maanpinnan kuviollisuutta ja muita ominaisuuksia. Ekologia-nimellä hän halusi korostaa menetelmänsä ja tavoitteittensa eroja rutiininomaiseen ilmakuvatulkintaan ja kartografiaan verrattuna. Uudella lähestymistavalla oli myös aatehistoriallinen ja poliittinen taustansa. Maisemaekologian edellyttämä holistinen näkemys oli 1930-luvun kansallissosialistisessa Saksassa leimaa-antava niin yhteiskunta- kuin luonnontieteissä (Golley 1994). Trollin (1939) ehdotus, jonka mukaan maisemaekologian menetelmiä voitaisiin käyttää tutkittaessa vesistöjen, maaperän, kasvillisuuden ja maankäytön vuorovaikutuksia, toteutui sotien jälkeisessä Itä-Euroopassa, jossa yksityinen maanomistus ei ollut rajoittamassa laajoja alueita koskevia maankäyttösuunnitelmia (Golley 1994).

Nykyisin maisema-ekologialla tarkoitetaan ekologian haaraa, joka tutkii elinympäristölaikkujen vuorovaikutuksia ja niissä tapahtuvia ajallisia muutoksia (Forman ja Godron 1986). Sen juuret ovat 1960-luvulla virinneessä ekosysteemiajattelussa, ja ekosysteemien hoidon (eng. ecosystem management) välityksellä sillä on tunnistettavat yhteydet Leopoldin (1949) maatiikkaan. Maisemaekologiasta on tullut tärkeä luon-

nonsuojelubiologian työkalu (esim. Sjöberg ja Lennartsson 1995). Menetelmällisesti maisemaekologian kehittymiseen on vaikuttanut ratkaisevasti kaukokartoitustekniikka ja GIS-pohjainen mallintaminen (mm. Golley 1994, P. Helle ym. 1996, Naasset 1997).

Metsätalouden suunnitteluun maisemaekologia tuli 1990-luvulla, ja sen tavoitteeksi asetettiin metsäluonnon monimuotoisuuden säilyttäminen (mm. Hansson ja Angelstam 1991, Angelstam ym. 1993, Hallman ym. 1996). Suomalaisessa metsäsuunnittelussa maisemaekologia-käsite on käännetty alue-ekologiaksi. Tässä kirjoituksessa tarkastellaan alue-ekologisen suunnittelun maisemaekologisia perusteita.

2 Alue-ekologisen suunnittelun tavoitteet ja keinot

Suomessa metsähallituksen nykyisin noudattamassa metsätalouden suunnittelujärjestelmässä alue-ekologisella suunnittelulla on useita tavoitteita. Ensisijaisesti se pyrkii ohjaamaan metsätaloutta siten, että puuntuotantotavoitteiden ohella alueelle tyypillinen metsälajisto säilyy elinkykyisinä populaatioina; muut tavoitteet liittyvät esimerkiksi kulttuuri-, opetus- ja tutkimuskohteiden säilyttämiseen (Hallman ym. 1996). Perinteellisestä metsäsuunnittelusta poiketen alue-ekologisen suunnittelun perusyksikkö ei ole yksittäinen metsikkökuvio, vaan laajempi kokonaisuus.

Alue-ekologisen suunnittelun luonnonsuojelutavoitteet ovat nähtävissä osana YK:n kehitys- ja ympäristökonferenssin (Rio de Janeiro 1992) ja Euroopan metsäministerikokouksen (Helsinki 1994) käynnistämää prosessia. Suomessa alue-ekologisella suunnittelulla on myös selvärajaisempi, vanhojen metsien suojeluun liittyvä erityistavoite. Pohjois-Suomen vanhojen metsien suojelutyöryhmässä todettiin, että arvokkaiden alueiden luontoarvot säilytetään alue-ekologisen suunnittelun avulla tapauksissa, joissa varsinaisen suojelualueen perustaminen ei ole järkevää (Vanhojen metsien suojelutyöryhmän... 1996).

”Ensimmäisen polven” alue-ekologiset suunnitelmat perustuvat kolmelle ekologiselle periaatteelle, joita voidaan käyttää rinnakkain (Angelstam ja Pettersson 1997).

Alue-ekologia. Sen perustana ovat luonnonarvoiltaan merkittävät alueet, joita pyritään tarvittaessa vahvistamaan ja parantamaan laadullisesti. Niiden välille luodaan verkostoja ja käytäviä helpottamaan eliöläjien siirtymistä alueelta toiselle.

Luontainen häiriödynamiikka. Metsien hakkuurytmi pyrkii jäljittämään metsätyypille luonteenomaista häiriödynamiikkaa. Tunnetuin on Angelstamin ym. (1993) luontaiselle metsäpalofrekvenssille perustama ASIO-malli (A = aldrig = ei koskaan; S = sällan = harvoin; I = ibland = joskus; O = ofta = usein). Sen mukaan kosteat ”palonkiertämät” on

jätettävä metsätalouden ulkopuolelle, kun taas toisen ääripään usein palaneita kuivia kankaita voidaan käsitellä usein.

Maankäytön historia. Maankäyttöhistorian avulla voidaan tarkastella, miten alueen metsäjatkumo on muuttunut vuosikymmenien ja vuosisatojen kuluessa.

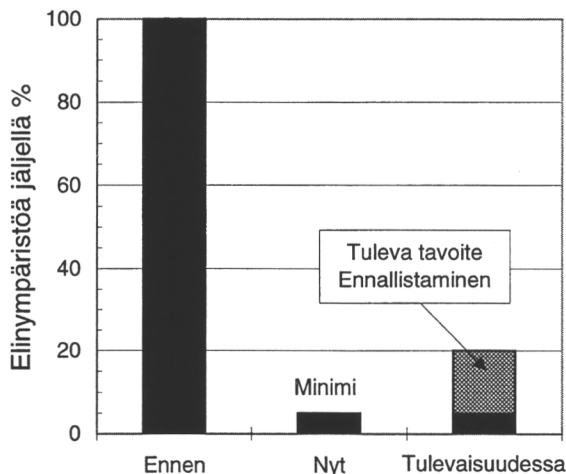
3 Alue-ekologian tieteellinen perusta

3.1 Niukkuusanalyysi

Hailan ym. (1994) kirjallisuuskatsauksesta käy ilmi, että metsätalous on muuttanut metsäympäristöä kolmella tavalla. Ensinnäkin metsätalous vaikuttaa metsän ikään sekä metsikkökuvioiden pinta-alaan, muotoon ja alueelliseen jakautumiseen. Merkittäviä muutoksia on tapahtunut myös puulajisuhteissa. Kolmanneksi tietynlaiset mikrohabitaatit, laho tai palanut puuaines, ovat vähentyneet.

Vastaavanlainen tarkastelu voidaan tehdä myös laajemmalla alue-
tasolla. Tällöin niukkuusanalyysillä (eng. gap analysis) tarkoitetaan systemaattista arviota siitä, minkälaiset elinympäristöt ovat erityisesti vähentyneet ihmistoiminnan seurauksena ja joiden lajiston säilyminen pitkällä aikavälillä on tämän vuoksi epävarmaa (Scott ym. 1987).

Angelstamin ja Petterssonin (1997) metsäympäristöön soveltaman niukkuusanalyysin perusajatus on esitelty kuvassa 1. Sekä Ruotsissa että Suomessa luonnonmetsistä on jäljellä enää vain viisi prosenttia. Tämän hetken luonnonsuojelubiologisenä tavoitteena Angelstam ja Pettersson



Kuva 1. Niukkuusanalyysin periaate Angelstamin ja Petterssonin (1997) mukaan.

(1997) pitävät sitä, ettei luonnonmetsien pinta-ala nykyisestäään vähene. He pitävät selvänä, että viisi prosenttia elinympäristön alkuperäisestä pinta-alasta ei pysty säilyttämään pitkällä aikavälillä sille luonteenomaista lajistoaan. Tavoitteena on, että luonnonmetsien osuus saadaan erilaisin ennallistamis- ym. toimin nostetuksi noin 20 prosenttiin (kysymystä käsitellään tarkemmin luvussa 3.3).

3.2 Uudet metsien käsittelymenetelmät

Kaikki merkittävät metsäorganisaatiot uudistivat metsienkäsittelyohjeensa 1990-luvun alkupuolella; tavoitteena oli monimuotoisuutta ajatellen ilmeisempien puutteiden korjaaminen. Ohjeet suosittivat lehtipuusekoitusta, säästöpuita hakkuuaukolle, lahojen ja kuolleiden puiden säästämistä jne. Samat suositukset on otettu osaksi alue-ekologista suunnittelua (Hallman ym. 1996).

On tiedetty jo vanhastaan, että lehtipuut lisäävät monimuotoisuutta olennaisella tavalla; kuvan 2 suomalaisessa esimerkissä on suurperhostoukkien isäntäkasvit. Kahdeksan suosituinta perhostoukkien isäntäkasvia ovat yleisiä ja laajalle levinneitä lehtipuita. Kuusi ja mänty sen sijaan löytyvät vasta sijoilta 24 ja 26.

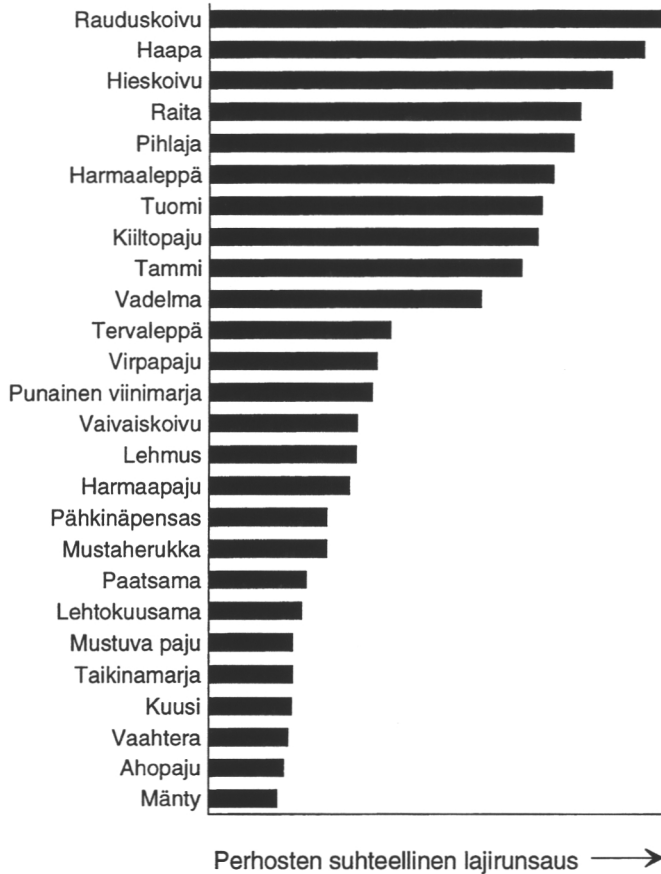
Uusien käsittelytapojen odotetut vaikutukset eivät tule välttämättä heti näkyviin. Sjöberg ja Lennartsson (1995) luettelevat kuitenkin useita tutkimuksia, joissa erityisesti lahopuiden säästämällä on saatu aikaan myönteisiä tuloksia. Angelstam (1990) on osoittanut, että hakkuualalle jätetyt lahopuut parantavat useiden tikkalajien elinmahdollisuuksia.

3.3 Pinta-alan merkitys

Lajissaan ensimmäinen ja edelleenkin tunnetuin pinta-alan ja lajiluvun välistä suhdetta kuvaava teoria on kolmen vuosikymmenen takaa. MacArthurin ja Wilsonin (1967) eliömaantieteellisen saariteorian ennuste, että lajimäärä puolittuu, kun pinta-ala pienenee 90 prosentilla, on todettu paikkansa pitäväksi lukuisissa myöhemmissä tutkimuksissa.

Eliömaantieteellistä saariteoriaa voidaan soveltaa myös ympäristöstään selvästi poikkeaviin vanhojen metsien ”saariin” (Harris 1984). Tutkiessaan Etelä-Suomen suojelualueita Virkkala ym. (1994) havaitsivat, että vanhoja metsiä suosivien kolopesijöiden tiheys kasvoi metsikön pinta-alan suuretessa. Vastaavanlaisia havaintoja on Pohjois-Suomen vanhojen metsien lintulajistosta; tällaisia lajeja ovat mm. metso, pohjan tikka, puukiipijä ja kuukkeli (Virkkala 1996, Kuokkanen 1997). Pinta-alasidonnaisuus näyttää olevan tyypillistä nimenomaan pohjoisille paikallinnuille (Kuokkanen 1997), ja ainakin osalle lajistoa kysymys on

Isäntäkasvi



Kuva 2. Suurperhosten (toukkien) suhteellinen lajirunsaus eri puu- ja pensaslajeilla Seppäsen (1970) mukaan.

talviravinnon riittävydestä. Lisääntymismenestyksellä mitattuna erot elinympäristöinä optimaalisten laajojen vanhojen metsien alueiden ja nuorempien sub-optimaalisten metsien välillä ovat suuremmat kuin tiheuserojen perusteella voi päätellä. Tähän viittaavat havainnot, joiden mukaan useiden lintulajien jälkeläistuotto yhtenäisillä metsäalueilla on parempi kuin muualla (mm. Robinson ym. 1995).

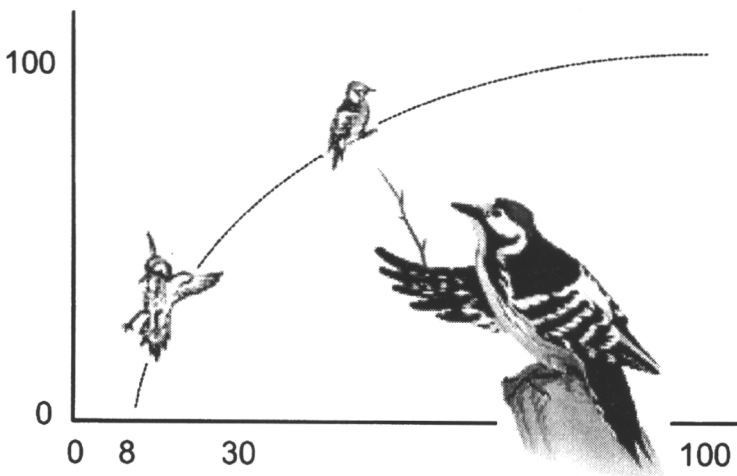
Lajille sopivan elinympäristön kokonaispinta-alan ja laikkukoon pieneminen merkitsevät myös etäisyyden kasvamisesta laikkujen välillä; ekologisessa tutkimuksessa ilmiötä kutsutaan pirstoutumiseksi (eng. fragmentation). Andrénin (1994) yhteenveto pirstoutumisen vaikutuksista osoittaa, että niin kauan kun alkuperäisestä elinympäristöstä on jäljellä yli 30 prosenttia, lajin kanta heikkenee suorassa suhteessa pinta-alan pie-

nenemisen kanssa. Sen sijaan sen jälkeen, kun kriittinen kynnyсарvo, joka vaihtelee 10 ja 30 prosentin välillä, on alitettu, kanta taantuu suhteellisesti nopeammin kuin pinta-ala pienenee (kuva 3). Tämä johtuu ensisijaisesti monista pienille populaatioille tyypillisistä ongelmista. Niiden kohtaloksi voivat koitua poikkeukselliset kuolleisuutta lisäävät ja jälkeläistuotantoa heikentävät sääolot, sukusiitos ja se, että lisääntymiskykyiset yksilöt eivät löydä toisiaan muodostaakseen pesivän parin (Virkkala 1996).

3.4 Mittakaava

Koska monimuotoisuuden säilyttäminen ei ole käytännössä mahdollista jokaisella talousmetsän kuviolla, on välttämätöntä määrittellä mittakaava, jolla eri lajien elinympäristövaatimukset on otettava huomioon. Yksittäinen metsikkö voi menettää monimuotoisuuttaan, jos muilla toimenpiteillä huolehditaan siitä, että kasvi- ja eläinpopulaatiot säilyvät elinkykyisinä ympäröivillä alueilla.

Vastaavanlainen näkökulman laajennus tapahtui vähin erin jo aikaisemmin ekologisessa tutkimuksessa. Eläin- ja kasvitieteilijät keräsivät aineistonsa suhteellisen pieniltä koealoilta, joilta laskettiin tai arvioitiin tutkittavan lajin runsaus, ja – kuten eläintieteessä oli tapana – tausta-aineistoksi kuvattiin myös koealan kasvillisuus. Tältä pohjalta pääteltiin, millaisia ympäristöjä laji suosii tai karttaa. Kuvatulla menetelmällä ei kuitenkaan pystytä kuvaamaan luotettavasti laajaa elinympäristöä vaativien lajien elinympäristövaatimuksia edes yksilötasolla populaatiotasosta puhumattakaan. Metapopulaatioteoria korostaa maisemaekologisen lähestymistavan merkitystä myös pienialaisten mikrohabitaattien lajistolle (Hanski 1994).



Kuva 3. Valkoselkätikan kannan kehityksen riippuvuus jäljellä olevan kelvollisen elinympäristön määrästä Aulénin (1988) mukaan.

Entisen metsikkökohtaisen tarkastelun riittämättömyys tulee esiin esimerkiksi metson elinympäristöjen kuvaamisessa. Metson suosimat metsät ovat Etelä- ja Keski-Suomessa yleensä yli 90-vuotiaita (Seiskari 1962). 1950-luvulla, jolloin metsokanta oli suhteellisen vankka etelärannikkoa myöten, juuri metsikön ikää pidettiin metson elinympäristön tärkeimpänä ominaisuutena. Myöhempi tutkimus on osoittanut, että nykymetsässä merkityksensä on monilla muillakin tekijöillä. T. Helle ja P. Helle (1994) vertasivat metsokannassa vuosina 1964–1986 tapahtuneita muutoksia vastaavana ajankohtana tapahtuneeseen vanhojen metsien pinta-alamuutokseen. Etelä-Suomessa metsien pinta-ala oli kasvanut, Pohjois-Suomessa pienentynyt. Jos metsikön ikä olisi metson kannalta ratkaisevin tekijä, Etelä-Suomen metsokannan olisi pitänyt voimistua ja Pohjois-Suomen taantua. Tosiasiassa metso taantui selvästi sekä etelässä että pohjoisessa ilman, että väheneminen oli yhteydessä vanhojen metsien pinta-alamuutoksen kanssa.

Soidinpaikat, metson elinpiirin ydinalueet, sijoittuvat edelleenkin pääasiassa Seiskarin (1962) kuvaamiin varttuneisiin metsiin. Vähintään yhtä tärkeä on havainto, että soidinpaikan ympäristön metsäisyysprosentti on keskimääräistä korkeampi Etelä- ja Keski-Suomessa 1–1,5 km:n etäisyydelle ja Etelä-Lapissa 4 km:n etäisyydelle soidinpaikalta (P. Helle ym. 1994). Varttuneet metsät, jotka sijaitsevat muualla kuin laajoilla ja suhteellisen yhtenäisillä metsäalueilla, ovat metson kannalta arvottomia. Kun eteläsuomalaisen peltojen ympäröimän entisen vasikkahaan puusto saavuttaa 90 vuoden iän, se ei samalla muutu kelvolliseksi metson elinpiirin osaksi.

Maisemaekologinen tarkastelu ei pysähdy kuitenkaan ”alkuperäiselle”, yhdellä silmäyksellä hahmottuvalle maisematasolle. Metsosta tiedetään, että laajalla maantieteellisellä alueella (Kainuu) metsotiheys on riippuvainen varttuneiden metsien pinta-alaosuudesta (P. Helle ym. 1996). Pohjoisen havumetsän peruslinnuista löytyy esimerkkejä siitä, että paikallisia tiheyseroja selitettäessä tarkastelunäkökulmaa on laajennettava tästäkin. Metsä-Lapin lapintiaiskannat ovat säilyneet suhteellisen vahvoina, mutta romahtaneet etelämpänä Lapissa vanhojen metsien vähenemisen myötä (P. Helle ja Järvinen 1986, Virkkala 1990). Kuokkanen (1997) on vastaavasti todennut, että Koillismaalla lapintiaiskanta harvenee ilmeisesti juuri samasta syystä siirryttäessä Venäjän rajalta kohti länttä. Lapintiainen on havainnollinen esimerkki lähde-nielumallista (Pulliam 1988). Sen kanta on vahva Metsä-Lapin ja Kemijoen ydinalueilla (lähde), josta levittäytyvät yksilöt pitävät asuttuina läntisiä ja eteläisiä pirstoutuneita suboptimaalisia alueita (nielu).

3.5 Ekologiset käytävät

Täydellisesti eristyneissä ympäristölaikuissa elävien populaatioiden säilymistodennäköisyys on pienempi kuin niiden populaatioiden, joilla on yhteyksiä muihin laikkuihin. Populaation säilymistodennäköisyys toisiinsa yhteydessä olevissa laikuissa kasvaa geometrisessa sarjassa laikkujen lukumäärän mukaan (Lefkovicth ja Fahring 1985). Lajille sopivia elinympäristölaikkuja ja esimerkiksi lähde-nielu-mallin kuvaamia alueita yhdistävät ekologiset käytävät ovat tärkeä osa maisemaekologista tutkimusta ja varsinkin sen alue-ekologisia sovellutuksia.

Ekologisten käytävien todellisesta merkityksestä on esitetty kuitenkin jopa täysin vastakkaisia käsityksiä (ks. Gustafsson ja Hansson 1997). He toteavat, että varsinkin boreaalisella havumetsävyöhykkeellä asiaa on tutkittu niin vähän, että käytävien toimivuutta koskevien yleistysten tekeminen on mahdotonta. Yksittäisistä, käytävien avulla levittäytyvistä lajeista on kuitenkin tutkimustietoa, tuoreimpana Mönkkösen ym. (1997) tutkimus liito-oravasta. Sen kohdalla on kuitenkin luontevampaa puhua laajemmista ekologisista yhteyksistä kuin kapeista käytävistä.

Kirjallisuus

- Andrén, H. 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos* 21: 355–366.
- Angelstam, P. 1990. Factors determining the composition and persistence of local woodpecker assemblages in taiga forest in Sweden – a case for landscape ecological studies. Julkaisussa: Carlson, A. & Aulén, G. (toim.). Conservation and management of woodpecker populations. Swedish University of Agricultural Sciences, Department of Wildlife Ecology. Report 17: 147–164.
- & Pettersson, B. 1997. Skydd av skogsmark – behov och kostnader. SOU 1997:98. Miljövårdsberedningen.
- , Rosenberg, P. & Rülcker, C. 1993. Aldrig, sällan, ibland, ofta. Skog och Forskning 93: 28–33.
- Aulén, G. 1988. Ecology and distribution history of the white-backed woodpecker *Dendrocopos leucotos* in Sweden. Swedish University of Agricultural Sciences. Department of Wildlife Ecology. Report 14. 253 s.
- Forman, R.T. & Godron, M. 1986. Landscape ecology. John Wiley and Sons, New York.
- Golley, F.B. 1994. Development of landscape ecology and its relation to environmental management. Julkaisussa: Jensen, M.E. & Bourgeron, P.S. (toim.). Volume II: Ecosystem management: principles and applications.

- USDA Forest Service, General Technical Report PNW-GTR-318. s. 34–41.
- Gustafsson, L. & Hansson, L. 1997. Corridors as a conservation tool. *Ecological Bulletin* 46: 182–190.
- Haila, Y., Hanski, I.K., Niemelä, J., Punttila, P., Raivio, S. & Tukia, H. 1994. Forestry and boreal fauna. *Annales Zoologici Fennici* 31: 187–202.
- Hallman, E., Hokkanen, M., Juntunen, H., Korhonen, K-M., Raivio, S., Savella, O., Siitonen, P., Tolonen, A. & Vainio, M. 1996. Alue-ekologinen suunnittelu. Metsähallituksen metsätalouden julkaisuja 3. 59 s.
- Hanski, I. 1994. Patch-occupancy dynamics in fragmented landscapes. *Trends in Ecology and Evolution* 9: 131–135.
- Hansson, L. & Angelstam, P. 1991. Landscape ecology as a theoretical basis for nature conservation. *Landscape Ecology* 5: 191–201.
- Harris, L.D. 1984. The fragmented forest. Island biogeography theory and preservation of biotic diversity. Chicago University Press. 211 s.
- Helle, P., Helle, T. & Lindén, H. 1994. Capercaillie (*Tetrao urogallus*) lekking sites in fragmented Finnish forest landscape. *Scandinavian Journal of Forest Research* 9: 386–396.
- & Järvinen, O. 1986. Population trends in North Finnish land birds in relation to their habitat selection and changes in forest structure. *Oikos* 46: 107–115.
- , Nikula, A., Kumpu, P. & Kurki, S. 1996. Riistakolmiolaskentojen paikannettujen havaintojen käyttö tutkimuksessa. *Suomen Riista* 42: 56–66.
- Helle, T. & Helle, P. 1994. Muuttuva metsäkuva ja kanalinnut – hypoteesien testaus suuraluetasolla. *Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja* 488: 8–18.
- Kuokkanen, P. 1997. Pinta-alan, maiseman ja habitaattirakenteen merkitys vanhojen metsien lintuyhteisöille. *Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisu A* 73. 35 s.
- Lefkovicth, L. & Fahring, L. 1985. Spatial characteristics of habitat patches and population survival. *Ecological Modelling* 30: 297–308.
- Leopold, A. 1949. The land ethics. A sand county almanac and sketches here and there. Oxford University Press.
- MacArthur, R.H. & Wilson, E.O. 1967. The theory of island biogeography. Princeton University Press. 203 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 of northern Finland. *Ecography* 20: 634–642.
- Naesset, E. 1997. Geographical information systems in long-term forest management and planning with special reference to preservation of biological diversity: a review. *Forest Ecology and Management* 93: 121–136.
- Pulliam, H.R. 1988. Sources, sinks, and population regulation. *American Naturalist* 132: 652–661.

- Robinson, S.K., Thopson, F.R. III, Donovan, T.M., Whitehead, D.R. & Faaborg, J. 1995. Regional forest fragmentation and the nesting success of migratory birds. *Science* 267: 1987–1990.
- Scott, J., Csuti, B., Estes, J. & Andersson, H. 1987. Species richness: a geographic approach to protecting future biodiversity. *BioScience* 37: 782–788.
- Seiskari, P. 1962. On the winter ecology of the capercaillie, *Tetrao urogallus*, and the black grouse, *Lyrurus tetrix*, in Finland. *Papers of Game Research* 22. 119 s.
- Seppänen, E. 1970. Suomen suurperhostoukkien ravintokasvit. 2. uud. laitos. WSOY, Porvoo. 179 s.
- Sjöberg, K. & Lennartsson, T. 1995. Fauna and flora management in forestry. Julkaisussa: Hytönen, M. (toim.). *Multiple-use forestry in the Nordic countries*. Metsäntutkimuslaitos, The Finnish Forest Research Institute. s. 192–243.
- Troll, C. 1939. Luftbildplan und ökologische Bodenforschung. *Ges. für Erdkunde*, Berlin 2: 241–311.
- Vanhonjen metsien suojelutyöryhmän osamietintö III. 1996. Vanhohjen metsien suojelu Pohjois-Suomessa – luonto ja luonnonvarat. Ympäristöministeriö. 108 s.
- Virkkala, R. 1990. Ecology of the Siberian tit *Parvus cinctus* in relation to habitat quality: effects of forest management. *Ornis Scandinavica* 21: 139–146.
- 1996. Metsien suojeluverkon rakenne ja kehittämistarpeet – ekologinen lähestymistapa. *Luonto ja luonnonvarat*. Suomen ympäristö 16. 53 s.
- , Rajasärkkä, A., Väisänen, R.A., Vickholm, M. & Virolainen, E. 1994. Conservation value of nature reserves: do hole-nesting birds prefer protected forests in southern Finland. *Annales Zoologici Fennici* 31: 173–186.

Ekologiset käytävät alue-ekologisen metsäsuunnittelun välineenä

Mikko Mönkkönen ja Pasi Reunanen

*Oulun yliopisto, Biologian laitos,
PL 333, 90571 Oulu*

mmonkkon@cc oulu.fi
preunane@mail.student oulu.fi

1 Johdanto

Elinympäristöjen pirstoutuminen on yksi suurimmista luonnon monimuotoisuutta uhkaavista tekijöistä ja siksi keskeinen teema luonnonsuojelubiologiassa. Pirstoutumisen seurauksena alkuperäisen elinympäristön määrä maisemassa vähenee, reuna-alueiden määrä lisääntyy ja jäljellä olevat alkuperäiset elinympäristöt eristyvät toisistaan. Monissa tapauksissa pirstoutuminen tarkoittaa myös uudenlaisten, ihmisen aikaansaamien elinympäristöjen ilmaantumista ja niiden määrän lisääntymistä maisemassa. Pirstoutumisen sekundaarisia seurauksia ovat mm. muutokset lajien välisissä vuorovaikutuksissa. Muutos elinympäristössä on suosinut joitakin lajeja, mutta vaikuttanut haitallisesti joidenkin lajien kannankehitykseen maisemassa. Tämä voi johtaa myös laadullisesti uudensuuntauksiin lajien välisiin suhteisiin (esim. Kurki ym. 1997).

Pirstoutuneessa maisemassa monet populaatiot esiintyvät pieninä osapopulaatioina. Pienet populaatiot ovat alttiimpia elinympäristön ja populaatioiden stokastisille tekijöille kuin suuret yhtenäiset populaatiot (esim. Shaffer 1981). Tämän vuoksi pienet populaatiot ovat alttiita paikalliselle sukupuutolle. Populaatioiden pilkkoutuminen lisää sukupuuton todennäköisyyttä myös alueellisesti, mikäli osapopulaatiot eivät saa täydennystä muista osapopulaatioista. Maiseman sidonnaisuus tai konnektiivisuus (engl. connectivity) voidaan nähdä yksilöiden todennäköisyytenä siirtyä osapopulaatiosta toiseen (Merriam 1991, Taylor ym. 1993). Sidonnaisuuden säilyttäminen ja luominen suunnittelutyön yhtey-

dessä onkin eräs keskeisimmistä keinoista, joilla lajien elinkykyisiä populaatioita pyritään ylläpitämään alueellisesti.

Alue-ekologisen metsäsuunnittelun päämääränä on, että alueella luontaisesti esiintyvien lajien populaatiot säilyvät elinkykyisinä. Koska yksilöiden liikkuminen (dispersaali) alueiden välillä on tärkeä tekijä populaatioiden elinkyvyn kannalta, alue-ekologisen suunnittelun keskeinen tehtävä on edesauttaa lajien liikkumista maisemassa luomalla ja säilyttämällä liikkumista edistäviä ekologisia käytäviä ja askelkiviä (Halman ym. 1995). Suomalaisessa suunnitteluohjeistossa ekologiset käytävät ovat 50–100 m leveitä metsäkaistaleita, jotka reunustavat erilaisia kosteikkoja, soistuvia metsiä, korpia, puroja, soita sekä lampien ja järvien rantoja (Halman ym. 1995). Liian leveät käytäväkuviot halkaistaan siten, että yli 100 metriä leveitä käytäviä ei muodostu.

Tässä kirjoituksessa käsittelemme ekologisia käytäviä osana maiseman sidonnaisuutta ja pohdimme käytävien roolia eliöiden kulkureitteinä ja elinalueina. Lisäksi arvioimme käytävien merkitystä borealisessa havumetsämaisemassa ja niiden mahdollisuuksia saavuttaa niille alue-ekologisessa suunnittelussa asetettu tavoite – lajien populaatioiden elinkykyisyyden ylläpitäminen.

2 Maiseman sidonnaisuus

Teoreettisessa mielessä maiseman sidonnaisuudella tarkoitetaan kaikkia niitä toiminnallisia tekijöitä, joiden ansioista lajin populaatiot tai erillisesiintymät muodostavat yhden demografisen yksikön (Merriam 1984). Käsite voidaan pelkistää kuitenkin kahteen keskeiseen tekijään: maiseman rakenteeseen ja lajin biologiseen ominaisuuteen, levittäytymiskykyyn (With ym. 1997). Maiseman sidonnaisuus voi siten olla joko maiseman rakenteellinen ominaisuus tai seurausta kullekin lajille ominaisesta levittäytymispotentiaalista.

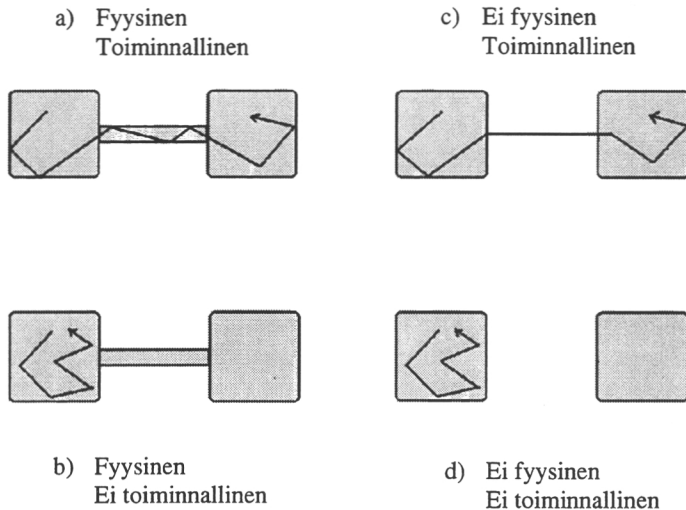
Missä vaiheessa aikaisemmin sidonnaiset maisemat sitten muuttuvat pirstoutuneiksi? Maiseman kriittisiä raja-arvoja on tutkittu pääasiassa teoreettisesti mallintamalla. Kysymyksenasettelun lähtökohtana on ollut, millaisia muutoksia maiseman rakenteessa tapahtuu, kun alkuperäisen elinympäristön määrä asteittain vähenee ja miten se vaikuttaa populaatioiden esiintymiseen ja lajien levittäytymiseen mallimaisemassa.

Jos lähtökohdaksi otetaan kokonaan metsäinen maisema ja metsää aletaan poistaa pala palalta satunnaisista kohdista, maisemaan alkaa ilmestyä aukkoja. Maisema pysyy fyysisesti sidonnaisena niin kauan, kun jäljellä olevat metsäkuviot ovat kiinni toisissaan. Metsä muodostaa yhden yhtenäisen alueen, joka ulottuu tarkasteltavan maiseman reunasta toiseen. Jos metsän poistamista yhä jatketaan, lopulta yhden ainoan kappaleen poistaminen voi katkaista yhtenäisen metsän kahteen erilliseen osaan.

Perkolaatioteoria (percolation theory, Gardner ym. 1987) ennustaa, että yhteyden katkeaminen tapahtuu, kun maisemassa on jäljellä 59 % alkuperäisestä metsästä. Kun metsää on maisemassa enemmän kuin 59 %, metsä muodostaa todennäköisesti yhden yhtenäisen alueen. Maisemissa, joissa metsää on alle 59 %, elinympäristö on todennäköisesti jakautunut kahteen tai useampaan osaan. Luonnollisissa tai ihmisen muokkaamissa maisemissa elinympäristöt eivät kuitenkaan ole sijoittuneet maisemaan satunnaisesti, vaan esiintyvät tavallisesti aggregoituneesti (Franklin ja Forman 1987). Kriittiset raja-arvot elinympäristön yhtenäisyyden katkeamiselle tällaisissa maisemissa ovat usein hieman alempia kuin satunnaismaisemissa.

Maiseman sidonnaisuus on kuitenkin maiseman rakenteen ja lajin yksilöiden ominaisuuksien summa. Koska lajit poikkeavat toisistaan levittäytymiskyvyltään, maisema näyttää eri lajien näkökulmasta erilaiselta: toisille lajeille yhtenäisen elinympäristön katkeaminen pirstoo maiseman, toisen lajin levittäytymiskyky taas kompensoi pirstoutumisen kytkemällä etäisetkin elinympäristölaikut toisiinsa. Maisema voi siis olla fyysisesti yhtenäinen mutta lajin näkökulmasta pirstoutunut tai fyysisesti pirstoutunut mutta lajin näkökulmasta yhtenäinen (kuva 1). Tästä seuraa, ettei ole olemassa yhtä yleistettävää kriittistä raja-arvoa, jolloin maisema muuttuu yhtenäisestä pirstoutuneeksi, vaan useita raja-arvoja, joihin vaikuttavat maiseman rakenteen lisäksi myös lajien liikkumiskyky ja niiden muut biologiset ominaisuudet.

Sidonnaisuus



Kuva 1. Maiseman sidonnaisuus on maiseman rakenteen ja lajin yksilöiden ominaisuuksien summa. Maisema voi olla fyysisesti sidonnainen (a ja b) mutta eliö ei välttämättä havaitse sitä sidonnaisena (b). Maisema voi myös olla fyysisesti pirstoutunut (c ja d) mutta eliön kannalta sidonnainen, jos sillä on kyky liikkua laikkujen välillä (c).

Suurin osa maisemien sidonnaisuutta koskevasta empiirisestä tutkimuksesta on tapahtunut maisemissa, joissa ihminen on pysyvästi muuttanut maiseman rakennetta, esim. raivaamalla metsiä pelloiksi tai rakentamalla taajama-alueita (Saunders ja Hobbs 1991). Myös teoreettinen tutkimus käsittelee maisemia usein jyrkästi kaksijakoisina, musta-valkoisina ruudukkoina, joko lajille sopivina tai sopimattomina ruutuina. Boreaalimetsämaisemissa tällainen kaksijakoisuus on useimmiten keinotekoista. Ensinnäkin ihmisen aiheuttama maiseman muutos ei kovin laajasti ole tarkoittanut pysyvää metsäpinta-alan pienentymistä, vaan talousmetsämaisemakin on suurimmalta osin erilaisten metsäkuvioiden luonnehtimaa metsämaata. Muutos luonnontilaiseen maisemaan verrattuna on tapahtunut pikemminkin metsän eri kehitysvaiheiden pinta-alasuhteissa ja metsien rakenteellisissa ominaisuuksissa. Toiseksi boreaalinen havumetsä on aina ollut luonnollisen dynamiikan muovaama ja häiriötekijöiden seurauksena syntyneiden eri-ikäisten sukkessiovaiheiden luonnehtimaa. Ihmisen vaikutus tässä suhteessa ilmenee häiriöiden mittakaavan ja voimakkuuden muutoksena. Sidonnaisuus boreaalissa metsissä on olennaisesti musta-valkoista jaottelua kirjavampi tilanne.

Alue-ekologian (landscape ecology) keskeisiä käsitteitä ovat kohde-elinympäristölaikku (patch) ja välialue (matriksi) (Forman 1995). Nämä käsitteet samoin kuin ekologisten käytävien käsite (Forman 1983) muodostuivat alue-ekologisiksi ongelmakysymyksiksi ihmisen voimakkaasti muuttamissa maanviljelymaisemissa – Keski-Euroopassa, Australiassa ja Yhdysvalloissa. Nämä elementit ovat vaikeammin määriteltäviä boreaalisisissa metsämaisemissa. Missä kulkee ”laikun” ja ”matriksin” raja, jos suurin osa alueesta koostuu eri ikäisistä metsistä? Kuinka suuri ero elinympäristötyyppien välillä tulee olla, jotta toinen on määriteltävissä laikuksi, toinen matriksiksi? Missä kulkevat levittäytymistä edistävät käytävät metsäosaiikissa? Esimerkiksi Gustafson ja Gardner (1996) osoittivat, että ”ekologiset käytävät” eivät suinkaan aina sijaitse siellä, missä ne kartasta katsottuna ihmisen silmin näyttäivät olevan. Tällaisissa maisemissa yksittäisten lajin näkökulma korostuu entisestään. Lajit kokevat elinympäristötyyppien välisen vaihtelun eri tavalla ja määrittävät käyttäytymisellään, elinympäristöjen valinnallaan ja liikkumisellaan kukin omat ”laikkunsa”, ”matriksinsa” ja ”käytävänsä”.

Boreaalisia metsämaisemia luonnehtiva keskeinen piirre on muutos ajassa. Toisin kuin maanviljelymaisemissa, missä metsän ja pellon sijainti ja rajat ovat usein pysyviä, havumetsän uudistuminen tai uudistaminen sekä metsänkasvu pitävät maiseman jatkuvassa muutoksen tilassa, mikä vaikuttaa maiseman sidonnaisuuteen. Nämä muutokset suuntaan taikka toiseen voivat joidenkin eliöiden kannalta olla sangen nopeita. Avoimet alueet ja taimikot jarruttavat esimerkiksi liito-oravan levittäytymistä alueelta toiselle, mutta laji pystyy käyttämään jo erilaisia kasvatsumetsiä sujuvasti liikkumiseen (Reunanen ym., julkaisematon aineisto).

3 Ekologiset käytävät metsäsuunnittelun välineenä

Kuten jo mainitsimme, ekologisten käytävien käsite on syntynyt maantieteellisesti ja luonteeltaan vallan erilaisissa maisemissa kuin boreaalinen metsämaisema. Kuitenkin myös näissä maisemissa niiden merkitys yksilöiden liikkumisen edistämässä on puutteellisesti tunnettua (Hobbs 1992, Gustafsson ja Hansson 1997). On esitetty, että käytävistä voisi olla jopa suoranaista haittaa lajien populaatioille (Simberloff ym. 1992). Käytävät voivat toimia kulkureitteinä suojeltavaksi aiottujen lajien taudeille, loisille ja pedoille. Myös lajeja haittaavien ympäristöhäiriöiden, esim. metsäpalojen, on ajateltu leviävän käytävien kautta helpommin. Nämä käytävien luomiseen liittyvät riskit eivät liene kuitenkaan realistisia boreaalisella havumetsävyöhykkeellä, jossa metsät ovat maiseman keskeinen elementti. Suurempi riski joidenkin lajien osalta voi olla se, että käytävät voivat houkutella yksilöitä siirtymään pois paremmista elinympäristöistä muualle, missä yksilöiden kuolleisuus on suurempi. Käytävät voivat toimia populaatioiden vajealueina (sink), joilla määritelmän mukaan kuolleisuus populaatiossa ylittää syntyvyyden.

Ekologisten käytävien perustaminen on kuitenkin alue-ekologisen metsäsuunnittelun keskeinen työkalu, jonka avulla säilytetään ja parannetaan maiseman sidonnaisuutta metsäalueiden ja suojelualueiden välillä sekä populaatioiden elinkykyä talousmetsämaisemissa. Millaisille lajeille käytävistä todennäköisesti voi olla hyötyä? On ilmeistä, että lajien kyvyssä käyttää ekologisia käytäviä hyväkseen siirtymisessä laikulta toiselle on runsaasti eroja. Sama pätee luonnollisesti askelkiviin. Habitaattivaatimuksiltaan kaikkein vaatimattomimmat lajit (habitaattigeneralistit) tuskin tarvitsevat käytäviä liikkumiseen. Tiukimmin vanhoihin metsiin tai muihin erityisiin elinympäristöihin erikoistuneet lajit puolestaan vaativat ympäristöiltään tiettyjä erityispiirteitä, esimerkiksi tietynlaista mikroilmastoa, eivätkä ole välttämättä sopeutuneet reuna-alueiden läheisyyteen. Spezialistien levittäytymiskyky voi myös olla heikko. Tällaiset lajit tuskin pystyvät siirtymään käytäviä käyttäen ainakaan kovin pitkiä etäisyyksiä. Näiden ryhmien välillä saattaa olla lajeja, joiden levittäytymistä käytävät olennaisesti helpottavat, mutta toistaiseksi emme tiedä, mitä nämä lajit ovat ja kuinka paljon niitä on.

Ekologisilla käytävillä voi olla populaatioiden elinkykyisyyden kannalta merkitystä myös elinalueina, missä lisääntyminen ja ravinnonhankinta voivat tapahtua. Siirtyminen laikulta toiselle voi joillekin lajeille olla sukupolvien yli tapahtuva ilmiö, joka vaatii lisääntymistä käytävissä. Tällaisia lajeja voivat olla jotkin kasvit, jäkälät ja käävät. Edelleenkin lajien välillä on ilmeisesti paljon vaihtelua niiden kyvyssä käyttää käytäviä lisääntymisalueena tai osana elinpiiriään. Generalistilajit pystyvät luonnollisesti toimimaan käytävissä, mutta käytävien merkitys niiden

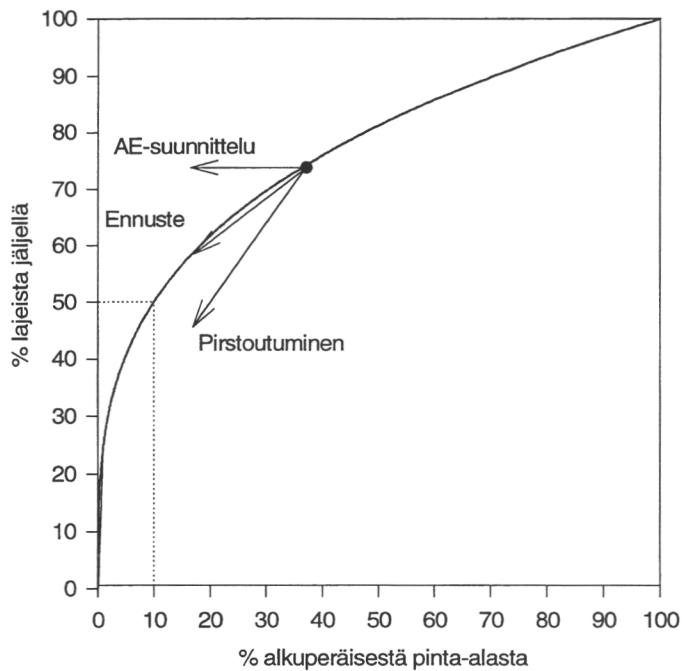
elinalueina lienee vähäinen. Toisen ääripään erikoistuneet lajit puolestaan eivät kelpuuta käytäviä habitaattivalikoimaansa. Elinalueina käytävillä voi olla merkitystä vain sellaisille lajeille, jotka ovat habitaattivaatimuksiltaan välimuotoisia. Onkin hyvin ilmeistä, että ekologisilla käytävillä nyky muodossaan on tuskin merkitystä leviämisreitteinä tai elinalueina vanhan metsän spesialistilajeille, jotka ovat kaikkein eniten suojele- ja hoitotoimien tarpeessa. Näitä lajeja on arvioitu olevan 5–10 % kaikista Suomessa elävistä lintu- ja maakiitäjäislajeista (Niemi ym. 1988, Raivio ja Haila 1990); lahopuulla elävien lajiryhmien (esim. käävät) kohdalla osuus on varmaan paljon suurempi. Käytävien suunnittelu kaikkein vaateliimmille metsälajeille lienee mahdotonta, ja niiden suojeleminen onkin tapahduttava jäljellä olevissa vanhan metsän saarekkeissa ja suojelealueilla. Käytävien luominen ja säästäminen metsäsuunnittelussa ei voi korvata yhtenäisten alueiden säästämistä hakkuilta. Selkein peruste käytävien säästämiseksi on niiden merkitys elinympäristöinä ja suojeleohjelmoina.

4 Maiseman rakenne ja ekologiset käytävät

Yksi ekologian periaatteellisimmista lainalaisuuksista on lajimäärän ja pinta-alan välinen riippuvuus. Tämän saarimaantieteestä tutun säännönmukaisuuden mukaan lajimäärä putoaa puoleen alkuperäisen elinalueen pinta-alan vähentyessä 10 %:iin alkuperäisestä määrästä (kuva 2). Suomalaisessa metsämaisemassa vanhojen metsien osuus on vähentynyt tällä vuosisadalla suuresti etenkin Pohjois-Suomessa (Metsätaloustieteellinen vuosikirja 1996). Esimerkiksi Kainuun ja Pohjois-Pohjanmaan metsäkeskusten alueella metsämaan pinta-alasta vain noin 15 % on vanhaa metsää (>120 v.). Vaikka emme varmuudella voi tietää, kuinka paljon nykyinen tilanne poikkeaa ”alkuperäisestä”, on selvää, että vanhan metsän pinta-ala on pienentynyt hyvin voimakkaasti. Yksinomaan vanhaa metsää elinympäristökseen vaativien lajien lukumäärä liukuu lajilukumäärän ja pinta-alan välistä suhdetta esittävällä kuvaajalla jo jyrkästi alaspäin.

Tämä asettaa alue-ekologiselle metsäsuunnittelulle mittavan haasteen, varsinkin kun suunnittelun toteutuksen seurauksena vanhojen metsien pinta-ala pikemminkin alenee kuin kasvaa. Alue-ekologisen suunnittelun tehtäväksi on asetettu lajimäärän ja pinta-alan välisen suhteen murtaminen. Erityisen suureksi haasteeksi tämän tehtävän tekee se seikka, että jäljellä oleva vanhan metsäpinta-ala on maiseman sidonnaisuutta ajatellen kaikkien kriittisten raja-arvojen alapuolella. Käytännössä tämä tarkoittaa sitä, että myös verraten hyvin levittäytyvät lajit kohtaavat vaikeuksia maiseman pirstoutumisen takia. Lajilukumäärän voi ennustaa tämän vuoksi ennustaa putoavan nopeammin kuin pelkkä pinta-

alan vähenemisen perusteella voisi arvioida (kuva 2) (ks. myös Andrén 1997). On ilmeistä, että tässä tilanteessa ainoa tehokas keino sukupuuttojen vauhdin hillitsemiseksi suomalaisissa metsämaaisemissa on pyrkiä lisäämään vanhojen metsien pinta-alaa. Käytävien luomisella ja sijoittelulla lienee vähäisempi merkitys monimuotoisuuden ylläpitämisessä. On kuitenkin muistettava, että nykyinen tietämyksen taso käytävähabitaattien ekologisista merkityksestä varsinkin lajien levittäytymiselle on kovin puutteellinen ja käytäväverkostojen luomista on pidettävä eräänlaisena ekologisena kokeena, jonka tuloksia tulee seurata ja arvioida.



Kuva 2. Saarimaantieteen lajimäärän ja pinta-alan välinen suhde. Kuvassa lajimäärä (y-akselilla) on ilmoitettu %-osuutena alkuperäisestä lajimäärästä, samoin pinta-ala (x-akselilla) %-osuutena alkuperäisestä pinta-alasta. Käyrä on piirretty yhtälön $S=cA^z$, missä S on lajimäärä ja A on pinta-ala, vakion z arvolle 0.3, mikä vastaa useissa maastotutkimuksissa todettua arvoa (Wilson 1992). Käyrästä voidaan laskea ennuste alueen lajimäärälle, esimerkiksi vanhan metsän lajeille, jos metsäpinta-ala hakkuiden seurauksena pienenee. Alue-ekologisen suunnittelun päämäärä on ylläpitää alkuperäinen lajimäärä alueella, vaikka metsän pinta-ala pienenisikin. Pirstoutumisen epäsuorat vaikutukset (laikkujen eristyminen toisistaan, reunavaikutus) pyrkivät pinta-alan pienentyessä vetämään lajimäärää alaspäin enemmän kuin saari-eliömaantieteen malli ennustaa.

Kirjallisuus

- Andrén, H. 1997. Habitat fragmentation and changes in biodiversity. *Ecological Bulletin* 46: 71–81.
- Forman, R.T.T. 1983. Corridors in a landscape: their ecological structure and function. *Ekológia (CSSR)* 2: 375–387.
- 1995. *Land mosaics – the ecology of landscapes and regions*. Cambridge University Press, Cambridge. 632 s.
- Franklin, J.F. & Forman, R.T.T. 1987. Creating landscape patterns by forest cutting: ecological consequences and principles. *Landscape Ecology* 1: 5–18.
- Gardner, R.H., Milne, B.T., Turner, M.G. & O'Neill, R.V. 1987. Neutral models for the analysis of broad-scale landscape pattern. *Landscape Ecology* 1: 19–28.
- Gustafson, E.J. & Gardner, R.H. 1996. The effect of landscape heterogeneity on probability of patch colonization. *Ecology* 77: 94–107.
- Gustafsson, L. & Hansson, L. 1997. Corridors as a conservation tool. *Ecological Bulletins* 46: 182–190.
- Hallman, E., Hokkanen, M., Juntunen, H., Korhonen, K.-M., Raivio, S., Savella, O., Siitonen, P., Tolonen, A. & Vainio, M. 1996. Alue-ekologinen suunnittelu. *Metsähallituksen metsätalouden julkaisuja* 3. 59 s.
- Hobbs, R.J. 1992. The role of corridors in conservation: solution or bandwagon? *Trends in Ecology and Evolution* 7: 389–392.
- Kurki, S., Nikula, A., Helle, P. & Lindén, H. 1997. Breeding success of black grouse and capercaillie in relation to mammal predator densities on two spatial scales. *Oikos* 79: 301–310.
- Merriam, G. 1984. Connectivity: a fundamental ecological characteristic of landscape pattern. *Julkaisussa: Brandt, J. & Agger, P. (toim.). Methodology in landscape ecological research and planning 1*. Roskilde Universitetsforlag GeuRuc. Roskilde, Denmark. s. 5–15.
- 1991. Corridors and connectivity: animal populations in heterogenous environments. *Julkaisussa: Saunders, D. A. & Hobbs, R. J. (toim.). Nature conservation 2: the role of corridors*. Surrey Beatty & Sons Pty Limited, New South Wales, Australia. s. 133–134.
- Metsätalastollinen vuosikirja. 1996. Painatuskeskus, Helsinki. 352 s.
- Niemelä, J., Haila, Y., Halme, E., Lahti, T., Pajunen, T. & Punttila, P. 1988. The distribution on carabid beetles in fragments of old coniferous taiga and adjacent managed forests. *Annales Zoologici Fennici* 25: 107–119.
- Raivio, S. & Haila, Y. 1990. Bird assemblages in silvicultural habitat mosaics in southern Finland during the breeding season. *Ornis Fennica* 67: 73–83.
- Saunders, D. A. & Hobbs, R. J. (toim.). 1991. *Nature conservation 2: the role of corridors*. Surrey Beatty & Sons Pty Limited, New South Wales, Australia. 442 s.

- Shaffer, M.L. 1981. Minimum population size for species conservation. *BioScience* 31: 131–134.
- Simberloff, D., Farr, J.A., Cox, J. & Mehlman, D.W. 1992. Movement corridors: conservation bargains or poor investments? *Conservation Biology* 6: 493–504.
- Taylor, P.D., Fahrig, L., Henein, K. & Merriam, G. 1993. Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos* 68: 571–572.
- Wilson, E.O. 1992. *The diversity of life*. Belknap Press, Harvard University, Cambridge. 463 s.
- With, K.A., Gardner, R.H. & Turner, M.G. 1997. Landscape connectivity and population distributions in heterogeneous environments. *Oikos* 78: 151–169.

Paikkatietoanalyysit alue- ekologisen metsäntutkimuksen välineenä

**Ari Nikula¹, Pekka Helle², Paavo Kumpu² ja
Sami Kurki³**

¹*Metsäntutkimuslaitos, Rovaniemen tutkimusasema,
PL 16, 96301 Rovaniemi*

²*Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, Meltauksen
riistantutkimusasema, 97340 Meltaus*

³*Turun Yliopisto, Biologian laitos, 20500 Turku*

ari.nikula@metla.fi

meltausrta@helsinki.rktl.fi (Pekka Helle ja Paavo Kumpu)

samikur@utu.fi

1 Alue-ekologinen suunnittelu

Alue-ekologisen suunnittelun pyrkimyksenä on ohjata metsätalouden suunnittelua siten, että kullekin suunnittelualueelle tyypillinen metsälajisto voi säilyä elinvoimaisena (Hallman ym. 1996). Alue-ekologisen suunnittelun yhtenä tavoitteena on siis alueellisen monimuotoisuuden säilyttäminen ja ylläpitäminen. Jo sana alue-ekologia pitää sisällään sen, että tarkastelun kohteena on yksittäisiä metsäkuvioita laajempia alueita.

Alueen monimuotoisuuteen, esimerkiksi tiettyjen lajien esiintymiseen, vaikuttavat useat seikat aina abioottisten tekijöiden epäsuorista vaikutuksista bioottisiin ja historiallis-poliittisiin tekijöihin saakka (Angelstam 1997). Monimuotoisuutta voidaan kuvata esimerkiksi alueella esiintyvien lajien tai habitaattityyppien avulla laskemalla näiden perusteella aluetta kuvaavia ns. diversiteetti-indeksejä. Alue-ekologisen suunnittelun kannalta yleiset biologista monimuotoisuutta kuvaavat tunnus-

luvut ovat kuitenkin ongelmallisia, sillä käsite monimuotoisuus pitää sisällään lukuisia eri eliöryhmiä, ja monimuotoisuutta kuvaavien tunnuslukujen biologisesta merkityksestä on vähän tietoa (esim. Götmark ym. 1986). Yksi keino lähestyä ongelmaa on tarkastella maiseman tai suunnittelualueen rakennetta kuvaavia numeerisia mittoja yksittäisten lajien elinympäristövaatimusten kannalta.

Maisemaekologian piirissä on kehitetty useita teorioita ja hypoteeseja, jotka ennustavat eri eliölajien menestymistä rakenteeltaan vaihtelevissa maisemissa. Erityisesti kiinnostuksen kohteena on ollut metsäympäristön muuttumisen vaikutus lintulajeihin, minkä on esitetty olevan syynä joidenkin metsälajien kantojen laskuun (Helle 1986, Helle ja Järvinen 1986, Virkkala 1990). Etenkin vanhojen metsien pinta-ala on vähentynyt, ja jäljelle jääneiden metsiköiden koko on pienentynyt. Samalla väli-alueiden uudistusalojen ja nuorten metsien määrä on lisääntynyt. Muutokset metsämaisemassa voivat vaikuttaa paitsi eri lajien populaatiotiheyksiin myös lajien välisiin vuorovaikutuksiin (Angelstam 1997, Kurki 1997).

Metsämaiseman elinympäristölaikkujen suhteellinen määrä sekä niiden sijainti toisiinsa nähden vaikuttavat olennaisesti eliölajien esiintymiseen maisemassa (Dunning ym. 1992). Lajin esiintyminen tarkasteltavassa maisemakokonaisuudessa riippuu toisaalta lajille sopivan elinympäristön määrästä ja toisaalta lajin kyvystä käyttää maisemaa levittäytymiseen alueelta toiselle. Teoreettisten mallien avulla on voitu laskea maiseman pirstoutumisastetta kuvaavia kynnysarvoja ja arvioida eliöiden todennäköisyyttä siirtyä mallimaiseman poikki pirstoutumiskehityksen eri vaiheissa (Turner ja Gardner 1990, Andréin 1994, With ja Crist 1995, Pearson ym. 1996). Esimerkiksi Andréinin (1994) mukaan populaatioiden koko vähenee saatavilla olevan habitaatin määrän vähetessä melko suoraviivaisesti aina 20–30 % saakka. Habitaatin edelleen vähetessä laikkujen eristyisyys toisistaan alkaa vaikuttaa ja populaation tiheys laskee aikaisempaa nopeammin. Metsäsuunnittelu tarvitsee tuekseen mm. lajien kannalta kriittisiä kynnysarvoja ja muita elinympäristövaatimuksia kuvaavia mittoja ja tunnuksia, joita voidaan soveltaa käytäntöön.

Paikkatiedon ja paikkatietoanalyysien käyttö ekologisessa tutkimuksessa on lisääntynyt viime vuosina. Tähän ovat vaikuttaneet paikkatietoohjelmistojen saatavuuden parantuminen, käytön helpottuminen, ohjelmistojen hankintahinnan aleneminen sekä analyysimenetelmien kehittyminen. Erityisesti maisemaekologian tutkimus on monissa kohdin hyötynyt suuresti nimenomaan paikkatietojärjestelmien ja niihin liittyvien spatiaalisen informaation analyysimenetelmien kehittymisestä (Haines-Young ym. 1993). Paikkatietojärjestelmiä käytetään lisääntyvässä määrin apuvälineenä myös luonnonvarasuunnittelussa. Paikkatietojärjestelmien avulla esimerkiksi aluetason suunnittelussa tarvittavia tietoja voidaan yhdistellä, analysoida ja tulostaa halutussa muodossa, minkä on katsottu helpottavan mm. eri alojen asiantuntijoiden välistä keskustelua (Forman 1997).

2 Riistalajien ja metsärakenteen tutkimus

Metsäntutkimuslaitoksen Rovaniemen tutkimusaseman ja Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitoksen Meltauksen tutkimusaseman kesken aloitettiin vuonna 1994 paikkatietomenetelmiin perustuvia tutkimuksia, joiden yhtenä pyrkimyksenä on maisematason tunnuslukujen tuottaminen alue-tason metsäsuunnittelulle. Tutkimuksissa on analysoitu maiseman rakenteen ja lajien esiintymisen, tiheyden ja lisääntymismenestyksen välisiä riippuvuuksia. Mukana on myös tutkijoita myös Oulun ja Turun yliopistoista. Tutkimus on tähän mennessä keskittynyt paljolti riistan elinympäristöjen analysointiin (Helle ym. 1994, Helle ja Nikula 1995, 1996, Helle ym. 1996, Kumpu 1996, Kurki 1997, Kurki ym. 1997), mutta maiseman rakenteen vaikutusta elinympäristön valintaan on tutkittu myös liito-oravalla (Reunanen 1996, Mönkkönen ym. 1997, Reunanen ja Nikula 1998) sekä maakotkalla (Leppäjärvi 1997).

Eläinten elinympäristöjen tarkastelussa on kiinnitettävä huomiota oikean mittakaavan sekä pinta-alan lisäksi useisiin muihin elinympäristön ominaisuuksiin. Metsäsuunnittelua varten vastattavat kysymykset voidaan tiivistää esimerkiksi seuraavasti: Mitä habitaattia tarvitaan (composition)? Miten paljon (amount)? Millaisina kokonaisuuksina ja minne (pattern)? Miten laajoille alueille tietoa tulisi soveltaa (scale)? Paikkatietojärjestelmillä ja -aineistoilla tämän tyyppisiä kysymyksiä voidaan tarkastella sängen joustavasti.

Maiseman rakennetta kuvaavat tunnuksot voidaan jakaa karkeasti kahteen ryhmään sen mukaan, kuvaavatko ne erilaisten elinympäristötyyppien tai niihin liittyvien ominaisuuksien määrää vai kuvaavatko ne elinympäristölaikkujen sijoittumista maisemassa suhteessa toisiinsa (spatiaalisuus). Maiseman rakennetunnukset on tutkimuksissamme analysoitu FRAGSTATS-ohjelmistolla (McGarigal ja Marks 1995), joka tuottaa useita tunnuslukuja jokaiselle maisemaluokalle erikseen sekä kaikkien maisemaluokkien muodostamalle kokonaisuudelle. Tärkeimpiä määrällisiä tunnuksia, joilla maiseman rakennetta kuvataan, ovat kunkin maisemaluokan pinta-ala ja osuus maisemasta, laikkujen keskimääräinen koko, reunamitat sekä ydinalueiden pinta-ala ja keskikoko. Spatiaalista informaatiota kuvaavat puolestaan naapuruusmitat, kuten elinympäristölaikkujen keskimääräinen etäisyys toisistaan ja naapurilaikun laatu. Maisemaa kuvaavia tunnuksia valittaessa on tärkeää, että niillä on selvä merkitys tutkittavan lajin kannalta ja ne ovat ekologisesti mielekkäästi tulkittavia. Samoin on tärkeää, että useita tunnuksia tarkastellaan yhtä aikaa, jotta maiseman rakennepiirteet saadaan paremmin kuvattua (McGarigal ja Marks 1995).

3 Riista- ja metsäaineistot

Paikkatietomenetelmiin perustuvien elinympäristötutkimusten edellytys on, että eläimistä on käytettävissä paikannettuja havaintoja. Riistakolmiolaskentojen (Lindén ym. 1996) paikannukset muodostavat yhden paikkatietotutkimuksiin soveltuvan eläinaineiston. Riistakolmiolaskennat perustuvat maastoon merkittyihin, yhteensä noin 1 500 pysyvään laskentalinjaan. Kukin laskentalinja on muodoltaan tasasivuinen kolmio, jonka yksi sivu on 4 km. Vapaaehtoiset laskijat laskevat näistä noin tuhat kolmiota kaksi kertaa vuodessa. Talvella laskentalinjoilta kirjataan linjan ylittäneiden nisäkkäiden jäljet (mukana ovat kaikki aktiivisesti talvehtivat lajit lumikosta hirveen). Elokuussa puolestaan otetaan mukaan laskenta-kaistalla (kolmen hengen ketju, leveys 60 m) havaittavat metsäkanalinnut (metso, teeri, pyy, riekko) lukumäärä-, sukupuoli- ja poikuetietoineen. Havainnot kirjataan myös eräistä muista lajeista. Riistahavaintopaikat merkitään maastossa 1:20 000 karttajäljennökseen (menetelmästä tarkemmin ks. Lindén ym. 1996). Talvilaskenta tuottaa koko maasta noin 60 000 ja elokuun laskenta noin 15 000 riistahavaintopaikkaa. Kolmioiden sijainti sekä paikannetut havainnot on tutkimuksia varten digitoitu ja viety ominaisuustietoineen paikkatietokantaan.

Metsäympäristöistä on Suomessa kattavasti digitaalisia kartta- ja ominaisuustietokantoja useilla eri metsätalouden organisaatioilla. Tiedot on perinteisesti kerätty kuvioittaisen inventoinnin avulla, ja jokaiseen kuvioon liittyy monipuolisesti metsän rakennetta kuvaavia ominaisuustietoja. Näiden aineistojen käyttö laajoja alueita kattaviin paikkatietopohjaisiin tutkimuksiin on kuitenkin useasta syystä ongelmallista. Suuret alueet koostuvat useiden eri omistajien maista, joten niitä koskevat paikkatietoaineistot ovat eri omistajien hallussa. Tiedot on kerätty eri aikoina, ja metsiköistä kerätyt tunnuksat poikkeavat joiltakin osin toisistaan. Myös aineistojen käyttöoikeuteen liittyvät kysymykset mm. tietosuojan kannalta sekä hankkimiskustannukset voivat olla ylipääsemättömiä ongelmia. Tekniset ongelmat digitaalisten kartta-aineistojen siirrossa järjestelmästä toiseen ovat helpoimmin ratkaistavissa, joskin tietojen kokoaminen useista eri lähteistä on työlästä ja vaatii runsaasti aikaa. Edellä mainituista syistä metsiä ja muita maankäyttömuotoja kuvaavina tietoina on käytetty pääosin valtakunnan metsien inventoinnin (VMI) tuottamia luokiteltuja satelliittikuvia (Tomppo 1991, 1993, 1995) mutta jossain määrin myös Maanmittauslaitoksen toimesta luokiteltuja satelliittikuvia (Vuorela 1997).

VMI:n perusluokitus tuottaa jokaiselle 25 m x 25 m maisemaelementille tiedon männyn, kuusen ja lehtipuiden kokonaistilavuudesta, iästä, boniteetista sekä muista, yhteensä n. kahdestakymmenestä tunnuksesta (ks. tarkemmin esim. Tomppo ja Katila 1993). Jokaisen ruudun puustoa kuvaavat tunnuksat tuotetaan kullekin puulajille erikseen, ja

tuloksena on monikanavainen, digitaalinen kuva, joka voidaan siirtää paikkatietojärjestelmään (Tomppo 1991, 1993, 1996, Tomppo ja Katila 1993). Paikkatietojärjestelmässä monikanavaisesta luokituskuvasta voidaan tuottaa tutkittavan lajin kannalta oleelliset maisemaluokat yhdistelmällä eri kerrosten tietoja. Lisäämällä mukaan digitaalisessa muodossa olevia muita maankäyttöaineistoja (vedet, pellot, asutus, tiet jne.) voidaan analyyseissä tarkastella myös muiden maisemapiirteiden kuin metsäalueiden vaikutusta eläinlajeihin (esim. Helle ja Nikula 1995). Metsäalueet luokitellaan puuston kokonaistilavuuden ja puulajivaltaisuuden mukaan.

Maanmittauslaitoksen tuottamissa satelliittikuvapohjaisissa maankäyttö- ja puustotulkinnoissa jokainen ruutu kuuluu johonkin 40–60 maankäyttöä tai puustoa kuvaavaan luokkaan (Vuorela 1997). Puustoiset alueet on luokiteltu yleensä 50 m³ välein, mutta vähäpuustoiset turvemaat sekä erityyppiset taimikot ovat omina luokkinaan. Elinympäristötutkimuksia varten olemassa olevia maisemaluokkia voidaan paikkatietojärjestelmässä yhdistää, mutta luokitusperiaatteina käytetyt puulajisuhteet ja puuston tilavuusluokat asettavat rajoituksia eri lajien kannalta mielekkäiden maisemaluokkien tuottamiselle.

4 Tutkimuskysymykset ja mittakaava

Paikkatietojärjestelmän avulla eläinhavaintojen ympäriltä ”leikataan” luokitelluista satelliittikuvista halutun suuruinen alue, josta sitten analysoidaan jäljempänä kuvattavia tunnuksia. Koko kolmion alueen ja paikannettujen eläinhavaintojen maisema-analyysit tuottavat periaatteessa hieman eri informaatiota eläinten elinympäristöistä. Käyttämällä selitettävänä muuttujana koko riistakolmiolta kertynyttä riista-aineistoa, esim. lajin tiheyttä, voidaan tehdä päätelmiä metsäalueen rakenteen ja kannan tiheyden välisistä riippuvuuksista. Yksittäisen havaintopaikan ympäristöä tarkastelemalla ja vertaamalla sitä esimerkiksi satunnaismaisemiin saadaan puolestaan tietoa siitä, millaisia ympäristöjä mikin laji suosii ja millaisia se puolestaan karttaa. Yksittäisten havaintopaikkojen analyyseillä ei siis voida tavoittaa populaatiotason (esim. tiheys) informaatiota, mutta kolmiotason tarkasteluilla pystytään vastaamaan myös elinympäristön valintaa koskeviin kysymyksiin.

Tutkittavan alueen koko määräytyy useiden eri tekijöiden mukaan. Joillekin lajeille elinpiirin koko ei ole tarkasti tiedossa ja toisaalta havaintojen sijoittumiseen liittyy usein satunnaisuutta, ts. yksilö voi sijaita missä tahansa elinpiirinsä sisällä. Tarkasteltaessa liian pientä maisemaa havaintopaikan ympäriltä mukaan ei ehkä tule lajin kannalta oleellisia habitaattiluokkia tai maiseman rakennepiirteitä ja toisaalta liian suuret maisemat alkavat muistuttaa maisemaa yleensä. Koko kolmiota kuvaavan

maiseman minimikoko määräytyy luonnollisesti riistakolmion koon mukaan. Havaintopaikkojen ympäriltä analyysit on usein tarpeen tehdä käyttäen useita eri suuruisia maisemia. Kasvattamalla maiseman kokoa havaintopaikan tai kolmion ympärillä sekä tekemällä maiseman rakenne-analyysit joka kerran uudestaan saadaan analyysiin todennäköisesti sisällytettyä lajin kannalta kriittinen maisemakoko, tai se voidaan päätellä vasteena olevan muuttujan käyttäytymisestä kussakin maisemakoossa. Käytännössä tämä tarkoittaa sitä, että ”oikean” kokoinen maisema sisältää tilastollisessa tarkastelussa merkitsevästi enemmän lajin suosimia habitaatteja, ja niiden laikkukoko ja muut maiseman rakennetunnukset eroavat merkitsevästi satunnaismaisemaan verrattuna. Sama ajatus soveltuu lajin karttamiin habitaatteihin.

Maisema-analyyseistä saatuja mittoja ja eläinaineistoja voidaan käyttää pelkistetysti ilmaisten neljänlaisiin analyysihin, jotka kukin valottavat hieman eri puolia eläinten elinympäristövaatimuksista. Ensimmäisen, vertaamalla havaintopaikan ympäristössä olevien habitaattien määrää satunnaismaisemiin voidaan tehdä johtopäätöksiä lajin suostimista, karttamista tai sille neutraaleista habitaateista. Toiseksi, kun lajin esiintymistä selitetään habitaattien koolla, etäisyydellä toisistaan, reunamitoilla jne., saadaan selkoa muista maiseman rakennetunnuksista, jotka tulisi metsäsuunnittelun yhteydessä ottaa huomioon. Kolmanneksi, tarkastelemalla esimerkiksi kolmioittaisia populaatiotiheyksiä ja alueen maisematunnuksia voidaan päätellä lajin tavoitetason kannalta keskeisten habitaattien määrä ja muut rakennetunnukset alueella. Neljänneksi, useilla mittakaavoilla tehtävillä analyysillä pyritään vastaamaan kysymykseen oikeasta maisemakoosta, jota kunkin lajin yhteydessä tulisi tarkastella.

Esimerkki: Metsonaaraiden kesänäikainen elinympäristön analyysi

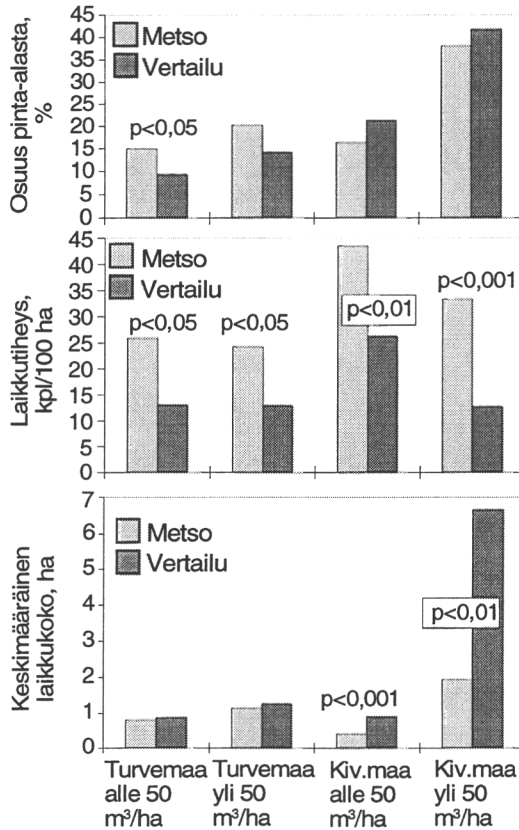
Useille lajeille tarvitaan yksityiskohtaisempaa tietoa elinympäristön käytöstä, lisääntymismenestyksestä, maisemien koosta, vuodenaikaisvaihelusta jne. Tällaisella tutkimustiedolla on suurta käyttöä, sillä laajojen alueiden seuranta-aineistosta tehdyt analyysit on huomattavasti helpompi tulkita, jos on tietoa siitä, miten yksilöt elinpiirinsä ”rakentavat”. Yksi keino seurata eläinten vuodenaikaista elinympäristönsä käyttöä on merkitä eläimet radiolähettimillä ja paikantaa yksilöt määräväleihin. Tätä tarkoitusta varten pyydystimme toukokuussa 1997 Meltauksen riistan tutkimusaseman lähistöllä Länsi-Lapissa 20 metsonaarasta ja varustimme ne radiolähettimillä. Jokainen yksilö paikannettiin merkintäajankohdan ja elokuun lopun välisenä aikana 15–25 kertaa ja sijainti merkittiin 1:20 000 peruskartalle. Joidenkin paikannusten yhteydessä tarkistettiin myös poikuekoko.

Kertyneistä havaintopisteistä laskettiin kullekin metsonaaraalle 80 %-käyttöasteen elinpiiri harmonisen keskiarvon menetelmällä (Dixon ja Chapman 1980) Ranges V -ohjelman avulla. Ranges V -ohjelmalla tuotettiin myös numeerisessa muodossa kunkin elinpiirin rajakoordinaatit, jotka siirrettiin paikkatietojärjestelmään. Tutkimusalueelle sijoitettiin satunnaisesti koppeloiden elinpiirien kokojakaumaa noudattavia vertailuelinpiirejä. Maanmittauslaitoksen alueelle tuottama satelliittikuvaan perustuva maankäyttö- ja puustotulkinta (Vuorela 1997) luokiteltiin uudelleen vesistöjen lisäksi neljään muuhun luokkaan. Sekä turve- että kivennäismailla olevat metsät jaettiin kahteen luokkaan sen mukaan, oliko niissä yli vai alle 50 m³/ha puustoa. Kunkin elinpiirin alueella olevien maisemaluokkien osuudet laskettiin ja verrattiin alueen satunnaisotokseen.

Koppeloiden kesäaikaisen elinpiirin koko on suhteessa maisemarakenteeseen. Aineisto on tosin pieni ja tilastollisesti merkitseviä eroja saadaan vähän. Kuitenkin merkitsevänä nousee esiin se, että mitä enemmän maisemassa on avomaata, sitä suuremmaksi elinpiiri muodostuu. Poikueellisten koppeloiden elinpiiri näyttää olevan suurempi kuin pesinnässä epäonnistuneiden, yksinäisten koppeloiden. Keskimääräiset elinpiirin koot (80 % harmoninen) olivat 97 ja 72 ha; ero ei tosin suuresta hajonnasta johtuen ole merkitsevä.

Metsonaaraiden elinpiirit sisältävät merkitsevästi enemmän luokittelussamme vähäpuustoisten (<50 m³/ha) turvemaiden metsiköitä kuin vertailuelinpiirit (kuva 1). Erillisiä turvemaiden metsiköitä (sekä <50 m³/ha että >50 m³/ha) on elinpiirien sisällä myös merkitsevästi enemmän kuin vertailuelinpiirien sisällä. Kivennäismaiden metsiköiden osuus maisemasta ei eroa tilastollisesti metsonaaraiden elinpiirien ja vertailuelinpiirien välillä, mutta metsonaaraiden elinpiirien sisällä sekä nuorten että varttuneiden metsiköiden keskimääräinen laikkukoko on merkitsevästi pienempi kuin vastaavien vertailuelinpiirien metsiköiden. Tulkinassa on kuitenkin otettava huomioon, että molempien kivennäismaan metsikkötyyppien laikkukoko kasvaa samalla, kun niiden pinta-alaosuus kasvaa (Spearman $r_s = 0,793$; $p < 0,01$ alle 50 m³/ha metsiköille ja, ja yli 50 m³/ha metsiköille $r_s = 0,647$; $p < 0,01$).

Koppeloesimerkkimme havainnollistaa turvemaiden puustojen tärkeyttä poikueiden ensimmäisten viikkojen aikana. Alue-ekologisen tutkimustavan havainnollistamisen kannalta oleellista on kuitenkin se, että metsonaaraiden elinpiirien maisemarakenne poikkeaa myös muiden tunnusten osalta vertailuelinpiirien maisemarakenteesta. Alue-ekologisen suunnittelun kannalta viesti on se, että sekä lajien kannalta tärkeiden että niiden karttamien habitaattien pinta-alaosuuden ohella huomiota tulisi kiinnittää myös elinympäristölaikkujen kokoon ja sijoittumiseen suunnittelualueella.



Kuva 1. Metsonaaraiden (n = 16) 80 %-käyttöasteen elinpiirien ja satunnaismaisemien maisemarakenteen vertailu (Mann-Whitney). Vertailussa maisema jaettiin puuttomiin alueisiin (vesistöt, pellot, avosuot jne.) ja sekä turvemaiden metsiköt että kivennäismaiseman metsiköt lisäksi alle 50 m³/ha ja yli 50 m³/ha puustoa sisältäviin metsiköihin.

5 Lopuksi

Eri lajien laadullisten ja spatiaalisten elinympäristövaatimusten yhdistämisestä esim. metsätalouden suunnitteluprosessiin on vielä vähän tutkimusta. Tutkimus on kuitenkin tarpeellista, jotta suunnittelun yhteydessä voidaan tehdä vertailua eri lajien elinympäristövaatimukset huomioonottavan ja -ottamattoman metsätalouden välillä. Paikkatietojärjestelmät tarjoavat työkalut mm. eri muodoissa olevan tiedon yhdistämiseen ja numeeriseen analysointiin, minkä ansiosta niistä on muodostumassa

tärkeä apuväline monitavoitteiseen metsäsuunnitteluun. Paikkatietoanalyysien avulla tuotettu informaatio metsän eri käyttömuotojen vaatimasta ympäristöstä on puolestaan keskeisellä sijalla yhdistettäessä käyttömuotojen mukaisia tavoitteita numeeriseen metsäsuunnitteluun. Menetelmät vaativat kuitenkin runsaasti kehitystyötä, sillä paikkatietojärjestelmistä ei yleensä löydy työkaluja, joita tarvitaan eri mittayksiköillä mitattujen kriteerien rinnastamisessa, tärkeyksien määrittämisessä ja kytkemisessä numeeriseen metsäsuunnitteluun.

Spatiaalisen tiedon hallintamenetelmiensä ansiosta paikkatietojärjestelmät ovat potentiaalinen apuväline yhdistettäessä puuntuotannon optimointimalleja alueen muiden käyttömuotojen asettamiin rajoitteisiin. Spatiaalisten rajoitteiden huomioonottamista pitkän aikavälin metsäsuunnittelussa on sovellettu mm. vesistöjen suojeluun (Naasset 1997a). Menetelmänä oli yksinkertaisesti rajata paikkatietojärjestelmän avulla herkat vesistöjen ympäristöt halutulla säteellä pois käsiteltävien metsiköiden joukosta ja hakea lopuille haluttu käsittelyjärjestys lineaarisen optimoinnin avulla. Perusrajoitteiden määrittely, kuten hakkuilta rajoitettujen kohteiden valinta (maisema-alueet, säästettävät kuviot, vaikutusvyöhykkeet) on paikkatietojärjestelmien avulla helppoa (esim. Naasset 1997a, b) ja jäljelle jäävien kuvioiden käsittelyvaihtoehtojen optimointi melko suoraviivaista. Ongelmallisempaa on kuitenkin, mikäli spatiaaliset rajoitteet riippuvat esimerkiksi kuvioiden keskinäisestä käsittelyjärjestyksestä (vierekkäisten kuvioiden laadun huomioonottaminen) tai eläinlajeille tärkeiden elinympäristölaikkujen ylläpitäminen riittävän lähellä toisiaan.

Paikkatietojärjestelmien käyttö alue-ekologisessa suunnittelussa mahdollistaa periaatteessa useiden tavoitteiden kannalta optimaalisen ratkaisun hakemisen numeerisesti. Osaltaan vielä kehittymättömien suunnittelumenetelmien lisäksi ongelma tässä on se, että alue-ekologista tietoa on – ja ilmeisesti tulee myös olemaan – vain osasta eliölajeja. Mille lajeille tai lajiryhmille tulisi laittaa eniten painoa? Ovatko tärkeimpiä luonnonsuojelullisesti arvokkaita, taloudellisesti merkittävät vai joillain muilla perusteilla tärkeät lajit?

Kirjallisuus

- Andrén, H. 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos* 17: 355–366.
- Angelstam, P. 1997. Landscape analysis as a tool for the scientific management of biodiversity. *Ecological Bulletins* 46: 140–170.
- Dixon, K.R. & Chapman, J.A. 1980. Harmonic mean measure of animal activity areas. *Ecology* 61: 1040–1044.

- Dunning, J.B., Danielson, B.J. & Pulliam, H.R. 1992. Ecological processes that affect populations in complex landscapes. *Oikos* 65: 169–175.
- Forman, R.T.T. 1997. Land mosaics. The ecology of landscapes and regions. Cambridge University Press, Cambridge. 632 s.
- Götmark, F., Åhlund, M. & Eriksson, M.O.G. 1986. Are indices reliable for assessing conservation value of natural areas? An avian case study. *Biological Conservation* 38: 55–73.
- Haines-Young, R., Green, D.R. & Cousins, S.H. (toim.). 1993. Landscape ecology and geographic information systems. Taylor & Francis, London. 288 s.
- Hallman, E., Hokkanen, M., Juntunen, H., Korhonen, K-M., Raivio, S., Savella, O., Siitonen, P., Tolonen, A. & Vainio, M. 1996. Alue-ekologinen suunnittelu. Metsähallituksen metsätalouden julkaisuja 3. 59 s.
- Helle, P. 1986. Effects of forest succession and fragmentation on bird communities and invertebrates in boreal forests. Väitöskirja. *Acta Universitatis Ouluensis A* 178, *Biologica* 26. 92 s.
- & Järvinen, O. 1986. Population trends of North Finnish land birds in relation to their habitat selection and changes in forest structure. *Oikos* 46: 107–115.
- , Nikula, A. & Mönkkönen, M. 1994. Effects of forest landscape structure on grouse densities in Finland. *Journal für Ornithologie* 135: 514.
- & Nikula, A. 1995. Wildlife-wilderness relationships in northern forest landscapes: an integrative use of wilderness census and forest resources data. *Arctic Centre Publications* 7: 27–43.
- & Nikula, A. 1996. Usage of geographic information systems in analyses of wildlife triangle data. *Finnish Game Research* 49: 26–36.
- , Nikula, A., Kumpu, P. & Kurki, S. 1996. Riistakolmiolaskentojen paikannettujen havaintojen käyttö tutkimuksessa. Summary: Located observations in wildlife triangle scheme: use of geographic information systems. *Suomen Riista* 42: 56–66.
- Kumpu, P. 1996. Oravan (*Sciurus vulgaris* L.) talvinen elinympäristön käyttö runsaan ja alhaisen populaatiotiheyden aikana. Pro gradu -tutkielma. Oulun yliopisto, Biologian laitos. 32 s.
- Kurki, S. 1997. Spatial variation in the breeding success of forest grouse: the role of predation in fragmented boreal landscapes. Väitöskirja. *Annales Universitatis Turkuensis A* II, osa 102. 101 s.
- , Helle, P., Lindén, H. & Nikula, A. 1997. Breeding success of black grouse and capercaillie in relation to mammalian predator densities on two spatial scales. *Oikos* 79: 301–310.
- , Nikula, A., Helle, P. & Lindén, H. 1998. Managed boreal forest landscape and the breeding success of grouse. Käsikirjoitus.
- , Nikula, A., Helle, P. & Lindén, H. 1998. Density of red fox and pine marten in relation to composition of boreal landscape. *Journal of Animal Ecology* (painossa).
- , Nikula, A. & Mykrä, S. 1998. Managed boreal forest landscape structure and wildlife habitat requirements. Käsikirjoitus.

- Leppäjärvi, M. 1997. Maakotkan (*Aquila chrysaetos* L.) pesintähäbitaatin maisemarakenne ja sen merkitys poikastuotannolle. Pro gradu -tutkielma. Oulun yliopisto. 59 s.
- Lindén, H., Helle, E., Helle, P. & Wikman, M. 1996. Wildlife triangle scheme in Finland: methods and aims for monitoring wildlife populations. *Finland Game Research* 49: 4–11.
- McGarigal, K. & Marks, B.J. 1995. FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. US Forest Service, General Technical Report PNW 351.
- Mönkkönen, M., Reunanen, P., Nikula, A., Inkeröinen, J. & Forsman, J. 1997. Landscape characteristics associated with the occurrence of flying squirrel (*Pteromys volans* L.) in old-growth forests of northern Finland. *Ecography* 20: 632–642.
- Naesset, E. 1997a. A spatial decision support system for long term forest management planning by means of linear programming and a geographical information system. *Scandinavian Journal of Forest Research* 12: 77–88.
- 1997b. Geographical information systems in long-term forest management and planning with special reference to preservation of biological diversity: a review. *Forest Ecology and Management* 93: 121–136.
- Pearson, S. M., Turner, M.G., Gardner, R.H. & O'Neill, R.V. 1996. An organism-based perspective of habitat fragmentation. *Julkaisussa: Szaro, R.C. & Johnston, D.W. Biodiversity in managed landscapes. Oxford University Press, New York. s. 77–95.*
- Reunanen, P. 1996. Selittävätkö maiseman rakenteelliset piirteet liito-oravan (*Pteromys volans* L.) esiintymistä Kainuussa? Pro gradu -tutkielma. Oulun yliopisto, Biologian laitos. 42 s.
- & Nikula, A. 1998. Liito-oravan elinympäristöt ja maiseman rakenne Koillismaalla. *Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A (painossa).*
- Tomppo, E. 1991. Satellite image-based National Forest Inventory of Finland. *Julkaisussa: Proceedings of the Symposium on Global and Environmental Monitoring, Techniques and Impacts. September 17-21, 1990, Victoria, British Columbia, Canada. International Archives of Photogrammetry and Remote Sensing* 28(7-1): 419–424.
- 1993. Multi-source National Forest Inventory of Finland. *Julkaisussa: Nyyssönen, A., Poso, S. & Rautala, J. (toim.). Proceedings of Ilvessalo Symposium on National Forest Inventories. Finland 17-21 August 1992. The Finnish Forest Research Institute, Research Papers 444: 52–59.*
- 1996. Multi-source National Forest Inventory of Finland. *Julkaisussa: Päivinen, R., Vanclay, J. & Miina, S. (toim.). New Thrusts in Forest Inventory. Proceedings of the Subject Group S4.02-00 'Forest Resource Inventory and Monitoring' and Subject Group S4.12-00 'Remote Sensing Technology'. Volume I. IUFRO XX World Congress, 6-12 August 1995, Tampere, Finland. EFI Proceedings 7: 27–41.*

- & Katila, M. 1993. Satelliittipohjainen valtakunnan metsien inventoinnin tietotuotanto. *Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja* 479: 21–26.
- Turner, M.G. & Gardner, R.H. (toim.). 1990. *Quantitative methods in landscape ecology*. Springer-Verlag, New York. 536 s.
- With, K.A. & Crist, T.O. 1995. Critical thresholds in species responses to landscape structure. *Ecology* 76: 2446–2459.
- Virkkala, R. 1990. Effects of forestry on birds in a changing north-boreal coniferous landscape. Väitöskirja. Helsingin yliopisto, Eläintieteen laitos. 94 s.
- Vuorela, A. 1997. Satellite based land cover and forest classification of Finland. *Reports of the Geodetic Institute* 97: 41–51.

Talousmetsien uudistamiseen liittyviä monimuotoisuustutkimuksia Metsäntutkimuslaitoksessa

Heikki Henttonen ja Juha Siitonen

*Metsäntutkimuslaitos, Vantaan tutkimuskeskus,
PL 18, 01301 Vantaa*

heikki.henttonen@metla.fi

juha.siitonen@metla.fi

Metsäntutkimuslaitoksen monimuotoisuustutkimusohjelmassa on useita hankkeita, joissa tarkastellaan talousmetsien monimuotoisuutta. Koska varsinkin Suomen eteläisessä osassa suurin osa metsistä on talousmetsiä, huomattava osa monimuotoisuuden säilyttämiseen liittyvistä kysymyksistä ratkaistaan talousmetsissä. Esittelemme seuraavassa kolme aiheeseen liittyvää hanketta.

1 Monimuotoisuus talousmetsän uudistamisessa (Monta)

Monimuotoisuus talousmetsän uudistamisessa -yhteistutkimusprojekti selvittää eri metsänuudistamisvaihtoehtojen ekologisia ja taloudellisia vaikutuksia samoilla koealoilla. Olemassa olevan biologisen ja metsätaloudellisen tutkimuksen tulosten soveltamista käytäntöön vaikeuttaa tulosten yhteismitattomuus. Tämä hanke pyrkii paikkaamaan näitä puutteita. Tutkimuksen lähtökohtana ovat maastokokeet, jotka rahoitussyistä on rajattu metsätaloudelle tärkeistä uudistamiskohteista ongelmallisimpiin, tuoreen kankaan kuusikoihin. Kuusikoiden eliölajisto on suhteellisen runsas, niiden merkitys teollisuuden raaka-aineena on suuri ja etenkin luontainen metsänuudistaminen on vaikeaa. Hankkeen ekologisissa tar-

kasteluissa selvitetään: 1) mitkä ovat eri metsänkäsittelyvaihtoehtojen lyhyen aikavälin vaikutukset eliölajistoon ja 2) mihin suuntaan lajisto kehittyy hakkuiden jälkeen.

Teknis-taloudellisissa tarkasteluissa mielenkiinnon kohteena on: 1) mitkä ovat korjuukustannukset eri käsittelyvaihtoehdoissa sekä mitkä ovat pitemmän aikavälin vaikutukset puunhankintaan ja puuraaka-aineen määrään ja laatuun ja 2) mitä uudistaminen maksaa, ja minkälatuinen taimikko hakkuiden jälkeen paikalle kehittyy.

Hanke käynnistyi yhteistutkimuksena alkuvuodesta 1995 ja näillä näkymillä tutkimus jatkuu 1998 loppuun. Toisin sanoen koalueiden lajistoa on selvitetty yhtenä vuonna ennen hakkuita ja seurataan kolme vuotta hakkuiden jälkeen. Olisi ilman muuta tärkeää seurata koalueiden kehittymistä senkin jälkeen vaikkapa viiden ja kymmenen vuoden kuluttua käsittelyistä. Hanketta toteuttaa pääasiassa osatutkimusten vastuuhenkilöistä koostuva projektiryhmä. Osatutkimusten vastuuhenkilöt ovat Risto Lilleberg Metsätehosta, Hannu Fritze, Heikki Henttonen, Ilkka Vanha-Majamaa ja Juha Siitonen Metsäntutkimuslaitoksesta, Jari Haimi Jyväskylän yliopistosta, Jari Niemelä Helsingin yliopistosta ja Suvi Raivio Metsäteollisuuden Keskusliitosta. Koemetsien haltijoina ovat mukana Enso-Gutzeit Oy, Metsäliitto, Metsähallitus ja UPM-Kymmene.

Tutkimus on toteutettu kahdella alueella, Itä-Suomessa ja Keski-Suomessa. Verrattavia käsittelyjä (uudistamisvaihtoehtoja) on kuusi: 1) kontrolli (ei hakkuuta), 2) metsänhoidollinen harsinta, 3) pienaukko-hakkuu (16 aarin aukkoja, luontainen taimettuminen), 4) pienaukko-hakkuu + maanmuokkaus (16 aarin aukkoja, luontainen taimettuminen), 5) perinteinen avohakkuu ja 6) uusimuotoinen avohakkuu (hehtaarille jätetty kolme 3–4 aarin puuryhmää, lahoppuustoa sekä alikasvoksia ja tekopötkelöitä).

Koejärjestely on muodoltaan satunnaistettujen lohkojen koe. Kummallakin tutkimusalueella on neljä lohkoa. Kukin lohko on samalle maanomistajalle kuuluva, metsätaloushistorialtaan jokseenkin yhtenäinen alue, ja eri lohkot poikkeavat toisistaan omistajan ja/tai metsien aikaisemman käsittelyn ja rakenteen puolesta. Lohkojen etäisyys toisistaan on kymmeniä kilometrejä, ja koeruutujen etäisyys toisistaan lohkon sisällä satoja metrejä–kilometrejä. Lohkoja on siis yhteensä kahdeksan, ja kustakin käsittelystä on siten yhteensä kahdeksan toistoa.

Käsittelyruudun koko on yksi hehtaari; lisäksi ruudun ympäriltä on käsitelty noin hehtaarin vaippa. Perusselvitykset koalueilla tehtiin 1995, ja käsittelyt toteutettiin talvella 1995/96. Lajiston seurantaa on jatkettu käsittelyjen jälkeen 1996 ja 1997.

Tutkimuksessa on yhdeksän osatutkimusta, joissa seurataan käsittelyjen vaikutusta puustoon, eri eliöryhmiin ja taloudelliseen tulokseen. Osatutkimukset ovat seuraavat: 1) puusto ja biotoopit, 2) aluskasvillisuus ja taimettuminen, 3) maaperämikrobisto, 4) maaperän hajottajaeläimet, 5) maanilviäiset, 6) karikkeen makroniveljalkaiset, 7) lahoppuulla elävä

hyönteisfauna, 8) pikkunisäkkäät ja niiden sisäloiset ja 9) puun hankinta ja metsänuudistamisen tuloksellisuus.

2 Pienaukkohakkuut vanhojen metsien uudistamisessa

Pohjois-Suomen vanhojen metsien suojeleohjelman yhteydessä inventoitiin noin 300 000 hehtaaria vanhoja metsiä, joista suojeleohjelmaan sisällytettiin noin 100 000 hehtaaria. Valtioneuvosto edellytti suojelepäätöksessään, että ohjelman ulkopuolelle jääneitä metsiä tulee käsitellä alue-ekologiseen suunnitteluun perustuen siten, että alueiden luontoarvot säilyvät. Vanhojen talouskäytössä olevien metsien, joissa kuitenkin voi olla vanhoihin metsiin liittyviä erityisiä suojeleuarvoja, käsittelystä ja käytettävistä menetelmistä päättäminen on ongelmallista.

Osana laajempaa Jyrki Kankaan vetämää ja maa- ja metsätalousministeriön tukemaa hanketta *Alue-ekologisen metsäsuunnittelun menetelmät ja ekologiset perusteet* olemme aloittaneet kokeellisen tutkimuksen, jossa arvioidaan pienaukkouudistamisen vaikutuksia vanhan metsän indikaattorilajiryhmiin. Tutkimuksen tarkoituksena on selvittää, miten vanhoja, lajistoltaan suhteellisen hyviä talousmetsiä (jotka eivät ole suojeleohjelmissa tai alue-ekologisessa suunnittelussa suojeltuja kohteita) pitäisi käsitellä, niin että alueille tyypillinen vanhojen metsien lajisto voitaisiin mahdollisimman hyvin säilyttää, ja toiminta olisi toisaalta taloudellisesti järkevää.

Tutkimus suoritetaan Kuhmon, Taivalkosken ja Suomussalmen alueella yhteistyössä Metsähallituksen kanssa. Potentiaaliset tutkimusalueet inventoidaan ennen käsittelyä kesinä 1997 ja 1998, ja hakkuut toteutetaan talvella 1998/1999. Käsittelymenetelmänä on pienaukkouudistaminen, ja vertailtavana kolme eri käsittelyvoimakkuutta, joissa suunniteltu pienaukkojen pinta-alaosuus on: 1) 10 % uudistettavan metsikön pinta-alasta, 2) 20 % pinta-alasta ja 3) 40 % pinta-alasta.

Taustaoletus on se, että tietty osuus puustosta voidaan poistaa ilman että metsän rakenne ja lajisto oleellisesti muuttuvat. Kun poistettavan puuston osuus lisääntyy, ensinnäkin vanhan metsän pinta-ala vähenee suorassa suhteessa uudistettavaan pinta-alaosuuteen, mutta jossain vaiheessa myös metsän rakennepiirteet (mm. mikroilmasto) muuttuvat niin paljon, että alue ei enää ole lajiston kannalta vanhaa metsää. Näitä vaikutuksia pyritään haarukoimaan poistettavien pinta-alaosuuksien avulla. Kustakin käsittelystä on kolme toistoa eli koalueita on yhteensä yhdeksän. Koesuunnitelmana on parittainen vertailu, jossa kunkin metsikön toinen (arvottu) puolisko käsitellään ja toinen puoli säilyy käsittelemättömänä kontrollina. Koemetsiköt ovat pinta-alaltaan noin 10 hehtaaria, rajoiltaan luonnollisia vanhan metsän saarekkeitä.

Tutkittavat lajiryhmät ovat vanhojen metsien käävät, jäkälät ja sammalet, erityisesti maksasammalet, sekä linnut. Lajisto kartoitetaan koko metsiköstä ennen hakkuuta. Tavoitteena on ensinnäkin saada mahdollisimman kattava luettelo vanhan metsän indikaattorilajistosta, jonka muuttumista voidaan seurata hakkuun jälkeen kontrolloi- ja käsittelypuoliskoissa. Toiseksi, joukko lajistoltaan parhaita eläviä pystypuita (haapoja ja raitoja), pötkelöitä ja maapuita (useita kymmeniä per koealue) merkitään pysyvästi lajiston seurantaa varten. Osa vanhan metsän indikaattorilajeista saattaa reagoida nopeastikin käsittelyihin, mutta osa lajistosta vaatii pitkäaikaista seurantaa.

3 Ekologiset käytävät

3.1 Miksi?

Ekologiset käytävät ovat yksi alue-ekologisen suunnittelun kulmakivistä. Toisaalta tutkittua tietoa niiden merkityksestä ei vielä juurikaan ole. Gustafssonin ja Hanssonin (1997) sekä Rosenbergin ym. (1997) yleiskatsauksista käy hyvin ilmi, miten vähän todellista tietoa ekologisista käytävistä on borealisessa havumetsävyöhykkeessä.

Ekologisten käytävien merkityksen oletetaan perustuvan erityisesti siihen, että niiden kautta eristyneet populaatiot ovat yhteydessä muihin paikallisiin populaatioihin tai suurempiin ”mannerpopulaatioihin”, mikä vähentää erityisesti pienimpien populaatioiden häviämiskä. Eläinryhmästä ja mittakaavasta riippuen käytävät eivät toisaalta ole pelkästään eläinten liikkumisreittejä, vaan ne voivat tarjota sopivan elinympäristön monille metsälajeille.

Käytäväpohdintaa vaikeuttaa suuresti mittakaavaongelma. Kun pohditaan käytävän ”sopivaa” mittakaavaa, esimerkiksi näätä, kuukkeli, metsämyyrä, hämähäkki tai änkyrimato kokevat käytävän koon (pituus ja leveys), ulkopuolisen reunavaikutuksen ja metsäsaarekkeiden koon ja isolaation hyvin eri tavalla. Kenelle käytäviä suunnitellaan? Saadaanko harhaanjohtavia vastauksia, jos tyydytään vain muutamien, yleisesti käytettyjen – hyvin tunnettujen – eliöryhmien indikaattoriarvoon?

Osana Metsäntutkimuslaitoksen monimuotoisuustutkimusohjelmaa tutkimme ekologisten käytävien merkitystä Keski-Suomessa. Suurimmassa osassa Etelä- ja Keski-Suomen talousmetsistä monimuotoisuudesta joudutaan huolehtimaan metsätaloussuunnittelun keinoin. Lisäksi halusimme erityisesti vertailla useita mittakaavan suhteen erilaisia eliöryhmiä. Tutkimuksesta on julkaistu tuore suomenkielinen julkaisu (Henttonen ym. 1998). Esittelemme tässä tiivistäen tutkimuksen keskeisiä tuloksia, mutta emme yksityiskohtaisia aineistoja ja analyysejä.

3.2 Mitä ja missä?

Tutkimuksessa oli viisi aluetta, joissa vanhoja talousmetsiä yhdistivät ekologisiksi käytäviksi tulkittavat vyöhykkeet. Kolmella alueella käytävät olivat kapeahkoja, 30–40 m, kahdella alueella leveämpiä, 60–80 m. Käytäviä reunustivat molemmilla puolilla laajat hakkuualueet, joissa oli korkeintaan kymmenvuotista taimikkoa. Tutkittavat eliöryhmät olivat pikkunisäkkäät, niiden sisäloiset, maakiitäjäiset ja hämähäkit. Pyyntiruudut, joissa oli kuoppapydykset erikseen pikkunisäkkäitä ja selkärangattomia varten, muodostivat pyyntilinjan, joka sijaitti kohtisuoraan käytävään nähden. Lisäksi kontrolliruutuja oli syvemmillä metsissä. Tutkimus tehtiin kesän 1994 aikana Luhangassa Keski-Suomessa.

3.3 Tutkittu aineisto

Pikkunisäkäspyyntineistä saatiin yhteensä 783 yksilöä. Maakiitäjäisiä saatiin kaikkiaan 3 624 yksilöä, jotka edustivat 44 lajia. Runsaimman lajin, metsäkampakiitäjäisen (*Calathus micropterus*), osuus kaikista maakiitäjäisyksilöistä oli 24 %. Sulkeutuneiden metsien lajien osuus kokonaisyksilömäärästä oli 48 % ja käytävien yksilömäärästä 68 %. Hämähäkkiaineisto käsitti 9 685 yksilöä ja 143 lajia. Runsaimman lajin (*Pardosa lugubris*) osuus oli 30 % kaikista yksilöistä. Koska selkärangattomien kokonaislajimäärä on suhteellisen suuri, keskityimme lajikohtaisessa tarkastelussa vain niihin lajeihin, joiden tiedetään esiintyvän pääasiassa sulkeutuneissa metsissä (ns. metsäspesialistit).

Tutkimme siis hyvinkin erilaisiin ryhmiin kuuluvien eläinten esiintymistä metsissä, käytävissä ja hakkuilla 1) koko yhteisöjen lajimäärien, 2) lajikohtaisten yksilömäärien, sekä metsäspesialistien ja muiden ekologisten ryhmien suhteellisten osuuksien avulla.

3.4 Pikkunisäkkäät

Vanhoissa metsissä ja käytävissä oli metsämyyriä selvästi runsaimmin. Hakkuilla metsämyyrien runsaudet olivat vain puolet siitä mitä metsissä. Metsäpäästäisten (*Sorex araneus*) runsauksissa ei ollut selviä trendejä, mikä sopii hyvin lajin luonteeseen. Vaivaispäästäisen (*Sorex minutus*) tiedetään suosivan reheviä metsiä, joten sen runsas esiintyminen käytävissä metsiin ja hakkuihin verrattuna voi olla käytävän tarjoaman suojan ja reunavaikutuksen yhteisvaikutusta. Ylipäätään vaivaispäästäisten runsaus, joka oli metsäpäästäisten luokkaa, oli suorastaan yllättävä. Tämä varmasti johtui osin pyyntimenetelmästä. Keski-Suomessa vähälukuinen idänpäästäinen (*Sorex caecutiens*), joka tunnetusti on vanhojen metsien

laji, osoitti pikkunisäkkäistä parhaiten, että käytävillä on merkitystä vanhojen metsien pikkunisäkkäille. Toista tyyppillistä vanhojen metsien lajia, metsäsopulia (*Myopus schisticolor*), ei tutkimuksessamme saatu yhtään yksilöä.

3.5 Pikkunisäkkäiden loiset

Pikkunisäkkäiden sisäloiset voidaan jakaa kahteen ryhmään, yleisiin ja harvinaisiin, jotka eroavat perusstrategioiltaan ratkaisevasti. Ensin mainitut ovat yleisiä kaikkina vuodenaikoina kaikissa isäntäpopulaation osaryhmissä. Ns. harvinaiset lajit puolestaan esiintyvät laikuttaisesti, vain lyhyen aikaa vuodesta. Metsissä ja käytävissä esiintyi runsaana yksi yleinen ja yksi harvinainen loinen, jotka kummatkin olivat sukkulamatoja. Molemmat olivat selvästi runsaampia käytävistä pyydetyissä vanhoissa myyrissä kuin hakkuulla pyydetyissä. Tämä korostaa käytävien merkitystä joidenkin metsäjiyrsijöihin erikoistuneiden loislajien leviämisessä.

3.6 Maakiitäjäiset

Maakiitäjäiset voidaan jakaa kahteen ekologiseen ryhmään niiden liikkumiskyvyn mukaan: lentokyyysiin ja lentokyyvttömiin. Lisäksi eräät lajit ovat dimorfisia eli niistä tavataan sekä lentokyyysiä että lentokyyvttömiä yksilöitä. Lentokyyvttömät, huonon leviämiskyvyn omaavat lajit ovat käytäväkysymyksen kannalta mielenkiintoisimpia.

Aineistossamme esiintyi useita lentokyyvttömiä, aikaisempien tutkimusten perusteella metsäspesialisteina pidettyjä maakiitäjäislajeja. Tuloksemme vahvistavat niiden metsäspesialistiluonteen: ne olivat hakkuilla selvästi vähälukuisempia kuin metsissä ja käytävissä. Viidestä yleisimmästä lentokyyvttömästä metsälajista, siemenkiitäjäinen (*Amara brunnea*) ja puistokiitäjäinen (*Carabus hortensis*) ovat käytävissä suunnilleen yhtä runsaita kuin metsissä, mutta kolme muuta, metsäkampakiitäjäinen (*Calathus micropterus*), etanakiitäjäinen (*Cychrus caraboides*) ja aitosysikiitäjäinen (*Pterostichus melanarius*) olivat käytävissä harvinaisempia kuin metsissä. Toisin sanoen, käytävät ovat osa eräiden metsälajien optimihabitaattia, mikä varmastikin edesauttaa myös niiden siirtymistä metsälaikesta toiseen, mutta eräät kokevat käytävät suboptimaalisena (reuna)habitaattina. Mikään maakiitäjäislajeista ei ollut käytävissä selvästi runsaampi kuin muilla habitaateilla, toisin sanoen aineistossa ei esiintynyt ”käytäväspesialisteja” (lajeja, jotka voisivat hyötyä käytävän reunaolosuhteista).

Onko käytävän leveydellä vaikutusta maakiitäjäisten esiintymiseen? Kahdesta runsaimmasta lajista metsäkampakiitäjäisen saalisindeksit oli-

vat kapeissa (22,0) ja leveissä (18,8) käytävissä kutakuinkin samansuuruisia, mutta kaarnasysikiitäjäinen (*Pterostichus oblongopuntatus*) näyttäisi olleen leveissä käytävissä (35,7) runsaampi kuin kapeissa (19,7). Kapean käytävän suhteellisesti suurempi reunavaikutus voi tehdä ne vähemmän sopiviksi (siirtymä)habitaateiksi jälkimmäiselle lajille. Metsäspesialistien osuus kaikista maakiitäjäisyksilöistä ei eronnut leveiden (67 %) ja kapeiden (69 %) käytävien välillä.

Metsien, käytävien ja hakkuiden lajimääriä vertailtiin ns. rarefaktio- menetelmän avulla, joka laskee näytteiden odotetut lajimäärät ottaen huomioon sen tosiasian, että suuressa näytteessä on todennäköisesti enemmän lajeja kuin pienessä näytteessä; menetelmän avulla voidaan erikokoisten näytteiden lajimääriä verrata toisiinsa. Maakiitäjäisten lajimäärä on käytävissä merkitsevästi alhaisempi kuin hakkuilla, mutta metsien ja käytävien lajimäärissä ei ole merkitsevää eroa. Käytävät näyttävät siis tässäkin suhteessa olevan metsän veroinen biotooppi, vaikka niitä ei voida maakiitäjäisten kokonaislajimäärän kannalta pitää erityisen lajirik- kaina ympäristöinä. Leveiden ja kapeiden käytävien lajimäärissä ei ollut merkitsevää eroa. Lentokyvottomien metsäspesialistien suuri osuus kaikista yksilöistä ja kaikista yleisistä lajeista viittaa siihen, että käytävät voivat olla maakiitäjäisten kannalta merkityksellisiä leviämishabitaatteja.

3.7 Hämähäkit

Koska hämähäkkejä ei voi luontevasti jakaa erilaisiin ryhmiin niiden liikkumiskyvyn perusteella, erotimme metsäspesialistien lisäksi toisistaan saaliinhankintatavan perusteella luokiteltuja ekologisista ryhmiä. Kaikki hämähäkit ovat petoja, joista osa saalistaa pyyntiverkkojen avulla, osa taas vapaasti maassa ja kasvillisuudessa liikkumalla. Viimeksi mainittu ryhmä voidaan vielä jakaa yö- ja päiväaktiivisiin saalistajiin.

Yleisimmistä hämähäkkilajeista kaikkiaan seitsemän luokiteltiin tämän tutkimuksen perusteella metsäspesialistiksi. Näistä lajeista kuusi (*Allomengea scopicera*, *Centromerus arcanus*, *Dicymbium tibiale*, *Lepthyphanthes alacris*, *Lepthyphanthes tenebricola* ja *Macrargus rufus*) kuuluu riippuhämähäkkien heimoon (Linyphiidae) ja on verkkopyyttäjiä, ja yksi lajeista on yösaalistaja (*Agroeca proxima*, heimo Clubionidae, pesähämähäkit). Kaikista hämähäkkiyksilöistä 8 % ja käytäviltä saaduista yksilöistä 13 % kuului metsäspesialisteihin; molemmat luvut ovat selvästi alhaisempia kuin maakiitäjäisten kohdalla. Hämähäkkien paikallinen lajirikkaus on siis todennäköisesti vähemmän ekologisista käytävistä riippuvaista kuin maakiitäjäisten lajirikkaus.

Metsäspesialistien lajikohtaisessa vertailussa paljastui jälleen selviä eroja. Kolme lajia (*C. arcanus*, *L. alacris* ja *M. rufus*) esiintyi metsien lisäksi runsaina myös käytävillä, mutta neljälle lajille (*A. proxima*, *A.*

scopicerca, *D. tibiale* ja *L. tenebricola*) käytävät eivät näyttäisi olevan sopivaa elinympäristöä. Eräät hämähäkkilajit näyttäisivät viihtyvän käytävillä jopa paremmin kuin ympäröivissä metsissä ja hakkuilla, esim. päiväsaalistajat *Alopecosa aculeata* ja *Pardosa lugubris* (molemmat kuuluvat juoksuhamähäkkeihin, heimo Lycosidae); jälkimmäinen oli hämähäkkiihteyden ylivoimaisesti runsain laji. Näitä lajeja voidaan kutsua ”käytäväspesialisteiksi”. Suhteellisten yksilömäärien perusteella verkkopyytäjät, joihin siis kuuluu useita metsäspesialisteja, ovat vähämerkityksellinen ryhmä käytävissä. Tässä suhteessa käytävät muistuttavat enemmän hakkuita kuin metsiä (mikä viittaisi jälleen reunavaikutuksen merkitykseen), mutta käytävät eroavat sekä hakkuista että metsistä päiväsaalistajien suuren osuuden perusteella. Toisaalta verkkopyytäjien osuus on suuri metsissä verrattuna käytäviin ja hakkuualueisiin.

Leveiden ja kapeiden käytävien vertailu tehtiin kuudelle käytävissä runsaina esiintyneelle hämähäkkilajille. Kahdessa tapauksessa laji esiintyi selvästi runsaampana kapeissa käytävissä (*A. aculeata*: kapeat 28,1; leveät 3,0, *P. lugubris*: kapeat 101,8; leveät 38,5) ja yksi lajeista (*A. scopicerca*) suosi selvästi leveitä käytäviä (kapeat 3,3; leveät 19,5). Tulokset tukevat habitaattien välisiä vertailuja, sillä kapeita käytäviä suosivat lajit ovat ”käytäväspesialisteja”, kun taas leveitä käytäviä suosinut *A. scopicerca* on metsäspesialisti. Käytävän leveys näyttää siis ratkaisevan näille lajeille sen, koetaanko käytävä osana varsinaista metsää vaiko vain sen reunavyöhykkeenä. Käytävän leveys näyttäisi olevan merkityksellisempi tekijä hämähäkeille kuin maakiitäjaisille.

3.8 Metsä- ja käytäväspesialistit

Kaikkien neljän eläinryhmän edustajissa esiintyi metsäspesialisteja eli lajeja jotka ovat metsissä selvästi runsaampia kuin ympäröivillä hakkuilla, mutta maakiitäjäsissä ja hämähäkeissä esiintyi myös lajeja, jotka metsäspesialistiluonteestaan huolimatta eivät näyttäneet viihtyvän käytävissä. Pikkunisäkkäissä ja hämähäkeissä tavattiin lisäksi ”käytäväspesialisteja”, lajeja jotka olivat runsaampia käytävissä kuin muilla habitaateilla. Näytti myös siltä, että varsinaiset metsälajit suosivat leveitä käytäviä, mutta vähemmän selvästi metsiin erikoistuneet lajit, mukaan lukien ”käytäväspesialistit”, suosivat kapeita käytäviä.

Eräät metsälajit eivät esiinny hakkuilla juuri lainkaan. Näille lajeille varttuneen metsän jättämisellä käytävien muodossa hakkuualueiden väliin on suuri merkitys. Eristyneissä metsäsaarekkeissa olevat populaatiot saattavat helpommin hävitä sukupuuttoon, jos ympärillä ei ole käytäviä ”syöttämässä” niihin yksilöitä. Käytävissä saattaa myös säilyä erityisiä avainbiotooppeja ja niitä vaativia lajeja, joiden leviämistä käytävä voi siten edistää.

Korostamme vielä, että tuloksemme koskevat vain yleisimpiä lajeja; harvinaisten ja uhanalaisten lajien menestyminen käytävähabitaateilla on tärkeä, mutta vaikeasti tutkittava asia. Aineistossamme on kymmenittäin vähälukuisia maakiitäjäis- ja hämähäkkilajeja, joista löytyi vain pari yksilöä. Näistä lajeista käytäväänalyysien tekeminen on mahdotonta.

3.9 Lajimäärät

Edellä tarkasteltujen ekologisten ryhmien ohella tarkastelimme myös kokonaislajimääriä; kokonaislajimäärä on yhteisön lajiversiteetin selkein ja yksinkertaisin kuvaaja. Vähälajisissa yhteisöissä, esim. pikkunisäkkäillä ja niiden loisilla, lajimäärien vertailu ei ole mielekästä, vaan lajikohtaiset erot ovat paljon mielenkiintoisempia. Siksi tarkastelimme vain monilajisia maakiitäjäis- ja hämähäkkiyhteisöjä.

Sekä maakiitäjäisten että hämähäkkien lajimäärä oli käytävissä merkitsevästi alhaisempi kuin hakkuilla ja samaa luokkaa tai alhaisempi kuin metsissä. Tämän perusteella näyttäisi siltä, että käytävistä ei ole selkärangattomien kokonaislajimäärän kannalta välitöntä hyötyä. Hämähäkkien lajimäärä oli kuitenkin leveissä käytävissä suurempi kuin kapeissa käytävissä. Tämä ja hämähäkkien yleinen vähälajisuus käytävissä metsiin verrattuna voidaan tulkita siten, että hämähäkit ovat vaativampia ympäristöolosuhteiden suhteen kuin maakiitäjäiset ja eivät siksi todennäköisesti hyödy ainakaan liian kapeista käytävistä.

3.10 Mikä on tärkeää?

Käytävien merkitystä pohdittaessa on tietenkin syytä miettiä, mikä on olennaisinta. Suuri kokonaislajimäärä on tuskin tärkein päämäärä. Pikemminkin ongelmana ovat ne lajit, jotka ovat eniten riippuvaisia metsistä, joiden leviämiskyky on huono, jotka elävät pirstoutuneessa ympäristössä tai jotka muuten tarvitsevat erityistä silmälläpitoa. Kaikissa tutkimissamme eläinryhmissä oli metsälajeja, jotka hyötyvät käytävistä. Samanlaisia lajeja on todennäköisesti myös useimmissa muissa eläinryhmissä, ja myös harvinaisissa ja uhanalaisissa lajeissa.

Kirjallisuus

- Gustafsson, L. & Hansson, L. 1997. Corridors as a conservation tool. *Ecological Bulletins* 46: 182–190.
- Henttonen, H., Haukisalmi, V., Pirkkalainen, H. & Niemelä, J. 1998. Ekologisten käytävien merkityksestä keskisuomalaisissa talousmetsissä. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja (painossa).
- Rosenberg, D.K., Noon, B.R. & Meslow, E.C. 1997. Biological corridors: form, function, and efficacy. *BioScience* 47: 677–687.

Populaatioekologian rooli alue- ekologiaan perustuvassa metsäsuunnittelussa

Mikko Kuusinen ja Ilkka Hanski

*Ekologian ja systematiikan laitos,
PL 17, 00014 Helsingin yliopisto*

mikko.kuusinen@helsinki.fi

ilkka.hanski@helsinki.fi

Metsähallitus on viime vuosina pyrkinyt suojelemaan luonnon monimuotoisuutta maillaan metsien luonnonvarasuunnitelman osana toteutettavan alue-ekologisen suunnittelun avulla (Hallman ym. 1996, Korhonen ja Savonmäki 1997). Suunnitelmien tavoitteena on mm. turvata suunnittelualueella luontaisesti esiintyvien eliölajien säilyminen ja leviämismahdollisuudet kehittämällä metsien rakennetta luonnonmetsädynamiikkaa jäljitellen. Luonnonmetsädynamiikan mallina käytetään pääasiallisesti Ruotsissa kehitettyä ASIO-mallia (ks. Angelstam ja Rosenberg 1993, Angelstam 1997). Alue-ekologinen suunnittelu tehdään yleensä kerrallaan 10 000–50 000 ha pinta-alaisille alueille. Myös yksityisten ja metsäyhtiöiden omistamissa metsissä ollaan kehittämässä vastaavanlaisia menetelmiä.

Ekologisesti kestävä metsäsuunnittelun tulisi perustua luonnonmetsien rakenteen ja dynamiikan jäljittelyn lisäksi vankkaan tietämykseen metsälajien populaatiobiologiasta. Lajien populaatioiden dynamiikan tuntemus on välttämätöntä mm. arvioitaessa sopivien elinympäristöjen, esim. vanhojen luonnontilaisten metsien pinta-alan ja sijainnin vaikutusta lajien säilymisen todennäköisyyteen metsäaluetasolla. Pelkkä lajien nykyesiintymien selvittäminen ei useinkaan riitä niiden alueelliseen säilymiseen tähtäävän suunnitelman pohjaksi.

Populaatioiden ajallisesti ja paikallisesti laikuttainen esiintyminen sekä lajien väliset huomattavat erot populaatiodynamiikan nopeudessa

ovat myös sellaisia tekijöitä, jotka olisi keskeisesti huomioitava metsälajiston monimuotoisuuden säilyttämiseen tähtäävässä metsäsuunnittelussa. Monien lajien yksilöt ja populaatiot voivat reagoida huomattavalla viiveellä ympäristön muutokseen (Tilman ym. 1994). Esimerkiksi monet pitkäikäiset ja hidaskasvuiset kääpä- tai jäkälälajit voivat säilyä vielä vuosikymmeniä niille epäsuotuisaksi muuttuneessa metsäympäristössä. Vaikka kaikki tällaisen lajin nykyesiintymät säästettäisiin, saattaa laji silti hävitä alueelta.

Monet metsälajit saattavat metsäaluetasolla esiintyä useiden toisiinsa yhteydessä olevien paikallispopulaatioiden verkostona eli ns. metapopulaationa (Hanski 1994, Harrison 1994, Hanski ja Gilpin 1997). Metapopulaation tasapainotilassa paikallispopulaatioiden häviäminen ja uusien paikallispopulaatioiden syntyminen ovat likimain yhtä yleisiä. Metsäsuunnittelun kannalta on oleellista, että laji ei yleensä koskaan esiinny yhtäaikaan kaikilla sille sopivilla habitaattilaikuilla. Kuitenkin tietyllä hetkellä asumattomien laikkujen säästäminen voi olla välttämätöntä koko metapopulaation säilymisen kannalta.

Säästettäviä kohteita valittaessa olisi myös syytä huomioida, etteivät lajin kaikki esiintymät välttämättä ole samanarvoisia. Erityisen suotuisat elinympäristölaikut eli ns. lähdealueet (source) voivat olla keskeisiä lajin alueellisen säilymisen kannalta (Pulliam ja Danielson 1991, Virkkala 1996). Näiltä alueilta laji voi ainakin ajoittain levitä ympäröiville, lähdealuetta heikommille elinympäristöille. Lähdealueen hävittäminen tai sen ympäristön haitallinen muuttaminen saattaa hävittää lajin kokonaan laajalta alueelta.

Valitettavasti tietämys boreaalisen metsälajiston populaatiobiologiasta on yhä varsin puutteellista. Tähänastiset tutkimukset ovat etupäässä kohdistuneet lintuihin, nisäkkäisiin ja taloudellisesti tärkeisiin puulajeihin, sen sijaan esim. useimpien hyönteisten, sienten, jäkälien ja sammalten populaatioiden rakenteesta ja dynamiikasta tiedetään hyvin vähän.

Metsäluonnon biodiversiteetti: alue-ekologia ja lajien esiintyminen monimuotoisessa ympäristössä

Tutkimuksemme tarkoituksena on lisätä tietämystä boreaalisten metsälajien ekologiasta ja erityisesti populaatioiden dynamiikasta. Tutkimushanke jakautuu useaan osahankkeeseen, joista seuraavat ovat jo käynnistyneet vuonna 1997: 1) haavan ja raidan sekä niiden lajiston populaatiobiologia, 2) lajiston säilyminen pienissä vanhan metsän fragmen-

teissa, 3) vanhan metsän lajien populaatioiden rakenne ja geneettinen monimuotoisuus ja 4) vanhan metsän lajien leviämisbiologia.

Tutkimusalueet sijaitsevat Hämeessä, Kuhmossa ja Venäjän Karjalassa, ja ne käsittävät sekä suhteellisen luonnontilaisia että pitkään tehokkaassa metsätalouskäytössä olleita metsiä.

Haavan ja raidan metsäaluetason populaatorakenteen tutkimus on aloitettu Etelä-Kuhmossa noin 50 000 ha pinta-alaisella alueella, jossa on sekä laajoja luonnontilaisia metsiä että voimakkaasti käsiteltyjä talousmetsiä. Vuoden 1997 aikana kaikkien vähintään 15 cm läpimittaisten haapojen ja 10 cm läpimittaisten raitojen esiintyminen on selvitetty kahdelta yhteensä noin 5 000 ha pinta-alaiselta alueelta. Jokaisen puun sijainti on määritetty 1 ha (100 x 100 m) suuruisen ruutujen tarkkuudella. Sijainnin määrittämisessä on käytetty apuna GPS-laitetta tai erityisen runsashaapaisilla ja -raitaisilla alueilla maastoon etukäteen merkittyjä ruutujen rajoja. Elävien puiden lisäksi myös kuolleet pystypuut ja maapuut on kartoitettu. Kuolleet puut on luokiteltu kuuteen lahoasteluokkaan. Kartoitustyötä jatketaan lähivuosien ajan.

Puustokartoituksen yhteydessä on selvitetty neljän helposti tunnistettavan haavalla ja/tai raidalla kasvavan lajin, raidankehukojäkälän (*Lobaria pulmonaria*), haavanarinakäävän (*Phellinus populicola*), haavanpötkkelökäävän (*Polyporus pseudobetulinus*) ja raidantuoksu-käävän (*Haploporus odorus*), esiintyminen. Lisäksi osalta puustokartoitusalueutta on kartoitettu kahdeksan jäkälän ja yhden sammalen esiintymät. Jatkossa on tarkoitus selvittää myös noin 15 kovakuoriaisen ja useiden maapuiden kääväkkään esiintyminen ja runsaus kartoituspuilla.

Tarkoituksenamme on tässä osahankkeessa selvittää 1) haavan ja raidan metsäaluetason esiintymistä, runsautta ja populaatorakennetta, 2) joidenkin haavan ja raidan specialistilajien populaatorakennetta ja -dynamiikkaa luonnontilaisissa ja talousmetsissä sekä 3) arvioida specialistilajien säilymiselle välttämätön haavan ja raidan minimitiheys.

Lajiston säilymistä pienissä (2,5–13,5 ha) talousmetsien ympäristöissä aarniometsäfragmenteissa on selvitetty Kuhmon alueella vuonna 1997. Fragmentit on jaettu kolmeen ryhmään niiden eristymisestä kuluneen ajan perusteella: eristyneenä 2–7 vuotta, eristyneenä 12–20 vuotta ja eristyneenä vähintään 25 vuotta. Kustakin ryhmästä on valittu viisi tutkimusalueutta. Viisi yhtenäisen vanhan metsän (pinta-ala yli 100 ha) sisällä sijaitsevaa kohdetta on valittu kontrollialueiksi. Lisäksi tutkimuksessa on mukana kolme suosaarekettä, jotka edustavat ns. luontaisia fragmentteja.

Jokaisesta fragmentista on selvitetty lintujen, pikkunisäkkäiden, kääpien, monien hyönteisryhmien sekä vanhan metsän indikaattorijäkälien ja kuusen epifyyttijäkälien esiintyminen. Mm. puuston rakenteesta, iästä ja lahoppuun määrästä on kerätty taustatietoa. Tarkoituksenamme on selvittää, kuinka eristymisestä kulunut aika vaikuttaa pienen aarniometsäfragmentin lajiston monimuotoisuuteen ja rakenteeseen.

Oletuksena on, että pieni eristynyt aarniometsäsaareke menettää vähitellen ainakin osan vanhan metsän spesialistilajeistaan. Lajin häviämisen todennäköisyys riippuu mm. sen populaatiodynamiikan nopeudesta ja leviämiskyvystä. Jatkossa vertailukohteiksi valitaan hyvin pitkään (selvästi yli 25 vuotta) eristyneinä olleita vanhan metsän sirpaleita Pohjois-Hämeestä ja Evolta.

Korpikolva (*Pytho kolwensis*) on valittu populaatorakennetutkimuksen kohdelajiksi. Laji on hyvin harvinainen Suomessa: se esiintyy vain luonnontilaisten korpikuusikoiden melko tuoreissa, kookkaissa kuusi- maapuissa (J. Siitonen henk. tied.). Vuoden 1997 aikana Etelä-Kuhmosta on löydetty kuusi uutta korpikolvapopulaatioita. Lajin esiintyminen ja runsaus on kartoitettu yksityiskohtaisesti näissä populaatioissa. Esiintymäkorvasta on myös mitattu mm. elävän ja kuolleen puuston määrä ja laatu sekä tutkittu muu kovakuoriaislajisto lajin elinympäristövaatimusten selvittämiseksi. Populaatioista on kerätty toukkanäytteet lajin geneettisen monimuotoisuuden tutkimusta varten. Vertailumateriaalia on kerätty Venäjän Karjalasta.

Pursukääpä (*Amylocystis lapponica*), raidankeuhkojäkälä ja silo- munuaisjäkälä (*Nephroma bellum*) ovat muita geneettisen monimuotoisuuden tutkimuksen kohteiksi valittuja aarniometsälajeja. Lajeista on kerätty näytteitä DNA-tutkimusta varten Venäjän Karjalasta, Kuhmosta ja Hämeestä. Tarkoituksenamme on selvittää, onko sopivien elinympäristöjen väheneminen ja pirstoutuminen vaikuttanut kohdelajien geneettiseen monimuotoisuuteen.

Pohjanryppykkä (*Phlebia centrifuga*) on leviämisbiologisen tutkimuksen tärkein kohdelaji. Tämä harvinainen kääväkälä kasvaa suurilla kuusi- maapuilla vanhoissa luonnonmetsissä (Kotiranta ja Niemelä 1996). Lajin itiöiden leviämistä on tutkittu sekä laboratoriossa (ks. P. Siitonen tässä julkaisussa) että maastossa. Maastossa yksittäisestä itiöemästä vapautuneita itiöitä on pyydytetty petrimaljoilla puolen–kolmen tunnin ajan eri etäisyyksillä (0–256 m) itiöemästä. Tarkoituksenamme on selvittää lajin itiöiden leviämisen etäisyyttä ja nopeutta vanhan metsän sisällä.

Kahden vanhan metsän kääpälajin, pursukäävän ja rusokantokäävän (*Fomitopsis rosea*), itiöemissä elävien hyönteisten lajiston rakennetta ja monimuotoisuutta on myös selvitetty projektissamme. Lajistoa on verrattu talousmetsissä yleisen kantokäävän (*Fomitopsis pinicola*) itiöemissä esiintyvään lajistoon. Kääpien itiöemien hyönteislajisto on esimerkki erittäin huonosti tunnetusta boreaalisten metsien lajiyhteisöstä.

Tutkimushankkeen yhteydessä kehitetään ja testataan matemaattisia populaatio- ja metapopulaatiomalleja, joiden avulla on tarkoitus ennustaa ympäristön rakenteen vaikutus lajien kannanvaihteluun ja pitkäaikaiseen häviämiskäyttöön. Ensi vaiheessa tähän tarkoitukseen sovelletaan insidenssifunktio- malleja (Hanski 1994), mutta hankkeen yhteydessä on tarkoitus tutkia ja kehittää muitakin malleja.

Pyrimme hankkeessamme tuottamaan tieteellisten julkaisujen lisäksi käytännön ohjeita ja malleja, jotka ovat jatkossa suoraan hyödynnettävissä mm. alue-ekologisen metsäsuunnittelun menetelmiä ja suojele-alueverkostoja kehitettäessä.

Kirjallisuus

- Angelstam, P. 1997. Landscape analysis as a tool for the scientific management of biodiversity. *Ecological Bulletins* 46: 140–170.
- & Rosenberg, P. 1993. Aldrig, sällan, ibland, ofta. *Skog & Forskning* 1993(1): 34–41.
- Hallman, E., Hokkanen, M., Juntunen, H., Korhonen, K.-M., Raivio, S., Savella, O., Siitonen, P., Tolonen, A. & Vainio, M. 1996. Alue-ekologinen suunnittelu. Metsähallituksen metsätalouden julkaisuja 3. 59 s.
- Hanski, I. 1994. Patch-occupancy dynamics in fragmented landscapes. *Trends in Ecology and Evolution* 9: 131–135.
- & Gilpin, M.E. (toim.). 1997. *Metapopulation biology: ecology, genetics & evolution*. Academic Press, London. 512 s.
- Harrison, S. 1994. Metapopulations and conservation. *Julkaisussa: Edwards, P. J., May, R. M. & Webb, N. R. (toim.). Large-scale ecology and conservation biology*. Blackwell, London. s. 111–128.
- Korhonen, K.-M. & Savonmäki, S. (toim.). 1997. *Metsätalouden ympäristö-opas*. Metsähallitus, Helsinki. 130 s.
- Kotiranta, H. & Niemelä, T. 1996. *Uhanalaiset käyvät Suomessa*. 2. painos. Edita, Helsinki. 184 s.
- Pulliam, H.R. & Danielson, B.J. 1991. Sources, sinks, and habitat selection: a landscape perspective on population dynamics. *American Naturalist* 137 (Suppl.): 50–66.
- Tilman, D., May, R.M., Lehman, C.L. & Nowak, M.A. 1994. Habitat destruction and the extinction debt. *Nature* 371: 65–66.
- Virkkala, R. 1996. Metsien suojelealueverkon rakenne ja kehittämistarpeet – ekologinen läheistymistapa. *Suomen ympäristö* 16. 53 s.

Alue-ekologisen suunnittelun menetelmän ekologiset perusteet ja käytännön menetelmät

Paula Siitonen

*Suomen ympäristökeskus,
PL 140, 00251 Helsinki
paula.siitonen@vyh.fi*

1 Johdanto

Monimuotoisuuden suojeleminen edellyttää luonnonmetsille tunnusomaisten rakenteiden ja prosessien ylläpitämistä osana normaalia metsänkäsittelyä. Suunnittelemalla metsän käsittely tukemaan olemassa olevaa suojele-alueverkostoa alue-ekologisella suunnittelulla voidaan monimuotoisuutta suojella tehokkaasti. Alueelliseen tarkasteluun veloitetaan Pohjois-Suomen vanhojen metsien suojelupäätöksessä (Valtioneuvoston periaatepäätös 7.12.1996), jonka mukaan suojelelun ulkopuolelle jäävien inventointikohteiden luontoarvot tulee säilyttää alue-ekologisella suunnittelulla. Alueelliseen tarkasteluun kehoitetaan myös metsälaissa sekä laissa Metsähallituksesta (1169/1993).

Alue-ekologiassa tarkastellaan laajoja, jopa kymmenien tai satojen neliökilometrin laajuisia suojelealueiden ja talousmetsien muodostamia kokonaisuuksia – elinympäristölaikkujen koon, muodon, sijainnin ja laadun vaikutuksia populaatiodynamiikkaan ja koko metsäekosysteemin toimintaan (Forman 1995). Alue-ekologisen suunnittelun keskeisenä tavoitteena on suunnata talousmetsien käsittely tukemaan suojelealueverkostoa siten, että alueella luontaisesti esiintyvien metsälajien populaatiot säilyisivät pitkällä aikajänteellä (Hallman ym. 1996).

Alue-ekologiseen suunnitteluun tarvittava ekologinen tietämys on kuitenkin hyvin puutteellista. Erityisesti ekologisten yhteyksien todellisesta merkityksestä lajien leviämisreitteinä borealisessa metsäekosysteemissä on hyvin vähän empiiriseen tutkimukseen perustuvaa tietoa.

Lisätietoa tarvitaan metsälajien populaatiodynamiikasta ja niihin vaikuttavista prosesseista pirstoutuneissa metsäympäristöissä. Tutkimustulosten tehokas hyödyntäminen alue-ekologisessa metsäsuunnittelussa edellyttää käytännön suunnittelutyövälineiden kehittämistä samanaikaisesti ekologisen tiedon tuottamisen kanssa. Käytännön menetelmiä tarvitaan optimaalisten suunnitelmien tuottamiseen, erilaisten suunnitelmavaihtoehtojen vertailuun, suojelualueverkoston täydentämistarpeiden punnitsemiseen sekä suunnitelmien tuloksellisuuden arviointiin.

Vuonna 1997 käynnistyneen ”Alue-ekologisen suunnittelun ekologiset perusteet ja käytännön työvälineet” -tutkimuksen tavoitteena on kehittää ekologiseen tutkimustietoon perustuvia käytännön menetelmiä alue-ekologista metsäsuunnittelua varten erityisesti Pohjois-Suomessa. Menetelmät perustuvat ekologisen tutkimustiedon ja paikkatietojärjestelmien, optimointimenetelmien yhteensovittamiseen. Tutkimuksen päärahoittaja on maa- ja metsätalousministeriö ja tutkimus toteutetaan yhteistyössä mm. Metsähallituksen, Helsingin yliopiston, Metsäntutkimuslaitoksen, IVO-groupin, Valtion teknillisen tutkimuskeskuksen ja Ilmatieteen laitoksen kanssa. Tutkimus on osa professori Ilkka Hanskin johtamaa *Metsäluonnon biodiversiteetti: alue-ekologia ja lajien esiintyminen monimuotoisessa elinympäristössä* -tutkimushanketta, jota rahoittavat maa- ja metsätalousministeriön ohella mm. Suomen Akatemia ja ympäristöministeriö (ks. Kuusinen ja Hanski tässä julkaisussa).

Tutkimus jakaantuu neljään osahankkeeseen. Seuraavassa on lyhyet kuvaukset kustakin osahankkeesta.

2 Hankekuvaukset

2.1 Askelkivet ajallisina refugioina: pirstoutumishistorian vaikutus pienten metsälaikkujen ja koko metsämosaiikin kykyyn ylläpitää vanhan luononmetsän lajistoa pitkällä aikavälillä

Tutkimuksessa selvitetään, kuinka pirstoutumisesta kulunut aika sekä metsälaikkujen koko, laatu ja sijainti ennen pirstoutumista selittävät monivuotisten vanhanmetsän tunnuslajien esiintymistä. Kuhmon tutkimusalueelta (noin 80 000 ha) selvitetään vanhojen metsien ja koko metsämosaiikin pirstoutumishistoria 1890–1997. Tutkimusaineistona käytetään Metsähallituksen kuviotietoja ja vanhoja metsätaloukartoja. Paikkatietoanalyysillä tarkastellaan mm. vanhan metsän laikkujen ja koko metsämosaiikin isolaation, yhdistyvyyden, reuna-ydinsuhteen alueellisia ja ajallisia muutoksia. Pirstoutumishistoriatutkimuksen tuloksia käytetään leviämismallinnuksessa, reunavaikutustutkimuksessa ja menetelmän kehittämisessä.

2.2 Askelkivien ja käytävien sijoittelu: vanhan luonnonmetsän kääpälajien itiöiden leviäminen pirstoutuneessa metsämosaiikissa

Pirstoutumisella tarkoitetaan aikaisemmin yhtenäisten elinympäristöjen jakaantumista entistä pienemmiksi ja toisistaan kauempana sijaitseviksi laikuiksi (Saunders ym. 1990, Haila 1994). Elinympäristölaikkujen välisen etäisyyden kasvaessa vaikeutuu yksilöiden liikkuminen laikusta toiseen, jolloin niissä elävät populaatiot eristyvät toisistaan. Pienet eristyneet elinympäristölaikut pystyvät ylläpitämään vain pieniä populaatioita, jotka tuhoutuvat helposti satunnaisesta syystä (Hanski ja Gilpin 1991). Lajien elinmahdollisuuksia pirstoutuneissa elinympäristöissä pyritään helpottamaan luomalla ekologisia yhteyksiä, kuten askelkiviä ja käytäviä, elinympäristölaikkujen välille. Empiirisiä tutkimuksia metsälajien leviämisestä ekologisia yhteyksiä pitkin on kuitenkin hyvin vähän.

Askelkivien sijoittaminen riippuu niitä käyttävien lajien leviämiskyvystä. Askelkivet suunnataan ensisijaisesti lajeille, jotka eivät muuten menesty talousmetsissä. Tähän lajiryhmään kuuluu vakaita ympäristöoloja ja hyvää lahopuujatkumoa vaativia kääpälajeja. Suojelukohteiden ja hakkuiden sijoittelua varten tarvitaan tietoa siitä, kuinka kauas itiöt leviävät lähdehabitaatista – esimerkiksi vanhan metsän laikusta erilaisiin ympäröiviin metsikkötilanteisiin.

Tutkimuksen tavoitteena on selvittää, kuinka kauas itiöt leviävät erilaisissa metsikköolosuhteissa. Leviämismallin kehittämisessä käytetään pohjanrypykkää (*Phlebia centrifuga*), mutta myöhemmin tutkimusta laajennetaan muihin ns. vanhan metsän lajeihin.

Itiöiden leviämistä mallinnetaan yhteistyössä Valtion teknillisen tutkimuskeskuksen, Ilmatieteen laitoksen, Imatran voiman ja Metsäntutkimuslaitoksen kanssa maastokokeita, tuulitunnelia, laserdobleranometriä, hiukkasten leviämismalleja ja metsätalouden kuviotietoja käyttäen (maastokokeet ks. Kuusinen ja Hanski tässä julkaisussa). Leviämismallin kehittämistä varten tarvitaan tietoa itiöiden aerodynaamisista ominaisuuksista sekä ympäristötekijöiden vaikutuksesta itiöiden tuotantoon, elinikään ja leviämiseen. Yhdistämällä leviämisetäisyyden minimivaatimukset lajien elinympäristövaatimuksiin pyritään mallintamaan lajeille optimaalinen suojelualueiden ja askelkivien verkosto.

Mallintamista varten paikannetaan kohdelajien esiintymät ja tyhjat habitaatit GPS:llä. Leviämismallia sovelletaan sekä nykyisiin että historiallisiin metsäkuviotietoihin. Tuloksia sovelletaan alue-ekologisen suunnittelun menetelmien kehittämisessä suojelukohdeverkoston, ekologisten yhteyksien ja hakkuiden kohdentamisen perusteina.

2.3 Reunavaikutus ja suojavyöhykkeet: minkälainen suojavyöhyke vähentää reunavaikutusta, kuinka reunavaikutus vaikuttaa vanhan metsän kääpälajien esiintymiseen?

Pirstoutuminen lisää elinympäristölaikkujen ja niiden rajapintojen määrää. Metsälaikun reunavyöhyke poikkeaa ns. reunavaikutuksen vuoksi laikun ydinosaasta sekä lajistoltaan että rakenteeltaan. Reunavyöhykkeen leveys vaihtelee mm. lajiryhmästä, laikun koosta, muodosta ja naapurikuvioiden laadusta riippuen (Hansson 1994, Matlack 1993, Peltonen ym. 1997, Siitonen 1998b). Reunavaikutuksen vähentämiseksi suositellaan, että vanhan metsän laikkujen ympärille jätettäisiin tai perustettaisiin kevyemmin käsitelty suojavyöhyke. Empiiriseen tutkimukseen perustuvaa tietoa erityyppisten suojavyöhykkeiden ja reunojen ekologisesta merkityksestä pohjoissuomalaisissa olosuhteissa ei ole juurikaan saatavilla.

Tutkimuksessa vertaillaan kokeellisesti hakkuun reunaan jätettävien suojavyöhykkeiden vaikutusta lajistoon. Lajisto tutkitaan vanhan kuusi-valtaisen metsän ja hakkuun suhteen kohtisuorilta linjoilta. Tutkittavia lajiryhmiä ovat ainakin putkilokasvit, sammalet ja käävät. Linjoilta mitataan elävä ja kuollut puusto sekä pienilmasto. Tietoja käytetään reunavyöhykkeen leveyden mallintamiseen metsätalouden kuviotietoja ja muita paikkatietoaineistoja käyttäen.

Paksuilla kuusimaapuilla kasvavien vanhan metsän kääpälajien, mm. pohjanrypykän herkkyyttä reunavaikutukseen tutkitaan paikantamalla GPS:llä yli 15 cm paksut kuusimaaput, joista kirjataan ylös lajin esiintyminen ja maapuun laatua kuvaavia tunnuksia. Lajien esiintymisen riippuvuutta sopivan kasvualustan määrästä, muista kasvupaikkaoloista ja etäisyydestä erityyppisiin reunoihin analysoidaan paikkatietojärjestelmällä. Esiintymistä verrataan pirstoutumishistoriatutkimuksen yhteydessä analysoituihin kuviotietoihin. GPS-paikannettua tietoa lajin esiintymisestä käytetään leviämismallin luomiseen. Tuloksia käytetään reunavaikutusvyöhykkeen leveyden määrittelyyn paikkatietoavusteiseen reunamalliin (Siitonen 1998b).

2.4 Alue-ekologisten suunnittelun menetelmät: paikkatietoavusteinen käytännön työväline suojelualueiden ja talousmetsien muodostaman kokonaisuuden kattavuuden, edustavuuden ja täydentämisvaihtoehtojen vertailua varten

Alue-ekologisen suunnittelun ekologisena tavoitteena on ylläpitää alueelle tunnusomaisten lajien elinkelpoisia populaatioita pitkällä aikajänteellä. Yksittäinen elinympäristölaikku on yleensä liian pieni pystyäkseen turvaamaan lajin säilymisen pitkällä aikavälillä. Elinkelpoisten

populaatioiden ylläpitämiseksi tulisi eri lajeille sopivia elinympäristöjä olla useita ja niiden tulisi myös sijaita riittävän lähellä toisiaan (Hanski ja Gilpin 1991). Lajikohtaista tietoa elinkelpoisen populaation koosta ja sen ylläpitämiseen tarvittavan elinympäristön vähimmäismäärästä ja spatiaalisesta jakaumasta on saatavilla vain vähän.

Käytännön luonnonsuojelun ja metsätalouden suunnittelua varten on kuitenkin pystyttävä valitsemaan suojelualueverkostoa parhaiten täydentävät uudet suojelualueet, talousmetsien pienialaiset säästökohteet sekä kevyemmin käsiteltävät suojavyöhykkeet. Näin syntyvän suojelualueiden ja talousmetsien muodostaman kokonaisuuden tulisi olla kattava ja edustava, eli siihen tulisi sisältyä alueella luontaisesti esiintyvät lajit ja elinympäristöt (Margules ym 1988, Csuti ym. 1997, Pressey ja Nicholls 1989). Suunnittelussa on tarkoituksenmukaista keskittyä niihin lajeihin ja elinympäristöihin, joiden säilymistä metsätalous tavalla tai toisella uhkaa.

Tutkimuksen tavoitteena on kehittää paikkatietojärjestelmien ja optimointimenetelmien yhteiskäyttöön perustuva työväline alue-ekologista suunnittelua varten. Suojelualueverkoston kattavuutta ja siihen tarvittavia täydennyksiä tutkitaan askeltavilla heuristisilla optimointialgoritmeilla Kuhmossa ja Ilomantsin Koitajoella (Csuti ym. 1997, Tanskanen 1996, Siitonen 1998a). Algoritmeilla lasketaan, mitkä kuviot suojeluverkostoon tulisi vähintään lisätä, jotta halutut ominaisuudet olisivat edustettuina mahdollisimman monta kertaa. Kohteiden valintaperusteina käytetään mm. kuvioiden laatua, kokoa, muotoa ja sijaintia, niiden perusteella laskettuja tunnuksia kuten eristäytyneisyyttä, yhdistyvyyttä ja ydinreunasuhdetta sekä näiden ajallisia muutoksia. Menetelmän kehittämisessä käytetään mm. Metsähallituksen paikkatietoaineistoja sekä muiden osahankkeiden ja tutkimusten tuloksia.

3 Tutkimuksen tulosten hyödyntäminen käytännön alue-ekologisessa suunnittelussa

Optimointiin perustuvalla alue-ekologisella suunnittelumenetelmällä päivitetään Metsähallituksen metsäsuunnittelujärjestelmään vuonna 1997 liitettyä MoniWin ohjelmaa (Siitonen 1998a). Päivityksen jälkeen MoniWinillä voidaan mm. vertailla toisiinsa erilaisia suunnitelmavaihtoehtoja niiden pinta-alan, kattavuuden, edustavuuden, hinnan ym. haluttujen ominaisuuksien perusteella, hakea optimaalisia kuvioyhdistelmiä sekä punnita suojelualueverkoston puutteita ja täydentämisvaihtoehtoja. Ohjelmaa päivitetään metsälajien ekologiaa koskevan tiedon karttuessa ja tutkimuksen edetessä. Optimointimenetelmää testataan ja kehitetään Kuhmon tutkimusalueella sekä Metsähallituksen rahoituksella Ilomantsin Koitajoella.

Tuloksia voidaan samalla periaatteella soveltaa myös muissa metsäsuunnittelujärjestelmissä. Tulokset julkaistaan mm. Suomen ympäristökeskuksen, Metsähallituksen, maa- ja metsätalousministeriön ja Valtion teknillisen tutkimuskeskuksen julkaisusarjoissa sekä alan tieteellisissä sarjoissa ja opinnäytteissä. Lisätietoa hankekokonaisuuden kotisivulta <http://www.helsinki.fi/science/biobof/>.

Kirjallisuus

- Csuti, B., Polasky, S., Williams, P.H., Pressey, R.L., Camm, J.D., Kershaw, M., Kiester, A.R., Downs, B., Hamilton, R., Huso, M. & Sahr, K. 1997. A comparison of reserve selection algorithms using data on terrestrial vertebrates in Oregon. *Biological Conservation* 80: 83–97.
- Forman, R.T.T. 1995. *Land mosaics. The ecology of landscapes and regions.* Cambridge University Press, New York. 632 s.
- Haila, Y. 1994. Metsän pirstoutuminen luonnonsuojeluekologisenä ongelmana borealisessa metsävyöhykkeessä. *Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja* 482: 59–67.
- 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. 59 s.
- Hanski, I. & Gilpin, M. 1991. Metapopulation dynamics: brief history and conceptual domain. *Julkaisussa: Gilpin, M. & Hanski, I. (toim.). Metapopulation dynamics: empirical and theoretical investigation.* Academic Press, Lontoo. s. 3–16.
- Hansson, L. 1994. Vertebrate distributions relative to clear-cut edges in a boreal forest landscape. *Landscape Ecology* 9(2): 105–115.
- Margules, C.R., Nicholls, A.O. & Pressey, R.L. 1988. Selecting networks of reserves to maximise biological diversity. *Biological Conservation* 43: 63–76.
- Matlack, G.R. 1993. Microenvironment variation within and among forest edge sites in the eastern United States. *Biological Conservation* 66: 185–194.
- Peltonen, M., Heliövaara, K. & Väisänen, R. 1997. Forest insects and environmental variation in stand edges. *Silva Fennica* 31: 129–141.
- Pressey, R.L. & Nicholls, A.O. 1989. Efficiency in conservation evaluation: scoring versus iterative approaches. *Biological Conservation* 50: 199–218.
- Saunders, D.A., Hobbs, R.J. & Margules, C.R. 1990. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology* 5: 18–32.
- Siitonen, P. (toim.). 1998a. Monimuotoisuuden arviointi paikallisella tasolla. *Metsähallituksen luonnonsuojelun julkaisuja Sarja A. Käsikirjoitus.*
- 1998b. Alueellisen monimuotoisuuden arviointi. *Metsähallituksen luonnonsuojelun julkaisuja Sarja A. Käsikirjoitus.*
- Tanskanen, A. 1996. Säästäkää edes nämä! *Linnut* 31(6): 31–33.

Alue-ekologiaa käytännön metsäsuunnittelussa

Metsähallituksen alue-ekologinen suunnittelu

Pertti Itkonen

*Metsähallitus, Perä-Pohjolan puistoalue,
PL 57, 99601 Sodankylä
pertti.itkonen@metsa.fi*

1 Suunnittelun tavoitteet

Alue-ekologinen suunnittelu aloitettiin Metsähallituksessa lähinnä pohjoisamerikkalaisen mallin mukaisesti pilottiprojekteilla 1994. Pari vuotta myöhemmin asetettiin tavoitteeksi kaikkien talousmetsäalueiden saaminen suunnitelman piiriin vuoteen 2000 mennessä.

Metsähallituksen maankäyttöä suunnitellaan monitavoitteisuuden ja päällekkäiskäytön periaatteilla. Alue-ekologinen suunnittelu on tässä keskeinen työväline. Sen tavoitteena on: 1) turvata pitkällä aikajänteellä alueelle luontaisten eliölaajien säilyminen elinvoimaisina populaatioina, 2) turvata arvokkaiden luontokohteiden säilyminen ja uusien syntyminen, 3) varmistaa osaltaan metsä- ja luonnonsuojelulain mukaisten luontokohteiden säilyminen, 4) yhteensovittaa metsien eri käyttömuotojen tarpeet ja 5) kohdentaa luonnonhoidon taloudelliset panostukset oikein.

Alue-ekologinen suunnittelu on laajan metsäalueen luontoarvojen kokonaistarkastelua. Siinä otetaan huomioon alueen koko metsäluonto talousmetsät ja suojelualueet mukaan lukien. Metsätalouden ja luonnonsuojelun yhteensovittamisen lisäksi myös metsien muu käyttö, ennen kaikkea virkistyskäyttö, matkailu ja luontaiselinkeinot, kuuluvat suunnittelun tavoitteisiin.

Alue-ekologinen suunnittelu kuuluu keskeisenä osana Metsähallituksen suunnittelujärjestelmään. Muina suunnittelutasoina ovat luonnonsuunnittelu, jossa tehdään maankäytön perusratkaisut ja tarkistetaan alueen hakkuusuunnite, sekä toimenpidesuunnittelu. Suunnittelujärjes-

telmä rakentuu sisäkkäisistä, toisiaan täydentävistä suunnittelutasoista. Niillä korvataan aikaisemmat metsätalous- ja käsittelysuunnitelmat sekä erillissuunnitelmat kuten riistataloussuunnitelma.

2 Työn organisointi

Alue-ekologinen suunnittelu on Metsähallituksessa metsätalouden tulosalueen vastuulla. Suunnitelma tehdään kuitenkin projektiryhmänä, jossa ovat edustettuina myös luonnonsuojelu ja virkistyspalvelut. Maastotöihin on palkattu harjoittelijoita ja muuta tilapäistä työvoimaa 1–2 henkeä suunnitelmaa kohti. Puistoalueet ovat vastanneet uhanalaistietojen keruusta ja esiintymien kartoituksesta ja palkanneet sitä varten biologeja. Olennainen osa työtä on sidosryhmien ja yleisön osallistaminen suunnitteluun.

Suunnittelun kohteeksi rajataan mahdollisimman yhtenäinen ja riittävän laaja metsäalue. Kokemusten pohjalta on havaittu järkeväksi tavoitteeksi noin 50 000 ha:n koko. Käytännössä tämä vaihtelee luonnon- ja maanomistusolojen mukaan eteläisen Suomen muutamasta tuhannesta hehtaarista pohjoisen 100 000 hehtaariin. Yhden suunnitelman tavoiteaikataulu on yksi vuosi. Alkuvuosi käytetään aineiston keruuseen ja maastotöiden valmisteluun, sulan maan aikana tehdään maastotyöt, ja itse suunnitelma koostetaan talvella.

Suunnittelun maastotöissä oli kesällä 1997 mukana noin 100 henkilöä. Uusia suunnitelmia valmistui lähes miljoona hehtaaria Metsähallituksen hallinnoimilla alueilla.

3 Suunnittelumenetelmä

Pääosin alue-ekologinen suunnittelu perustuu olemassa olevan tiedon hyväksikäyttöön. Sen runkona on Metsähallituksen paikkatietojärjestelmä (PATI) eli metsätaloussuunnittelu- ja luontotietojärjestelmä (PATI) eli metsätaloussuunnittelu- ja luontotietojärjestelmä. Lisäksi kerätään tietoja tunnetuista uhanalaisesiintymistä ja mahdollisista erillisistä luontoinventoinneista. Tärkeä tietolähde on työntekijöiden ja sidosryhmien paikallistuntemus.

Maastotyö on suunnittelun kallein vaihe. Se pyritään kohdistamaan ennakkotietojen perusteella monimuotoisuuden kannalta merkittävimpiin kohteisiin. Tärkein työväline on PATI, josta poimitaan kuvioita mm. seuraavien ominaisuuksien avulla: 1) käyttörajoitukset (luontokohteet, riistakohteet), 2) kasvillisuusluokat 1 ja 2 (rehevät kasvupaikat), 3) muut lehtipuut kuin koivu, 4) lehtipuuvaltaiset metsät, 5) vanhat metsät, 6) keloja sisältävät metsät, 7) erirakenteiset metsät ja 8) kalliot ja louhikot.

Poimintakriteerit sovitetaan suunnitelmakohtaisesti paikallisiin olosuhteisiin, jotka vaihtelevat erittäin paljon sekä luonnonolojen että met-

sien käsittelyn historian vuoksi. Lisäksi inventoidaan uhanalaisesiintymät, riistakohteet ym. Sidosryhmiltä saadaan vihjeitä erityisesti luontokohteista, soidinpaikoista, porolaitumista ja maisema-alueista. Potentiaalisia luontokohteita etsitään myös ilmakuvilta ja peruskartoilta topografian perusteella.

Tavoitteena on, että poimintaan kertyy 10 % metsämaasta. Maastossa näiltä kuvioilta kerätään tietoja luonto-, riista-, maisema- ja kulttuurikohteista. Puustoisilta kuvioilta mitataan lahopuu ja täydennetään PATI:n tietoja myös elävän puuston osalta ("säätöpuusto"). Suunnittelua varten määritelty indikaattorilajisto kirjataan ja samoin mahdolliset uhanalaiset lajit sikäli kuin ne tunnistetaan. Biologit inventoivat uhanalaisen lajiston kannalta mielenkiintoiset kohteet.

4 Suunnitelman koostaminen

Inventointitulokset tallennetaan PATI:in. Ne analysoidaan Paula Siitosen Metsähallitukselle kehittämällä MONI-ohjelmalla, joka antaa kuvioille suhteellisen arvojärjestyksen. Arvokkaiksi todetut kuvat voidaan osoittaa joko kokonaan säästettäväksi tai rajoitetun käsittelyn piiriin.

Keskeinen osa suunnitelmaa on ekologisten yhteyksien rakentaminen. Inventoinnin tulosten pohjalta pyritään luomaan yhtenäinen säästettävien kohteiden verkosto yli koko alueen. Erityisenä tavoitteena on yhdistää suojelualueet toisiinsa. Ekologisilla yhteyksillä pyritään varmistamaan uhanalaisen lajiston leviämismahdollisuudet ja vahvistamaan suojelualueiden asemaa.

Paikkaan sidottujen luonto- ym. arvojen säilyttämisen lisäksi suunnitelman avulla pyritään muuttamaan koko alueen metsien rakennetta luonnonmukaisempaan suuntaan. Luonnontilan arvioinnissa käytetään hyväksi ruotsalaista ASIO-mallia, jonka keskeinen sisältö on arvio erityyppisten metsien paloherkkyydestä ja palon jälkeisestä kehityksestä. Sen pohjalta luodaan tavoite metsän eri ikäluokkien osuuksille ja puulajisuhteille. Käytännössä tämä merkitsee vanhojen metsien minimiosuutta, tavoitetta lehtipuun osuudelle ja kulutuksen käytölle uudistamisessa. Tavoite asetetaan yleensä 20 vuoden päähän, ja kehitystä arvioidaan 50 vuotta.

Osa suunnitelma-alueista on niin perusteellisesti hakkuin käsiteltyjä, että niistä ei löydy ainakaan puustoltaan luontaisen kaltaisia metsiä. Myös suot voivat olla kauttaaltaan ojitettuja. Tällaisilla alueilla suunnitelmaan voidaan sisällyttää aktiivisia ennallistamistoimenpiteitä, esimerkiksi ojien täyttämistä. Monimuotoisuuden kannalta tärkeät kohteet jätetään kehittymään puustoltaan luonnontilaisiksi. Pitkällä aikavälillä tällä on suuri merkitys alueen tulevan metsänkuvan kannalta.

Suunnittelun vaikutuksesta hakkuumahdollisuuksiin on olemassa muutamia esimerkkilaskelmia. Niissä kokonaan tai osittain rajoitettuun käyttöön on soitetu 5–10 % metsämaasta. Tämä on merkinnyt hakkuumahdollisuuksien pienenemistä suunnilleen samassa suhteessa.

5 Suunnittelun ongelmia

Alue-ekologisen suunnittelun suurin ongelma luonnonsuojelun näkökulmasta on sen tieteellisen perustan heikkous. Sen pohjalta, mitä tiedämme metsälajiston uhanalaistumisesta, voidaan osoittaa monimuotoisuuden säilyttämisen kannalta keskeiset elinympäristötyypit ja puuston rakennepiirteet. Emme kuitenkaan tiedä riittävästi siitä, kuinka paljon kohteita tulisi säästää tai kuinka laajoja yksittäisten kohteiden tulisi olla. Ekologiset yhteydet perustuvat teoriaan populaatioiden käyttäytymisestä yhtenäisen elinympäristön pirstoutuessa, mutta näyttöä ekologisten käytävien toimivuudesta leviämisteinä ei toistaiseksi juuri ole. Konkreettisimmin nämä ongelmat tulevat vastaan toteutettaessa Vanhojen metsien suojelupäätöstä. Se edellyttää Metsähallituksen säästävän lukuisten suojeluohjelman kohteitten (ns. A-alueet, noin 36 000 ha) luontoarvot alue-ekologisen suunnittelun avulla. Varsinkin yhtenäisten metsäalueiden suojelu kuviotason toimenpitein on herättänyt luontojärjestöissä ankaraa arvostelua.

Suhteessa suunnittelun tavoitteisiin on käytettävissä oleva työpanos varsin vaatimaton. Varsinkin maastotyö vaatii runsaasti työvoimaa, jonka pitäisi puustomittausten lisäksi tunnistaa luontokohteet ja tuntea lajistoa. Työmenetelmistä on kokemusta vasta muutaman vuoden ajalta, ja niissä on kehittämistarvetta inventoinnin tehokkuuden lisäämiseksi. Varsinkin kuolleen puuston arviointiin etsitään sopivaa koealojen ja silmävaraisen arvioinnin yhdistelmää. Myös tarpeellisen tiedon sisällöstä on erilaisia näkemyksiä. Erityisesti lajiston havainnointiin ei juuri ole mahdollisuuksia.

Varsinkin Pohjois-Suomessa suunnittelua hidastaa puutteelliset tiedot alueista. Uhanalaisen lajiston kartoituksia tai muita erillisinventointeja ei yleensä ole aiemmin tehty. Aikaisempaa tietoa on yleensä vain putkilokasveista. Sekin on usein niin huonosti paikannettua, että esiintymät on tarkistettava, jos niitä löytyy ensinkään. Varsinkaan uhanalaisesta metsälajistosta eli lähinnä lahottajasienistä ja hyönteisistä ei ole tietoa.

Suunnitelmalla pyritään täydentämään ja vahvistamaan suojelualueiden tehtävää monimuotoisuuden säilyttämisessä. Valitettavasti myös suojelualueiden luonnosta käytettävissä oleva tieto on riittämätöntä, jotta voitaisiin arvioida eri elinympäristötyyppien edustavuutta säilytettävissä kohteissa. Suunnittelun luonnonsuojelullista vaikuttavuutta pitäisi pystyä arvioimaan, jotta voitaisiin paremmin perustella siihen käytettäviä resursseja, niin työpanosta kuin hakkuumahdollisuuksien alenemista. Se edel-

lyttäisi myös menetelmää suunnittelualueilla tapahtuvien muutosten seuraamiseksi.

Metsähallitus panostaa alue-ekologisen suunnittelun kautta metsäluonnon suojeluun runsaasti työtä, rahaa ja hakkuumahdollisuuksia. Se, mitä tiedämme luonnontilaisista metsistä ja metsälajien populaatiobiologiasta, oikeuttaa väittämään, että suunnittelu vie talousmetsiä monimuotoisuuden kannalta oikeaan suuntaan. Metsäluonnon tutkimuksen tehtävä on vastata kysymyksiin, miten ja mitä inventoidaan ja suunnitellaan, missä ja kuinka paljon säilytetään ja mikä on toimenpiteiden vaikutus.

Alue-ekologisen suunnittelun kokemuksia ja kehittämistarpeita Länsi-Lapin alueella

Lauri Karvonen

Metsähallitus, PL 8016, 96101 Rovaniemi

lauri.karvonen@metso.fi

1 Johdanto

Lakisääteiset luonnonsuojelualueet muodostavat rungon, jolla pyritään säilyttämään luonnon monimuotoisuus erilaisilla eliömaantieteellisillä alueilla. Metsähallituksen Länsi-Lapin alueeseen sisältyy useita keski- ja pohjois-boreaalisen kasvillisuusvyöhykkeiden osa-alueita Perä-Pohjolan karuista männiköistä Lapin kolmion ja Kittilän lehtokeskuksiin. Myös suojelualueiden määrä ja pinta-ala vaihtelee eri osa-alueilla suuresti. Alue-ekologisen suunnittelun alueena on koko metsäalue, niin talousmetsät kuin suojelu- ja virkistysalueetkin, ja täten eri osa-alueiden tavoitteet voivat poiketa toisistaan hyvinkin paljon. Suunnittelussa haastavinta on erilaisten elinympäristöjen dynamiikan hallinta metsäalue-, metsikkö- ja puuryhmätasolla.

Talousmetsissä monimuotoisuuden huomioonottamisella pyritään täydentämään luonnonsuojelualueverkkoa. Tämä edellyttää tietoa luonnonsuojelualueiden sisältämien erilaisten elinympäristöjen kirjosta. Tällä hetkellä suojelualueiden sisältämien elinympäristöjen tuntemus on kuitenkin vielä puutteellista. Luonnonsuojelualueiden biotooppi-inventoinnilla tähän saataneen parannus, vaikkakin tietyllä viiveellä, jonka jälkeen sen tuloksia voidaan hyödyntää myös alue-ekologisessa suunnittelussa. Suunnittelun tavoitteena ei ole uusien suojelualueiden perustaminen, vaan talousmetsien monimuotoinen käsittely ja järjestely. Näillä toimenpiteillä tuetaan niin luonnonsuojelualueiden kuin myös elinympäristöjen riistanhoidollista toimivuutta. Keinoina voivat olla tiettyjen elin-

ympäristöjen säästäminen tai niiden erikoishakkuut, säästöpuuston jättäminen hakkuualoille tai pitkäjänteinen metsiin järjestelyyn liittyvä puulaji-ikäluokkajakaumien säätely.

2 Alue-ekologinen suunnittelu metsä-hallituksessa

2.1 Suunnittelujärjestelmä

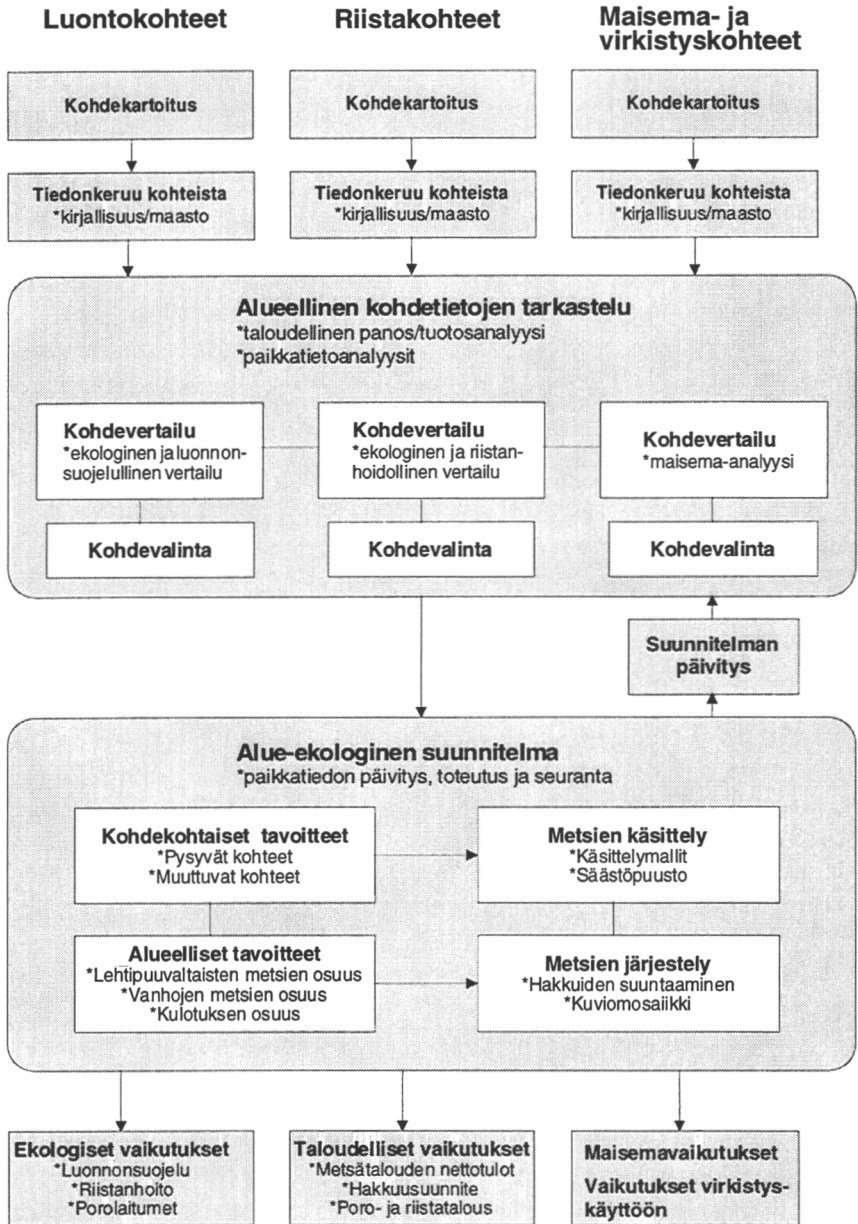
Metsähallituksessa alue-ekologinen suunnittelu on monitavoitteista metsäsuunnittelua ja se on osa metsätalouden suunnittelujärjestelmää (Metsähallitus 1997a). Alueellinen *luonnonvarasuunnitelma* on laaja strategia- ja maankäyttösuunnitelma, jossa määritellään maankäytön tavoitteet ja sen puitteissa tehdään maankäyttöpäätökset. *Alue-ekologisessa suunnitelmassa* metsien käytön ja suojelun tavoitteet konkretisoidaan metsä-alue- ja metsikkötasolle.

Tavoitteeksi on otettu, että alue-ekologinen suunnittelu kattaa kaikki Metsähallituksen hallinnassa olevat maat vuoden 2000 loppuun mennessä. Tämän mukaisesti esim. Länsi-Lapin alueella vuotuinen suunnittelutavoite on noin 400 000 ha vuodessa. Selvää on, että tämän aikataulun puitteissa suunnittelu ei voi olla täysin kattavaa. Lähtökohta on, että alue-ekologisessa suunnittelussa luodaan ekologisen verkoston rakenne. Samalla luodaan kehykset talousmetsien metsikkötason *toimenpidesuunnittelulle*, jossa ekologista verkostoa vielä voidaan tarkentaa pienialaisin kohtein. Lisäksi suunnittelun tulee olla jatkuvaa, jolloin sitä voidaan päivittää uuden tutkimus- ja inventointitiedon karttuessa. Suunniteluun liittyy myös tavoitteiden seuranta.

2.2 Suunnitteluprosessi

Suunnittelussa kartoitetaan alueen erityyppiset luonto-, riista-, maisemaym. erikoiskohteet (kuva 1). Näistä määritellään tunnuksia, joiden avulla niitä voidaan vertailla toisiinsa kunkin kohdeluokan sisällä (mm. luontokohteet) (Metsähallitus 1997b). Vertailtavia tunnuksia ovat esimerkiksi kuolleen puun määrä ja sen jatkuvuus sekä erilaiset maastoon liittyvät rakennepiirteet sekä lajihavainnot. Vasta tämän vertailun jälkeen selviää kunkin kohteen arvo aluetasolla ja voidaan tehdä lopulliset päätökset.

Päätöksenteon tukena käytetään luontokohteiden osalta pisteytysjärjestelmää, jonka kehittäminen on kuitenkin vielä kesken. Tämä MONI-ohjelma pisteyttää yksittäisiltä kuvioilta mitatut tunnuksot ja kuvioita voidaan verrata pisteiden perusteella toisiinsa. Pisteytyksessä tulee



Kuva 1. Alue-ekologisen suunnittelun prosessi.

kuitenkin vielä ottaa huomioon, miten eri kohdeluokkien kohteet täydentävät toisiaan. Kohteet merkitään myös paikkatietojärjestelmään. Lisäksi määritellään kohdekohtaiset metsänkäsittelyperiaatteet. Suunnitelmassa asetetaan myös metsäalueen kehittämistä koskevia alueellisia tavoitteita.

Suunnittelun ongelmia ovat olleetkin valintakriteerit (mitä – miten – kuinka paljon?), joilla kohdekohtaiset ja alueelliset päätökset tehdään. Tämä koskee siis paitsi yksittäisten kohteiden (avainbiotooppien ja ekologisten yhteyksien) kuin myös alueellisten tavoitteiden valintaa. Lisäksi ovat puuttuneet selkeät, erilaisia alueellisia vaihtoehtolaskelmia tuottavat järjestelmät, joiden avulla helpotettaisiin päätöksentekoa. Tämän mennessä päätökset on jouduttu tekemään ”manuaalisesti”. Ainoastaan MELA-laskelman avulla on voitu vertailla erilaisten suunnitelmavaihtoehtojen taloudellisia – ja osin myös ekologisia – vaikutuksia.

3 Suunnittelun kehittäminen

3.1 Arvokkaat luontokohteet

Arvokkaat luontokohteet voidaan luokitella monella tavalla. Oleellista kuitenkin on erottaa toisistaan 1) tiettyyn kasvupaikan ominaisuuteen kiinteästi liittyvät elinympäristöt ja 2) tiettyyn puuston kehitysvaiheeseen tai rakenneominaisuuteen kytkeytyvät elinympäristöt (taulukko 1). Ensimmäistä luokkaa edustavat lehdot ja lähdeympäristöt, kun taas mm. paloalueet ja aarniometsät kuuluvat jälkimmäiseen luokkaan. Ensiksi mainitut ovat yleensä pienialaisia ja paikkasidonnaisia. Uhanalaiset putkilokasvit ovat yleensä riippuvaisia näistä kasvupaikoista (ks. Rytteri ja Kettunen 1997). Näiden elinympäristöjen säilyttämisessä ei ajallisesti-kaan ole muuta mahdollisuutta kuin säilyttää olemassaolevat kohteet. Puuston kehitysvaiheisiin ja rakenneominaisuuksiin metsäalueella voidaan sensijaan vaikuttaa metsien käsittelytavoilla ja ajallisesti metsien järjestelyllä. Puusto-ominaisuuksista riippuvaisten eräiden lajien elinympäristöt voivat olla pienialaisia, mutta populaatiodynamiikan kannalta niitä on useasti tarkasteltava alueellisesti. Toisaalta tiettyjen lajien elinympäristöt voivat olla laajoja ja vaatia myös alueellisesti tietynlaista metsien rakennetta.

Alue-ekologisen suunnittelun kannalta olisi oleellista tietää, mitkä puuston kehitysvaiheet ja rakenneominaisuudet ovat – niin laadullisesti kuin myös määrällisesti – tärkeitä (minimitekijöitä) kunkin lajin kannalta. Tällöin on ensisijaisesti tarkasteltava niitä eliölajeja, joiden kannat ovat taantuneet tai uhanalaistuneet metsienkäsittelyn myötä. Uhanalaisille kovakuoriaisille tai kääville tärkeitä puuston rakenneominaisuuksia ovat palaneen ja kuolleen puun määrä tietyssä pienilmastossa. Metsolle minimitekijöitä ovat hakomiskelpoiset männyt ja soidinpaikaksi sovel-

Taulukko 1. Arvokkaiden luontokohteiden luokittelu kohteen ominaisuuksien perusteella.

A. KASVUPAIKAN RAKENTEeseen PERUSTUVAT ELINYMPÄRISTÖT

- * kasvupaikan (maaperän) ravinteisuus (lehdot, letot, rehevät suot jne.)
 - * kallio- ja maaperän muodot (kalliot, jyrkänteet, kurut, harjut jne.)
 - * pienvedet (lähteet, purot, lammet jne.)
- => rakennepiirteet ovat kasvupaikan välittömiä, pysyviä ominaisuuksia
- usein eri tekijät yhdistyvät (lähteisyys, luhtaisuus jne.)
 - usein pienialaisia, alueellisesti arvokkaita
 - usein edellytyksenä luonnontilainen tai luonnontilaisen kaltainen puusto
 - usein metsä- tai ls-lain mukaisia kohteita
 - jätetään yleensä käsittelemättä tai käsitellään kohteen erityispiirteet edellyttävällä tavalla

B. PUUSTON RAKENTEeseen PERUSTUVAT ELINYMPÄRISTÖT

- * luonnontilaiset, vanhat havu- ja lehtimetsiköt (esim. kulonkiertämät)
 - * luonnontilaiset, nuoret sukkessiovaiheet
 - * tuoreet kuloalat (metsäpalo- ja kulotusalat)
 - * muut elävän tai kuolleen puuston erityiset rakennepiirteet (soidinpaikat, pesäpuut, lahoppuutihentymät, järeät haavat ja raidat jne.)
- => rakennepiirteet ovat välillisiä puustoon perustuvia; tarkastelu tehtävä kasvupaikoittain
- kehitysvaihe (ikä)
 - puulajisuhteet
 - kuolleen puun määrä
 - palaneen puun määrä
 - puuston muu rakenne
- => rakennepiirteet muuttuvat koko ajan ajallisesti ja paikallisesti
- => rakennepiirteet voivat olla alueellisia, metsikkötasoisia tai metsikön sisäisiä (puuryhmiä tai runkoja)
- => rakennepiirteet muuttuvat (voidaan säädellä) metsikkökohtaisen käsittelyn ja alueellisen metsien järjestelyn myötä

tuva maasto-/puustoyhdistelmä sekä alueen pirstoutumattomuus. Maakotkalle minimitekijöinä voivat olla pesäpuiden puute ja pesien häirintä. Metsänkäsittelyssä näitä rakennepiirteitä voidaan säilyttää metsikkö- ja puuryhmätasolla (säätöpuuryhmit). Metsänjärjestelyn avulla voidaan puolestaan säädellä alueen puulaji- ja ikäluokkajakaumaa ja estää metsikkökuvioiden turha pirstoutuminen.

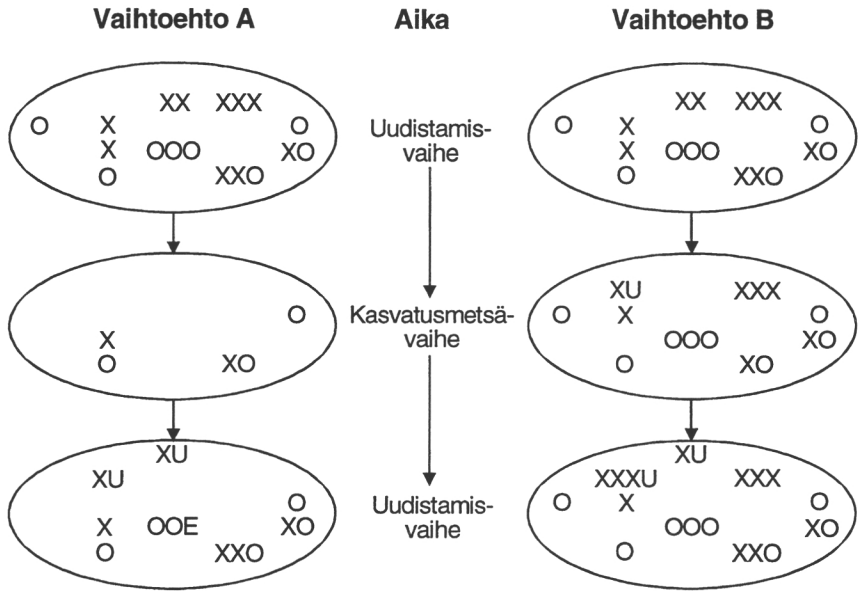
Puusto-ominaisuuksista riippuvaiset lajit olisi kyettävä luokittelemaan selvemmin. Etenkin käsitteet *vanha metsä* ja *vanhan metsän laji* ovat epäselviä. Nyt käsitteellä vanhan metsän laji voidaan tarkoittaa – esimerkiksi männiköistä puhuttaessa – kalkkikäpää ja metsoa. Metsienkäsittelyn – ja epäilemättä myös luonnonsuojelun – kannalta lajit ovat hyvin erilaisia. Kevytkin hakkuu aarniometsäolosuhteista riippuvaisen käävän elinympäristössä voi tuhota ko. elinympäristön ja lajiesiintymän.

Minimitekijöinä lajille ovat sukkession pitkäaikainen jatkuvuus ja sen luoma kasvupaikan pienilmasto ja lahoppujatkumo (esim. Niemelä ja Kotiranta 1997). Voidaan puhua *aarniometsälajista*. Metsolla minimitekijöitä ovat sen sijaan soidinpaikan ja sen lähiympäristön peitteellisyys ja pirstoutumattomuus. Lisäksi metson elinympäristövaatimukseen kuuluvat hakomismännnyt (ks. esim. Taskinen 1986). Metson elinympäristövaatimukset ovat siis sellaisia puuston rakennepiirteitä, jotka voidaan ottaa huomioon metsien käsittelyssä. Metsoa tulisikin ehkä nimittää *varttuneen metsän lajiksi*.

3.2 Tavoitteet

Avainbiotooppien ja myös riista- ja maisemakohteiden valinnassa joudutaan käyttämään suhteellista – ja harkintaan perustuvaa – alueellista luokitusta. Vastaavalla tavalla joudutaan harkitsemaan, onko kohde metsälain mukainen arvokas elinympäristö. Tavoite tulee kuitenkin olla metsälain määräämää tasoa korkeammalla eli metsälaki määrittelee monimuotoisuuden huomioonottamisen minimitason. Päätöksenteon tukena tulisi olla analyysimenetelmiä, joissa otetaan huomioon metsikkökuvioiden sisäiset kuin myös alueelliset (kuvioiden väliset) tekijät. Mikäli alueella on ollut poikkeuksellisia elinympäristöjä, mutta jotka ovat aikaisemman toiminnan takia tuhoutuneet, voidaan ko. elinympäristöjä määrätä ennallistettavaksi.

Ennallistaminen voi vaatia aktiivisia toimenpiteitä tai se voi tapahtua myös luonnostaan ajan myötä (kuva 2). Määriteltäessä avainbiotooppien määrää joudutaan aina käyttämään harkintaa. Selvää kuitenkin on, että kaikki kotkan ja kalasääksen pesäpaikat (ja yleensä kaikki muutkin uhanalaisten lajien esiintymät) määritellään alueesta riippumatta avainbiotoopeiksi, kun taas lettorämeitä tai pienvesiympäristöjä voidaan luokitella alueesta riippuen monella eri tavalla. Tavoitteena kuitenkin on,



Arvokkaat metsiköt/rakennepiirteet:

O= kasvupaikan rakenne(piirre)	X = puuston rakenne(piirre)
OE = kasvupaikan ennallistaminen	XU = uusi puuston rakenne(piirre)

Kuva 2. Kaavamainen esitys erilaisten arvokkaiden rakennepiirteiden säilymisestä talousmetsäalueella. Vaihtoehdossa A rakennepiirteitä ei oteta korostetusti huomioon metsänkäsittelyssä. Vaihtoehdossa B rakennepiirteet otetaan huomioon ja ne pyritään säilyttämään metsäalueella.

että kaikki alueen arvokkaimmat ja edustavimmat luontokohteet tulevat luokitelluksi avainbiotoopeiksi.

Alueellisesta puulaji- ja ikärakenteesta riippuvien elinympäristöjen säätely ajallisesti on suunnittelun vaikein asia. Alueen historiasta johtuen voivat lähtökohdat ja tavoitteet olla hyvin erilaisia. Pohjois-Suomessa luonnonsuojelualueita on suhteellisen paljon ja niiden avulla voitaneen yleensä turvata vaateliaan aarniometsälajiston ja samalla myös vähemmän vaateliaan vanhan metsän lajiston suojelu (vrt. esim. Vanhojen metsien suojelu...1996). Alue-ekologisen suunnittelun tavoitteena on turvata näiden lajien leviämismahdollisuudet alueelta toiselle sekä säilyttää näiden lajien pienialaiset elinympäristöt. Ekologisten yhteyksien määrittely onkin ollut yksi kiistellyimmistä puheenaiheista, josta saataneen lisätietoa meneillään olevista tutkimuksista.

Osa vanhan metsän ja varttuneen metsän lajistosta voitaneen suojella säätelemällä talousmetsien puulaji- ja ikäluokkakajakaumaa sekä säästämällä kehittyviin metsiin vanhan metsän rakennepiirteitä (kuva 2). Pohjois-Suomen valtionmailla on laajoja kasvatusmetsäalueita, joihin kehittyä tai on jo kehittynyt arvokkaita puuston rakennepiirteitä. Tällaisia ovat mm. metson soidinalueeltaan vaatima peitteellisyys, haapa- ja koi-vulaikkujen määrä sekä suojaiset pienvesiympäristöt. Alueet ovat ”pirstoutumattomia” ja niissä avoimen ja sulkeutuneen metsän välinen reunavaikutus vähenee koko ajan puuston kasvaessa. Tärkeätä olisikin määrittellä, millaisia rakennepiirteitä tällaisille alueille olisi jätettävä, jotta alueille muodostuisi aikanaan elinympäristöjä varttuneen ja vanhan metsän lajeille.

Nykyisessä metsänkäsittelyssä jätetään säästöpuustoa etenkin uudistushakkuualoille. Säästöpuuston jättäminen taimikonhoidossa ja kasvatushakkuissa on yhtä tärkeää metsikön sisäisen rakenteen monipuolistamiseksi (ks. esim. Karvonen 1997 ym.). Myös kitumaiden säästäminen auttaa lajistoa, joka kärsii hakkuiden aiheuttamasta reunavaikutusten lisääntymisestä. Lisäksi kitumailla on metsolle hakomismäntyjä ja tietyissä tapauksissa kitumailla voi olla myös kuollutta puuta (esimerkiksi kalliomänniköt).

Alue-ekologisessa suunnitelmassa määritellään tietyjä alueellisia tavoitteita; tärkeimmät näistä ovat kulotustavoite sekä lehtipuuvaltaisten ja vanhojen metsien määrien tavoitteet. Palanutta puuta voidaan lisätä sekä metsänhoidollisilla kulotuksilla ja tietyissä tapauksissa luonnon-suojelualueiden pystymetsän polttoina. Vanhojen metsien määrää liittyvät ongelmat ovat eri alueilla erilaisia; tietyillä alueilla uudistuskypsi metsien hakkuu ei saisi lisätä metsien pirstoutumista, toisilla alueilla pitäisi kiinnittää enemmän huomiota edellä mainittuun varttuvien kasvatusmetsien käsittelyyn.

3.3 Vaikutusten arviointi

Suunnittelun vaikutuksia on pyritty arvioimaan sekä ekologiselta että taloudelliselta kannalta. Ekologinen arviointi perustuu sekä uhanalaisilla että riistalajeilla välillisesti säästettävien elinympäristöjen määrään; kataviin laji-inventointeihin ja -seurantaan ei ole mahdollisuuksia kuin tiettyjen uhanalaisten lajien esiintymien osalta. Tietyille lajeille tällainen elinympäristöjen säilyttämiseen perustuva tarkastelu lienee riittävä, mutta jatkossa tulee pyrkiä kehittämään ekologia (alueellisia) malleja, jossa metsien puulaji-ikä-dynamiikan vaikutus voidaan ottaa huomioon. Ideaalimalli olisi sellainen, jossa kasvupaikka- ja puustotunnusten avulla voidaan ennustaa suoraan lajin elinympäristöjen määrä sekä toimenpiteiden vaikutus lajin populaatiokehitykseen metsäalueella. Oleellista on tie-

tää tiettyjen uhanalaisten lajien elinympäristöjen minimimäärä ja tällaisten elinympäristöjen dynamiikka metsäalueen kehittyessä.

Taloudellisia vaikutuksia voidaan arvioida MELA-laskelmien avulla. MELA-laskelmaa voidaan käyttää kahdella tavalla: 1) sillä voidaan arvioida suunnittelun eri tekijöiden suhteellista vaikutusta lopputulokseen (esimerkiksi mikä on ekologisten käytävien taloudellinen vaikutus) ja 2) sillä voidaan tehdä myös erilaisia vaihtoehtolaskelmia, joista sitten valitaan vaihtoehto, joka vastaa parhaiten tavoitteenasettelua. Lisäksi ohjelmalla voidaan ennustaa metsäalueen ikä-puulajisuhteiden kehitystä, jolla voi olla huomattavaa ekologista merkitystä. Valitsemalla tietty suunnitelmavaihtoehto voidaan laskea, kuinka metsäalueen puulaji-ikä-jakauma kehittyy. Jakaumaa voidaan sitten verrata asetettuihin tavoitteisiin. Oletuksena voi olla, että koivuvaltaisten metsien osuuden lisäämisen kautta voidaan lisätä tiettyjen lajien elinympäristöjä.

Taloudelliset vaikutukset vaihtelevat riippuen suunnittelualueesta. Etelä-Kolarin noin 64 000 ha suunnittelualueella (metsämaata noin 44 000 ha) ja 40 vuoden aikajänteellä suojelualueiden vaikutus hakkuumääriin oli 8 %, avainbiotooppien ja ekologisten käytävien 5 % sekä maisema- ja riistametsien 3 %. Lisäksi metsien järjestelyyn liittyen tietyn ikäluokkarakenteen ylläpitäminen vähensi hakkuumääriä 2 %. Myös säästöpuuston jättäminen hakkuualueille vähentää vielä hakkuukertymää. Vaikutukset metsätalouden nettotuloihin olivat samansuuruiset. Ajanjaksoilla 40–60 vuotta vaikutukset hävisivät, koska nuoret metsät varttuivat hakkuuikänsä. Edellä kerrotunlainen vaikutus on tyypillinen metsäalueille, joilla on runsaasti taimikoita ja kasvatusmetsiä. Taloudelliset vaikutukset kohdistuvat ensimmäisille vuosikymmenille. Myöhemmässä vaiheessa – metsänhoidon panostusten ansiosta – metsien luontaiset hakkuumahdollisuudet lisääntyvät ja kompensoivat hakkuumenetykset.

Esimerkkialueen ekologiaa vaikutuksia voidaan arvioida eri kohde- luokkiin määriteltyjen pinta-alojen perusteella. Luonnonsuojelualueita oli metsämaasta noin 5 %, avainbiotooppeja ja ekologiaa käytäviä 3 % sekä riista- ja maisemametsiä noin 3 %. Lisäksi kitumaat, joita oli noin 22 % koko pinta-alasta, jätettiin lähes kokonaan käsittelyn ulkopuolelle. Vanhoja (yli 140-vuotiaita) metsiä säilytettiin laskelmassa vähintään 7 %. Lisäksi hakkuualueille jätetään säästöpuustoa 5–10 m³/ha. Näiden toimenpiteiden avulla arvioitiin, että aarnio- sekä vanhan metsän lajisto tulevat säilymään alueella. Lisäksi arvioitiin, että metson vaatimat soidinpaikat ja rakennepiirteet samoin kuin muutkin riistan elinympäristöt säilyvät. Edelleen arvioitiin, että kasvatusmetsien varttuessa ja säilyttämällä alueella monimuotoisuuden ja riistan kannalta arvokkaita rakennepiirteitä metsien rakenne tulee monipuolistumaan yleensäkin. Täten päästäisiin tilanteeseen, jossa metsien järjestelyllä voitaisiin ylläpitää myös monimuotoisuuden kannalta mielekästä puulaji- ja ikäluokkajakaumaa.

4 Johtopäätöksiä

Yleensä tiettyyn kasvupaikan rakenteeseen perustuvien arvokkaiden elinympäristöjen kartoitus ja niiden säilyttäminen (ns. avainbiotooppi-kartoitus) onnistuu tänä päivänä suhteellisen hyvin. Tätähän edellyttävät myös metsä- ja luonnonsuojelulait. Ongelmana on lähinnä avainbiotooppien alueellinen määrittely ja päätös säästettävien kohteiden määrästä. Sen sijaan eliölajit, joiden elinympäristöt ovat sidoksissa puuston puulaji- ja ikärakenteeseen tai muuhun puuston rakennepiirteeseen joko metsikkö- tai aluetasolla, ovat suurempi ongelma. Metsien puulaji- ja ikäjakauma muuttuvat jatkuvasti sekä luontaisesti että metsätaloustoimenpiteiden myötä. Missä määrin näiden lajien säilyttämistä voidaan edesauttaa talousmetsissä säilytettävien luontaisten rakennepiirteiden ja metsien järjestelyn kautta, on mielenkiintoinen kysymys. Tutkimushankkeet ovat tällä hetkellä suuntautuneet pirstoutumisen, ekologisten yhteyksien ja yleensä vanhojen metsien käsittelyyn liittyvien kysymysten ratkaisemiseen. Niin tärkeätä kuin se onkin, pitäisi voimavaroja suunnata em. kysymyksiin, joihin meidän ehkä tulevaisuudessa kuitenkin on vielä tärkeämpi saada vastaus.

Kirjallisuus

- Karvonen, L., Huusko, M., Itkonen, P. & Prokkola, A. 1997. Aalistunturin alue-ekologinen suunnitelma. Suunnittelun periaatteet Metsähallituksen Länsi-Lapin alueella. Metsähallituksen metsätalouden julkaisuja 7. 95 s.
- Kotiranta, H. & Niemelä, T. 1997. Uhanalaiset käyvät Suomessa. Suomen ympäristökeskus. Luonto ja luonnonvarat. Ympäristöopas 10. 184 s.
- Metsähallitus. 1997a. Metsätalouden ympäristöopas. 130 s.
- 1997b. PATI-maastotyöohjeet. 58 s.
- Ryttäri, T. & Kettunen, T. (toim.). 1997. Uhanalaiset kasvimme. Suomen ympäristökeskus. Kirjayhtymä Oy. 335 s.
- Taskinen, E. (toim.). 1986. Metsäkanalintujen elinympäristövaatimukset – kirjallisuuskatsaus. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 242. 52 s.
- Vanhojen metsien suojelu Pohjois-Suomessa 1996. Vanhojen metsien suojelutyöryhmän osamietintö III. Ympäristöministeriö. Suomen ympäristö 30. 111 s.

Alue-ekologiset tutkimusprojektit

Alue-ekologisen metsäsuunnittelun menetelmät ja ekologiset perusteet

Projektin johtaja:

Jyrki Kangas, Metsäntutkimuslaitos, Kannuksen tutkimusasema,
PL 44, 69101 Kannus, puh. (06) 874 3212, faksi (06) 874 3201,
e-mail: jyrki.kangas@metla.fi

Muut tutkijat:

Heikki Henttonen, Metsäntutkimuslaitos, Vantaan tutkimuskeskus
Timo Helle, Metsäntutkimuslaitos, Rovaniemen tutkimusasema
Jukka Jokimäki, Metsäntutkimuslaitos, Rovaniemen tutkimusasema;
Lapin yliopisto, Arktinen keskus

Ilpo Kojola, Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, Taivalkoski
Juha Siitonen, Metsäntutkimuslaitos, Vantaan tutkimuskeskus
Anna-Liisa Sippola, Lapin yliopisto, Arktinen keskus

Pekka Helle, Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, Meltauksen riistan-
tutkimusasema

Paavo Kumpu, Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, Meltauksen riistan-
tutkimusasema

Kari Mikkola, Metsäntutkimuslaitos, Rovaniemen tutkimusasema

Ari Nikula, Metsäntutkimuslaitos, Rovaniemen tutkimusasema

Timo Penttilä, Metsäntutkimuslaitos, Rovaniemen tutkimusasema

Ron Store, Metsäntutkimuslaitos, Kannuksen tutkimusasema

Projektin kesto:

1997-2001

Rahoittajat:

Maa- ja metsätalousministeriö (Pohjois-Suomen vanhojen metsien suoje-
lun kompensaaation rahoitusohjelma), Metsäntutkimuslaitos, Arktinen
Keskus, Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, Metsähallitus, Maj ja Tor
Nesslingin säätiö

Yhteistyötahot:

Lapin yliopisto, Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, Metsähallitus
(useita yksiköitä ja henkilöitä), Joensuun yliopisto (Timo Pukkalan
vetämä hanke), Oulun yliopisto (Mikkö Mönkkösen vetämä hanke) ja
Suomen ympäristökeskus

Projektin päätutkimusteemat:

- Suunnitteluopillisen kritiikin kestävien ja samalla käytännössä hyödyllisten suunnittelumenetelmien kehittäminen alue-ekologisen suunnittelun tarpeisiin
- Pohjois-Suomeen sopivan ekologisen perustiedon tuottaminen alue-ekologisten ratkaisujen ekologisista vaikutuksista
- Vanhojen metsien poimintahakkuiden luonnonkirjovaiikutusten selvittäminen
- Spatiaalisten analyysien kehittäminen ja toteuttaminen erityisesti riistalajien elinvoimaisuuden ja alueellisen metsärakenteen yhteyksien tarkastelemiseksi
- Hankkeen tulosten kokeilut ja sovellukset käytännön suunnittelu-tehtävissä

Lyhyesti mitä on tehty ja mihin tullaan keskittymään:

Ekologisen osan tutkimukset poimintahakkuiden ekologisista vaikutuksesta on aloitettu ja suurin osa kenttäkokeista perustettu. Katsaus alue-ekologisen suunnittelun ekologisista perusteista on tehty ja akuutit tietotarpeet tutkimuksen suuntaamiseksi määritetty (ks. Henttonen ja Siitonen, T. Helle, Jokimäki ja Huhta tässä julkaisussa). Spatiaalisten analyysien kehitystyötä on jatkettu kohdelajeina lähinnä metsäkanalinnut (ks. P. Helle ym. tässä julkaisussa). Metsäsuunnitteluosassa on kehitelty monitavoitteisen vertailun perusmallin pohjalta sovellusta alue-ekologisten tarkastelujen liittämisiksi metsäsuunnittelun laskelmiin (ks. Kangas ym. tässä julkaisussa). Ekologisen asiantuntemuksen hyödyntämiseksi suunnittelulaskelmissa on kehitetty tekniikoita.

Jatkossa perustetaan loput koealat ja suoritetaan suunnitellut mittaukset sekä analysoidaan aineistot. Spatiaalisten analyysien perustaa vankistetaan edelleen ja ne sovitetaan palvelemaan paremmin metsäsuunnittelun laskelmia. Metsäsuunnittelun tutkimuksissa tarkastellaan ekologisten riskien hallintaa osana alueellisten suunnitelmavaihtoehtojen monitavoitteista arviointia. Hankkeen kuningasajatuksena on saavuttaa ekologisen ja suunnittelututkimuksen sekä spatiaalisten analyysien synergiaa aidosti monitieteellisellä tutkimusotteella. Tavoite on, että ekologisen osan tulokset saadaan jalostettua palvelemaan metsäsuunnittelua. Paikkatiedon hallinnalla ja ekologisen tietämyksen (myös asiantuntemuksen) mallintamisella on tässä keskeinen osa. Tutkimuksen tavoitteet on johdettu käytännön metsä- ja ympäristötalouden tarpeista. Tarkoitus onkin testata tutkimuksen tulosten käyttökelpoisuutta käytännön suunnittelussa yhteistyössä Metsähallituksen kanssa.

Maisemaekologian integrointi metsäsuunnitteluun

Projektin johtaja:

Timo Pukkala, Joensuun yliopisto, metsätieteellinen tiedekunta,
PL 111, 80101 Joensuu, puh. (013) 251 4092, faksi (013) 251 4444,
e-mail: timo.pukkala@forest.joensuu.fi

Muut tutkijat:

Juha Alho, Joensuun yliopisto, tilastotieteen laitos
Annika Kangas, Metsäntutkimuslaitos, Kannuksen tutkimusasema
Jyrki Kangas, Metsäntutkimuslaitos, Kannuksen tutkimusasema
Osmo Kolehmainen, Joensuun yliopisto, tilastotieteen laitos
Sami Kurki, Turun yliopisto, biologian laitos
Mikko Kurttila, Metsäntutkimuslaitos, Helsingin tutkimuskeskus
Pekka Leskinen, Metsäntutkimuslaitos, Kannuksen tutkimusasema
Matti Maltamo, Joensuun yliopisto, metsätieteellinen tiedekunta
Sakari Mykrä, Turun yliopisto, biologian laitos
Jukka Salo, Turun yliopisto, biologian laitos
Janne Uuttera, Joensuun yliopisto, metsätieteellinen tiedekunta

Projektin kesto:

1997–2002

Päärahoittajat:

Suomen Akatemia (biodiversiteetin tutkimusohjelma), Joensuun yliopisto, Metsäntutkimuslaitos, Turun yliopisto

Yhteistyötahot:

Metsäntutkimuslaitos (Jyrki Kankaan vetämä tutkimusohjelma), Turun yliopisto, Joensuun yliopiston muut aihepiirin tutkimukset, Pohjois-Karjalan metsäkeskus, Metsähallitus

Projektin päätutkimusteemat:

- Metsien diversiteettiä kuvastavien rakennetekijöiden nykytilan selvittäminen
- Eliöstön diversiteetin arviointimenetelmien kehittäminen
- Ekologisen informaation hallitseminen metsäsuunnittelun laskelmissa
- Alue-ekologisen tietämyksen tilastotieteellinen analyysi
- Alue-ekologiset tarkastelut yksityismetsien suunnittelussa

Lyhyesti mitä on tehty ja mihin tullaan keskittymään

Hankkeessa on valmistunut tähän mennessä kolme väitöskirjaa, joissa on tutkittu metsien pirstoutumisen vaikutuksia metsäkanalintujen menestymiseen, metsätaloushistorian vaikutuksia puuston rakenteeseen sekä puuston rakenteen kuvaamiseen soveltuvia menetelmiä.

Metsäsuunnitteluun on esitetty menetelmä, jossa voidaan käyttää monipuolisesti metsäalueen vaihtelua ja diversiteettiä kuvaavia tunnuksia optimointilaskelmissa. Mahdollisuuksista ekologisten riskien hallintaan suunnittelulaskelmissa on laadittu katsaus ja kehitelty tekniikoita riskien arvioimiseen ja huomioonottamiseen suunnittelussa.

Jatkossa tuotetaan informaatiota erilaisille lajistoille kriittisistä metsärakenteen tekijöistä sekä näitä tekijöitä ja ekologisia kynnyksarvoja kuvaavia malleja, joiden avulla alue-ekologista tietämystä voidaan integroida metsäsuunnittelun laskelmiin. Myös tekniikoita ekologisen asiantuntemuksen mallintamiseen ja asiantuntemuksen luotettavuuden arviointiin kehitetään. Erityisesti yksityismetsätalouden suunnitteluun esitetään uusia menetelmiä, joita testataan käytännön tehtävissä.

Alue-ekologisen metsätaloussuunnittelun ekologinen perusta ja taloudelliset haasteet

Projektin johtaja:

Mikko Mönkkönen, Oulun yliopisto, biologian laitos, PL 333,
90571 Oulu, puh. (08) 553 1214, faksi (08) 553 1227,
e-mail: Mikko.Monkkonen@oulu.fi

Muut tutkijat:

Pekka Helle, Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, Meltauksen tutkimus-
asema
Jari Kouki, Joensuun yliopisto, metsätieteellinen tiedekunta, metsäekolo-
gian laitos
Rauli Svento, Oulun yliopisto, taloustieteen osasto
Esa Huhta, Oulun yliopisto, biologian laitos
Jukka Jokimäki, Lapin yliopisto, Arktinen keskus; Metsäntutkimuslaitos,
Rovaniemen tutkimusasema
Marko Hyvärinen, Oulun yliopisto, biologian laitos
Erkki Mäntymaa, Oulun yliopisto, Kajaanin kehittämiskeskus
Ari Nikula, Metsäntutkimuslaitos, Rovaniemen tutkimusasema
Anna-Liisa Sippola, Lapin yliopisto, Arktinen keskus
Pasi Reunanen, Oulun yliopisto, biologian laitos
Maarit Similä, Joensuun yliopisto, metsätieteellinen tiedekunta

Projektin kesto:

1.6. 1997 - 31.12. 1999

Rahoittaja:

Maj ja Tor Nesslingin säätiö (osa Suomen Akatemian koordinoimaa
biodiversiteettitutkimusohjelmaa), Metsähallitus

Kotimaiset ja ulkomaiset yhteistyötahot:

Dr. Lars Edenius, Department of Forest Ecology, Swedish Agricultural
University, Umeå
Prof. Nikolay Germogenov, Russian Academy of Sciences, Yakutsk
Institute of Biology
MMT Jyrki Kangas, Metsäntutkimuslaitos, Kannuksen tutkimusasema
Prof. Gerald Niemi, Natural Resources Research Institute, University of
Minnesota, USA
Metsähallitus, Kainuun puistoalue

Tausta:

Metsätalous muodostaa ison osan bruttokansantuotteesta pohjoismaisissa kansantalouksissa. Tämä rooli perustuu metsien voimaperäiseen hyödyntämiseen, mikä on johtanut metsämaiseman ja yksittäisten metsiköiden rakenteen huomattaviin muutoksiin. Tämän seurauksena metsänkäsittely eri muodoissaan onkin keskeisin uhanalaisuuden ja monimuotoisuuden vähenemisen syy pohjoisissa metsissä. Edessämme on suuri haaste: kuinka on mahdollista säilyttää Suomen metsille ominainen vaihtelu (biodiversiteetti) ja samaan aikaan ylläpitää puuntuotantoon nojautuvaa kansantaloutta pohjoisilla alueilla? Alue-ekologinen metsätaloussuunnittelu on uusi suunnittelun muoto, joka on kehitetty siinä toivossa, että oikein tehdyllä suunnittelulla luonnon monimuotoisuutta voidaan ylläpitää myös talousmetsäalueilla ilman, että kovin laajoja pinta-aloja suljetaan pois metsätalouden piiristä suojelualueiksi.

Alue-ekologisen suunnittelun ekologinen, sekä teoreettinen että kokemuspohjainen, perusta on kuitenkin sangen hatara. Ei ole olemassa mitään takeita siitä, että nykyisin käytössä olevat alue-ekologisen suunnittelun ”peukalosäännöt” johtavat haluttuun päämäärään, luonnon monimuotoisuuden säilymiseen. Toisaalta emme tiedä, kuinka paljon taloudellista hyötyä tai menetyksiä alue-ekologisten periaatteiden noudattamisesta on varsinkin, koska muiden kuin puuntuotannollisten arvojen mittaamiseen ei ole kiinnitetty juurikaan huomiota.

Tavoitteet:

Tällä tutkimushankkeella on kolme tavoitetta. Tutkimme ensinnäkin alue-ekologisen suunnittelun ekologisia perusteita, sitä kuinka metsiä tulisi käsitellä, jotta biologinen monimuotoisuus säilyisi. Ekologiset tutkimukset on tarkennettu kolmeen ongelmakenttään. On tärkeää löytää monimuotoisuuden kannalta kaikkein olennaisimmat alueet. Tutkimme tässä yhteydessä, vaihtelee eri eliöryhmien monimuotoisuus samansuuntaisesti. Ovatko esimerkiksi hyönteisten lajimäärän kannalta rikkaimmat paikat tärkeitä myös kasveille ja selkärangkaisille eläimille? Jos näin on, on kehitettävä menetelmiä, joilla tällaiset ”kuumat pisteet” (hot spots) voidaan nopeasti ja luotettavasti paikallistaa. Kysymykseen tulevat indikaattorilajiryhmät tai metsän rakenteen piirteet, joita voidaan havaita maastossa tai kaukokartoitusmenetelmillä ilma- ja satelliittikuvista. Tutkimme myös, mikä merkitys alue-ekologiassa keskeiseen asemaan nousseilla ekologisilla käytävillä on monimuotoisuuden säilymiselle. Kolmas ekologinen kysymyskenttä on yksittäisten lajien elinkykyisyys metsätaloudellisesti hoidetuissa metsissä. Tämän aihepiirin osalta tutkimuksemme kohdistuu liito-oravaan, joka on eräs metsäkeskustelun keskiöön nousseista uhanalaisista lajeista.

Vaikka eri metsänkäsittelytapojen taloudelliset kustannukset ja tuotot puuntuotannollisesti pystytäänkin suhteellisen tarkkaan arvioimaan,

nykyinen taloustieteellinen käytäntö on sangen vajavainen kaikkien muiden metsän taloudellisten arvojen mittaamisessa. Vaikka luonnon monimuotoisuudella on eittämättä suuri taloudellinen arvo esimerkiksi lajeihin kätkeytyvien geneettisten luonnonvarojen, ekosysteemien tarjoamien ”palveluiden” tai ihmisten luonnolle antaman arvostuksen muodossa, biodiversiteettiarvot jäävät päätöksen teossa huomiotta, koska niiden mittaaminen on hankalampaa kuin selkeämmin markkinahyödykkeiden taloudellinen arvottaminen. Tutkimushankkeemme toinen keskeinen osa onkin taloustieteellinen tutkimus, jossa arvotetaan metsän muita kuin puuntuotantoon liittyviä arvoja ja etsitään keinoja saada eri arvot vertailukelpoisiksi.

Tutkimushankkeemme kolmas päämäärä on soveltaa ekologisen ja ekonomisen tutkimuksen tuloksia käytäntöön. Tämä tapahtuu yhteistyössä Metsähallituksen alue-ekologisen metsätaloussuunnittelun kanssa Kainuussa ja Koillismaalla.

Metsäluonnon biodiversiteetti: alue-ekologia ja lajien esiintyminen monimuotoisessa ympäristössä

Projektin johtaja:

Ilkka Hanski, Helsingin yliopiston ekologian ja systematiikan laitos,
populaatiobiologian osasto, PL 17, 00014 Helsingin yliopisto,
e-mail: ilkka.hanski@helsinki.fi.

Muut tutkijat:

Raimo Heikkilä, Kainuun ympäristökeskus
Mikko Kuussaari, Kainuun ympäristökeskus
Reijo Penttilä, Kainuun ympäristökeskus
Laura Kivistö, Helsingin yliopiston ekologian ja systematiikan laitos
Zdravko Kolev, Helsingin yliopiston ekologian ja systematiikan laitos
Atte Komonen, Helsingin yliopiston ekologian ja systematiikan laitos
Tuija Konttinen, Helsingin yliopiston ekologian ja systematiikan laitos
Mikko Kuusinen, Helsingin yliopiston ekologian ja systematiikan laitos
Lauri Saaristo, Helsingin yliopiston ekologian ja systematiikan laitos
Vesa Selonen, Helsingin yliopiston ekologian ja systematiikan laitos
Juha Siitonen, Metsäntutkimuslaitos
Paula Siitonen, Suomen ympäristökeskus
Raimo Virkkala, Suomen ympäristökeskus

Projektin kotisivu:

<http://www.helsinki.fi/science/biobof/>

Projektin kesto:

1.5.1997–31.12.2002

Rahoittajat:

Suomen Akatemia, maa- ja metsätalousministeriö ja ympäristöministeriö

Yhteistyötahot:

Helsingin yliopisto, Kainuun ympäristökeskus, Suomen ympäristökeskus, Metsäntutkimuslaitos

Tutkimuksen tarkoitus:

Tutkimuksen tarkoitus on lisätä tietämystä boreaalisten metsälajien ekologiasta ja populaatioiden dynamiikasta sekä luonnontilaisilla että pirs-

toutuneilla metsäalueilla. Päättökimusalueet sijaitsevat Kuhmossa ja Pohjois-Hämeessä. Vertailuaineistoa on tarkoitus kerätä Venäjän Karjalan luonnonmetsäalueilta. Tutkimushanke jakautuu useaan osahankkeeseen, joista seuraavat ovat jo käynnistyneet v. 1997:

- Haavan ja raidan sekä niiden lajiston populaatiobiologia; esimerkkilajeja jäkälistä, kääväkkäistä, hyönteisistä ja sammalista.
- Lajiston säilyminen pienissä aarniometsäfragmenteissa; esimerkkeinä linnut, pikkunisäkkäät, hyönteiset, kääväkkäät ja jäkälät.
- Aarniometsälajien populaatioiden rakenne ja geneettinen monimuotoisuus; esimerkkilajeja hyönteisistä, kääväkkäistä ja jäkälistä.
- Aarniometsälajien leviämisiologia; esimerkkilajeja hyönteisistä ja kääväkkäistä.

Jatkossa empiiristen osahankkeiden tuloksia analysoidaan edelleen populaatio- ja maisemaekologisten mallien avulla. Tieteellisten julkaisujen lisäksi hanke tuottaa käytännön ohjeita ja malleja, jotka ovat suoraan hyödynnettävissä mm. alue-ekologisen metsäsuunnittelun menetelmiä ja suojelualueverkostojen kehittäessä.

Boreaalisen metsän rakenne ja dynamiikka

Lajidiversiteetin yhteydet metsikkö- ja maisemarakenteeseen luonnontilaisessa ja talousmetsässä

Projektin johtaja:

Timo Kuuluvainen, Helsingin yliopisto, metsäekologian laitos, PL 24, 00014 Helsingin yliopisto, puh. (09) 191 7708, faksi (09) 191 7605, e-mail: Timo.Kuuluvainen@helsinki.fi

Muut tutkijat:

Juho Pennanen, Helsingin yliopisto, metsäekologian laitos
Eija Kallio, Helsingin yliopisto, metsäekologian laitos
Mikko Kuusinen, Helsingin yliopisto, ekologian ja systematiikan laitos
Mariko Lindgren, Helsingin yliopisto, ekologian ja systematiikan laitos
Hanna Ranta, Turun yliopisto, biologian laitos
Terhi Tuominen, Turun yliopisto, biologian laitos
Kimmo Syrjänen, Turun yliopisto, biologian laitos
Turkka Korvenpää, Turun yliopisto, biologian laitos
Antti Penttinen, Jyväskylän yliopisto, tilastotieteen laitos
Juha Siitonen, Metsäntutkimuslaitos, Vantaan tutkimuskeskus
Raimo Heikkilä, Ystäväyden Puiston Tutkimuskeskus, Kuhmo

Projektin kesto:

1997–2003

Rahoittajat:

Hanke on osa Suomen Akatemian rahoittamaa monimuotoisuustutkimusohjelmaa.

Yhteistyötahot:

Yhteistyö seuraavien henkilöiden kanssa tuo projektiin sen läpiviennissä tarvittavan lisäasiantuntemuksen: professori Risto Kalliola (Turun yliopisto, maantieteen laitos), metsämaiseman rakenteen kaukokartoitus-analyysit; professori David J. Mladenoff (University of Wisconsin, Department of Forestry, USA), LANDIS mallin kalibrointi Suomen olosuhteisiin; professori David Larsen (University of Missouri-Columbia, The School of Natural Resources, USA), LANDIS mallin kalibrointi Suomen olosuhteisiin.

Tutkimuksen tausta:

Suomessa pyritään tällä hetkellä kehittämään metsän käsittelyn malleja, jotka turvaisivat luonnon monimuotoisuuden säilymistä talousmetsissä. Yleisesti tunnustetaan, että tämän tavoitteen saavuttamiseksi tarvitaan tietoa siitä, mitkä luonnontilaisen metsän rakenteet ja prosessit ovat keskeisiä monimuotoisuuden säilymiselle pienympäristön, metsikön ja metsäalueen mittakaavatasoilla. Tässä suhteessa etenkin metsäaluetason tarkastelunäkökulmaa on pidetty keskeisenä, joskin metsänhoitomethodien kehittämisen kannalta metsikkötaso on myös tärkeä. Monimuotoisuuden turvaamiseen tähtäävien, luonnontilaisen metsän rakenteeseen ja dynamiikkaan perustuvien metsänkäsittelymenetelmien kehittämisen ongelmana on kuitenkin se, ettei Suomesta löydy enää riittävän laajoja luonnontilaisia metsäalueita. Esimerkiksi Etelä-Suomessa suojellut alueet ovat pääasiassa vanhaa metsää, kun taas nuorempia luonnontilaisen metsän sukkessiovaiheita ei juuri ole.

Tässä tutkimuksessa hyödynnetään luonnontilaisena vertailualueena Länsi-Euroopan ehkä laajinta luonnontilaisista boreaalista metsäaluetta, joka sijaitsee aivan itärajamme tuntumassa, Venäjän Vienan Karjalassa. Tarkoituksena on selvittää yksityiskohtaisesti, miten luonnontilainen ja talousmetsä eroavat toisistaan ja mitkä luonnonmetsän rakenteen ja dynamiikan piirteet tulisi pystyä säilyttämään myös talousmetsissä, jotta luonnon monimuotoisuus voitaisiin turvata.

Tutkimuksen tavoite:

Tutkimuksen tavoitteena on 1) verrata habitaattien, metsiköiden ja metsäalueiden rakennetta ja lajistollista monimuotoisuutta luonnontilaisella metsäalueella (Vienansalo Venäjän Karjalassa) ja kahdella talousmetsäalueella Suomessa (Kainuussa ja myöhemmin valittavalla pienmetsänomistuksen luonnehtimalla alueella), 2) tutkia metsän rakennominaisuuksien yhteyttä lajien esiintymiseen habitaatin, metsikön ja metsäalueen mittakaavassa, 3) verrata luonnontilaisen ja talousmetsän ns. häiriödynamiikkaa ja 4) käyttää metsän maisematason simulointimallia saatujen tulosten yleistämiseen suurille alueille ja pitkille ajanjaksoille.

Tutkimuksen lähestymistapa ja rakenne:

Tämä poikkitieteellinen tutkimusprojekti koostuu joukosta osaprojekteja. Tutkimuksen keskeisenä ideana on mitata samanpaikkaisesti metsän rakennetta ja valittujen eliöryhmien lajistollista monimuotoisuutta (lahotajasierien, lahopusammalet, epifyyttijäkälät ja lahopusella elävät kova-kuoriaiset). Tavoitteena on mallittaa metsän rakennekomponenttien ja lajien esiintymisen välisiä yhteyksiä ja näin määrittellä, mitkä metsän rakennominaisuudet ovat kaikkein tärkeimmät monimuotoisuuden turvaamisen kannalta. Tutkimus perustuu laajoihin metsärakenteiden ja

lajiston maastoinventointeihin; tämän lisäksi otannassa, aineiston käsittelyssä ja tulosten laskennassa hyödynnetään satelliittikuvia, paikkatietojärjestelmiä ja spatiaalisen tilastotieteen menetelmiä. Maastoinventoinnit perustuvat monivaiheiseen otantaan, joka toteutetaan satelliittikuvilta tehtävän kasvillisuuden luokittelun perusteella. Koska empiiriset mittaukset edustavat väistämättä lyhyen aikavälin poikkileikkausanalyysiä, kalibroimme hankkeessa USA:ssa kehitetyn maisematason simulointimallin, jonka avulla voimme tutkia erilaisten häiriötekijöiden ja metsänkäsittelytapojen vaikutusta metsäalueiden pitkän aikavälin dynamiikkaan ja monimuotoisuuteen.

Tutkimusprojekti jakautuu seuraaviin osaprojekteihin: 1) maisemarakenteiden analyysi kaukokartoitusmenetelmien avulla, 2) metsän ns. häiriöhistorian (hakkuut, metsäpalot, tuulituhot ym.) analyysi, 3) metsikkörakenteiden ja viimeaikaisten häiriöiden maastoinventoinnit, 4) valittujen lajistoryhmien maastoinventoinnit, 5) metsän rakenteen ja lajien esiintymisen yhteyttä kuvaavien tilastollisten mallien laatiminen ja 6) metsämaiseman dynamiikan mallittaminen.

Tulosten hyödyntäminen:

Tutkimuksessa kertyvää tietoa ja tuotettavia välineitä voidaan suoraan hyödyntää metsänhoidon ja metsätalouden suunnittelun menetelmien evaluomisessa ja edelleen kehittämisessä. Tulokset luovat tieteellistä pohjaa sellaiselle metsänhoidolle ja metsätalouden suunnittelulle, jossa pyritään ylläpitämään lajistollisen monimuotoisuuden säilyttämisen kannalta tärkeimpiä metsikkö- ja metsäaluerakenteita. Hankkeessa kalibroitava simulointimalli tarjoaa välineen pitkän aikavälin taktiselle metsäsuunnittelulle, jossa pyritään luonnontilaiselle metsälle ominaisten rakenteiden ja samalla monimuotoisuuden suojeluun.

Alue-ekologisen suunnittelun ekologiset perusteet ja käytännön menetelmät

Projektin johtaja:

Paula Siitonen, Suomen ympäristökeskus, PL 140, 00251 Helsinki,
e-mail: paula.siitonen@vyh.fi

Muut tutkijat:

Antti Lehtinen, Ritac Oy, Helsinki
Juuso Miquel, Valtion teknillinen tutkimuskeskus, Espoo
Yrjö Tuokkola, Imatran Voima Oy
Mikko Siitonen, Suomen ympäristökeskus, Helsinki
Tapani Järveläinen, Suomen ympäristökeskus, Helsinki
Paula Aalto, Suomen ympäristökeskus, Helsinki
Antti Tanskanen, Tmi Antti Tanskanen, Helsinki

Projektin kesto:

1997–2001

Projektin kotisivu:

<http://www.helsinki.fi/science/biobof/>

Rahoittajat:

Tutkimuksen päärahoittaja on maa- ja metsätalousministeriö.

Yhteistyötahot:

Metsähallitus, Imatran Voima Oy, Valtion teknillisen tutkimuskeskus, Ilmatieteen laitos, Helsingin yliopisto, Ystävyyspuiston tutkimuskeskus ja Metsäntutkimuslaitos, Tmi Antti Tanskanen ja RITAC Oy.

Tutkimuksen tausta:

Alue-ekologisen suunnittelun tavoitteena on suunnata talousmetsien luonnonsuojelu täydentämään suojelualueverkostoa siten, että alueella luontaisesti esiintyvien metsälajien populaatiot säilyisivät pitkällä aikajänteellä. Alue-ekologiseen tarkasteluun veloitetaan Pohjois-Suomen vanhojen metsien suojelupäätöksessä (Valtioneuvoston periaatepäätös 7.12.1996), jonka mukaan suojelun ulkopuolelle jäävien inventointikohteiden luontoarvot tulee säilyttää alue-ekologisella suunnittelulla.

Tutkimuksen tavoitteet:

Tutkimuksen tavoitteena on lisätä alue-ekologisessa suunnittelussa tarvittavaa tietoa metsälajien ekologiasta ja kehittää ekologiseen tutkimustietoon perustuvia käytännön menetelmiä alue-ekologista metsäsuunnittelua varten. Menetelmät perustuvat paikkatietojärjestelmien ja maastotutkimusten yhteiskäyttöön. Tutkimus liittyy professori Ilkka Hanskin johtamaan *Metsäluonnon biodiversiteetti: alue-ekologia ja lajien esiintyminen monimuotoisessa elinympäristössä* -tutkimushankkeeseen, jota rahoittavat maa- ja metsätalousministeriön ohella mm. Suomen Akatemia ja ympäristöministeriö. Tutkimus jakaantuu osiin seuraavasti:

- Askelkivet ajallisina refugioina: pirstoutumishistorian vaikutus pienten metsälaikkujen ja koko metsämosaiikin kykyyn ylläpitää vanhan luonnonmetsän lajistoa pitkällä tähtäimellä.
- Askelkivien ja käytävien sijoittelu: vanhan luonnonmetsän kääpälajien itiöiden leviäminen.
- Reunavaikutus ja suojavyöhykkeet: minkälainen suojavyöhyke vähentää reunavaikutusta, kuinka reunavaikutus vaikuttaa vanhan metsän kääpälajien esiintymiseen?
- Alue-ekologisten suunnittelun menetelmät: paikkatietoavausteinen käytännön työväline suojelualueiden ja talousmetsien muodostaman kokonaisuuden kattavuuden, edustavuuden ja täydentämisvaihtoehtojen vertailua varten.



STAMPA

ISBN 951-40-1625-4
ISSN 0358-4283