

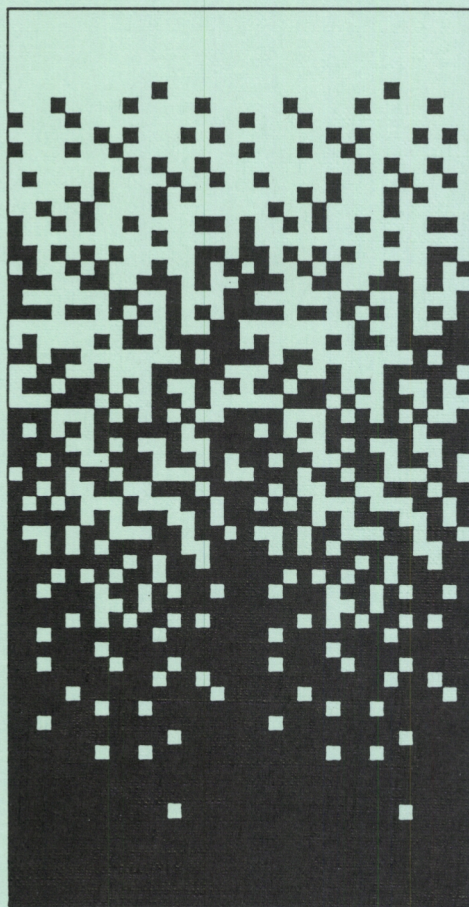
METSÄNTUTKIMUSLAITOKSEN  
TIEDONANTOJA 482  
Metsäekologian tutkimusosasto



**METSÄTALouden EKOLOGiset VAIKUTUKSET  
BOREAALISISSA HAVUMETSISSÄ**

**Effects of management on the ecological diversity of boreal forests**

Toimittaneet Yrjö Haila, Pekka Niemelä & Jari Kouki



METSÄNTUTKIMUSLAITOS  
Kirjasto



**METSÄTALouden EKOLOGiset VAIKUTUKSET  
BOREALISISSA HAVUMETSISSÄ**

**Effects of management on the ecological diversity of boreal forests**

**Toimittaneet Yrjö Haila, Pekka Niemelä & Jari Kouki**

Metsäntutkimuslaitos  
Metsäekologian tutkimusosasto

-----  
Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 482

Vantaa 1994

METSÄNTUTKIMUSLAITOS  
Kirjasto

Haila, Y., Niemelä, P. & Kouki, J. (toim.), 1994.  
Metsätalouden ekologiset vaikutukset borealisissa havumetsissä  
Effects of management on the ecological diversity of boreal forests  
Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 482, 123 s.

ISBN 951-40-1339-5, ISSN 0358-4283

Julkaisija: Metsäntutkimuslaitos. Hyväksynyt painettavaksi Eero Paavilainen  
tutkimusjohtaja 17.1.1994.

Toimittajien yhteystiedot:

Yrjö Haila ja Jari Kouki: Helsingin yliopisto, Eläintieteen laitos, Ekologian osasto,  
PL 17, 00014 Helsinki. Puhelin 90-1917. Fax 90- 191 7492.

Pekka Niemelä: Metsäntutkimuslaitos, Metsäekologian tutkimusosasto,  
PL 18, 01301 VANTAA. Puhelin 90-857 05 507. Fax 90-857 2569.

Jakelu: Metsäntutkimuslaitos, Metsäekologian tutkimusosasto,  
PL 18, 01301 VANTAA. Puhelin 90-857 051, Fax 90-857 2569 tai 90-857 2575.

# SISÄLLYS

## LUKIJALLE

## YHTEENVETO

### **Haila Yrjö, Kouki Jari, Niemelä Jari & Niemelä Pekka**

Metsätalouden ekologiset vaikutukset boreaalisessa havumetsässä:  
tutkimustuloksista käytännön suosituksiin

7

## BOREAALISET HAVUMETSÄT: RAKENNE JA LAJIRUNSAUS

### **Kalliola Risto & Syrjänen Kimmo**

Taigan dynamiikka maiseman ja metsikön mittakaavassa

19

### **Langor David, Spence John, Niemelä Jari & Carcamo Hector**

Insect biodiversity studies in the boreal forests of Alberta, Canada

25

### **Mladenoff David J.**

Spatial analysis of forest landscape pattern

33

### **Mönkkönen Mikko**

Metsälinnuston monimuotoisuus Euroopassa ja Pohjois-Amerikassa

39

### **Punntila Pekka**

Kekomuurahaiset ja niveljalkaisyhteisöjen rakenne

47

## METSÄNKÄSITTELY JA METSÄLUONNON MONIMUOTOISUUS

### **Haila Yrjö**

Metsän pirstoutuminen luonnonsuojeluekologisenä ongelmana  
boreaalisisessä metsävyöhykkeessä

59

### **Hansson Lennart**

Edge effects in managed forests and implications for conservation

69

### **Kuusinen Mikko**

Metsätalouden vaikutus epifyyttijäkälälajiston monimuotoisuuteen

75

<b>Lindholm Tapio &amp; Airaksinen Outi</b>	
Etelä-Suomen valtionmaiden vanhojen metsien suojele osana luonnonsuojelualuejärjestelmän kehittämistä	83
<b>Martikainen Petri, Kaila Lauri, Punttila Pekka &amp; Siitonen Juha</b>	
Metsän käsittelyn vaikutus lahopuuhyönteisten esiintymiseen Suomen ja Venäjän Karjalassa	97
<b>Niemelä Jari, Spence John R., Langor David, Haila Yrjö &amp; Tukia Harri</b>	
Hakkuun vaikutukset havumetsän maakiitäjäisiin kahdella mantereella	105
<b>Raivio Suvi</b>	
Havumetsälinnuston vähimmäisvaatimukset	111
<b>Saastamoinen Olli</b>	
Biodiversiteetti ja metsien monihyödyketuotanto	117

## Lukijalle

Metsäluonnon suojelun ongelmat ovat ilmeisistä syistä Suomen luonnonsuojelun keskiössä. Valtaosa maamme pinta-alasta on metsää, joka on koko jääkauden jälkeisen ajan ollut ihmisyhteisöjen asuinsijana sekä inhimillisen toiminnan kohteena. Vaikka monet historiaan jääneet metsänkäsittelyn muodot, erityisesti kaskitalous, ovat suuresti muuttaneet metsäluonnon ekologisia piirteitä, on modernin metsätalouden kehitys 1800-luvun lopulta alkaen tärkein metsän nykykuvan määrittäjä. Metsätalous muuttaa järjestelmällisesti kasvipeitteen rakennetta ja vaikuttaa siten välittömästi metsään sopeutuneen eliölajiston esiintymisen ehtoihin. Tällaisten vaikutusten tunteminen on metsäluonnon suojelun ainoa kelvollinen lähtökohta.

"Biodiversiteetin" eli biologisen monipuolisuuden kohoaminen luonnonsuojelun keskeiseksi painopisteeksi korostaa tarvetta ymmärtää luonnon muuttumista. Luonto on muutosta. Luonnonmonimuotoisuutta ylläpitävät jatkuvat, monessa eri mittakaavassa tapahtuvat muutokset. On erityisesti pyrittävä ymmärtämään, miten luontoperäinen ja ihmistointen aiheuttama muutos suhteutuvat toisiinsa.

Tämä julkaisu sai alkunsa maaliskuun loppupäivinä 1993 Lammin biologisella asemalla järjestetystä seminaarista "**Effects of management on the ecological diversity of boreal forests**". Seminaarin tavoitteena oli koota yhteen tutkijoita, jotka ovat selvittäneet metsätalouden vaikutuksia metsäluontoon. Seminaarissa ei pyritty esittämään ongelmasta kattavaa yhteenvetoa, vaan se oli pikemminkin työtapaaminen. Tavoitteena oli käydä keskustelua tukimuksen tähänastisista tuloksista sekä tulevista haasteista erilaisia tutkimusperinteitä edustavien tutkijoiden ajatusten pohjalta.

Seminaari osoitti, että metsätalouden ja metsäluonnon keskinäissuhteesta on jo runsaasti tietoa. Keskeisiin ongelmiin kohdennettua tutkimusta tarvitaan toki lisää, mutta oleellinen, ajankohtainen haaste on siirtyä kohti sovellutuksia: luoda ja vakiinnuttaa ekologista ja metsätieteellistä perinnettä edustavien tutkijoiden välistä yhteistyötä, jolla järjestelmällisesti kehitetään uusia, biodiversiteetin suojelun huomioon ottavia metsän käsittelyn menetelmiä. Vaihtoehtoisten menetelmien vaikutuksia metsäluonnon monipuolisuuteen on seurattava empiirisesti. Siksi myös metsänkäsittelystä vastaavat toimeen panevat organisaatiot ovat tämän nyt päiväjärjestyksessä olevan yhteistyön välttämätön osapuoli.

Lammin seminaari oli Helsingin yliopiston eläintieteen laitoksella vuonna 1983 käynnistyneen, mm. Suomen Akatemian ja Maj ja Tor Nesslingin säätiön tuen turvin eläneen ns. ikimetsäprojektin kymmenvuotisjuhla. Kiitämme seminaarin osanottajia, ei vähiten siihen osallistuneita ulkomaalaisia vieraita (Lennart Hansson, Uppsala; David Langor, Edmonton; David Mladenoff, Duluth; Jevgeni Jakovlev, Aleksei Polevoi ja Andrei Humala, Petroskoi), hedelmällisistä keskusteluista, joita on häikäilemättä käytetty hyväksi julkaisun kirjoituksia viimeisteltäessä. Seminaarin sekä tämän julkaisun toteutumiseen ovat lisäksi olennaisesti vaikuttaneet Suomen Akatemian Ympäristötieteellinen toimikunta, Metsäntutkimuslaitos sekä Maj ja Tor Nesslingin säätiö antamalla taloudellista tukea. Lammin biologinen asema tarjosi hyvän keskusteluympäristön turvanneet tilat. Julkaisun teknisen toimitustyön teki Auli Immonen.

Vantaalla 17. päivänä tammikuuta 1994

Yrjö Haila, Pekka Niemelä ja Jari Kouki



## YHTEENVETO

# METSÄTALOUDEN EKOLOGISET VAIKUTUKSET BOREAALISESSA HAVUMETSÄSSÄ: TUTKIMUSTULOKSISTA KÄYTÄNNÖN SUOSITUKSIIN

Yrjö Haila<sup>1</sup>, Jari Kouki<sup>2</sup>, Jari Niemelä<sup>2</sup> & Pekka Niemelä<sup>3</sup>

<sup>1</sup> Turun yliopisto, Satakunnan Ympäristöntutkimuskeskus, Reposaari, 28900 Pori

<sup>2</sup> Helsingin yliopisto, Eläintieteen laitos, Ekologian osasto, PL 17, 00014 Helsinki

<sup>3</sup> Metsäntutkimuslaitos, PL18, 01301 Vantaa

### Johdanto

Vuosisatainen metsätalous ja varsinkin viime vuosikymmenien tehometsätalous on kiistatta muuttanut maamme havumetsäekosysteemin sekä kasvistollista että eläimistöllistä rakennetta. Vastaavanlainen muutos on etenemässä muissakin pohjoisen havumetsävyöhykkeen osissa. Suomen uhanalaisista selkärangattomista runsaan kolmanneksen arvioidaan vähentyneen nimenomaan metsätalouden seurauksena. Eräissä ryhmissä metsätalouden vaikutus on erityisen selvä, esimerkiksi uhanalaisista kovakuoriaisista noin puolet on uhanalaistunut metsätalouden takia.

Kun pyritään arvoimaan lajistollisen köyhtymisen täsmällisempiä syitä, on luonteva lähtökohta boreaalisen havumetsän, taigan, luonnollisen vaihtelun ekologiset ominaispiirteet. Sama tausta on olennaista myös silloin, kun metsätaloutta kehitetään pyrkien estämään uusien lajien uhanalaistuminen.

Ehkä keskeisin yleinen ominaispiirre on boreaalisen havumetsän jatkuva luontainen muuttuminen. Metsä vaihtelee useassa aikamittakaavassa: Jääkausisyklit ovat muuttaneet lajiston levinneisyysalueita ja koostumusta noin 100 000 vuoden aikamittakaavassa, paikalliset häiriöt kuten kulot ja myrskyt ovat käynnistäneet kasvillisuuden sukkessiota noin 100 vuoden aikamittakaavassa, ja yksittäisten puiden kuolemista ja lahoamisesta sekä karikkeen epätasaisesta jakautumisesta seuraavat ns. mosaiikkiprosessit aiheuttavat pienialaisia ja muutaman vuoden mittaisia muutosprosesseja metsiköiden sisällä. Kaikki nämä

muutosprosessit ovat jatkuvasti käynnissä, vaikka metsä saattaa vaikuttaa vakaalta systeemiltä. Taigan historiallisesti hyvin dynaamisesta luonteesta voidaan kuitenkin ennustaa, että ainakin osa taigan lajistosta leviää tehokkaasti ja menestyy todennäköisesti sangen vaihtelevassa kirjossa metsäympäristöjä. Vaihteleva ympäristö on niille luontainen ympäristö.

Toinen lähtökohta metsätalouden ja metsäekologian keskinäissuhteen arvioinnille on tutkimukseen nojautuva tieto taigan ekologiasta ja erityisesti eri lajien ekologiasta - esimerkiksi niiden elinympäristövaatimuksista, populaatiokoon vaihtelusta ja levinneisyydestä. Tässä tietämyksessä on puutteita. Vaikka metsäeläimistö on Pohjois-Euroopassa verraten hyvin tunnettu, kvantitatiivisia tutkimuksia on tehty valitettavan vähän. Nämäkin selvitykset keskittyvät lähinnä lintuihin ja nisäkkäisiin. Muissa boreaalisen vyöhykkeen osissa tilanne on vielä huonompi. Vain noin puolet Kanadan hyönteisistä on taksonomisesti tunnettuja, ja laajat alueet Siperiaa ovat käytännöllisesti katsoen tutkimattomia.

Näin ollen suositukset metsätalouden menetelmien muuttamiseksi ovat väistämättä yleisluonteisia. Keskeinen tutkimuksellinen tavoite on käynnistää kokeita eri metsänkäsittelymenetelmien vaikutusten selvittämiseksi. Luonnonsuojelullisten tavoitteiden on tällöin oltava selkeitä ja siten määriteltyjä, että niiden onnistumista voidaan arvioida. Seurantamenetelmiä tulisi kehittää tämän osana.

Tässä kirjoituksessa ehdotamme yleisiä ohjeita ja menettelytapoja sekä tutkimuksen kehittämiseksi että suositusten laatimiseksi. Luettavuuden parantamiseksi olemme jättäneet kirjallisuusviitteet pois. Useimmat ajatukset perustuvat tämän julkaisun muihin artikkeleihin, *Annales Zoologici Fennicini* metsäluonnon suojelun erikoisnumerossa (vol. 31, no. 1, 1994) oleviin artikkeleihin ja JK:n metsähallitukselle laatimaan raporttiin (Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja, sarja A, no. 11, 1993). Jälkimmäisestä löytyy laajasti viittauksia myös muihin asiaa syventäviin julkaisuihin.

### **Lajiston ja elinympäristöjen suojele: keskeiset mittakaavat**

Boreaalisen metsäluonnon suojele on hedelmällistä tarkastella kolmesta alueellisesta näkökulmasta. Tutkimusmenetelmät vaihtelevat eri tapauksissa, samoin tulosten yhteys käytännön ohjeistoon.

Ensimmäisenä tasona on koko boreaalisen vyöhykkeen lajiston ja ympäristötyyppien arviointi. Tämän tarkastelun tavoitteena on osoittaa, missä

boreaalisen vyöhykkeen osissa on erityisen kiireellisen suojelun tarpeessa olevia lajeja tai ympäristöjä. Pohjoisen havumetsävyöhykkeen lajisto vaihtelee huomattavasti eri osissa vyöhykettä, mutta tämän laajan maantieteellisen vaihtelun suuruus tunnetaan tai sitä voidaan edes arvioida vain muutamista ryhmistä, esimerkiksi puista, linnuista ja maakiitäjäisistä.

Tutkimuksen toisena tasona on suojelualueiden tarpeen määrittäminen ja alueiden valitseminen. Tämä toteutetaan käytännön syistä valtioiden tasolla. Tavoitteena on luoda luotettava suojelualueiden verkosto niille lajeille, jotka edellyttävät elinympäristöjä, joita ei voida ylläpitää metsätalouden kohteena olevilla alueilla. Tutkimuksen tavoitteena on asettaa minimivaatimukset sille, että kunkin maan lajisto turvataan Rion biodiversiteettisopimuksen mukaisesti.

Kolmantena tasona on paikallinen metsien käsittelyyn ja taloudelliseen hyödyntämiseen liittyvä tutkimus. Tavoitteena on kehittää metsänhoitoa siten, että se ei uhkaisi uusia lajeja ja että jo uhanalaisten lajien populaatioille luotaisiin paremmat esiintymisedellytykset. Metsätalousalueiden tulisi myös tukea suojelualueiden populaatioiden selviytymismahdollisuuksia. Kaksi eri mittakaavaa tulee tässä erotella: "maisema", esimerkiksi eri metsätyyppien tai kuviotyyppien alueelliset pinta-alasuhteet, sekä metsikön rakenne. Edellinen kytkeytyy hakkuusuunnitelmiin, jälkimmäinen hakkuumenetelmiin.

Kun siirrytään ylemmältä tasolta alemmalle, kvantitatiivisen, yksityiskohtaisemman ja tarkemman tiedon tarve korostuu. Nämä tutkimuksen tasot ovat sekä toisiaan täydentäviä että välttämättömiä boreaalisen havumetsävyöhykkeen lajiston ja elinympäristöjen turvaamiseksi. Kuitenkin on mahdollista, että esimerkiksi suojelualueverkoston suunnitteluperiaatteet tai tietyn alueen käsittelysuositukset voivat olla yleistettävissä laajemminkin boreaaliselle havumetsävyöhykkeelle. Lajisto vaihtelee eri osissa, mutta usein yhteisöissä näyttää olevan vastinlajeja, jotka reagoivat yhtenevästi ympäristön muutoksiin.

Tarkastelemme seuraavassa kahden alimman tutkimustason keskinäisiä suhteita kahdesta näkökulmasta: populaatioekologiasta lähtien - tai "alhaalta ylös" - ja alue-ekologiasta lähtien - tai "ylhäältä alas".

### **Suosituksia 1: "alhaalta ylös"**

Metsäympäristön suojelun tarkastelu "alhaalta ylös" merkitsee sitä, että yksittäisten lajien ekologisten ominaispiirteiden perusteella päätellään, kuinka suojelualueita tulisi muodostaa tai metsänhoitoa muuttaa lajien elinedellytysten parantamiseksi.

Erityisen tärkeää on käyttää tutkimuksessa luotettavia, systemaattisia metodeja. Väärät menetelmät saattavat johtaa lajien sukupuuttojen huolimattomaan arvointiin ja mahdollisesti siten peruuttamattomiin virhearviointeihin. Menetelmien systemaattisuus mahdollistaa vertailut sekä menetelmien korjaamisen.

Seuraavassa esitämme kolme metodologisiin ongelmiin liittyvää näkökohtaa.

1. Järjestelmälliset kvantitatiiviset inventoinnit metsälajistosta ovat selvästi tarpeen. Inventointeja tarvitaan sekä eliömaantieteellisessä mittakaavassa, jotta saadaan näkemys lajiston luonnollisesta vaihtelusta esimerkiksi Fénnoskandiasta Uralille tai palearktiseen nearktiseen vyöhykkeeseen. Vain tuntemalla lajien esiintymisten luontainen vaihtelu on mahdollista selvittää ihmisvaikutukset. Lisäksi tarvitaan eri metsätyyppien ja metsän eri ikävaiheiden vertailuun tähtääviä inventointeja: Paljonko eri eliöryhmissä on elinvaatimuksiltaan erikoistunutta lajistoa?

Vaikka tällaisia tutkimuksia on jonkin verran jo tehtykin eräillä eliöryhmillä, on vertailu eri taksonomisten ryhmien välillä tärkeää. Vain tällä tavoin voidaan tulokset yleistää. Niemelä ym. tässä numerossa esittelevät tutkimuksia metsätalouden vaikutuksista maakiitäjäislajistoon Suomessa ja Kanadassa. Metsänhakkuu näyttää vaikuttavan maakiitäjäisyhteisöihin samalla tavoin molemmilla mantereilla, vaikka lajistot eroavat lähes täydellisesti. Lajien ekologia määrää hakkuun vaikutukset, mutta vastinlajit reagoivat samalla tavoin eri mantereilla. Metsän yleislajit esiintyivät joka ikäluokassa kun taas harvinaiset vanhan metsän lajit kärsivät hakkuusta.

2. Kvantitatiivisten inventointien tulkitsemisen keskeinen ongelma on, mitä lajiston osaa kootut näytteet edustavat. Näytteenottoon on periaatteessa kaksi vaihtoehtoa: (a) yleismenetelmät - esimerkiksi hyönteisten ikkuna- ja kuoppapydykset tai lintujen linja-arviointi - jotka antavat kuvan 'keskimääräisestä' lajistosta, tai (b) tiettyihin lajeihin tai ympäristökohteisiin kohdentuvat erityismenetelmät - esimerkiksi lahopuuhyönteisten kerääminen käsin yksittäisistä puista. Molempiin vaihtoehtoihin liittyy kuitenkin hankaluuksia. Yleismenetelmillä kerättyjen näytteiden tulkinta on usein vaikeaa, koska ei tiedetä mistä yksilöt ovat peräisin. Lisäksi näytteenoton kohteena oleva joukko (kokonaispopulaatio) muuttuu vuosien myötä laajalla alueella tapahtuvien ympäristömuutosten tai säävaihtelun vuoksi. Nämä ongelmat ovat tunnettuja esimerkiksi ja erityisesti hyönteisten kohdalla. Erityismenetelmien soveltaminen ja näytteiden tulkinta puolestaan vaatii suurta kokemusta ja työpanosta, ja tuloksia on vaikea kvantifioida. Lisäksi tulosten tulkintaa vaikuttaa se, että näytteiden

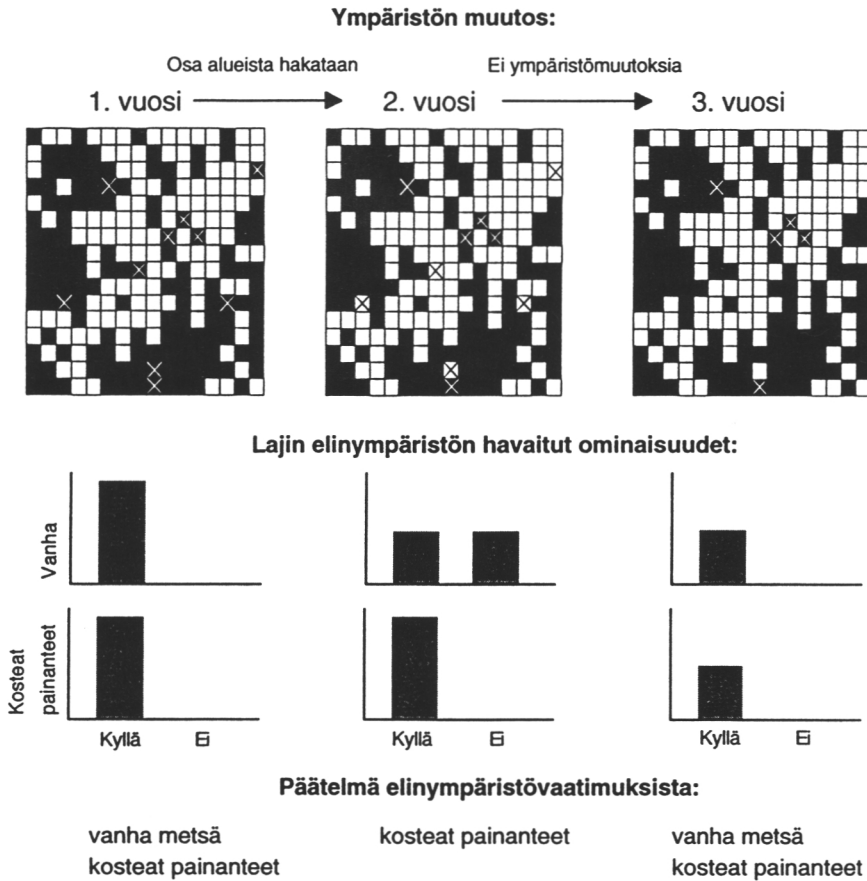
keruusta riippumattomin menetelmin on hankala varmistaa kohteiden vertailukelpoisuus.

Hedelmällisintä lienee soveltaa molempia tutkimusmenetelmiä samanaikaisesti. Järjestelmällisyys ja otannan periaatteiden noudattaminen on tärkeää - varsinaisia arviointimenetelmiä voidaan tarpeen mukaan muuttaa. Näin voidaan arvioida myös eri menetelmävaihtoehtojen soveltuvuutta ja luotettavuutta.

3. Yksilöiden seuranta ja lisääntymismenestyksen käyttäminen mittana elinympäristövaatimusten 'minimiehtojen' arvioinnille on eräillä ryhmillä mahdollista. Esimerkiksi lintuja voidaan seurata ja lisääntymismenestys mitata suhteellisen tarkasti. Monilla muilla eliöryhmillä 'minimiehtojen' selvittäminen on työläämpää. Eräillä hyönteisryhmillä, kuten maakiitäjäisillä, voidaan käyttää karkeampana osoittimena yksilöiden pitämyksiä osoittavia kokonaisnäytteitä. Näin voitaneen arvioida populaatiotasosten prosessien merkityksiä.

Edelliset metodiset näkökohdat liittyvät siihen, kuinka lajien esiintymistä ja elinympäristövaatimuksia tulisi selvittää. Tärkeää on ottaa huomioon myös lajien esiintymisen vaihtelu joko luontaisesti tai metsänhoidon vaikutuksen takia muuttuvassa ympäristössä. Pelkästään tietyn hetken kvantitatiiviseen arviointiin perustuva menetelmä johtaa helposti harhaan. Valaisemme tätä oheisen kuvan esimerkillä (kuva 1). Ajatellaan tilannetta, jossa koeala lajien elinympäristövaatimusten arvioimiseksi perustetaan alueelle, jossa on erilaisia elinympäristöjä: vanhoja hakkaamattomia metsiä ja äskettäin hakattuja alueita. Oletetaan, että laji vaatii elinympäristöltään kahta asiaa: kosteutta ja sulkeutunutta vanhaa metsää. Jos aluetta olisi tutkittu ennen metsänkäsittelyä, olisivat lajin elinympäristövaatimukset tulleet aineistossa esiin. Hakkuun jälkeen laji esiintyy kuitenkin vielä muutaman vuoden myös hakkualueilla siitä syystä, että kosteat painanteet eivät hakkuun myötä häviä heti vaan kuivivat vähitellen. Nyt kerätystä aineistoista pääteltäisiin, että lajille riittää ympäristössä yksi ominaisuus: kosteat painanteet. Aineisto ei kykenisi osoittamaan sulkeutuneen, vanhan metsän merkitystä. Aineistosta johdettava suositus lajin suojelemiseksi olisi tällöin väärä. Esimerkki korostaa sitä, että yhdeltä paikalta lyhyenä ajanjaksona kerätty aineisto voi olla harhaanjohtava, vaikka käytetyt menetelmät olisivat harkittuja ja soveliaita. Erityisesti on syytä huomata, että puuttellinen aineisto ei ole ainoastaan hyödytön vaan se voi myös olla vahingollinen lajin suojelun kannalta, jos suojelupäätelmät tehdään väärin.

Esimerkki ei ole täysin kuvitteellinen, sillä ainakin liekokurekiitäjäinen esiintyy muutaman vuoden ajan myös hakkualueiden kosteissa painanteissa kituvina populaatioina.



Kuva 1. Lajin alueellisen ja ajallisen vaihtelun vaikutus lajin elinympäristövaatimuksista tehtäviin päätelmiin. Kuva esittää metsäaluetta, jossa on kahdenlaisia ympäristöjä: lajille soveliaita (mustat) ja sopimattomia (valkeat). Lajin esiintyminen on merkitty ristillä (X). Hakkuun jälkeen toisena vuonna laji saattaa vielä esiintyä sopimattomissa laikuissa kituvina populaatioina, ja hävitä vasta kolmantena vuonna (= toisena vuonna hakkuun jälkeen). Jos aineisto kerätään toisena vuonna, johtaa se väärään päätelmään lajin elinympäristövaatimuksista. Tällöin suojeleuhje - kosteat painanteet riittävät - johtaakin lajin häviämiseen alueelta.

## Suositukset 2: "ylhäältä alas"

Metsänkäsittelyohjeiden kehittämisen ja suojelealueiden suunnittelun toinen lähestymistapa on se, että selvitetään boreaalisen metsän rakennetta ja ajallisia muutoksia laajasta alue-ekologisesta näkökulmasta - siis "ylhäältä alas". Tällöin huomio voidaan keskittää esimerkiksi puulajeihin: lajiston alueelliseen vaihteluun, ikärakenteeseen, ajalliseen muutokseen jne. Myös muita alue-ekologisella tasolla mitattavia muuttujia voidaan käyttää. Laaja näkökulma merkitsee tällöin niin

laajojen metsäalueiden tarkastelua samanaikaisesti, että

- tutkittavien muuttujien vaihteluväli on riittävä, ja
- luonnolliset prosessit tulevat näkyviin, ja
- tutkimuskohteista (alueista) saadaan toistoja, jotta tulokset voidaan yleistää.

Käytännössä tämä merkitsee sitä, että alue-ekologista tutkimusta ei voida luotettavasti tehdä esimerkiksi Suomessa tai Ruotsissa, koska ensimmäinen ja toinen vaatimus ei täyty. Esimerkiksi vaihtelu lehtipuun ja lahoppuun määrässä on koko Suomen (ja Ruotsin alueella) niin vähäistä, että niiden osuutta boreaalisen metsän luontaisina ominaisuuksina ei yksinkertaisesti voida tutkia. Suomessa yli 90% metsistä on talouskäytössä, joten luontaiset metsädynamiikan piirteet - esimerkiksi kulot - on käytännöllisesti katsoen hävitetty Suomen metsistä.

Alue-ekologisesti tärkeät tutkimuskohteet voidaan jakaa kvalitatiivisiin ja kvantitatiivisiin. Edellisillä tarkoitamme niitä keskeisiä piirteitä tai ominaisuuksia, jota Fennoskandian metsistä ovat kokonaan tai lähes kokonaan hävinneet. Kvantitatiivisilla piirteillä tarkoitamme esimerkiksi ominaisuuksia, jotka liittyvät laikkukokoihin tai kiertoaikoihin ja yleisemmin metsän sukkession tutkimiseen. Jälleen tutkittavat piirteet ovat osittain päällekkäisiä, ja molemmat tekijäryhmät tulee ottaa alue-ekologisessa tutkimuksessa huomioon.

Verraten luotettavasti tiedetään jo nyt, mitkä keskeiset, luontaiset piirteet ovat Suomen metsistä hävinneet modernin metsätalouden takia. Ensiksi, lahoppuun määrä on vähentynyt ehkä alle kymmenekseen alkuperäisestä. Toiseksi, kulojen vähenemisen vuoksi kuollutta hiiltynyttä puuta on nykyisin metsissä varsin vähän. Kolmanneksi lehtipuun ja nimenomaan iäkkäiden lehtipuiden osuus on vähentynyt.

Nämä ominaisuudet ovat täsmälleen samat, joiden tiedetään olevan elintärkeitä metsän ominaisuuksia useille uhanalaisille lajeille. Hävinneiden ominaisuuksien palauttaminen on siten ensisijainen tehtävä metsäluonnon suojelun kannalta. Metsänhoidon muuttaminen edellyttää kuitenkin kvantitatiivisia arvioita siitä, kuinka paljon esimerkiksi lahoppuuta ja minkälaista lahoppuuta metsässä tulisi olla. Alun perin pystyssä olevan lahoppuun määrä on mahdollisesti ollut 10 m<sup>3</sup>/ha. Tavoitetaso ei luultavasti ole sama, vaan jotain nollan ja kymmenen kuution väliltä. Tämän selvittämiseksi on kuitenkin laajennettava tutkimuksen mittakaavaa siten, että voidaan tarkastella alueita, joissa lahoppuun määrä vaihtelee riittävästi. Tämä merkitsee tutkimuksen ulottamista Venäjän puolelle, jossa tarvittava vaihtelu vielä esiintyy.

Toinen tärkeä seikka on se, että lahoppuukin on erittäin monivivahteinen ympäristö. Tutkimuksessa tulisi erottaa ensinnäkin pystyssä oleva ja maatuva lahoppu, toiseksi havulahoppu ja lehtilahoppu, ja kolmanneksi eri-ikäiset tai eri

maatumisastetta edustavat lahot. Näitä tulisi lisäksi tarkastella esimerkiksi kosteudeltaan- tai ravinteisuudeltaan erityyppisissä metsissä. Jo tämän yhden ominaisuuden tutkiminen edellyttää selvästi tutkimuksen ulottamista Suomen rajojen ulkopuolelle. Tämäntapainen tutkimus hävinneiden ominaisuuksien tavoitetasoista on selvästi erityyppisen kiireellistä ja myös hyödyllistä sikäli, että sen konkreettiset soveltamismahdollisuudet metsätaloudessa ovat ilmiselvät.

Kvantitatiivisten ominaisuuksien tutkiminen liittyy siihen, millainen metsän dynamiikka on ollut paikallisesti ja minkäkokoisia erityyppiset metsälaikut ovat alun perin olleet. Edellinen tieto on tärkeää, jos halutaa verrata talousmetsissä sovellettavia kiertoaikoja luontaiseen. Jälkimmäinen taas liittyy siihen, kuinka isoja esimerkiksi hakuualueet voisivat olla, jos tältä osin halutaan seurata luontaista vaihtelua.

Rakenteellinen heterogeenisuus useassa eri mittakaavassa on tärkeä myös metsien lajistollisen monimuotoisuuden säilyttämiseksi. Tavoitteena tulee siksi olla sellaiset metsänkäsittelymenetelmät, että tietyt luonnonmetsän piirteet säilyvät ja jopa palautuvat. Tämä voitaisiin toteuttaa luomalla metsäalueita, joihin sisältyy erityyppisiä ja -ikäisiä metsiä. On ensiarvoisen tärkeää huolehtia siitä, että lajimäärältään köyhän, mutta lajistoltaan arvokkaan luonnonmetsän sekä ajallinen että tilallinen jatkuvuus säilyy. Monelle vanhan metsän spesialistilajille on tärkeätä, että sopivia elinympäristöjä on jatkuvasti saavutettavan etäisyyden päässä. Näiden päämäärien saavuttamiseksi metsien taloudellisessa hyödyntämisessä tulisi pyrkiä yhä enemmän jäljittelemään luonnon oman dynamiikan sekä ajallista että alueellista vaihtelua.

Myös pienialaisen vaihtelun merkitys on suuri. Useat eliöryhmät ovat täysin riippuvaisia metsän pienimittakaavaisesta vaihtelusta. Tällaisia ovat esimerkiksi usein korkeintaan muutaman aarin kokoisissa kosteissa kuusikorppipainanteissa elävä liekokurekiitäjäinen (Niemelä ym. tässä numerossa) ja monet erikoistuneet epifyyttijäkälät (Kuusinen tässä numerossa). Näille eliöille suotuisan pienympäristön jatkuvuus sekä ajassa että tilassa on eilinehto. Luonnonmetsäinen metsäekosysteemi, jossa pienympäristöjä on runsaasti, on ilmeisesti ollut puskuroitunut muutoksille, koska olosuhteet pysyvät alueellisesti keskimäärin hyvinä vaikka eri vuosina tiettyjen paikkojen suotuisuus saattaa vaihdella. Kuten Niemelä ym. ehdottavat, on aihetta olettaa, että metsätalous on katkaissut tämän pienympäristöjen jatkumon. Nykyisessä metsämaisemassa suotuisat ympäristöt ovat usein pieniä ja eristyneitä, mikä vaikeuttaa tai estää eliöiden leviämisen ja laikkujen uudelleenasettamisen. Valitettavasti suoranaista tutkimustietoa metsänhoidon vaikutuksesta pienympäristöjen jatkuvuuteen ja niiden lajiston dynamiikkaan on edelleen naurettavan vähän. Tutkimushaaste on kuitenkin

polttava, sillä luonnontilaisen metsän pirstoutuminen jatkuu. Myös luonnonsuojelualueiden lajisto saattaa olla vaarassa, sillä ympäröivät metsät hakataan usein yhä vähemmän luonnontilaista muistuttaviksi ja siten enemmänkin leviämistä estäviksi kuin sitä edistäviksi ympäristöiksi.

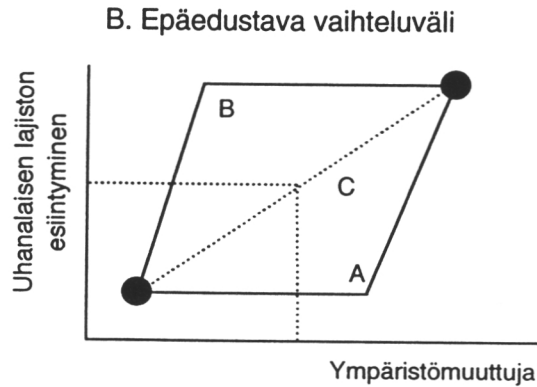
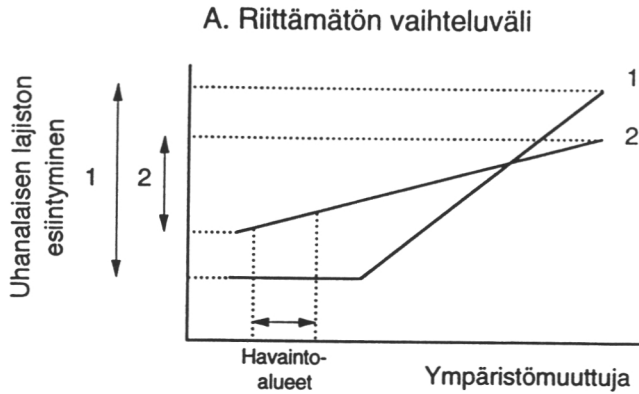
Metsien entistäminen (ennallistaminen) myös aktiivisin toimin on oletettavasti tärkeää lajistollisen suojelun kannalta. Metsien jättäminen luonnontilaan aiheuttaa luonnollisesti metsän entistymisen, mutta tämä vaatii huomattavan pitkän ajan. Entistämisen suunnittelussa tulisi olla selkeät tavoitteet sekä kvalitatiivisten että kvantitatiivisten ominaisuuksien suhteen. Näin entistämisen edistymistä voitaisiin arvioida. Esimerkiksi metsähallituksen mailla näiden tavoitetasojen saavuttamista voitaisiin käyttää yhtenä luonnonsuojelun onnistumisen mittarina. Toinen keskeinen mittari liittyisi ehkä täydellisesti suojeltujen alueiden määrään. Molempien mittareiden tavoitetasot voitaisiin ehkä luotettavimmin johtaa alue-ekologisen tutkimuksen tuloksista edellyttäen, että tutkimuksen alueellinen mittakaava on riittävän suuri tärkeiden muuttujien vaihtelun suhteen.

Oheisessa kuvassa (kuva 2) esitämme kaksi tilannetta, jotka korostavat tätä: suppean vaihteluvälin ja epäedustavan vaihteluvälin vaikutukset. Jos tutkittavalla alueella vaihteluväli on pieni tutkittavan muuttujan suhteen, sen suhteellinen merkitys helposti aliarvioidaan. Jos taas vaihteluväli on epäedustava, ei käytännön tavoitetasoja voida luotettavasti päätellä.

## **Päätelmät**

Edellä olemme hahmotelleet metsäluonnon suojelun kannalta ensiarvoisia tutkimusongelmia ja näihin liittyviä menetelmiä. Erityisen keskeisenä on tällä hetkellä se, että tutkimus suoraan liittyy käytännön metsänhoitoon. Tutkimuksen metodisen luotettavuuden merkitys korostuu, koska huonosti suunniteltu tutkimus voi johtaa väriin suosituksiin, ja väriin suositusten seuraukset saattavat olla peruuttamattomia.

Monelta tasolta lähtevä tutkimus, jonka tavoite on kuitenkin selvä, näyttää sekä luotettavimmalta että tehokkaimmalta. Metsänhoidon kannalta on tärkeää pelkistää tulokset sellaisiin muuttujiin, jotka voidaan sekä ottaa huomioon metsätalouden suunnittelussa että käytännön metsänhoitotoimien yhteydessä. Jälkimmäinen tarkoittaa sitä, että muuttujat ovat sellaisia, että metsuri pystyy vaikuttamaan niihin myös puunkorjuuvaiheessa. Uskomme tässä vaiheessa, että keskeiset muuttujat ovat lahopuun määrä, lehtipuun määrä ja hiiltyneen puun määrä. Lisäksi tarvitaan pinta-ala-arviointi. Edelliset voidaan mitata helposti,



Kuva 2. Tutkittavien ympäristömuuttujien vaihteluvälin vaikutus suositusohjeisiin. Ympäristömuuttujat voisivat olla esimerkiksi lahpuun määrä, lehtipuun määrä tai hiiltyneen puun määrä.

A. Jos tutkimus tehdään alueella, jossa vaihteluväli ympäristömuuttujan suhteen on liian pieni, voi tulos osoittaa, että kyseinen ympäristömuuttuja (muuttuja 1) ei ole tärkeä lajiston kannalta. Kuitenkin jos muuttujan vaihteluväliä lisätään, se osoittautuikin kaikkein merkittävimmäksi muuttujaksi lajiston kannalta (nuolet kuvan vasemmassa laidassa). Sen sijaan muuttuja 2, joka pienessäkin vaihteluvälissä näyttää vaikuttavan, on kokonaisvaikutukseltaan vähäinen. Suositus kohdistuu siis väärään muuttujaan.

B. Jos ympäristömuuttujaa tutkitaan vain sen vaihtelun ääripäissä (mustat ympyrät) ja oletetaan muuttujan vaikutuksen olevan lineaarinen (C), voidaan päätellä joko tehottomasti (B) tai virheellisesti (A). Oletetaan, että päädytään 50%:n tavoitetasoon ympäristömuuttujan suhteen. Tämä näyttäisi takaavan noin 50% esiintymistä (vaaka- ja pystysuorat katkoviivat). Jos todellinen vaikutus on kuvaajan A mukainen, ei 50% tavoite takaa esiintymistä vastaavassa suhteessa. Jos todellinen vaikutus on kuvaajan B mukainen, toimitaan tehottomasti, koska pienempikin ympäristömuuttujan lisäys tuottaisi yhtä hyvän tuloksen.

Kuvat korostavat sitä, että tutkimusalueen ja sillä esiintyvän vaihtelun edustavuus ja suuruus ovat erityisen tärkeitä käytännön suosituksiin tähtäävissä tutkimuksissa.

ymmärrettävästi ja käytännön läheisesti ( $m^3/ha$  tai  $m^2/ha$ ) samoin kuin jälkimmäinen (ha). Tällä tavoin mitattujen muuttujien lisääminen myös metsätalouden suunnitteluprosessiin ei tuottane vaikeuksia. Keskeistä olisi nyt kohdistaa tutkimus siihen, mikä on näiden muuttujien tavoitetaso erityyppisissä metsissä.

Lopuksi haluamme korostaa, että monimuotoisuuden suojele metsäluonnossa ei välttämättä tarkoita lajimäärän tai erityyppisten elinympäristöjen määrän yksioikoista maksimointia. Jos aiemmin yhtenäiseen vanhan metsään hakataan aukkoja, kasvaa elinympäristöjen alueellinen monimuotoisuus kiistatta. Kuitenkin muutos saattaa olla haitallinen monille lajeille, jotka vaativat laajoja yhtenäisiä metsäympäristöjä. Tässä mielessä biodiversiteetti-sana on harmittavan harhaanjohtava. Biodiversiteetin suojele ei tarkoita esim. elinympäristöjen määrän maksimointia paikallisella tasolla, esimerkiksi kunkin metsälautakunnan alueella. Diversiteetin - monimuotoisuuden - lisääminen kaikilla tasoilla ei vastaa metsäluonnonsuojelun tavoitteita. Lisäksi diversiteettiä on vaikea luotettavasti mitata, diversiteetti-indeksien käyttö johtaa usein väärin päätelmiin ja mittareiden sisällyttäminen metsätalouden suunnitteluun on hyvin epätodennäköistä. Tärkeintä olisi kaikilla tasoilla keskittyä niihin metsäluonnonsuominaisuuksiin, jotka liittyvät suoraan lajien uhanalaistumiseen, ja pyrkiä metsänhoidon avulla vaikuttamaan näihin ominaisuuksiin myönteisesti.

Jos monimuotoisuutta halutaan säilyttää, tulee alueelliset mittakaavaongelmat aina ottaa selvästi huomioon. Tuntuu hedelmälliseltä eriyttää myös metsätalouden suunnittelussa eri organisaatiotasojen vastuu luonnonsuojelun mittakaavojen mukaan: suojelun alueiden kattavuus on valtakunnallinen kysymys, eri metsätyyppien pinta-alasuhteet lähinnä piirihallinnon vastuulla, ja metsämaiseman sekä metsiköiden sisäisen rakenteen ratkaisevat paikallisen tason toimenpiteet. Tehtävien täsmentäminen lisää mahdollisuuksia kehittää hedelmällistä yhteistyötä metsätalouden ammattilaisten ja ekologien kesken.



## **BOREAALISET HAVUMETSÄT: RAKENNE JA LAJIRUNSAUS**

### **TAIGAN DYNAMIIKKA MAISEMAN JA METSIKÖN MITTAKAAVASSA**

**Risto Kalliola & Kimmo Syrjänen**

Turun yliopisto, Biologian laitos, 20500 Turku

Landscape structure and forest dynamics are being studied from Landsat TM imagery in combination with field surveys in coniferous forests of Finland and Russia (Komi area). The aim of this work is to understand the structure and spatial distribution of different forest types in natural and in man-modified landscape types. Improved knowledge on these questions is needed for planning forest management in a way that could help to maintain natural elements of biodiversity in a boreal forest landscape.

So far (Syrjänen et al. 1994), the studies made in natural forests in Komi show that mature Norway spruce (*Picea abies*) dominated forests form the landscape matrix. Birches are important canopy-forming trees throughout the region, and also *Abies sibirica* occurs widely. Fire-originating successional stands are few in mesic sites. Instead, patches of dead standing spruces are very common. As a consequence of this and other small-gap forming processes, especially windfalls, the forests in mesic sites appear mosaic-like. In turn in dry sites, fire-modified Scots pine (*Pinus sylvestris*) woods are highly heterogeneous to what comes to the age distribution of the trees.

#### **Johdanto**

Luonnonmukaisten metsän- ja maisemanhoitomenetelmien kehittäminen vaatii tuekseen tietoa siitä, millaista olisi luonnontilainen metsäkasvillisuus Suomessa. Minkä ikäisiä metsät olisivat? Millainen puulajikoostumus vallitsisi eri kasvupaikoilla? Missä määrin vastaukset riippuvat tarkastelumittakaavasta?

Olemme Turun yliopiston Biologian laitoksella tutkineet metsien rakennetta Suomessa (lähinnä Seitsemisen ja Liesjärven kansallispuistot lähialueineen) ja Venäjällä (Petchora-joen latva-alue Komin tasavallassa). Varhaisimmat tutkimuksemme liittyivät tutkimusmenetelmien kehittämiseen (Kalliola & Syrjänen 1990, Kalliola & Syrjänen 1991), mutta nyttemmin pääpaino on metsän dynamiikkaan liittyvissä kysymyksissä (Syrjänen ja muut 1994).

Esitämme tässä katsauksessa Venäjän tutkimustemme tavoitteita ja menetelmiä. Työn alla on paraikaa 2-3 hanketta, jotka perustuvat jäljempänä esiteltäviin aineistoihin. Lisätietoja valmisteilla olevista tutkimuksista saa allekirjoittaneilta.

### **Taigan maisemaelementit**

Tutkimusalueemme sijaitsee lähellä Ural-vuoriston läntistä reunaa. Tällä alueella on toistaiseksi säästynyt melko laajoja lähes luonnontilaisia erämaita, joilla esimerkiksi metsäpalojen jäljet ovat tavallisia. Nämä seudut edustavat viimeisiä rippeitä eurooppalaisesta taigasta, sillä suuressa osassa Pohjois-Venäjää laajat avohakkuut ovat johtaneet lähes rannattomien "lehtimetsämerien" muodostumiseen (vrt. Kalliola 1992).

Eri tyyppisten metsien levinneisyyttä ja metsikkölaikkujen kokoa tutkittiin käyttämällä Landsat-TM satelliittikuvaa keskeisimpien kasvillisuuskuvioiden ilmentäjänä. Satelliittikuvan käsittelyssä tavoitteena oli sellainen kuvatuote, joka mahdollisimman tarkasti heijastaa kasvillisuuden rakenteessa ja metsien puulajisuhteissa esiintyviä vaihteluita. Tutkimustemme mukaan luokittelemattomat nk. korostustekniikalla (enhancement) valmistetut väärävärικuvat ovat kasvitieteellisten tutkimusten kannalta huomattavasti luokiteltuja kuvatuotteita käyttökelpoisempia.

Kenttätutkimukset tehtiin vuosina 1991 ja 1992. Jälkimmäisellä matkalla käytössämme oli valmis kuvatuote, jota karttana käyttäen lensimme pienkoneella kriittisten kuviotyyppien yllä. Työskentelyä jatkettiin parin viikon ajan maasto-olosuhteissa, ja lopulta olimme melko hyvin tulkitsemaan satelliittikuvan perusteella kasvillisuuden rakenteeseen, metsikön puulajisuhteisiin ja eräisiin muihin metsäluonnon piirteisiin liittyviä ominaisuuksia.

Kuva analysoitiin kenttätutkimusten jälkeen visuaalisesti käyttämällä apuna satunnaispisteitä. Kunkin pisteen edustama kasvillisuustyyppi määritettiin ja pisteen läheisyydestä mitattiin tai määritettiin joukko muita maisematason ominaisuuksia. Silmällä havaittavien värisävyjen määrän katsottiin ilmentävän kasvillisuuden homogeenisuutta satunnaispisteen läheisyydessä. Eri

mittausmenetelmiä käyttämällä tulkittiin, kuinka laajaa kasvillisuuskuviota piste edustaa, ja samalla määritettiin satunnaispisteestä katsoen lähin rajapinta sekä sen laatu (ihmisen luoma/tuntematon/luontainen; jyrkkä/välimuotoinen/loiva).

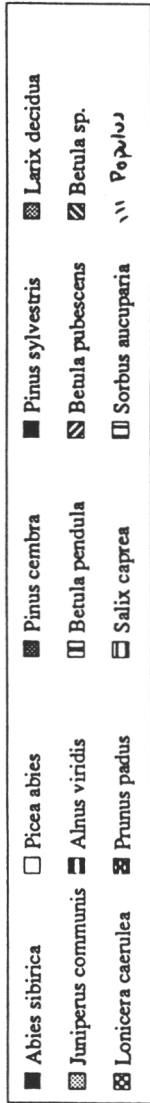
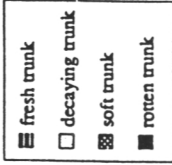
Tulokset osoittavat, että Komin luonnontilaisissa metsissä kuusi on vallitseva metsäpuu, mutta se kasvaa säännönmukaisesti yhdessä pihdan ja eri koivulajien kanssa. Vaikka kasvillisuus on maisematasolla homogeenistä, voimakkaat myrskyt ovat synnyttäneet kymmenien kilometrien pituisia tuulenskaatoaukkojen jatoja. Yhtenäisten luonnontilaisten havumetsien rinnalla esiintyy laajoja lehtipuuvaltaisia metsäkuviota, jotka edustanevat kulon jälkeisiä sukkession vaiheita. Kun monet näistä laikuista seuraavat joki- tai purolaaksoja, on ilmeistä, että ainakin osa kuloista on ollut ihmisen syyttämiä.

Kuviodien välisten rajapintojen havainnointi toi selvästi ilmi, että hakkuutoiminta synnyttää luonnottoman jyrkkiä rajalinjoja puustoisessa kasvillisuudessa samalla kun havumetsät sirpaloituvat. Niiden seurauksena nk. "tumman taigan" ydinalueiden osuus jää pieneksi suhteessa reuna-alueisiin. Kun luonnontilaa luonnehtii kuusivaltainen kasvillisuus, jossa puhtaita lehtimetsiä on vain saarekkeina, ihmistoiminnan vaikutuksesta metsämassojen runsaussuhteet muuttuvat päinvastaisiksi.

### **Metsikkörakenne**

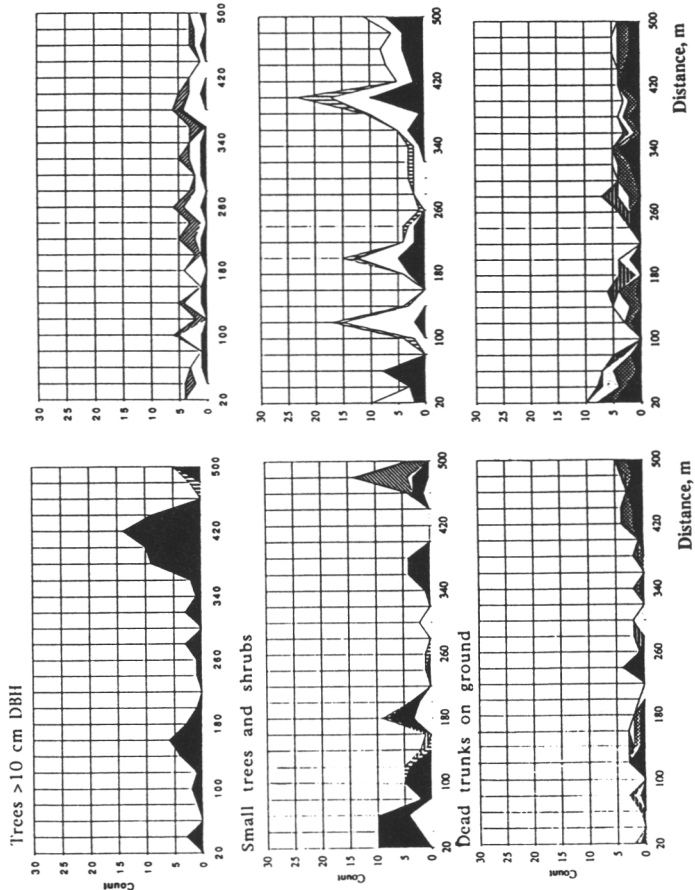
Metsikön sisäisiä piirteitä tutkittiin 500 m pituisilta ja 2 m leveiltä havaintolinjoilta (pinta-ala yhteensä 0.1 ha). Linjan muotoiseen otokseen päädyttiin, jotta tutkimus ei rajoittuisi vain yhteen metsikkökuvioon. Näin havainnot voidaan paremmin kytkeä maisematason ilmiöihin. Havaintolinjoja tutkittiin yhteensä 20 kpl, ja kutakin satellittikuvan kasvillisuustyyppejä vastasi 2-3 linjaa. Otoksen puut ja taimet määritettiin ja lisäksi tutkittiin puiden rinnanympärysläpimitta ja elinvoimaisuus. Linjan piirissä olleet liekopuut laskettiin maatumisasteluokittain. Pohjakasvillisuus tutkittiin 1 x 1 metrin näytealoilta 50 m välein, ja täydentäviä puustotutkimuksia tehtiin vastaavin välein relaskopimalla.

Kuvassa 1 esitetään kaksi esimerkkiä luonnontilaisten metsien rakenteesta havaintolinja-aineistoihin perustuen. Jäkälätyypin männikössä puusto on harvaa ja metsä on rakenteeltaan laikuittaista. Toisin paikoin mäntyjä on verraten tiheässä, mutta niiden välisissä aukoissa on taimikeskittyviä. Laikkuisuuden syynä on jopa 15-30 vuoden välein toistuvat pohjakulot, joiden vaikutuksesta osa männynistä (erityisesti nuoret) kuolee ja jäljelle jäävät toimivat tehokkaina siementen levittäjinä. Tuloksena on puustoltaan moni-ikäinen metsä.



Transect 1: DRY *Pinus sylvestris* FOREST

Transect 6: TAIGA DOMINATED BY *Picea abies*



Kuva 1. Kaksi tutkimuslinjaa Komin metsistä. Tutkimus- linja 1 on kuivasta männiköstä, jossa ei ole esiintynyt kuloa useaan vuosi- kymmeneen. Tutkimuslinja 6 edustaa luonnontilaista kuusimetsää ja siten pääosaa tutkimusalueen tuoreista metsistä. Kunkin linjan osalta on esitetty puiden, taimien ja eri lajovaiheisiin kuuluvien tuulenskaatojen esiintyminen 500 m pitkällä ja 2 m leveällä tutkimuslinjalla. Tuulenskaatoihin on laskettu vain ne yksilöt jotka ylittävät linjan keski- kohdan.

Fig. 1. Two study transects from the study area (NE Russia). Transect 1 represents mature dry *Pinus sylvestris* forests with no marks of recent fires. Transect 6 represents mature coniferous forest dominated by *Picea abies*, i.e. the typical forest type at mesic sites covering hundreds of km<sup>2</sup> at the study area.

Toinen näytelinja kuvaa varttunutta kuusivaltaista metsää, jossa pihta ja koivut ovat niinikään tavallisia. Havaintojemme mukaan täydelliseen kuusikoitumiseen johtavaa sukkessiokehitystä ei tapahtuisi, sillä koivujen uudistumisen mahdollistavat paitsi toistuvat myrskytuhot myös useiden aarien suuruiset pystyyn kuolevien kuusien laikut. Aukkojen toistuvuudesta kautta tutkimusalueen päätelemme, että ilmeisesti sieni-infektion aiheuttamat varttuneiden kuusien kuolemat ovat keskeinen ilmiö luonnontilaisen taigan olosuhteissa. Vaikka puut kuolevat yksittäin tai pienehköltä alueelta kerrallaan, samalla seudulla on useita erillisiä kuolleiden puiden alueita ja niiden lisäksi tuulituholaikkuja. Nämä vaikuttavat metsän uudistumiskehitykseen paitsi itse aukkopaikoissa myös niiden lähiympäristössä.

### **Jatkosuunnitelmia**

Tutkimusta on tähän asti tehty ilman että kumpikaan allekirjoittaneista tai muista työryhmämme jäsenistä olisi voinut keskittyä työhön päätoimisesti. Menetelmien tultua testatuiksi, tutkimusalueiden ollessa tuttuja ja tarvittavien yhteyksien ollessa ongelmattomat, pyrimme jatkossa voimistamaan työskentelyämme.

Suunnitelmat ovat kahtaalla; toisaalta maisematason tutkimukset jatkuvat ja niissä tullaan vertaamaan luonnontilaisia ja ihmisen kontrolloimia metsäalueita toisiinsa. Toinen tutkimussuunta pyrkii paneutumaan entistä seikkaperäisemmin vanhojen kuusivaltaisten metsien dynamiikkaan.

On kiinnostavaa, jos luonnontilaisten metsien dynamiikkaa on, kuten näyttää, paljon moni-ilmeisempää kuin yleensä ajatellaan. Silloin palosukcession korostaminen on liian yksioikoinen tapa suhtautua pohjoisten metsien luontaiseen dynamiikkaan. Siksi uskomme, että jatkotutkimuksilla tulee olemaan mielenkiintoa suhteessa luonnonmukaisten metsänhoitomenetelmien kehittämiseen, uhanalaisten lajien suojeluun ja pohjoisten havumetsien biodiversiteetin osatekijöiden ymmärtämiseen.

Nyt kun Euroopassa vielä on - juuri ja juuri - jäljellä laajoja metsäerämaita, niitä hyödyntävillä tutkimuksilla on tieteellisen mielenkiinnon lisäksi merkitystä myös näiden ainutlaatuisten metsäalueiden suojeluarvon osoittamisessa.

## Kirjallisuus

- Kalliola, R. & Syrjänen, K. 1990: Kaukokartoitus biologisessa tutkimuksessa. (The use of remote sensing in biological research.) - *Luonnon Tutkija* 94: 156-164.
- Kalliola, R. & Syrjänen, K. 1991: To what extent are vegetation types visible in satellite imagery? - *Ann. Bot. Fennici* 28:45-57.
- Kalliola, R. 1992: Komin metsiä louhitaan. - *Suomen luonto* 1992 (1): 41.
- Syrjänen, K., Kalliola, R., Puolasmaa, A. & Mattsson, J. 1994: Landscape structure and forest dynamics in subcontinental Russian European taiga. - *Ann. Zool. Fennici* 31 (in press).

## INSECT BIODIVERSITY STUDIES IN THE BOREAL FORESTS OF ALBERTA, CANADA

David Langor<sup>1</sup>, John Spence<sup>2</sup>, Jari Niemelä<sup>3</sup> & Hector Carcamo<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Forestry Canada, 5320 - 122 Street, Edmonton, Alberta, T6H 3S5, Canada

<sup>2</sup> Dept. of Entomology, Univ. of Alberta, Edmonton, Alberta, T6G 2E3, Canada

<sup>3</sup> Univ. of Helsinki, Dept. of Zoology, Division of Ecology, P.O. Box 17, FIN-00014 Helsinki, Finland

### Forestry in Alberta

Alberta is Canada's fourth largest province with an area of 66.1 million ha, including over 40 million ha of boreal forest. The main commercial tree species are lodgepole pine, *Pinus contorta* Douglas, white spruce, *Picea glauca* (Moench) Voss, and trembling aspen, *Populus tremuloides* Michx. Other common commercial tree species are jackpine, *Pinus banksiana* Lamb., black spruce, *Picea mariana* (Mill.) B.S.P., Douglas-fir, *Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco, Engelmann spruce, *Picea engelmannii* Parry, *Picea mariana* (Mill.) B.S.P., white birch, *Betula papyrifera* Marsh., and balsam poplar, *Populus balsamifera* L. The extensive forests in the foothills and montane regions of western Alberta are dominated by lodgepole pine. The forests of northern and central Alberta are largely dominated by white spruce, trembling aspen, or a mixture of these two species, commonly referred to as the boreal mixedwood. In eastern Alberta, large stands of jack pine are also common.

Small scale commercial exploitation of Alberta's forests for production of saw timber commenced in the late 19th century; however, by the mid-1950s large scale harvesting for pulp production commenced. Until recently, lodgepole pine and white spruce were the species most commonly harvested in Alberta; however, an expanding market for aspen pulpwood and lumber has resulted in greatly increased harvesting of this species over the last 3 years. Currently, about 50,000 ha of forest (12 million m<sup>3</sup> of wood) is annually harvested in Alberta, and with the completion of several new mills Alberta will become a major source of pulp over the next decade.

In Canada, the extensive and increasing forest development, particularly in British Columbia, Alberta, and Ontario, has prompted much concern and criticism regarding (1) the environmental impacts of pulp mills, (2) clear-cutting and its effects on wildlife, biodiversity, erosion, climate, and aesthetics, and (3) disappearance of old-growth forests. It is no surprise, therefore, that in 1990 the Forestry Research Advisory Council of Canada gave highest priority to "monitoring and documenting the environmental impacts of forestry practices". To date there have been few studies of the impacts of forestry practices on biodiversity in Canada. Here we summarize the results of two such studies recently initiated in Alberta, one in lodgepole pine forests and the other in aspen forests.

### **Insect biodiversity studies in Alberta boreal forests**

Largescale, commercial cutting of lodgepole pine forests on the east slope of the Rocky Mountains near Hinton, in eastern Alberta, began about 35 years ago. As a result, the landscape has been profoundly altered by these forestry operations. In fact, clear-cutting is fast replacing wildfire as the major disturbance in Hinton area. These forests are ecologically sensitive because of short growing season, harsh climate, and long rotation time. Although much effort has been put into reforestation, there have been few studies of forest community recovery for any group of organisms other than trees. In 1989, we commenced a study of litter-dwelling arthropod communities in these mature lodgepole pine forests and in regenerating stands of various ages. The objectives of this study were to determine the effects of clear-cutting on selected litter-dwelling arthropod taxa and to study the process of community recovery using these taxa as indicator species.

In contrast to lodgepole pine forests, aspen forests have been relatively free of large scale clear-cutting to date. However, increasing demand for pulp and lumber has resulted in plans to harvest much of this forest resource in Alberta over the next few decades. It is essential to better understand the ecological structure of this poorly studied ecosystem in order to predict the potential impacts of clear-cutting. In 1992, a multi-agency team of scientists commenced a study of the diversity and structure of aspen/mixedwood communities in northeastern Alberta. As part of this study, we are investigating the biodiversity of arthropod communities, concentrating initially on the litter-dwelling fauna. Our objectives are to inventory selected groups of the litter arthropod fauna to assess variation in community structure associated with stand age, to assess initial impacts of clear-cutting on faunal diversity, and to assess geographic variation in community structure.

Although we are studying several groups of litter dwelling arthropods, Formicidae (ants), Araneida (spiders), Staphylinidae (rove beetles), and Carabidae (ground beetles), we have only fully analyzed the data for the ground beetles. Ground beetles are appropriate objects for such studies because they are diverse, relatively well known taxonomically, and seem to be highly sensitive to habitat changes, especially those resulting from forest cutting. Because carabid community structure changes in response to environmental variation, ground beetles are suitable 'indicator' species for assessing the effects of habitat perturbations.

In both forest types we have sampled litter-dwelling insects using continuous pitfall trapping during the snow-free period of May to October. Trap lines at each site consisted of six traps, ca. 50 m apart. Traps were unbaited, white plastic containers, 10 cm in diameter. Ethylene glycol was used as a preservative and traps were covered by an elevated plywood square to protect against rain and birds. Insects were generally collected from traps every 10-14 days. Pitfall trap samples were used to compare relative abundances within species between habitats (sites) and to assess habitat effects on species diversity.

### **Carabids of lodgepole pine stands**

To study the effects of clear-cutting on litter arthropod fauna, we compared samples from mature forests with those from stands regenerating after logging. Our study sites were located on the Weldwood Forest Management Lease near the town of Hinton in west central Alberta (53°22' N, 117°35'W). The forest here was dominated by lodgepole pine and white spruce with scattered clumps of black spruce, aspen, balsam poplar, and birch. We studied 8 mature and 10 regenerating stands ranging in area from 6-60 ha from 1989 to 1991. The five mature stands sampled south of Hinton were fragments isolated by logging activities over the last 30 years, whereas, the three stands sampled north of Hinton were on the edge of continuous forest. Regenerating stands were sampled in two representative stands for each of five age classes: 1, 2, 9, 14-19, and 29 years since cutting.

About 5700 carabid specimens, representing 53 species, were collected. Carabids were most abundant in the mature stands on productive, moist sites and in the 1- and 2-year old regenerating stands. However, the number of species was higher in the regenerating stands (total of 48 species captured) than in the mature stands (31 species).

Within the carabid community we observed three different responses to logging:

(1) Forest generalists (2 species) were not affected by logging. These species were abundant in mature and regenerating stands;

(2) A group of 27 species appeared only in, or increased greatly in abundance in regenerating stands. These species are known to specialize in colonization of open habitats and are thus favored by clear-cutting;

(3) Forest specialists (10 species) decreased in abundance following clearcutting. Three species disappeared immediately following cutting but seven species persisted for 1 to 2 years in cutovers. All ten species were absent or extremely rare in older regenerating stands. Hence, there was no evidence of recovery of these species, even 30 years post-harvest.

Carabid diversity was higher in the continuous mature stands sampled north of Hinton than in the mature forest fragments sampled south of Hinton. About 10 of the species that were present or relatively abundant in mature stands north of Hinton were absent or relatively rare in mature stand fragments south of Hinton. The lower diversity in fragmented stands may result from the possibility that the size of mature forest patches is too small, or the distances between patches of mature forest and continuous forest are too great, for the maintenance of populations of certain species of mature forest carabids in these stands south of Hinton. The differences between northern and southern sites may also be explained as a result of natural variation in forest habitats. Further work is required to discriminate between these two possible causes.

### **Carabids of aspen stands**

To study the effects of stand age on biodiversity of litter fauna and to assess the immediate effects of clear-cutting on that fauna, we compared samples from fire-origin aspen stands of three ages and stands recently harvested. This study was located on the Alberta Pacific Forest Management Lease near Lac la Biche in northeastern Alberta (54°51' N, 111°27' W). These forests were dominated by aspen with scattered white spruce, birch, and balsam poplar. In 1991, we commenced sampling two stands of each of three age classes, 120+ years, 65 years, and 45 years since last disturbance by fire. We also sampled two stands that were harvested 8 years ago. All stands are located in an area where there has been little logging. The two oldest age classes of stands will be partially logged in late 1993.

Over 5500 specimens of 24 species of carabids were collected from four age classes of stands at Lac la Biche. The youngest and oldest age classes each yielded 17 species and 14 species were collected from each of the two intermediate age classes. The fauna was most diverse in the youngest age class (stands harvested 8 years ago). Six species (47 specimens) specializing in colonization of open habitats were collected exclusively or predominantly from the youngest stands. Only one species (5 specimens) of carabids appeared limited to the old growth stands.

To study geographical variation in litter arthropod diversity, we compared samples from mature aspen stands, 65-105 years since disturbance by fire, at six locations in north-central Alberta. All sites were dominated by aspen with scattered white spruce, birch, and balsam poplar.

There was considerable variation in the carabid fauna among the six mature aspen stands studied in north-central Alberta. Although 34 species were collected in total from all sites, the fauna at each site contained 13-18 species. The most abundant species were common among all sites; however, 21 species were found in 3 or less sites and 9 species were found in only one site.

### **Implications and recommendations**

Invertebrate assemblages may be excellent indicators of general forest health. The sensitivity of carabid beetles to environmental variation and their rapid response to habitat perturbation makes them suitable 'indicator' species for assessing the effects of habitat change. Perhaps the sensitivity of different forest communities to logging could be predicted by examining their ground beetle composition before cutting. After logging, examination of carabid communities can help assess the environmental impact of logging and fragmentation on forest communities and monitor community recovery. Further research in this area, with the aim of developing specific recommendations for particular forest regions, is highly desirable.

Clear-cutting of boreal forests has some positive impacts on biodiversity. Our studies, and similar studies in Finland (reviewed in Niemelä et al. 1994), show that clear-cutting results in an initial increase in biodiversity due to arrival of many species that colonize open habitats. Thus, clearcutting and other disturbances such as fire are necessary for the maintenance of populations of many insect species and is important for maximization of biodiversity in the forested landscape. Interestingly, in our studies a much greater number of carabid species specializing in open habitat were collected in regenerating lodgepole pine stands (27 species)

than in young regenerating aspen stands (6 species). This may be related to differences in habitat suitability among the two forest types, but is more likely explained by landscape differences. The pine forests near Hinton have been extensively harvested since the mid-1950s. Hence, large areas of habitat have been available for these colonizing species for 35 years, allowing their populations to increase gradually. In contrast, the aspen forests studied near Lac la Biche have experienced little logging; the major disturbance creating open habitat has been wildfire, and this has been severely reduced in the past 40 years. Thus there has been less habitat available for colonizing species to exploit which may have prevented populations from becoming established in this region. Given this situation, one would expect newly created open habitats in these aspen forests to be colonized much more slowly and by fewer species and specimens of open habitat specialists than in pine forests near Hinton. Also, aspen grows much more quickly than pine resulting in faster crown closure in aspen forests than in pine forests. This may result in regenerating aspen stands remaining suitable for open habitat specialists for a much shorter time than regenerating pine stands. However, we do not know how different types of stand disturbances, fire or clear-cutting, affect colonization by and maintenance of these colonizing species.

Clear-cutting of boreal forests also has some direct negative impacts on biodiversity. In lodgepole pine stands approximately 19% of the species found in mature forest were absent or rare in regenerating stands. We do not know if the litter dwelling fauna will recover to its original state as regenerating stands reach maturity. Recovery of the fauna depends not only on the recovery of 'stand suitability' but also on the availability of sources of populations to recolonize the stands. Much of the forest is now harvested using a 'two pass' system with harvesting passes separated by 15-20 years. Since the fauna takes much longer than 20 years to recover, this harvesting strategy may result in the destruction of many of the residual populations of old-growth forest specialists before regenerating stands have been re-colonized. It is imperative to think of forested landscapes as dynamic. Strategies to provide an optimum mix of old growth and disturbed stands with suitable patterns of connectivity will be of little lasting value if we do not plan for the development and colonization of new areas of old growth in the future.

Clear-cutting has often been equated with wildfire in terms of habitat disturbance and resulting impacts on forest biodiversity. However, there are clear spatial and structural differences between a clear-cut and a burned forest. Clear-cutting often establishes more homogenous stands over larger areas than wildfire. Also, wildfires generally leave behind much greater quantities of standing and

fallen woody debris than clear-cuts. Differences between clear-cut and burned not found in clear-cuts. Further research to compare effects of these two disturbances on biodiversity is needed.

Forest fragmentation also might have adverse effects on biodiversity. The assumption that natural forest community structure and function is preserved in stands of forest that are not harvested may not be entirely valid. Although forest fragments may provide sanctuary for species requiring mature forest, increasing fragmentation may, over the long term, threaten even the more persistent mature forest species because movements between fragments may become impossible if distance between fragments is too great. There is a need to better study the effects of fragmentation on maintenance of biodiversity. This should include investigation of fragment size, shape, and proximity on maintenance of community integrity. Also, a better understanding of the spatial and temporal variation in species abundance is required to evaluate the relative impacts of clear-cutting and fragmentation on biodiversity.

Preservation of biodiversity should be directed at the landscape level. Our studies have shown that carabid assemblages are not homogenous throughout the range of aspen forests in Alberta. There is obvious geographic variability which may reflect significant heterogeneity in overall forest community structure. Also, in addition to local processes, community composition is determined by regional ones, such as species dispersal, historical events, and habitat diversity. Thus, retention of maximum of habitat diversity over regions (landscapes) subjected to forest harvesting may be the best means of preserving biological diversity. In a forest ecosystem this could be achieved by adjusting timber harvesting plans to ensure that a mixture of different forest types and age classes is preserved in a regional forest mosaic. Mature forest fragments should be of sufficient size and number to maintain forest specialist species. In order to better conserve the biological diversity of forest ecosystems, we must continue to develop the knowledge essential to integrate land management and forestry practices.

## References

- Niemelä, J., Langor, D. W. & Spence, J. R. 1993: Effects of clear-cut harvesting on boreal ground beetle assemblages (Coleoptera: Carabidae) in western Canada. - *Conservation Biology* 7:551-561.
- Niemelä, J., Spence, J. R., Langor, D. W., Haila, Y. & Tukia, H. 1994: Logging and boreal ground beetle (Coleoptera: Carabidae) assemblages on two continents: conservation implications.- In Gaston, K. J. et al. (eds), *Perspectives in Insect Conservation*, Intercept Publishers Ltd., Andover, U.K. (in press).



## **SPATIAL ANALYSIS OF FOREST LANDSCAPE PATTERN**

**David J. Mladenoff**

Natural Resources Research Institute, University of Minnesota, Duluth,  
Duluth, Minnesota, U.S.A. 55811

Recent concern about maintenance of biological diversity in forests has extended beyond issues of reserve designation to one of concern over the role of biodiversity in sustainable ecosystem management. At the same time, there has been conceptual growth in the field of landscape ecology, accompanied by greater availability of computerized geographic information systems (GIS). These changes have expanded study of biodiversity to larger landscape scales. In forests, we know relatively little about the importance of landscape pattern and structure to ecosystem functioning. If significant landscape-scale patterns are found in natural, old-growth forest landscapes it is prudent to hypothesize that such structure has functional importance in the ecosystem, and such patterns should be maintained and restored in managed systems, and studied further. We have used GIS techniques to describe landscape patterns in old-growth and managed forests in the northern Great Lakes States, U. S. A. We used new techniques to examine forest landscape stand or patch size and abundance, patch shape complexity, and characteristic adjacency relationships between different forest types. We found that old-growth has forest stands or patches of much larger size and greater shape complexity than managed forests. The managed landscape consists of many more smaller patches than the old-growth landscape. Characteristic patterns where forest types typically occur adjacent to other particular types in the old-growth landscape no longer occur in the managed landscapes. Many of these patterns may have importance for habitat availability and connectivity, as well as dispersal and the movement of materials. Such analytical techniques should be applied in other regions to determine if patterns we found are important elsewhere. The landscape patterns should also be subjected to field studies to determine their importance to ecosystem functions and species.

## Introduction

In recent years concern has grown over the impact of traditional forest management practices on biological diversity and ecosystem sustainability (Franklin 1993, Mladenoff and Pastor 1993). At the same time, the field of landscape ecology has grown in influence (Forman and Godron 1986). This conceptual growth in landscape ecology has been accompanied by new, more easily used computerized geographic information systems (GIS). The result has been greater availability of spatial analytical tools and the conceptual basis for their application (Turner 1987, Johnson 1990, Mladenoff et al. 1993, Urban et al. 1987).

Geographic information systems have obvious application to the management of complex, spatially distributed resources such as forests and wildlife. The maturing science of landscape ecology and the availability of analytical tools have allowed assessment of resource management actions in their spatial context, not only in aggregation (Franklin and Forman 1987, Forman and Godron 1986). One application of these methods is in analysis of the spatial structure of forest landscapes. This involves quantitatively analyzing forest patch size, shape, distribution, number and spatial associations (Mladenoff et al. 1993).

The pattern of forest landscapes is not random, but is a characteristic of ecosystem responses to disturbance events imposed on a landform pattern, within a climatic region. As a result, natural, primary forest landscapes have a different spatial pattern than human-disturbed or managed landscapes (Mladenoff et al. 1993). Some of these patterns and their effects can be explained in relation to tree species dispersal and colonization, and habitat use by animals (Pastor and Mladenoff 1992, Hansson 1992). Other patterns suggest hypotheses that must be tested. Analyzing landscape pattern can be useful in assessing the relative effects of management scenarios, and in setting objectives for restoring spatial patterns hypothesized to be important in sustainable functioning of ecosystems (Mladenoff et al. 1994).

For comparing forest landscapes, I will describe a set of techniques which have proven useful in the northern U.S.A. in a forest region similar to that of Finland (Pastor and Mladenoff 1992). This is the North American Laurentian Great Lakes Region, specifically the northern portions of the states of Minnesota, Wisconsin, and Michigan. This is a transitional forest region between the boreal spruce-fir (*Picea glauca-Abies balsamea*) to the north and the deciduous forests to the south (Pastor and Mladenoff 1992). Aspen-birch (*Populus tremuloides-Betula*

*papyrifera*) successional forests are characteristic of the entire region, and pines (*Pinus strobus*, *P. resinosa*, *P. banksiana*) vary in importance across the region, on increasingly sandy sites.

### **Analysis techniques**

There exist a variety of analytical techniques to describe spatial pattern (Turner 1987, Turner and Gardner 1991). Using GIS, we found a suite of methods useful in comparing the landscape structure of a 9000 ha managed forest landscape and a natural old-growth landscape (Mladenoff et al. 1993). These methods included simple summaries of mapped forest types, including patch area, number of patches of different types, patch size class distribution, and relative importance of various types on the landscape. These basic data can also be analyzed using techniques to compare patch size class distributions, and indices of landscape dominance and diversity based on the Shannon-Wiener information theory index (Shannon and Weaver 1962). Fractal analysis (Mandelbrodt 1977, Sugihara and May 1990) was used to compare patch shape and complexity of forest types between the two landscapes. Spatial associations between forest types were analyzed with GIS using adjacency or contagion analysis (Jenkins 1979).

### **Discussion**

Using the techniques described above, we found that there were several significant features that differentiate managed and natural landscapes in this region. The natural old-growth landscape contained a greater range of forest patch sizes. Although most patches in both landscapes were small (< 5 ha), patches in the managed landscape ranged to only 200 ha, but in the natural landscape patches occurred to over 1000 ha in size (Mladenoff et al. 1993). There was also a greater number of different forest types, largely early successional, in the managed landscape. Similarly, fractal dimension analysis showed that patches in the managed landscape were also much simpler in shape than in the old-growth landscape. Thus the natural landscape has a dominant matrix type with both larger patches and greater patch complexity, thus maximizing both forest patch interior (habitat) and interspersion (connectivity) at the same time (Mladenoff et al. 1993).

Fractal dimension also showed somewhat surprisingly that patch complexity did not increase linearly with patch size. Instead there were three distinct peaks in

patch complexity across the range of sizes in the natural landscape. This suggests that different processes operate at various scales in patch creation of a particular forest type. This relationship did not occur in the managed landscape (Mladenoff et al. 1993).

Adjacency analysis also showed that the natural landscape had certain significant associations of various forest types, for example a positive association between upland hemlock (*Tsuga canadensis*) and lowland conifers. These relationships also were lost on the more fragmented managed landscape. These relationships may be important for habitat, where a given species requires different habitats in proximity to one another for different uses. It also may be important in tree species recolonization following disturbance (Mladenoff et al. 1993, Mladenoff and Stearns 1993).

Although fragmentation in the classic sense does not occur in these largely forested, managed landscapes, elements of increased spatial heterogeneity do occur. The patterns we found illustrate that there is greater fragmentation of a given forest type into smaller, more dispersed patches within a managed landscape. This effect is increased by the greater proportion of successional types occurring in these managed areas, which means that less common old forest patches are further isolated. Under high forest cutting rates, these smaller, more isolated forest patches are vulnerable to high edge: interior ratios (Mladenoff et al. 1993). Lack of a dominant matrix forest type with large, integrating forest patches and characteristic shape and adjacency relationships are the major changes on these managed forest landscapes.

It is prudent to hypothesize that these significant patterns reflect characteristic processes and material movement which are fundamental to ecosystem viability and diversity. Many of these hypotheses remain to be tested, and the patterns we have found would benefit from testing in other regions. The tools of spatial analysis and description we have applied give one the ability to assess the effects of past and current management on landscape pattern, in conjunction with studies of the response of various ecosystem processes and community and population responses. Similarly, with these tools we can set objectives for restoring natural landscape patterns that may be important in forest ecosystem functioning, or habitat values. These results suggest the importance of large, natural old-growth forest reserves for such benchmark studies of landscape pattern, as well as for local habitat value. These techniques also give us tools to form objectives for developing more natural patterns in lands managed for commodity use. In all of these respects, the importance of landscape pattern at larger scales and the need to consider the larger spatial context of forest management actions is emphasized.

## References

- Forman, R. T. T. & Godron, M. 1986: Landscape ecology. John Wiley & Sons, New York, New York, USA.
- Franklin, J. F. 1993: The fundamentals of ecosystem management with applications in the Pacific northwest. - In Aplet, G. H., Olson, J. T., Johnson, N. & Sample, V. A. (eds). Defining sustainable forestry. Island Press, Washington, DC, USA. (in press)
- Franklin, J. F. & Forman, R. T. T. 1987: Creating landscape patterns by forest cutting: ecological consequences and principles. - *Landscape Ecology* 1:5-18.
- Hansson, L. 1992: Landscape ecology of boreal forests. - *Trends in Ecology and Evolution* 7:299-302.
- Jenkins, S. H. 1979: Seasonal and year-to-year differences in food selection by beavers. - *Oecologia (Berlin)* 44:112-116.
- Johnson, L. B. 1990: Analyzing spatial and temporal phenomena using geographic information systems: a review of ecological applications. - *Landscape Ecology* 4:31-43.
- Mandelbrot, B. B. 1977: The fractal geometry of nature. W. H. Freeman, New York, New York, USA.
- Mladenoff, D. J. & Stearns, F. 1993: Eastern hemlock regeneration and deer browsing in the northern Great Lakes region: a re-examination and model simulation. - *Conservation Biology*. (in press)
- Mladenoff, D. J. & Pastor, J. 1993: Sustainable forest ecosystems in the northern hardwood and conifer region: concepts and management. - In Aplet, G. H., Olson, J. T., Johnson, N. & Sample, V. A. (eds). Defining sustainable forestry. Island Press, Washington, DC, USA. (in press)
- Mladenoff, D. J., White, M. A., Crow, T. R. & Pastor, J.: Applying principles of landscape design and management to integrate old-growth forest enhancement and commodity use. *Conservation Biology*. (submitted)
- Mladenoff, D. J., White, M. A., Pastor, J. & Crow, T. R. 1993: Comparing spatial pattern in unaltered old-growth and disturbed forest landscapes. - *Ecological Applications* 3:294-306.
- Pastor, J. & Mladenoff, D. J. 1992: The southern boreal-northern hardwood forest border. Pages 216-240. - In Shugart, H. H., Leemans, R. & Bonan, G. B. (eds). A systems analysis of the global boreal forest. Cambridge University Press, Cambridge, England.
- Shannon, C. E. & Weaver, W. 1962: The mathematical theory of communication. University of Illinois Press, Urbana, Illinois, USA.

- Sugihara, G. & May, R. M. 1990: Applications of fractals in ecology. - *Trends in Ecology and Evolution* 5:79-86.
- Turner, M. G. (ed.) 1987: *Landscape heterogeneity and disturbance*. Springer-Verlag, New York, New York, USA.
- Turner, M. G. & Gardner, R. V. 1991: *Quantitative methods in landscape ecology. The analysis and interpretation of landscape heterogeneity*. Springer-Verlag, New York, New York, USA.
- Urban, D. L., O'Neill, R. V. & Shugart, H. H. 1987: Landscape ecology. - *BioScience* 37:119-127.

# METSÄLINNUSTON MONIMUOTOISUUS EUROOPASSA JA POHJOIS-AMERIKASSA

**Mikko Mönkkönen**

Oulun yliopisto, Eläintieteen laitos, Linnanmaa, 90570 Oulu

Diversity in Nearctic and Palaearctic forest bird assemblages. The biodiversity concern is based on the well founded fear of that the functioning of ecosystems may be disturbed as the rate of species extinctions accelerates. To be able to effectively preserve biodiversity we need to know how much variation natural systems contain and how it is distributed in space.

Breeding assemblages of passerine birds of the eastern Nearctic region are more diverse than those of the western Palaearctic region on several spatial scales. First, there are more forest bird species in continental and in most regional species pools. Second, Nearctic regional species pools are not only richer but also structurally more variable. Third, turnover in bird community structure between two forest types is greater in the Nearctics. However, local breeding bird assemblages are about equally rich in species on both continents.

The results match well with the predictions based on the differences between the two continents in the history of avifaunas and vegetation formations. The results imply that conservation strategies should be uniquely tailored to local communities taking into account the ecological characteristics of the species.

## **Historiallista taustaa**

Nykyiset kasvillisuusvyöhykkeet ovat muodostuneet viimeisen 1,7 miljoonan vuoden, ns. Pleistoseenikauden, aikana. Pleistoseeni erottuu edeltävistä maailmankausista kylmemmän ja vaihtelevamman ilmaston takia. Sitä ovat luonnehtineet myös toistuvat jääkaudet, joita on arvioitu olleen ainakin 10 (Tikhomirov 1963). Boreaalinen havumetsä, taiga, on vyöhykkeenä ollut olemassa vasta Pleistoseenikauden.

Jääkausien aikana laajat alueet pohjoisella pallonpuoliskolla peittyivät kilometrien paksuiseen jäähän (Kurtén 1972). Kasvi- ja eläinlajit vetäytyivät nykyisiltä sijoiltaan etelämmäksi. Jääkausien vaikutukset kasvillisuuteen ja eläimistöön eivät kaikilla pohjoisilla alueilla olleet kuitenkaan samanlaisia.

Pohjois-Amerikassa metsien nykyinen vyöhykkeellisyys säilyi läpi jääkausien. Sekä havu- että lehtimetsävyöhyke ulottui jotakuinkin yhtenäisenä halki mantereen (Mengel 1964). Euroopasta yhtenäiset lehtimetsät katosivat lähes tyystin. Euroopan eteläisiä niemimaita peittivät mänty- ja koivuvaltaiset metsät. Pohjoisempana esiintyi koivun kirjomaa metsätundraa ja kuusimetsää kasvoi vain idässä, lähimpänä eteläisellä Uralilla (Frenzel 1968, Huntley & Birks 1983). Nykyisen kaltainen boreaalinen vyöhyke, missä kuusi ja mänty erilaisina sekoituksina luonnehtivat metsämaisemaa, myöskin puuttui jääkauden ajan Euroopasta. Yhtenäisiä boreaalimetsiä esiintyi Euraasian puolella vain Itä-Aasiassa.

Pohjois-Amerikan metsäkasvillisuus on nykyisin huomattavasti monipuolisempaa kuin Euroopan. Lukuisa joukko Euroopan kasvi- ja ilmeisesti myös eläinlajeja katosi jääkausien aikana (Sauer 1988). Pohjois-Amerikkaan verrattuna ankaramman ilmaston lisäksi kasvilajien selviämistä jääkausien yli vaikeutti Euroopassa itä-länsi-suunnassa kulkevat vuorijonot. Kasvillisuuden siirtyminen etelämmäksi ilmaston kylmenemisen aikana estyi tai olennaisesti vaikeutui. Pohjois-Amerikassa vuorijonojen suunta on pohjoisesta etelään sallien kasvillisuusvyöhykkeiden vapaan 'siirtymisen'. Vuoristojen sijoittuminen johti myös eristyneiden kasvillisuusalueiden syntyyn jääkausien aikana Pohjois-Amerikassa, mikä puolestaan on johtanut uusien kasvi- ja eläinlajien syntyyn (esim. Mengel 1964).

Mantereiden välillä on myös eroja ihmistoiminnan historiassa ja sen vaikutuksissa metsien lajistoon. Suuri osa Keski- ja Etelä-Euroopan nykyistä maisemaa, missä metsä on pieninä saarekkeina viljely- ja kaupunkimaiseman sisällä, oli olemassa jo tuhat vuotta sitten (Rackham 1980). Pohjois-Amerikassa metsän pirstoutuminen on tapahtunut nopeasti viimeisen 100-200 vuoden aikana (Williams 1989). Myös pohjoisen havumetsän voimaperäinen hyödyntäminen alkoi Euroopassa, varsinkin Fennoskandiassa, paljon varhemmin kuin Pohjois-Amerikassa, missä metsänhakuilla ja -hoidolla on vain noin 50 vuoden historia. Tämän seurauksena on oletettavaa, että nykyinen eläimistö on Euroopassa paremmin sopeutunut ihmisen aiheuttamiin ympäristö muutoksiin kuin Pohjois-Amerikassa.

## Monimuotoisuuden mittakaavat

Ekologiassa on jo pitkään eroteltu monimuotoisuuden eri maantieteelliset mittakaavat (MacArthur 1965, Whittaker 1972). Pienimmässä mittakaavassa puhutaan alfa-diversiteetistä, joka viittaa yksittäisen habitaatin, esimerkiksi metsäkuvion, sisäiseen monimuotoisuuteen. Metsäkuvio, jossa kasvaa kolmea puulajia, on monimuotoisempi kuin yhden puulajin metsäkuvio.

Eliöstön muuttuminen, kun siirrytään habitaatista toiseen, viittaa habitaattien väliseen monimuotoisuuteen, beta-diversiteettiin. Esimerkiksi kuivien kankaiden männikössä viihtyy erilainen eliöstö kuin kosteamman kasvupaikan kuusikossa.

Gamma-diversiteetti puolestaan viittaa vielä laajemmassa maantieteellisessä mittakaavassa tapahtuvaan eliöstön rakenteen muutokseen. Se, että lehtomaisen kankaan lajisto on erilaista Kuusamossa ja Kuopiossa, on luettavissa alueiden väliseen monimuotoisuuteen, gamma-diversiteettiin.

Laajimmassa maantieteellisessä mittakaavassa vertaillaan eri mantereiden eliöstöjä keskenään. Lajimäärän lisäys, joka aiheutuu siitä, kun kahden mantereen lajilistat yhdistetään on monimuotoisuutta, jota ekologit puhuttelevat delta-diversiteetiksi.

Biodiversiteetti eli luonnon monimuotoisuus on viimeaikaisen ympäristökeskustelun keskeinen käsite. Ns. Rion sopimus velvoittaa allekirjoittajamaita toimenpiteisiin luonnon monimuotoisuuden turvaamiseksi. Tämä vaatii monimuotoisuuden tuntemusta: kuinka monimuotoista eliöstömme on ja kuinka tämä monimuotoisuus on jakaantunut eri mittakaavoihin.

Erot lintulajiston ja kasvillisuuden historiassa antavat aiheen olettaa, että Pohjois-Amerikan metsälinnusto on monipuolisempi kuin Euroopan. Tämän tulisi näkyä ainakin koko mantereita verrattaessa. Laajemmat ja vaihtelemmat metsät Pohjois-Amerikassa ovat tarjonneet eläimille läpi Pleistoseenikauden mahdollisuuden erikoistua kasvillisuuden eri piirteisiin ja kasvillisuustyyppeihin. Jos näin on käynyt, se tulisi esiin suurempana monimuotoisuutena alueiden ja habitaattien välillä (gamma- ja beta-diversiteetti). Habitaatin sisäinen monimuotoisuus (alfa-diversiteetti) ei ole niin suoraan riippuvainen historiallisista tekijöistä kuin laajemman mittakaavan monimuotoisuus, joten selvää ennustetta historiallisista tekijöistä ei voida tehdä.

## Linnuston monimuotoisuus

Tässä tutkimuksessa vertaillaan Euroopan ja Pohjois-Amerikan itäosan metsälinnustoja. Pohjois-Amerikan länsiosaa on oleellisesti erilainen systeemi ja linnuston koostumuksesta siellä, samoin kuin Aasiassa, ei ole saatavissa riittävää tietoa. Metsälinnustoa on vielä rajattu kattamaan vain varpuslinnut, joihin tosin kuuluu suurin osa lajistosta. Rajaus on tehty siksi, että työssä höydynnetään olemassa olevia kvantitatiivisiä pesimälinnuston laskenta-aineistoja. Lintujen runsauden laskentamenetelmät soveltuvat parhaiten juuri varpuslintuihin, jotka laskenta-aikaan esittävät reviiirilaulua.

Euroopassa ja itäisessä Pohjois-Amerikassa säännöllisesti pesii jotakuinkin yhtä paljon varpuslintulajeja. Näistä kuitenkin suurempi osa kuin Euroopassa on Pohjois-Amerikassa luettavissa metsälintuihin, kuten alla oleva taulukko osoittaa. Euroopan varpuslinnustosta huomattava osa on kosteikkojen lajeja. Tämä seuraa uhanalaisuuden painopisteitä näillä mantereilla. Pohjois-Amerikassa etenkin lehtimetsien linnustossa on tapahtunut huomattavaa taantumista ja joitain lajeja on kuollut sukupuuttoon, kun taas Euroopassa uhanalaisimmat varpuslinnut ovat kosteikkolajeja.

	Metsälinnut	Muut	Yhteensä
Itäinen Pohjois-Amerikka	95	76	171
Eurooppa	78	96	174

Metsälajit eivät ole jakautuneet tasaisesti mantereille. Alueellisen vaihtelun kuvaamista varten laskin 200\*200 km ruuduissa esiintyvien metsälintulajien määrät molemmille mantereille. Kuvasta 1. havaitaan, että Euroopassa alueellinen metsälinnusto on keskimäärin 10 lajia köyhempi kuin Pohjois-Amerikassa. Euroopassa kuitenkin erot lajirikkaiden ja -köyhien alueiden välillä ovat pienempiä kuin Pohjois-Amerikassa. Molemmilla mantereilla lajirikkaimmat alueet sijaitsevat paikoilla, joissa esiintyy sekä havu- että lehtimetsiä. Oletettavastikin molemmilla mantereilla on sekä lehtimetsään että havumetsään assosioituneita lajeja, mutta suuremmat muutokset alueellisissa lajimäärissä Pohjois-Amerikassa osoittavat, että lehtimetsä- ja havumetsälintujen välinen ero on jyrkempi. Lajit siis ovat tiukemmin vain lehti- tai havumetsän lajeja Pohjois-Amerikassa kuin Euroopassa.

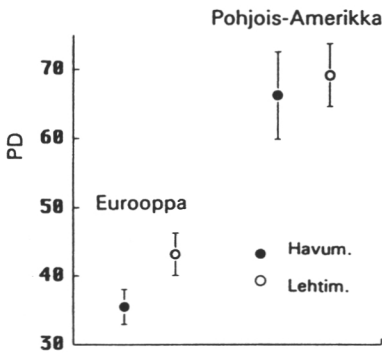
Arvioin habitaattien välistä monimuotoisuutta vertaamalla kahdella erilaisella habitaatilla kerättyjä lintujen runsauden laskenta-aineistoja keskenään. Koska halusin tässä sulkea pois alueiden väliset lajistoerot, verrattavien aineistojen tuli



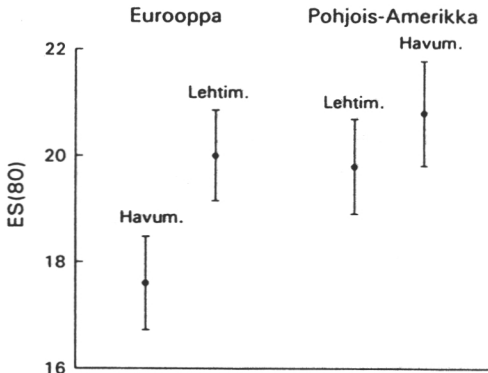
olla kerätty alle 100 km päässä toisistaan. Havumetsävyöhykkeeltä vertailin mänty- ja kuusimetsien linnustoja. (Euroopassa *Pinus sylvestris* vs. *Picea abies*; Pohjois-Amerikassa *Pinus banksiana* vs. *Picea mariana*, *Abies balsamea*). Lehtimetsävyöhykkeen aineistoissa vertailut tehtiin molemmilla mantereilla mänty- ja lehtimetsien välillä. Mitä vähemmän lintulajistot muistuttavat toisiaan erilaisissa habitaateissa, sitä korkeampi on habitaattien välinen monimuotoisuus (beta-diversiteetti).

Kuva 2. osoittaa, että habitaattien välinen linnuston monimuotoisuus on huikeasti suurempaa Pohjois-Amerikassa kuin Euroopassa. Mitään eroja ei sen sijaan havaita mantereiden sisällä havu- ja lehtimetsävyöhykkeiden välillä.

Habitaatin sisäinen monimuotoisuus (alfa-diversiteetti) näyttää linnustossa olevan korkein Pohjois-Amerikan havumetsissä ja alhaisin Euroopan havumetsävyöhykkeellä (kuva 3). Suurista hajonnoista johtuen erot eivät kuitenkaan ole tilastollisesti merkitseviä. Tämä tarkastelu perustuu lintujen runsauden laskenta-aineistoista arvioituihin lajimääriin. Arvioitua lajimäärää laskettaessa on poistettu todellisissa lajimäärissä olevat erot, jotka johtuvat eri suuruisista näytteistä. Laskentojen mukaan 80 parin näyte koostuu keskimäärin 18-21 lajista.



Kuva 2. Prosenttiseen erilaisuuteen (PD) perustuva vertailu habitaattien välisen monimuotoisuuden (beta-diversiteetti) määrästä Euroopan ja Pohjois-Amerikan metsälinnustossa (Havum. = boreaaliset havumetsä Lehtim. = lehtimetsävyöhykkeen metsät). PD:n arvo kuvaa muutoksen määrää linnuston rakenteessa siirryttäessä habitaatista toiseen (esim. kuusimetsästä mäntymetsään). Tällä mittakaavan tasolla monimuotoisuus kasvaa PD:n kasvaessa.



Kuva 3. Metsälintujen lajimäärät (laskettu odotettuina lajimäärinä 80 parin näytteessä, ES(80)) Euroopan ja Pohjois-Amerikan lintuyhteisöissä kasvillisuusvyöhykkeittäin (Havum. = boreaaliset havumetsät, Lehtim. = lehtimetsävyöhykkeen metsät). Lajimäärää on tässä käytetty habitaatin (metsäkuvion) sisäisen monimuotoisuuden mittana.

## **Linnuston monimuotoisuuden säilyttäminen; onko mannerten välillä eroja tarvittavissa toimenpiteissä**

Tulokset osoittavat, että Pohjois-Amerikan metsälinnusto on monimuotoisempaa kaikissa mittakaavan tasoissa lukuunottamatta habitaatin sisisäistä monimuotoisuutta. Tämä tulos käy hyvin yksin sen kanssa, mitä mantereiden historiasta tiedetään.

Pohjois-Amerikan metsälinnut näyttäisivät herkemmin reagoivan kasvillisuuden rakenteen muutoksiin. Linnuston monimuotoisuuden säilyttämisen näkökulmasta tämä tarkoittaa tarkempia ja suunnitellumpia toimenpiteitä. Alueellisesti monimuotoisuuden säilyttäminen vaatii, että kaikkia metsätyyppisiä (ekosysteemejä) on jatkuvasti saatavilla. Kun lisäksi puulajeja, ja tässä johtuen metsätyyppisiä, on Pohjois-Amerikassa enemmän kuin Euroopassa, vaaditaan talousmetsissä tehtäviltä toimenpiteiltä kasvupaikan olosuhteiden ja metsäkuvion historian tarkkaa huomioimista.

Euroopassa metsälinnusto näyttäisi olevan homogeenisempää monessa mittakaavassa. Periaatteessa linnuston monimuotoisuuden säilyttäminen Euroopassa on enemmän pinta-alakysymys. Metsän peittämää maapinta-alaa tulee olla jäljellä riittävän paljon. Samanlaiseen suositukseen on päädytty sangen erilaisesta näkökulmasta: Raivio (1992) on tutkinut eteläsuomalaisen metsämosaiikin linnuston habitaattivaatimuksia ja tullut siihen tulokseen, että useimmat metsälinnut menestyvät hyvin, jos alueellisesti metsää on 50-60% pinta-alasta, riippumatta siitä, miten metsäkuviot toisiinsa sijoittuvat.

Tulokset osoittavat myös, että historiallisilla seikoilla on merkitystä tämän päivän ekologiin piirteisiin ja myös siihen, miten ihmistoiminta luontoon vaikuttaa. Vaikka esimerkiksi pohjoinen havumetsä näyttää samanlaiselta Suomessa ja Kanadassa, on metsän kasvillisuudella ja eläimistöllä hyvinkin erilaiset tarinat. Euroopan havumetsien lintulajisto on etupäässä yleiseurooppalaisia, generalistilajeja, jotka esiintyvät myös lehtimetsissä, ja joukossa on vain muutama todellinen taigaspecialisti (Haila & Järvinen 1990). Uudella Mantereella sen sijaan pesii suuri joukko erikoistuneita havumetsälintuja, joskin puhtaasti boreaalimetsiin erikoistuneita lajeja on vähän (Erskine 1977). Ihmistoiminnan vaikutukset ja samoin myös suojelun vaatimat toimenpiteet ovat hyvinkin erilaisia. Suojelusuunnitelmat yleensäkin olisi laadittava ottaen huomioon kunkin alueen historian ja olosuhteiden muovaaman lajiston erityispiirteet (ks. myös Hansen & Urban 1992). Paikallisten olosuhteiden, lajiston ekologian ja sen historian tuntemus on korvaamatonta. On vaarallista toimia sellaisten yleistysten pohjalta, jotka perustuvat jossain muualla tehtyihin tutkimuksiin.

## Kirjallisuus

- Erskine, A. J. 1977: Birds in boreal Canada. - Canadian Wildlife Service, Report Series No. 41.
- Frenzel, B. 1968: The Pleistocene vegetation of northern Eurasia. - Science 161:637- 649.
- Haila, Y. & Järvinen, O. 1990: Northern conifer forests and their bird species assemblages. - Teoksessa: Keast, A. (toim.) Biogeography and ecology of forest bird communities. SPB Academic Publishing bv, The Hague, The Neatherlands.
- Hansen, A. J. & Urban, D. L. 1992: Avian responses to landscape pattern: The role of species' life histories. - Landscape Ecology 7:163-180.
- Huntley, B. & Birks, H. J. B. 1983: An atlas of past and present pollen maps for Europe: 0-13000 years ago. Cambridge University Press, Cambridge.
- Kurtén, B. 1972: Jääkausi. WSOY, Porvoo.
- MacArthur, R. H. 1965: Pattern in species diversity. - Biol. Rev. 40:510-533.
- Mengel, R. M. 1964: The probable history of species formation in some northern wood warblers (Parulidae). - Living Bird 3:9-43.
- Rackham, O. 1980: Ancient woodland - its history, vegetation and uses in England. Arnold, London.
- Raivio, S. 1992: Bird communities in fragmented coniferous forests: the importance of quantitative data and adequate scaling. - Väitöskirja, Helsingin yliopisto, Eläintieteen laitos, Helsinki.
- Sauer, J. D. 1988: Plant Migration: The Dynamics of Geographical Patterning in Seed Plant Species. University of California Press, Berkeley and Los Angeles.
- Tikhomirov, B. A. 1963: Principal stages of vegetation development in northern U.S.S.R. as related to climatic fluctuations and the activity of man. - Canadian Geogr. 7:55-71.
- Whittaker, R. H. 1972: Evolution and measurement of species diversity. - Taxon 21:213-251.
- Williams, M. 1989: Americans and their forests. A historical geography. Cambridge University Press, Cambridge.

## KEKOMUURAHAISET JA NIVELJALKAISYHTEISÖJEN RAKENNE

**Pekka Punttila**

Helsingin yliopisto, Eläintieteen laitos, Ekologian osasto, PL 17, 00014 Helsinki

I review the ecological role of the species of the wood-ant group (*Formica* s. str., *F. rufa* -group) in boreal forests. The effects of the wood ants extend over most vegetation layers and trophic levels of the taiga ecosystems: other invertebrates (both in tree canopy and forest floor), some vertebrates, and the vegetation, including the trees. I present preliminary results of the effects on other ants, carabid beetles, and spiders on the basis of pitfall-trap data sets collected in southern Finland in 1984-1989. The territorial wood ants excluded each other and suppressed the numbers of other aggressive ant species, whereas submissive species were affected less (or even facilitated through indirect effects of species interactions). Most species of carabid beetles occurred in reduced numbers when the wood ants were abundant, whereas most of the spider species did not show any abundance trend in relation to the numbers of the wood ants. For all the three groups analysed, species-specific ecological characteristics seemed to explain the observed distribution patterns.

### Johdanto

Kekomuurahaiset (*Formica* s. str.) ovat suurten neulaspesiensä ansiosta vanhan maailman puoleisen taigan näkyvimpiä selkärangattomia. Suomessa tavataan useita *Formica*-alasukun lajeja, joista varsinaiseen kekomuurahaisryhmään (*F. rufa* coll.) lasketaan *F. rufa*, *F. lugubris*, *F. aquilonia* ja *F. polyctena*. Muita Suomessa tavattavia *Formica*-alasukun lajeja ovat *F. pratensis*, *F. truncorum* ja *F. uralensis*. Suomessa kekomuurahaisia tavataan etelärannikon saarilta tunturikoivikoihin (Vepsäläinen ja Pisarski 1982, Laine ja Niemelä 1980). Työläisten määrä vaihtelee eri lajien eri kokoisissa pesissä muutamasta kymmenestä tuhannesta kahteen miljoonaan työläistä (Adlung 1966).

Kekomuurahaiset käyttävät ravinnokseen kirvojen sokeripitoista ulostetta, kasvimateriaalia, monenlaisia selkärangattomia eläimiä sekä selkärangattomia selkärangattomia eläimiä sekä selkärangattomia eläimiä (Adlung 1966). Ne hankkivat ravintonsa kaikista kasvillisuuskerroksista. Eri kekomuurahaislajit esiintyvät hieman erilaisissa metsäympäristöissä, mutta Suomessa suurimmat koloniat (eli yhteiskunnat) tavataan varttuneissa havupuuvaltaisissa sekametsissä (Rosengren ym. 1979).

Suomalaisen valtakunnallisen metsien inventointiaineiston mukaan Etelä-Suomen keskitiheydet ovat huomattavan suuria, vallitsevilla metsätyypeillä yli kolme pesää hehtaarilla (Rosengren ym. 1979). Paikallisesti monipesäisessä koloniassa pesiä voi olla paljon tiheämmässäkin: esimerkiksi Suomessa kahdeksan pesää hehtaarilla ja Venäjällä jopa 180 pesää hehtaarilla - tällaiset suuret koloniat saattavat kattaa jopa kymmeniä neliökilometrejä (ks. Savolainen ja Vepsäläinen 1988).

### **Kekomuurahaiset metsäekosysteemin osana**

Kekomuurahaiset ovat tärkeä osa metsäekosysteemien selkärangattomyhteisöjä. Saksalainen ja venäläinen tutkimusperinne on jopa korostanut kekomuurahaisten asemaa "metsän terveystoimijoina", so. metsätaloudellisessa mielessä haitallisten neulas- ja lehtituholaisten kannansäätelijöinä ja tuhontorjijoina (ks. Adlung 1966, Rosengren ym. 1979). Kekomuurahaisten vaikutuksia tiettyjen perhos- ja pistiäistuholaisten populaatiokokoihin onkin tutkittu runsaasti (katsauksia mm. Adlung 1966, Gösswald 1990, Way ja Khoo 1992). Kekomuurahaisten vaikutus lehvästöä syöviin herbivoritoukkiin on osoitettu monissa kokeellisissa tutkimuksissa (Skinner ja Whittaker 1981, Fowler ja MacGarvin 1985, Warrington ja Whittaker 1985a). Kekomuurahaiskolonia saattaa käyttää ravinnokseen kolonian koosta riippuen jopa miljoonia saaliseläimiä kasvukauden aikana (Adlung 1966, Sörensen ja Schmidt 1987).

Kekomuurahaiset ovat symbiontisisessa suhteessa monien puissa elävien kirvalajien kanssa (Gösswald 1989). Muurahaisten läsnäolo lisää symbiontisten kirvojen lukumääriä ja toisaalta vähentää muiden, saaliina käytettyjen kirvojen lukumääriä (Skinner ja Whittaker 1981, Fowler ja MacGarvin 1985, Warrington ja Whittaker 1985b). Suuri kekomuurahaiskolonia saattaa kerätä kesän aikana jopa satoja kiloja kirvojen sokeripitoista ulostetta ("kirvahunajaa" eli "mesikastetta") (Adlung 1966).

Kekomuurahaiset vaikuttavat niin ikään merkittävästi muiden maaperän niveljalakaisten esiintymiseen. Ne ovat tärkeitä muurahaisyhteisön rakenteen

määrääjiä (Vepsäläinen ja Pisarski 1982, Savolainen ja Vepsäläinen 1988), ja ne vaikuttavat lisäksi monien maakiitäjäisten, lyhytsiipisten, hämähäkkien ja lukkien (Kaczmarek 1963, Otto 1965, Kolbe 1968, 1969, Cherix ja Bourne 1980, Niemelä ym. 1992) tiheyksiin ja esiintymiseen. Kekomuurahaispesissä elää suuri joukko erilaisia selkärangattomia: esimerkiksi punkkeja, hämähäkkejä ja kovakuoriaisia symbiontteina, petoina, kuolleen orgaanisen aineksen syöjinä jne. (Larsson 1943, Lehtinen 1987, Gösswald 1989, Hölldobler ja Wilson 1990).

Kekomuurahaisten vaikutus metsäekosysteemeissä ei rajoitu selkärangattomiin eläimiin. Kekomuurahaiset vaikuttavat runsaina esiintyessään ravintokilpailun kautta mm. lintuihin (Haemig 1992). Lisäksi ne ovat etenkin tikkojen (Gösswald 1990) sekä mm. karhun (Elgmork ja Kaasa 1992) tärkeä ravintolähde. Myös ihminen on hyödyntänyt kekomuurahaisia monin tavoin (Wuorenrinne 1978), ja niitä on istutettu metsän tuholaiсторjujiksi monin paikoin Keski-Euroopassa, ja ovatpa pesänsiirrot yltäneet uudelle mantereelle saakka (Gösswald 1990).

Muurahaiset ovat tärkeitä kasvien siementen levittäjinä (Hölldobler ja Wilson 1990). Kirvasymbioosin ja saalistuksen vuoksi kekomuurahaiset voivat vaikuttaa merkittävästi puiden säilymiseen hyönteisherbivorien massaesiintymien aikana (Laine ja Niemelä 1980), ja niiden on todettu vaikuttavan jopa puiden kasvuun (Wellenstein 1980, Whittaker ja Warrington 1985, Rosengren ja Sundström 1991, Whittaker 1991, Mahdi ja Whittaker 1993). Tuholaisten kannanhuippujen aikana kekomuurahaisten vaikutus ulottuu kuitenkin vain pesien lähelle (Adlung 1966). Tutkimusten mukaan kekomuurahaiset yhdessä muiden petojen ja loisten kanssa tasapainottavat kannanvaihteluita (ks. Rosengren ym. 1979). Pohjoisemmilla alueilla kekomuurahaisten satakertaiset tiheydet verrattuna Etelä- ja Keski-Euroopan oloihin saattavat olla osasy syy laajojen lehvästötuhojen puuttumiseen (Rosengren ym. 1979).

Suuret monipesäiset kekomuurahaiskoloniat ovat tärkeitä metsäekosysteemeissä myös ravinnekiertojen ja maanmuokkauksen kannalta (Gösswald 1990). Kaiken kaikkiaan kekomuurahaisten vaikutukset ulottuvat siis useimmille trofiatasoille metsäekosysteemeissä, mikä tekee näistä hyönteisistä tärkeän metsäekologisen tutkimuskohteen.

### **Muurahaisten kilpailuhierarkia**

Muurahaisyhteisöjen rakentumisessa kolonioiden välisellä kilpailulla on keskeinen merkitys. Taigavyöhykkeen muurahaislajit eroavat toisistaan aggressiivisuudessaan muita lajeja ja kolonioita kohtaan. Erot ovat seurausta

lähinnä työläisten lukumäärästä, so. tiheydestä maastossa, mikä puolestaan riippuu kolonian yhteiskuntarakenteesta (sosiaalisesta organisaatiosta) ja kehitysvaiheesta (ks. Vepsäläinen ja Pisarski 1982, Savolainen ja Vepsäläinen 1988). Muurahaiskoloniat voidaan jakaa kolmeen ryhmään niiden aggressiivisuuseroista seuraavan kilpailukyvyn mukaan (kilpailuhierarkiateoria; ks. Vepsäläinen ja Pisarski 1982, Savolainen ja Vepsäläinen 1988): (1) kilpailuhierarkian alimmalla tasolla olevat lajit puolustavat ainoastaan pesiään tunkeilijoita vastaan eivätkä muutoin käyttäydy aggressiivisesti kohdatessaan muiden kolonioiden työläisiä. Tällaisia ns. alisteisia lajeja ovat mm. monet viholaiset (*Myrmica*), liekomuurahaiset (*Leptothorax*) ja monet mustamuurahaiset (alasuku *Serviformica*; mm. *F. fusca* ja *F. lemani*). (2) Kilpailuhierarkian toisen tason aggressiiviset lajit puolustavat pesiensä lisäksi hyviä ravintokohteita. Tähän ryhmään kuuluvat mm. hevostuorahainen (*Camponotus herculeanus*), mauriainen (*Lasius niger*) sekä pienet verimuurahais- (*F. sanguinea*, alasuku *Raptiformica*) ja loviniskamuurahaiskoloniat (alasuku *Coptoformica*). (3) Kolmannen tason lajit ovat territoriaalisia, eli ne puolustavat koko ravinnonhankinta-alueen ja käyttäytyvät aggressiivisesti muiden kolonioiden työläisiä kohtaan. Tällaisia ovat mm. kekomuurahaislajit sekä suuret loviniskamuurahais- ja verimuurahaiskoloniat. Luonnollisesti kaikkien lajien vastaperustetut koloniat ovat aluksi kilpailuhierarkian ensimmäisellä tasolla.

Kilpailuhierarkiateoria ennustaa, että territoriaalisten lajien (tai kolonioiden) ei tulisi esiintyä yhdessä. Samoin territoriaalisten lajien tulisi estää muiden aggressiivisten lajien pesintä territorioidensa alueella. Alisteisten lajien tulisi pystyä pesimään - tosin huonommalla menestyksellä kuin muualla - kekomuurahaisterritorioiden laidoilla ja vähemmän käytetyissä territorion osissa.

### **Kekomuurahaisyhteiskuntien rakenne ja metsäluonnon vaihtelu**

Kekomuurahaisryhmän lajit voidaan jakaa karkeasti kahteen ryhmään niiden kolonioiden kuningatarten lukumäärän perusteella. Yksi- tai muutamakuningattaristen lajien koloniat koostuvat vain yhdestä tai muutamasta pesästä. Monikuningattaristen lajien koloniat koostuvat useista, jopa sadoista pesistä. Kyseessä on kuitenkin populaatiotason ilmiö - sama laji saattaa osassa levinneisyysalueitaan esiintyä yksikuningattarisena ja toisaalla monikuningattarisena (Rosengren ja Pamilo 1983, Pamilo ym. 1992). Suomen alueella *F. rufa* ja *F. lugubris* muodostavat pääasiassa yksikuningattarisia ja -

pesäisiä kolonioita ja *F. aquilonia* ja *F. polyctena* monikuningattarisia ja -pesäisiä kolonioita (Rosengren ja Pamilo 1983, Pamilo ym. 1992).

Mainittujen koloniatyyppien kuningattarilla on osittain erilaiset leviämistavat (Rosengren ja Pamilo 1983), minkä vuoksi eri tyyppien kolonioita tavataan eri ympäristöistä (Punttila 1989). Yksipesäiset koloniat ovat tavallisia nuorten sukkessiovaiheiden metsissä sekä pienissä ja eristyneissä varttuneen metsän saarekkeissa (Punttila 1989). Monipesäiset koloniat sijaitsevat tyypillisesti varttuneissa metsissä, suurissa ja vähemmän eristyneissä metsäsaarekkeissa, joissa ne pystyvät kehittymään luonteenomaisen suuriksi ja vahvoiksi (Punttila 1989). Monipesäiset koloniat valloittavat metsän vähitellen pesiään pilkkomalla ja syrjäyttämällä muita muurahaislajeja (Rosengren ja Pamilo 1983, Punttila 1989). Tällaiset koloniat voivat olla hyvin pitkäikäisiä - ne saattavat sijaita samalla paikalla kymmeniä, jopa satoja vuosia (Gösswald 1990). Koloniarakenne määrää sen, kuinka suuri ja laajamittainen vaikutus kekomuurahaiskolonialla on paikalliseen metsäekosysteemiin.

Seuraavassa esitän alustavia tuloksia kekomuurahaisten vaikutuksista eräiden maaperän niveljalkaispetojen - muiden muurahaislajien, maakiitäjäisten ja hämähäkkien - esiintymiseen.

### **Aineisto ja menetelmät**

Olemme dos. Yrjö Hailan johtamassa tutkimushankkeessa selvittäneet niveljalkaisyhteisöjen rakennetta eri ikäisissä ja tyyppisissä metsissä vuosina 1984-93. Valtaosa aineistoista on kerätty kuoppapyyntimenetelmällä Pohjois-Hämeestä.

Työssä käytetyt aineistot on kerätty (1) vuonna 1984 joukosta suhteellisen luonnontilaisen vanhan metsän saarekkeita (Punttila ym. 1994); (2) vuonna 1985 yhden suhteellisen luonnontilaisen vanhan metsän saarekkeesta (Niemelä ym. 1992); (3) vuonna 1987 nuorista hoitamattomista taimikoista (Punttila ym. 1993), ja (4) vuonna 1989 eri ikäisiltä avohakkuualoilta (Punttila ym. 1991).

### **Muurahaisyhteisöjen rakenne**

Kaikissa kuoppapyyntiaineistoissa kekomuurahaiset olivat yleisiä ja runsaita. Kekomuurahaisryhmän lajeja tavattiin kolme: *Formica aquilonia*, *F. lugubris* ja *F. rufa*. Lisäksi aineistoista löytyi kolme muuta *Formica*-alasukun lajia (*F. pratensis*,

*F. truncorum* ja *F. uralensis*) sekä kaksi muuta territoriaalista loviniskamuurahaisyryhmän lajia (*F. exsecta* ja *F. pressilabris*). Kekomuurahaislajeista *F. aquilonia* oli ylivoimaisesti yleisin ja runsain. Sen sijaan muut yllä mainitut lajit *F. lugubris*-lajia lukuunottamatta esiintyivät suhteellisen harvoin.

Aineistoissamme kekomuurahaiset vaikuttivat muurahaisyhteisön rakenteeseen pääpiirteissään kilpailuhierarkiateorian odotusten mukaisesti (Punttila ym. 1991, 1993, 1994). Territoriaaliset kekomuurahaislajit eivät esiintyneet yhdessä. Kekomuurahaisten ollessa runsaita erityisesti muut aggressiiviset lajit olivat vähälukuisia. Tällaisia lajeja olivat esimerkiksi kaikenikäisissä metsissä hevosmuurahainen (*C. herculeanus*) ja nuorissa metsissä verimuurahainen (*F. sanguinea*). Nuorissa metsissä yleisistä alisteisista muurahaislajeista viholaiset (*Myrmica*) ja erityisesti pienikokoiset liekomuurahaiset (*Leptothorax*) olivat yhtä runsaita tai jopa runsaampia kekomuurahaisten läsnäollessa verrattuna tilanteisiin joissa kekomuurahaiset olivat vähälukuisia. Alisteisista lajeista ruumiinrakenteeltaan kekomuurahaisten kaltaisimmat mustamuurahaiset (*F. fusca* ja *F. lemani*) sen sijaan olivat vähälukuisia kekomuurahaisten ollessa runsaita. Nuorissa metsissä lajien mahdollisuudet ravinnonhakualueiden jakoon kasvillisuuden monimuotoisuuden ja rakenteellisen vaihtelun vuoksi ovat suuremmat, mikä entisestään lisäsi alisteisten lajien mahdollisuuksia pesiä kekomuurahaisterritorioiden alueilla (Punttila ym. 1993; vrt. Punttila ym. 1994). Osa alisteisista lajeista mahdollisesti jopa hyötyi suurista kekomuurahaistiheyksistä, koska kekomuurahaiset häittäsivät näiden lajien kilpailijoiden tai orjuuttajien kolonioita enemmän kuin ao. lajeja. Kekomuurahaiset estivät aggressiivisen verimuurahaisen (*F. sanguinea*) pesimisen laajemmalla alueella kuin alisteisten mustamuurahaisten (*F. fusca* ja *F. lemani*), joita verimuurahaiset ryöstävät orjikseen. Näin kekomuurahaiset hyödyttivät epäsuorasti mustamuurahaisia (Punttila ym. 1993).

### **Muurahaisten vaikutus maakiitäjäsenten esiintymiseen**

Varttuneiden metsien maakiitäjäislajeista valtaosa on yöaktiivisia petoja. Vuoden 1985 vanhan metsän aineistomme viidestä runsaimmasta lajista *Pterostichus oblongopunctatus*, *Calathus micropterus*, *Leistus terminatus* ja *Cychnus caraboides* ovat pääasiassa yöaktiivisia, ja *Notiophilus biguttatus* on päiväaktiivinen. Aineistojemme yleisimmän kekomuurahaislajin (*F. aquilonia*) ollessa runsaslukuinen mainituista lajeista kaikkien muiden paitsi *C. micropterus*-

lajin lukumäärät olivat vähäisiä (Niemelä ym. 1992). Tosin *N. biguttatus* ja *L. terminatus*-lajien kohdalla ympäristön laadun vaikutusta havaittuihin esiintymiseroihin ei pystytty varmasti sulkemaan pois.

Nuorissa metsissä ainoastaan *C. micropterus* esiintyi niin yleisenä, että sen ja kekomuurahaisten esiintymiseroja voitiin analysoida tilastollisin menetelmin. Toisin kuin vanhoissa metsissä, sen lukumäärät olivat alhaisia kun kekomuurahaiset olivat runsaslukuisia. Myös kaksi seuraavaksi runsainta lajia, *P. oblongopunctatus* ja *Amara brunnea* näyttivät olevan vähälukuisimpia siellä missä kekomuurahaiset olivat runsaimmillaan. Näissä analyyseissä ei kuitenkaan otettu huomioon ympäristön laadun vaikutusta.

Kekomuurahaisten vaikutus maakiitäjien runsauteen saattoi olla seurausta saalistuksesta, ravintokilpailusta tai molemmista. Kekomuurahaiset ovat aktiivisia vuorokauden ympäri, mutta niiden saalistusaktiivisuus keskittyy valoisaan vuorokaudenaikaan (Horstmann 1970). Ravintoa etsivät muurahaiset saattavat kuitenkin löytää yöaktiiviset maakiitäjät niiden päiväpiiloista esimerkiksi karikkeesta ja kaarnan alta. Eniten käytetyissä territorion osissa alentuneet maakiitäjäistiheydet saattavatkin olla seurausta jatkuvasta häirinnästä. Liikkuvaisina eläiminä maakiitäjät saattavat kyetä välttämään kekomuurahaisterritorioita tai ainakin niitä territorion osia, joissa muurahaistiheys on suurimmillaan. Tähän viittaa sekin, että kekomuurahaisten saalisaineistoissa maakiitäjäisiä (tai yleensä kovakuoriaisia) on huomattavan pieni osuus, yleensä enintään muutama prosentti (Horstmann 1970, Rosengren ym. 1979, Sörensen ja Schmidt 1987). *N. biguttatus* on vilkkaasti liikkuva päiväaktiivinen laji, joka saattaa kyetä välttämään saalistuksen hieman korkeammassakin muurahaistiheyksissä.

### **Muurahaiset ja hämähäkkien esiintyminen**

Varttuneiden metsien maaperähämähäkkiyhteisöjen yleisimmät ja runsaimmat lajit kuuluvat lähinnä Linyphiidae-heimoon. Nämä pyydystävät ravintonsa kutomillaan verkoilla. Ravintonsa metsästämillä hankkivat Lycosidae-heimon juoksuhämähäkit ovat huomattavan vähälukuisia vanhoissa metsissä. Vanhan metsän saarekkeiden pyyntiaineistostamme pystyimme tarkastelemaan 11 verkonkutoja- ja kolmen metsästäjälajin esiintymistä suhteessa kekomuurahaisten runsauteen. Yksikään näistä lajeista ei esiintynyt vähälukuisempana silloin kun kekomuurahaiset olivat runsaita. Sen sijaan kolme verkonkutojalajia (*Leptyphantes alacris*, *Tapinocyba pallens*, *Walckenaeria dystroides*) esiintyi

runsaampina silloin kun kekomuurahaisia oli runsaasti. Vuoden 1985 vanhan metsän aineistossa tarkasteltuja lajeja oli kolme: yksi verkonkutojalaji (*L. alacris*) oli runsaampi ja toinen (*Macrargus rufus*) jonkin verran vähälukuisempi. *F. aquilonia*-lajin ollessa runsas. Aineiston ainoa runsaana esiintynyt metsästäjälaaji (*Cryphoeca silvicola*) esiintyi kekomuurahaisrunsauksista riippumatta.

Nuorissa metsissä ainoastaan kolme kahdestatoista tarkastellusta lajista esiintyi kekomuurahaisten runsauksista riippuen. Näistä kaksi oli yöaktiivisia metsästäjiä: toinen (*Zora nemoralis*) oli runsaampi ja toinen (*Gnaphosa bicolor*) vähälukuisempi kekomuurahaisten ollessa runsaita. Yksi verkonkutojalaji (*Pocadicnemis pumila*) puolestaan oli vähälukuinen kekomuurahaisten ollessa runsaslukuisia.

Tulosten tulkintaa vaikeuttaa se, ettei näissä alustavissa analyyseissä otettu huomioon ympäristötekijöiden vaikutusta. Kuitenkin hämähäkkilajistossa oli hyvin vähän lajeja, joiden runsaus olisi vaihdellut kekomuurahaisrunsauksista riippuen. Lisäksi joidenkin lajien kohdalla tulokset olivat erilaisia eri aineistoissa. Tutkittujen lajien suuri määrä sinänsä on saattanut aiheuttaa osan havaituista esiintymiseroista pelkästään sattuman vaikutuksesta. Mahdollisesti verkonkutojalajit ja kekomuurahaiset edustavat niin erilaisia ravinnonkäyttökiltoja ja ympäristönkäyttötapoja, ettei niiden välillä ole juurikaan suoraa vuorovaikutusta. Osa verkonkutojalajien välisistä eroista saattoi seurata nimenomaan ympäristönkäytön eroista: lajit eroavat toisistaan mm. siinä, mille korkeudelle ne kutovat verkkonsa, ja lähellä maanpintaa elävät lajit saattavat olla useammin kosketuksissa kekomuurahaisten kanssa. Aiemmin on havaittu, että kekomuurahaisten saaliissa olevat verkonkutojalajit ovat sellaisia, jotka kutovat verkkonsa puihin, mutta maaperän ja kenttäkerroksen lajeja ei saalisteta (Cherix ja Bourne 1980). Metsästävien lajien voisi olettaa verkonkutojalajeja todennäköisemmin joutuvan kekomuurahaisten saaliiksi tai kilpailevan niiden kanssa ravinnosta. Aineistoissamme kekomuurahaiset vaikuttivat kuitenkin vain kahden lajin esiintymiseen: toinen oli runsaampi ja toinen vähälukuisempi kekomuurahaisten ollessa runsaita. Ilmeinen selitys on, että juoksuhamähäkit ovat nopeutensa ansiosta turvassa territorioiden runsaimminkin käytetyillä alueilla (ks. myös Otto 1965). Kun kekomuurahaistiheys on laajoilla alueilla riittävän suuri, jatkuva häirintä saattaa kuitenkin aiheuttaa sen, että juoksuhamähäkit välttävät tällaisia alueita (ks. myös Cherix ja Bourne 1980). Kekomuurahaisten saalisaineistot tukevat yllä esitettyä: hämähäkkien osuus saaliseläimistä on yleensä ollut häviävän pieni, enintään muutamia prosentteja (Horstmann 1970, Rosengren ym. 1979, Sörensen ja Schmidt 1987).

## Lopuksi

Kaiken kaikkiaan kekomuurahaiset vaikuttivat merkittäväällä tavalla maaperän niveljalkaispetojen - erityisesti muiden muurahaislajien ja maakiitäjäisten - esiintymiseen. Kekomuurahaisten runsausvaihtelu heijastui muiden tutkittujen ryhmien lajien runsauksiin yleensä niin, että ne olivat vähälukuisimpia siellä missä kekomuurahaiset olivat runsaita. Kuitenkin kaikissa kolmessa tutkitussa ryhmässä oli myös lajeja, joiden lukumääriin kekomuurahaiset eivät vaikuttaneet tai jotka olivat runsaimpia siellä missä kekomuurahaiset olivat runsaita. Monissa tutkimuksissa mainittujen ryhmien lajien käsittely ryhmätasolla selvästikin vaikeuttaa tulosten tulkintaa, koska aineistoissa on saattanut esiintyä lajeja, joihin kekomuurahaiset vaikuttavat vastakkaisin tavoin. Tässä työssä lajien tai lajiryhmien ekologiset erityispiirteet havaittiin merkittäviksi selittäjiksi lajienvälisille eroille kekomuurahaisten vaikutuksen voimakkuudessa ja tavassa.

### Kiitokset

Tutkimusryhmämme jäsenet Yrjö Haila, Eero Halme, Jari Niemelä, Timo Pajunen ja Harri Tukia ovat olleet suureksi avuksi tutkimuksen eri vaiheissa vuosien varrella. Y. Hailan, E. Halmeen, I. K. Hanskin, Henrik Lindbergin, J. Niemelän ja Kari Vepsäläisen kommentit paransivat käsikirjoitusta. Tutkimusta ovat eri vaiheissa rahoittaneet Suomen Akatemia, Helsingin yliopisto, Maj ja Thor Nesslingin säätiö sekä Metsähallitus.

## Kirjallisuus

- Adlung, K. G. 1966: A critical evaluation of the European research on use of red wood ants (*Formica rufa* group) for the protection of forest against harmful insects. - *Z. Angew. Entomol.* 57:167-189.
- Cherix, D. & Bourne, J. D. 1980: A field study on a supercolony of the red wood ant *Formica lugubris* Zett. in relation to other predatory arthropods (spiders, harvestmen and ants). - *Rev. Suisse Zool.* 87:955-973.
- Elgmork, K. & Kaasa, J. 1992: Food habits and foraging of the brown bear *Ursus arctos* in central south Norway. - *Ecography* 15:101-110.
- Fowler, S. V. & MacGarvin, M. 1985: The impact of hairy wood ants, *Formica lugubris*, on the guild structure of herbivorous insects on birch, *Betula pubescens*. - *J. Anim. Ecol.* 54:847-855.
- Gösswald, K. 1989: Die Waldameise. Band 1. Biologische Grundlagen, Ökologie und Verhalten. - AULA-Verlag GmbH, Wiesbaden. 660 pp.

- Gösswald, K. 1990: Die Waldameise. Band 2. Die Waldameise im Ökosystem Wald, ihr Nutzen und ihre Hege. - AULA-Verlag GmbH, Wiesbaden. 510 pp.
- Haemig, P. D. 1992: Competition between ants and birds in a Swedish forest. - *Oikos* 65:479-183.
- Horstmann, K. 1970: Untersuchungen über den Nahrungserwerb der Waldameisen (*Formica polyctena* Foerster) im Eichenwald I. Zusammensetzung der Nahrung, Abhängigkeit von Witterungsfaktoren und von der Tageszeit. - *Oecol.* 5:138-157.
- Hölldobler, B. & Wilson, E. O. 1990: The ants. - Harvard Univ. Press, Cambridge, MA. 733 pp.
- Kaczmarek, W. 1963: An analysis of interspecific competition in communities of the soil macrofauna of some habitats in the Kampinos National Park. - *Ekol. Polska* 11:421-482.
- Kolbe, W. 1968: Der Einfluss der Waldameise auf die Verbreitung von Käfern in der Bodenstreu eines Eichen-Birken-Waldes. - *Natur und Heimat* 28:120-124.
- Kolbe, W. 1969: Käfer in Wirkungsbereich der Roten Waldameise. - *Ent. Z.* 79:269- 278.
- Laine, K. & Niemelä, P. 1980: The influence of ants on the survival of mountain birches during an *Oporinia autumnata* (Lep., Geometridae) outbreak. - *Oecol.* 47:39-41.
- Larsson, Sv. G. 1943: Myrer. - *Danmarks fauna* 49:1-190.
- Lehtinen, P. T. 1987: Association of uropodid, prodynychid, polyaspidid, antennophorid, sejid, microgynid, and zerconid mites with ants. - *Ent. Tidskr.* 108:13-20.
- Mahdi, T. & Whittaker, J. B. 1993: Do birch trees (*Betula pendula*) grow better if foraged by wood ants? - *J. Anim. Ecol.* 62:101-116.
- Niemelä, J., Haila, Y., Halme, E., Pajunen, T & Punttila, P. 1992: Small-scale heterogeneity in the spatial distribution of carabid beetles in the southern Finnish taiga. - *J. Biogeogr.* 19:173-181.
- Otto, D. 1965: Der Einfluss der Roten Waldameise (*Formica polyctena* Först.) auf die Zusammensetzung der Insektenfauna (ausschiesslich gradierende Arten). - *Collana Verde* 16:250-263.
- Pamilo, P., Chautems, D. & Cherix, D. 1992: Genetic differentiation of disjunct populations of the ants *Formica aquilonia* and *Formica lugubris* in Europe. - *Ins. Soc.* 39:15-29.

- Punttila, P. 1989: Muurahaisyhteisöjen rakenne metsän sukkessiomosaiikissa Pohjois- Hämeessä. [The structure of ant communities in forest succession mosaics in northern Häme, southern Finland] (In Finnish) - M.Sc. thesis, Univ. of Helsinki. 99 pp.
- Punttila, P., Haila, Y., Pajunen, T. & Tukia, H. 1991: Colonisation of clearcut forests by ants in southern Finland: a quantitative survey. - *Oikos* 61:250-262.
- Punttila, P., Haila, Y. & Tukia, H. 1993: Ant communities in clearcut southern Finnish taiga forest: habitat effects and species interactions. - Submitted.
- Punttila, P., Haila, Y., Niemelä, J. & Pajunen, T. 1994: Ant communities in fragments of old-growth taiga and managed surroundings. - *Ann. Zool. Fennici* 31 (in press).
- Rosengren, R. & Pamilo, P. 1983: The evolution of polygyny and polydomy in mound-building *Formica* ants. - *Acta Entomol. Fennica* 42:65-77.
- Rosengren, R. & Sundström, L. 1991: The interaction between red wood ants, *Cinara* aphids, and pines. A ghost of mutualism past? - Teoksessa: Huxley, C. R. & Cutler, D. F. (toim.), *Ant-plant interactions*: 80-91. Oxford University Press, Oxford.
- Rosengren, R., Vepsäläinen, K. & Wuorenrinne, H. 1979: Distribution, nest densities, and ecological significance of wood ants (the *Formica rufa* -group) in Finland. - *O.I.L.B. Bull. SROP*, II, 3:181-213.
- Savolainen, R. & Vepsäläinen, K. 1988: A competition hierarchy among boreal ants: impact on resource partitioning and community structure. - *Oikos* 51:135-155.
- Skinner, G. J. & Whittaker, J. B. 1981: An experimental investigation of interrelationships between the wood ant (*Formica rufa*) and some tree-canopy herbivores. - *J. Anim. Ecol.* 50:313-326.
- Sörensen, U. & Schmidt, G. H. 1987: Vergleichende Untersuchungen zum Beuteeintrag der Waldameisen (Genus: *Formica*, Hymenoptera) in der Bredstedter Geest (Schleswig-Holstein). - *J. Appl. Ent.* 103:153-177.
- Vepsäläinen, K. & Pisarski, B. 1982: Assembly of island ant communities. - *Ann. Zool. Fennici* 19:327-335.
- Warrington, S. & Whittaker, J. B. 1985a: An experimental field study of different levels of insect herbivory induced by *Formica rufa* predation on sycamore (*Acer pseudoplatanus*) I. Lepidoptera larvae. - *J. Appl. Ecol.* 22:775-785.
- Warrington, S. & Whittaker, J. B. 1985b: An experimental field study of different levels of insect herbivory induced by *Formica rufa* predation on sycamore (*Acer pseudoplatanus*) II. Aphidoidea. - *J. Appl. Ecol.* 22:787-796.

- Way, M. J. & Khoo, K. C. 1992: Role of ants in pest management. - *Annu. Rev. Entomol.* 37:479-503.
- Wellenstein, G. 1980: Auswirkung hügelbaunder Waldameisen der *Formica rufa*-Gruppe auf forstschädliche Raupen und das Wachstum der Waldbäume. - *Z. Angew. Entomol.* 89:144-157.
- Whittaker, J. B. 1991: Effects of ants on temperate woodland trees. - *Teoksessa: Huxley, C. R. & Cutler, D. F. (toim.), Ant-plant interactions: 67-79.* Oxford University Press, Oxford.
- Whittaker, J. B. & Warrington, S. 1985: An experimental field study of different levels of insect herbivory induced by *Formica rufa* predation on sycamore (*Acer pseudoplatanus*) III. Effects on tree growth. - *J. Appl. Ecol.* 22:797-811.
- Wuorenrinne, H. 1978: The influence of collection of ant pupas upon ant populations in Finland (Hymenoptera, Formicidae). - *Notulae Entomol.* 58:5-11.

## METSÄNKÄSITTELY JA METSÄLUONNON MONIMUOTOISUUS

### METSÄN PIRSTOUTUMINEN LUONNONSUOJELUEKOLOGISENA ONGELMANA BOREAALISESSA METSÄVYÖHYKKEESSÄ

**Yrjö Haila**

Turun Yliopisto, Satakunnan Ympäristöntutkimuskeskus, Reposaari, 28900 Pori

The term "habitat fragmentation" refers to a change in the spatial structure of a particular habitat from more continuous to less continuous. Two questions need to be asked whenever the ecological consequences of habitat fragmentation are studied: (1) Which features of this particular habitat were previously more continuous than at present? (2) Which ecological processes are probably affected (disrupted) by this increasing discontinuity? I suggest that the following three elements are "fragmented" in boreal forests because of modern forestry: (1) naturally regenerated old-growth stands; (2) environmental types created by natural disturbances, e. g., wildfire burns; and (3) particular microecosystems requiring specific conditions, e. g., decaying wood; the first one is fragmented spatially, whereas the other two are primarily fragmented temporally, i. e., their continuity is disrupted. I suggest that focused research on the consequences of fragmentation in boreal forests is needed in the following four scales: (1) *individuals*: minimum requirements; (2) *populations*: viability; (3) *microecosystems*: variation and conditions of continuity; and (4) *forest stands*: phenomenology of fragmentation using replicated experiments.

## Biotooppien pirstoutuminen: saaribiologinen tausta

Luonnonbiotooppien pirstoutuminen ("fragmentaatio") viittaa prosessiin, jonka tuloksena aiemmin yhtenäisenä esiintynyt ympäristötyyppi muuttuu vaihtelevan kokoisiksi, toisistaan muiden ympäristötyyppien eristämiksi saarekkeiksi. Oivallus, että tämä saattaa johtaa pirstaleiden ekologiseen köyhtymiseen, periytyy ns. biologisen saarimaantieteen teoriaan (MacArthur & Wilson 1967), joskin inventointeihin perustuvissa, kuvailevissa tutkimuksissa oli ennakoitu tätä päätelmää jo aiemmin (tärkeimpänä Curtis 1956).

Saaribiologinen teoria antoi virikkeitä luonnonsuojelullisille sovellutuksille, erityisesti suojelualueiden suunnittelulle, mutta näitä on myös ankarasti kritikoitu; Tapani Lahti (1984) on laatinut tästä aiheesta hyvän suomenkielisen yhteenvedon, joten en tarkastele sitä lähemmin.

Saaribiologia onkin jäänyt pirstoutumisen tarkastelussa taka-alalle: biotooppien pirstoutuminen on osoittautunut luonnonsuojeluekologisenä ilmiönä paljon monisyisemmäksi kuin suojelualueiden kokoa ja muotoa koskeneessa keskustelussa ymmärrettiin (ks. Saunders et al. 1991, Haila et al. 1993). Kaikki ympäristöt ovat tavalla tai toisella "pirstoutuneita" luonnostaan. Niiden "pirstoutuneisuus" (so., vaihtelevuus, heterogeenisyys) johtuu prosesseista, jotka ovat koko ajan käynnissä. Inhimillisen toiminnan aiheuttama muutos biotooppien tilarakenteessa on siis suhteutettava jatkuviin muutoksiin, jotka ylläpitävät biotooppien luontaista heterogeenisyyttä. Vertailukohdaksi ei kelpaa abstraktio yhtenäisestä, homogeenisesta luonnonbiotoopista. -- Tämä on yleispätevä vaatimus arvioitaessa inhimillisen toiminnan ekologisia vaikutuksia (Haila & Levins 1992, Kouki 1993).

Edellä sanotusta seuraa myös, että pirstoutumisen seuraukset todennäköisesti vaihtelevat maantieteellisesti. Kartalla samalta näyttävien hakkuiden merkitys linnustolle on Amazoniassa todennäköisesti aivan toinen kuin Pomokairassa. Saaribiologian virittämä ensi-innostus tähtäsi yleispätevien, kaikkiin saarekemaisiin ympäristöihin soveltuvien analyttisten mallien kehittämiseen, mutta tämä on epärealistista. Tarkastelu on täsmennettävä tiettyyn eliömaantieteelliseen vyöhykkeeseen. Tämä ohella on tarpeen täsmentää tarkastelun mittakaava: on pyrittävä nimeämään ne ekologiset prosessit, joihin pirstoutumisena ilmenevä biotooppien tilarakenteen muutos todennäköisesti vaikuttaa (Haila 1990).

## Biotooppien pirstoutuminen: käsitteellisiä selvennyksiä

Koska "pirstoutumisen" ekologisten seurausten arvioiminen ei luonnistu saaribiologian kaltaisten yleispätevyyteen pyrkivien mallien avulla, on käsitteitä täsmennettävä.

Biotooppi "pirstoutuu", kun se muuttuu yhtenäisemmästä vähemmän yhtenäiseksi. Tämän ekologiset seuraukset voidaan jakaa kahteen perustyyppiin (Curtis 1956; ks. Järvinen & Miettinen 1987, Haila et al. 1993): (1) jäljelle jäävien saarekkeiden pienuuden ja eristyneisyyden vaikutukset, sekä (2) saarekkeiden ympäristön muuttuneista biotoopeista saarekkeiden sisään ulottuvat vaikutukset.

Ensin mainitut johtavat *lajiston köyhtymiseen*. Pienissä saarekkeissa elävät populaatiot ovat yksilömäärältään pieniä ja ajautuvat helposti satunnaisista syistä sukupuuttoon. Saarekkeet sijaitsevat lisäksi kaukana toisistaan eivätkä paikallisen sukupuuton kärsineet lajit ehkä kykene leviämään niihin takaisin.

Jälkimmäisenä mainitut vaikutukset johtavat *lajiston muuttumiseen*. Tämä voi aiheutua suoranaisista muutoksista ympäristöolosuhteissa: vähäisten metsäsaarekkeiden pienilmasto voi muuttua kauttaaltaan epäsuotuisaksi. Ympäroiviltä alueilta voi myös levitä saarekkeisiin uusia lajeja, jotka syrjäyttävät kilpailun tai saalistuksen seurauksena alkuperäistä lajistoa. Esimerkiksi peltoalueilla asustavien pesärosvojen (varislinnut, kettu) on todettu vaikuttavan merkittävästi metsäsaarekkeissa pesivien lintujen pesimämenestykseen (Andrén 1992).

Myös toinen käsitteellinen erottelu on hyödyllinen arvioitaessa biotooppien pirstoutumisen ekologisia seurauksia, nimittäin erottelu ekologisten systeemien "rakenteellisten" ja "funktionaalisten" piirteiden välillä. Termi *rakenteelliset piirteet* viittaa yksiköihin, joista ekologiset systeemit rakentuvat. Näitä ovat yksilöt, populaatiot ja yhteisöt. Termi *funktionaaliset piirteet* viittaa ekologisia systeemejä ylläpitäviin energian virtoihin ja aineiden kiertoihin. Huomattakoon, että termi "funktio" ei ole tässä yhteydessä teleologinen vaan viittaa "siirtoon" (transformaatioon) analogisesti matemaattisen funktion kanssa (erottelusta ks. O'Neill et al. 1986, Haila 1992).

Ekologisten yksiköiden rakenteelliset ja funktionaaliset piirteet eivät vastaa yksikäsitteisesti toisiaan. Samaa "funktioita" (esimerkiksi tietyn ravinteen kierto johtavaa prosessia) voivat toteuttaa vaihtoehtoisesti usean lajin yksilöt. Toisaalta yhden lajin eri yksilöt voivat olla osallisina useassa eri "funktiossa", esimerkiksi monet kalat ovat nuorena planktonin syöjiä mutta muuttuvat kasvaessaan pedoiksi. Ei-yksikäsitteisestä suhteesta rakenteen ja funktion välillä seuraa, että biotoopin

pirstoutuminen voi vaikuttaa "rakenteellisiin" ja "funktionaalisiin" ominaisuuksiin eri tavoin. Tietääkseni tämän erottelun käytännöllinen merkitys on osoitettu parhaiten Länsi-Australian vehnävyöhykkeellä tehdyissä tutkimuksissa (Saunders et al. 1987, Hobbs & Saunders 1993), mutta se lienee kaikkialla muuallakin yhtä lailla tärkeä, kullekin luonnontyypille ominaisin tavoin.

Pyrittäessä arvioimaan jonkin ympäristötyypin pirstoutumista kannattaa siis ensiksi kysyä: Mikä tässä ympäristössä on aiemmin ollut "yhtenäisempää" kuin nykyään? Toiseksi kannattaa kysyä: Millaisia ekologisia prosesseja pirstoutuminen todennäköisesti muuttaa ja haittaa?

Kysymyksiin ei ole helppo vastata. Ympäristön "pirstoutumiseen" suhtaudutaan helposti liian kaavamaisesti olettaen, että "pirstale" on kaikkialla sama, peruna saaribiologian oletuksesta, että "saari" on kaikkialla sama (Haila 1986, 1990). Tämä olettamus johtaa harhaan. Pirstoutumisen seurausten arviointi edellyttää sekä tarkastelun kohteena olevan ympäristön että siinä elävien lajien erityispiirteiden tuntemusta.

### Boreaalisen metsävyöhykkeen pirstoutuminen

Boreaalinen metsävyöhyke, taiga, on evolutiivisesti katsoen hyvin nuori, ja se on lyhyen historiansa aikana ollut jatkuvien myllerrysten alainen (ks. Delcourt & Delcourt 1991, Shugart et al. 1992). Mikä siis on ollut luonnontilaisessa taigassa "yhtenäistä" mutta muuttunut metsätalouden seurauksena "vähemmän yhtenäiseksi"?

Oikea vastaus ei voi olla "metsä": myös hakattu metsä on metsää. Huomattava osa metsälajeista tulee toimeen taloudellisen toiminnan alaisilla alueilla, joskin käsittelyn voimaperäisyys vaikuttaa tähän ratkaisevasti (ks. Esseen et al. 1992, Haila et al. 1994). Silti metsässä voi ilmetä pirstoutumisen haitallisia vaikutuksia, mikäli alkuperäisen metsäluonnon jotkut osat ovat muuttuneet aiempaa pienialaisemmiksi ja toisistaan eristyneemmiksi.

On helppo nimetä ainakin kolme pirstoutumiselle altista pohjoiseen havumetsään luonnostaan kuuluvaa osaa: (1) vanha, luontaisesti kehittynyt metsä ("aarniometsä"); (2) luonnollisten häiriöiden jäljiltä syntyneet erikoislaatuiset ympäristöt, erityisesti kuloalat; sekä (3) erikoislaatuisia olosuhteita edellyttävät, muusta ympäristöstä selvästi erottuvat pienoisekosysteemit kuten lahoavat lehtipuut.

Ainoastaan luettelon ensimmäinen kohta viittaa *tilassa* pirstoutuvaan metsäluonnon osaan, kaksi jälkimmäistä pirstoutuvat *ajassa*. Tämä on mahdollista

silloin, kun tietyn ympäristötyypin esiintymisen *jatkuvuus katkeaa* tietyllä alueella. Tällöin siitä riippuvaiset lajit häviävät. Tätä voidaan pitää "pirstoutumisena", koska kyse on siitä, että erikoistuneiden lajien vaatiman ympäristön tilallis-ajallinen esiintyminen muuttuu lajien menestymiselle liian epäjatkuvaksi. Tilan ja ajan nivoo yhteen kunkin lajin leviämiskyky sekä kyky ylittää epäsuotuisia aikoja epäaktiivisessa tilassa tai siirtymällä muille, suotuisammille alueilla mikäli sellaisia on tarjolla.

Vanhojen metsien pirstoutuminen on osoitettu ongelmaksi Pohjois-Suomen paikkalinnuille, erityisesti lapintiaiselle (Helle 1986, Virkkala 1987, 1991), ja myös metso kärsii erityisesti soidinkäyttätymisensä vuoksi pirstoutumisesta (Lindén & Pasanen 1987, Rolstad & Wegge 1987). Selkärangattomien osalta sen sijaan vanhojen metsien tilassa tapahtuvan pirstoutumisen vaikutusta on vaikea todentaa. Tämä vastaa todennäköisesti pääpiirteissään todellisuutta: metsien selkärangattomista yleislajit leviävät hyvin ja selviävät monenlaisissa metsissä, kun taas useimmat erikoistuneet lajit vaativat menestyäkseen pienen mittakaavan erityisolosuhteita. Erikoistuneille lajeille biotooppien *jatkuvuuden katkeaminen* on todennäköisesti keskeisempi ongelma kuin vanhojen metsien pirstoutuminen tilassa. Pienbiotooppien jatkuvuus on todettu merkitykselliseksi esimerkiksi vanhan metsän itiökasveille (jäkälät, maksasammalet; Esseen et al. 1992) sekä lahohaapojen kovakuoriaisille (Siitonen & Martikainen 1994), ja oletuksen tueksi voi esittää teoreettisia perusteluja (Haila 1994).

Laajojen hakkuiden aiheuttamalla metsän tilarakenteen muutoksella on myös epäsuoria vaikutuksia, joita aiheuttaa hakkuuaukoilla yleistyvä lajisto. Hakkuualueilla sikiävät myyrät auttavat petokannat kasvuun, mikä saattaa lisätä esimerkiksi kanalintujen pesä- ja poikastuhoja (Henttonen 1989, Wegge et al. 1992). Puukiipijän pesimämenestyksen on todettu olevan metsäsaarekkeiden reunavyöhykkeissä alhaisempi kuin sisäosissa. On epäselvää, aiheuttavatko tämän ympäröivillä biotoopeilla lisääntyvät pedot vai metsän sisässä elävät pedot jotka löytävät pesiä tehokkaammin lähellä metsän reunaa, mutta ilmiöllä on joka tapauksessa selvä yhteys pirstoutumiseen (Kuitunen & Helle 1988).

Epäsuorat vaikutukset ovat siis selvästi tärkeitä monille nisäkä- ja lintulajeille, mutta niiden merkityksestä selkärangattomille ei tiedetä käytännöllisesti katsoen mitään.

Pirstoutumisen vaikutus taigan ekosysteemin "funktionaalisiin" ominaisuuksiin on myös tutkimaton alue. Merkityksellistä tässä suhteessa lienee puulajisuhteiden muutos, joka heijastuu karikkeen koostumuksen muutoksen välityksellä maaperän ravintoverkkoon.

## "Pirstoutumisen" monet hahmot

Pirstoutumisen merkityksestä boreaalisessa havumetsässä voidaan nähdäkseni esittää seuraavat yleistävät väitteet: (1) vanhojen metsien pirstoutuminen tilassa on merkityksellistä taigan ominaislajeille, esimerkiksi talvehtiville linnuille, mutta ei metsien yleislajeille (joista kaikki eivät suinkaan ole runsaita); (2) erityislaatuisten, pienialaisten biotooppien jatkuvuuden katkeaminen on keskeinen lajiston köyhtymistä aiheuttava tekijä; (3) hakkuualueiden lisääntymisellä on tärkeitä epäsuoria heijastusvaikutuksia, mutta näitä ei tunneta riittävän hyvin; (4) taigaekosysteemin "funktionaaliset" piirteet tunnetaan liian huonosti, jotta metsän tilarakenteen muutoksen merkitystä niihin voitaisiin arvioida, mutta karikkeen koostumuksen muutokset ovat ilmeisen tärkeä tekijä.

Pirstoutumisen "kokonaishahmo" on kohtuullisen hyvin selvillä, mikä tekee mahdolliseksi nimetä lisätutkimusta kaipaavat ongelmat. Tämä on paljolti taitoa määrittellä oikeat mittakaavat. Mittakaavat eriytyvät tutkimusta edellyttävien ongelmien mukaan esimerkiksi seuraavasti:

(1) *Yksilötaso*: on tärkeätä selvittää nimettyjen kohdelajien vähimmäisvaatimuksia pirstoutuneessa metsäympäristössä: Miten erityyppiset lajit "kokevat" metsien tilarakenteen muutoksen (ks. Suvi Raivion artikkeli tässä numerossa)? Miten muutos vaikuttaa lisääntymismenestykseen (ks. Rolstad & Wegge 1987, Virkkala 1990)?

(2) *Elinkykyisen populaation taso*: on tärkeätä selvittää mahdollisimman täsmällisesti, mitä pienbiotooppien jatkuvuus edellyttää. Karjalan ja Suomen metsien vertailu tarjoaa tähän oivallisia mahdollisuuksia. Olisi myös mahdollista vertailla Suomessa metsähistorialtaan poikkeavia, lähellä toisiaan sijaitsevia alueita keskenään.

(3) *Pienoisekosysteemien taso*: on tärkeätä kartoittaa, millaisia pienoisekosysteemeitä metsäluonnossa esiintyy, ja kuinka tiiviisti lajit ovat niihin sitoutuneet (esim. Kaila et al. 1994).

(4) *Metsäkuvioiden taso*: on tärkeätä käynnistää metsän rakenteen suunnitelmalliseen muuttamiseen perustuvia kokeita. Kvantitatiiviset inventoinnit lajiston runsausvaihtelusta eri metsätyypeillä ja ikäryhmissä antavat yleiskuvan - tosin karkean - boreaalisesta metsän lajiston esiintymisestä ja auttavat tunnistamaan ne lajit, jotka todennäköisesti kärsivät pirstoutumisesta. Järjestelmällisiä inventointeja tarvitaan edelleen eri lajiryhmistä, mutta pirstoutumisen vaikutusmekanismien selvittäminen edellyttää tiettyihin lajeihin tai lajiryhmiin kohdennettuja, mieluummin kokeellisia tutkimuksia. -- Ongelmana tässä tietenkin on turvata kokeellisen tutkimuksen edellyttämä pitkäjänteisyys.

## Kirjallisuus

- Andrén, H. 1992: Corvid density and nest predation in relation to forest fragmentation. A landscape perspective. - *Ecology* 73:794-804.
- Curtis, J. T. 1956: The modification of mid-latitude grasslands and forests by man. - Teoksessa: W. L. Thomas, Jr., (toim.), *Man's Role in Changing the Face of the Earth*. University of Chicago Press, Chicago, ss. 721-736.
- Delcourt, H. R. & Delcourt, P. A. 1991: *Quaternary Ecology. A Paleoecological Perspective*. - Chapman & Hall, London.
- Esseen, P.-A., Ehnström, B., Ericson, L. & Sjöberg, K. 1992: Boreal forests - the focal habitats of Fennoscandia. Teoksessa: L. Hansson (toim.), *Ecological Principles of Nature Conservation*. - Elsevier, London. ss. 252-325.
- Haila, Y. 1986: On the semiotic dimension of ecological theory: the case of island biogeography. - *Biology & Philosophy* 1:377-387.
- Haila, Y. 1990: Toward an ecological definition of an island: a northwest European perspective. - *J. Biogeography* 17:561-568.
- Haila, Y. 1992: Muutos luonossa. Teoksessa: H. Äijö, L. Siivola & P. Vakkilainen (toim.), *Hyödyn ja vahingon arviointi vesitaloudessa*. - TKK, Rakennus- ja maanmittaustekniikan osasto. Espoo. ss. 167-180.
- Haila, Y. 1994: Preserving ecological diversity in boreal forests: ecological background, research, and management. - *Ann. Zool. Fennici* 31.
- Haila, Y. & Levins, R. 1992: *Ekologian ulottuvuudet*. - Vastapaino, Tampere.
- Haila, Y., Saunders, D. & Hobbs, R. 1993: What do we presently understand about ecosystem fragmentation? Teoksessa: D. A. Saunders, R. J. Hobbs and P. Ehrlich (toim.), *Nature Conservation 3: Reconstruction of Fragmented Ecosystems*. - Surrey Beatty & Sons, Chipping Norton, NSW. ss. 45-55.
- Haila, Y., Hanski, I. K., Niemelä, J., Punttila, P., Raivio, S. & Tukia, H. 1994: The response of boreal animal populations to forestry: matching management with natural forest dynamics. - *Ann. Zool. Fennici* 31.
- Helle, P. 1986: Bird community dynamics in a boreal forest reserve: the importance of large-scale regional trends. - *Ann. Zool. Fennici* 23:157-166.
- Henttonen, H. 1989: Vaikuttaako metsätalouden aiheuttama pikkunisäkkäiden ja niitä saalistavien petojen runsastuminen Suomen kanalintukantojen alenemiseen? - *Suomen Riista* 35:83-90.

- Hobbs, R. J. & Saunders, D. A. (toim.) 1993: *Reintegrating Fragmented Landscapes. Towards Sustainable Production and Nature Conservation.* - Springer Verlag, New York.
- Järvinen, O. & Miettinen, K. 1987: *Sammuuko suuri suku? Luonnon puolustamisen biologiaa.* - Luonnonsuojelun Tuki, Helsinki.
- Kaila, L., Martikainen, P., Punttila, P. & Jakovlev, E. 1994: *Saproxylic beetles on dead birch trunks: effect of polypore species decaying the trunk.* - *Ann. Zool. Fennici* 31.
- Kouki, J. 1993: *Luonnon monimuotoisuus valtion metsissä - katsaus ekologisiin tutkimustarpeisiin ja suojelun mahdollisuuksiin.* - *Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja A:11*, ss. 1-88.
- Kuitunen, M. & Helle, P. 1988: *Relationship of the Common Treecreeper Certhia familiaris to edge effect and forest fragmentation.* - *Ornis Fennica* 65:150-155.
- Lahti, T. 1984: *Luonnonbiotooppien pirstoutuminen ja luonnonsuojeluekologia.* - *Ympäristöministeriö, Ympäristön- ja luonnonsuojeluosaston julkaisu A:13*, ss. 1-98.
- Lindén, H. & Pasanen, J. 1987: *Metsien pirstoutuminen uhkaa metsojen soidinpaikkoja.* - *Suomen Riista* 34:66-76.
- MacArthur, R. H. & Wilson, E. O. 1967: *The theory of island biogeography.* - Princeton Univ. Press, Princeton, N.J.
- O'Neill, R. V., DeAngelis, D. L., Waide, J. B. & Allen, T. F. H. 1986: *A Hierarchical Concept of Ecosystems.* - Princeton Univ. Press, Princeton, NJ.
- Rolstad, J. & Wegge, P. 1987: *Distribution and size of capercaillie leks in relation to old forest fragmentation.* - *Oecologia (Berl.)* 72:389-394.
- Saunders, D. A., Arnold, G. W., Burbidge, A. A. & Hopkins, A. J. (toim.) 1987: *Nature Conservation: The Role of Remnant of Native Vegetation.* - Surrey Beatty & Sons, Chipping Norton, NSW.
- Saunders, D. A., Hobbs, R. J. & Margules, C. R. 1991: *Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review.* - *Conservation Biology* 5:18-32.
- Shugart, H. H., Leemans, R. & Bonan, G. B. (toim.) 1992: *A Systems Analysis of the Global Boreal Forest.* - Cambridge University Press, Cambridge.
- Siitonen, J. & Martikainen, P. 1994: *Occurrence of rare and threatened insects living on decaying Populus tremula: a comparison between Finnish and Russian Karelia.* - *Scandinavian Journal of Forest Research (painossa).*
- Virkkala, R. 1987: *Effects of forest management on birds breeding in northern Finland.* - *Ann. Zool. Fennici* 24:281-294.

- Virkkala, R. 1990: Ecology of the Siberian Tit *Parus cinctus* in relation to habitat quality: effects of forest management. - *Ornis Scand.* 21:139-146.
- Virkkala, R. 1991: Population trends of forest birds in Finnish Lapland in a landscape of large habitat blocks: consequences of stochastic environmental variation or regional habitat alteration? - *Biol. Conservation* 56:223-240.
- Wegge, P., Rolstad, J. & Gjerde, I. 1992: Effects of boreal forest fragmentation on Capecaillie grouse: empirical evidence and management implications. Teoksessa: D. R. McCullough & R. H. Barret (toim.), *Wildlife 2001*. - Elsevier Applied Science, New York, ss. 738-749.



## **EDGE EFFECTS IN MANAGED FORESTS AND IMPLICATIONS FOR CONSERVATION**

**Lennart Hansson**

The Swedish University of Agricultural Sciences, Department of Wildlife  
Ecology, Box 7002, S-750 07 Uppsala, Sweden

The concept of 'ecotone' from general landscape ecology is hardly relevant for managed boreal forests with usually knife-sharp edges towards clearcuts and other stands but there is still a pronounced edge effect in the distribution of mammals and birds. Ten year studies at the forest edges of six large clearcuts in south-central Sweden revealed pronounced differences in vertebrate numbers between forest edges and interiors and between peripheral and central parts of clearcuts. The most pronounced effects occurred as a surplus of many mammal and bird species in the external 250 m of the forests. However, the distributions were not fixed but varied due to annual differences in food distribution or due to interspecific interactions. Several different reasons for the edge effects could be discerned but they all applied to very generalized species. Heavy forest management may select for such generalized species. Specialist species were usually absent from the the managed forests, even in interior parts, but appear in more extensive patches of old forest in northern Scandinavia. It is concluded that to conserve boreal forest specialists very large clearcuts are needed in order to get large forest tracts in due time. Still, important habitat features of old forests, as dead and deciduous trees, also need to be retained in such areas.

The concepts of ecotones and edge effects were originally developed for temperate forests (Forman & Godron 1986). Ecotone is the 'tension' between two adjacent habitats and is generally considered in terms of vegetation structure, in certain cases being manifest in a new linear habitat. Edge effect more relates to any deviating distribution of organisms in relation to the border line. Characteristic ecotones thus develop between temperate forests and cropland. Depending on the width of the unused border strip, a more or less extensive 'saum' of herbaceous vegetations develops laterally to the forest. A 'mantel' of shrubs and small trees usually occurs below the edge trees.

This is a description of one well-known case. General processes at the creation of edge effects primarily include climatic changes: A forest edge becomes warmer, windier and lighter than the interior forest. Such deviating conditions lead to tree fall, increased germination of seeds and the development of a shade-intolerant vegetation close to the forest edge. We thus get a weedy vegetation at the edge which attracts generalized animals. However, if one of the adjoining habitats is more productive and supports more organisms of any category, we will have overflow to the less productive environment of generalized species (e. g. Angelstam 1986). This may apply to both new primary producers and extraneous competitors and predators among animals. However, the most pronounced effects on the original biota have been observed by generalized middle-sized predators and by avian brood parasites in affecting 'forest-interior' species negatively, especially specialized birds (Wilcove 1985).

In the pristine boreal forest, similar edge effects may have been common (Hansson 1992). Brushy or weedy ecotones bordering the irregular patches of remaining forest may be readily seen in large burned forest areas in e.g. Canada. However, there has been very little research under such conditions. In the managed forest, the edges are instead of a very different type: Cutting is usually performed in distinct quadratic or rectangular blocks and the edges are knife-sharp just after cutting. However, the vegetation development does not differ much in peripheral and central parts of clearcuts. Instead, there is often a pronounced growth of young birches within an edge zone of the coniferous forests, being especially visible on poorer soils.

I have examined the distribution of mammals and birds at such knife-sharp edges between economically mature forests and clearcuts close to Uppsala in south-central Sweden (Hansson 1983, 1993). The study sites were situated in a heavily managed forest landscape, also with a long history of management, and comprised six large clearcuts with the shortest axis exceeding 500 m. The cut and surrounding forest consisted of mixed pines and spruces and the field layer vegetation was fairly poor. The clearcuts derived from 1979 and 1980 and the studies started in 1980 or 1981.

The studies were performed along 500 m long transects with 250 m in forest and 250 m on clearcuts. The lines were marked at every 25 m. A 5 m edge was examined at the very forest-clearcut interface and the forest and clearcut segments were further divided into 125 m edge and interior zones. Small mammals were trapped in spring and autumn 1981-92 by two week removal captures at the 25 m intersections. Mammals were tracked in the snow in December-February 1981-87; there has not been snow enough for reliable tracking since 1987. Bird have been

censused by a variant of the Finnish bird transect method between 1980 and 1992, spring censuses being based on singing birds and summer censuses on all individuals observed.

Hardly any species had a surplus in the very forest edge (5 m). Only tree pipits demonstrated such a preference, and then only when landing after a song flight over the clearcuts. Therefore, I will examine distributions only in relation to the four segments of the transects, including two edge zones (forest and clearcut edge zones) and the interior or centers of forests and clearcuts.

Vole captures demonstrated clearly lower numbers in both edge zones than in either the clearcut center (both bank and field voles) and the forest interior (bank voles). Shrews, that are considerably less attractive to predators than the voles, did not show such variation. The wood mouse showed a pronounced surplus in the forest edge zone.

The snow tracking revealed that moose appeared preferentially in the centres of the clearcuts. The numbers of stoats and weasels as well as snow tunnels dug up to the snow surface, mainly by the field vole, were much more common on the clearcuts generally than inside the forests. Also mouse trails were more abundant on clearcuts than inside the forests. Other species preferred the forest environment: Fox, squirrel, mountain hare and shrew trails mainly occurred in the forest but without any clear difference between edge and interior zone. However, roe deer trails demonstrated a pronounced surplus in the forest edge zone and these deer obviously used this zone as shelter for temporary exploitation (grazing) of the clearcuts.

Several mammal species demonstrated marked flexibility in the use of the various compartments: The fox disappeared almost completely in 1983 due to a fatal sarcoptic mange disease. After the disappearance of foxes the mountain hare increased strongly in numbers while there was no pronounced effect on the pine marten, a potential competitor. The increased hare numbers demonstrated a significantly changed distribution after the disappearance of the fox, with comparatively more hares on the clearcuts. This may be due to lessened risk for predation on clearcuts or to movements of socially inferior hares to the clearcuts, especially to the centers of the clearcuts that were little frequented by hares during normal fox years. Especially high field vole numbers occurred in 1982 and the fox was then more common on clearcuts than during the other years.

In spring, three bird species, the winchat, yellowhammer and the red-backed shrike, preferred the centres of the clearcuts. The tree pipit preferred clearcuts generally over forest while the great tit did not demonstrate any difference in distribution between forest and clearcuts. Eight common passerines (chaffinch,

willow warbler, blackbird, robin, siskin, redwing, dunnoek and goldcrest) showed a clear preference for the forest edge zone while a smaller number of species with numerous observations (song thrush, coal tit, crested tit, willow tit and pied flycatches) did not demonstrate any clear differences between edge and interior zones of the forests. No single species demonstrated any preference for the interior zone of the forests. In summer, fairly similar observations were made. Red-backed shrikes and yellowhammers preferred the central zone of the clearcuts and the great tit edge zones of clearcuts. Among forest species however, only willow tits and robins showed a clear preference for the edge zone. Now goldcrests, crested tits, chaffinches, willow warblers, song thrushes and blackbirds did not clearly differentiate between forest edge and interior zones. As in spring, no single species preferred the interior of the forests.

Clearcut and forest mammals and birds partly derived from different faunal regions. The field vole was typical for the clearcuts and probably also decided the overwhelming occurrence of weasel and stoat in this habitat. The field vole evolved in stepp-tundra areas during interglacial periods (Nadachowski 1991). The three passerines mainly restricted to central clearcuts are typical of open woodland. The forest birds belonged generally to a western European fauna and there were no typical 'Siberian' elements (Haila et al. 1987). However, the Siberian jay does occur in large forest areas some 50 km north of the study area and other 'Siberian' species as the Siberian tit, the grosbeak and the waxwing further to the north in Sweden. Here can be made a comparison with North American conditions: Many specialized bird species are now disappearing from small woodlots in northeastern United States (Temple & Cary 1988) while the same species are still common in Ontario, Canada (Welsh 1987). The regional abundance appears there to be decisive for the local occurrence and condition may be similar in Sweden for the 'Siberian' elements.

Why edge effects? The most pronounced effects were on song birds that were especially common in forest edge zones. Similar occurrences were, however, also noted for roe deer and wood mice. There are two main reasons, viz. increased productivity in edges and exploitation of the edges as a shelter for exploiting the clearcuts. It might be argued that the song birds used the edges only as song posts but this seem less likely as they did not show any preference for the very edge trees. On the other hand the voles and, partly, the hares were less common in both clearcut and forest edge zones. This may be related to predation, for hares by foxes and for voles by Tengmalm's owls that nested at forest edges but could not use central clearcut parts due to lack of hunting perches. Thus, there is obviously no common factor behind the edge effect but all species are characerized by

generalized habitat selection, permitting them to adjust occurrence in relation to distribution or availability of resources.

In a managed forest landscape, with relatively small patches of clearcuts, growing and mature forest, we obviously get a vertebrate fauna consisting of very generalized species. There may even be a selection against species, as the Siberian bird elements that require extensive areas of old forest. Thus, 'interior-forest species' may have already been purged from intensively managed forest areas in central Sweden, as they now also seem to be in northeastern US. In order to retain such forest elements, we obviously need large forest patches. Such areas have now to be established as actually very large clearcuts although all clearcuts do not need to be large. The large clearcuts should also be managed in such a way as to develop habitat features typical of old-growth forests, e.g. a lot of dead trees and dead wood on the ground and a reasonable proportion of old deciduous trees, especially aspen.

### References

- Angelstam, P. 1986: Predation on ground-nesting birds' nests in relation to predator densities and habitat edge. - *Oikos* 47:365-373.
- Forman, R. T. T. & Godron, M. 1986: *Landscape ecology*. Wiley, New York.
- Haila, Y., Järvinen, O. & Raivio, S. 1987: Quantitative vs. qualitative patterns of birds in the western Palearctic taiga. - *Annales Zoologici Fennici* 24:179-194.
- Hansson, L. 1983: Bird numbers across edges between mature conifer forest and clearcuts in central Sweden. - *Ornis Scandinavica* 14:97-103.
- Hanson, L. 1992: Landscape ecology of boreal forests. - *Trends in Ecology and Evolution* 7:299-302.
- Hansson, L. 1993: Vertebrate distributions relative to clear-cut edges in a boreal forest landscape. - *Landscape Ecology*. (in press)
- Nadachowski, A. 1991: Systematics, geographic variation, and evolution of snow voles (*Chionomys*) based on dental characters. - *Acta Theriologica* 36:1-45.
- Temple, S. A. & Cary, J. R. 1988: Modeling dynamics of habitat-interior bird populations in fragmented landscapes. - *Conservation Biology* 2:340-347.
- Welsh, D. A. 1987: The influence of forest harvesting on mixed coniferous-deciduous bird communities in Ontario, Canada. - *Acta Oecologica, Oecologica Generalis* 8:247-252.
- Wilcove, D. S. 1985: Nest predation in forest tracts and the decline of migratory songbirds. - *Ecology* 66:1211-1214.



## METSÄTALouden VAIKUTUS EPIFYTTIJÄKÄLÄLAJISTON MONIMUOTOISUUTEEN

**Mikko Kuusinen**

Helsingin yliopisto, Kasvitieteen laitos, PL 47, 00014 Helsinki

Modern forestry is a major threat to several epiphytic lichens, for example almost half of the 138 threatened lichen species in Finland are forest species. The epiphyte flora of habitat-poor managed forests consists mainly of common generalist lichen species such as *Hypogymnia physodes*, *Parmeliopsis ambigua* and *Platismatia glauca*. There are several structural components, such as old deciduous trees, dead standing trees and logs that support a rich lichen flora in old-growth forests. Species specialized on these habitats are particularly threatened in managed forests. There are also several species that require long undisturbed forest continuity because of slow dispersal and colonization rates or specific microclimate demands. The fragmentation of suitable habitats and too rapid rotation times of managed forests are particularly unfavourable to these species.

Puiden rungoilla ja oksilla kasvavat epifyyttijäkälät ovat merkittävä osa boreaalisten havumetsien lajistollista monimuotoisuutta. Vaikka tärkeimpien metsäpuiden epifyyttiyhteisöjen koostumus on keskeisen lajiston osalta suhteellisen hyvin tunnettu Itä-Fennoskandian alueella (Kujala 1926, Räsänen 1927, Koskinen 1955, Ahti 1977, Halonen ym. 1991) ei metsiköiden kokonaislajimääriä ole selvitetty. Karkeasti arvioiden sekapuustoisessa aarniometsässä voi kasvaa paljon yli sata epifyyttijäkälä- ja sammallajia hehtaarilla. Tasaikäisessä yhden puulajin talousmetsässä lajimäärä jäänee toisaalta huomattavasti alhaisemmaksi. Monien lajien esiintymisen keskittyminen runkojen keski- ja yläosiin tai latvuksiin vaikeuttaa metsiköiden kokonaislajimäärien tutkimista. Tosin latvusvyöhykkeessä runsaat, kuivuutta sietävät ja valoa kaipaavat lajit eivät liene siinä määrin herkkiä metsätalouden aiheuttamille pienilmaston muutoksille kuin tyvirunkojen ja -oksien lajit.

Metsätalouden vaikutusta epifyyttiyhteisöihin arvioitaessa keskeinen mittakaavataso on metsikkö jossa yhteisöjen lajistosuhteita säätelevät

nimenomaan puuston rakenne ja dynamikka. Luonnontilaisella metsäalueella puuston rakenteeseen vaikuttavat lukuisat tekijät, mm. kulojen ja myrskytuhojen yleisyys, nykyisissä talousmetsissä pääasiassa metsätalous. Epifyyttyhteisöt ovat siis sopeutuneet metsikkötason häiriöihin ja puulajiston luontaiseen dynamiikkaan jo ennen ihmisen puuttamista metsien kehitykseen. Tehokas metsätalous on kuitenkin huomattavasti muuttanut metsiköiden rakennetta ja häiriöfrekvenssiä, mikä vaikeuttaa monien lajien menestymistä.

Tärkein metsikön epifyyttilajiston monimuotoisuuteen vaikuttava tekijä on erilaisten kasvualustojen määrä. Puustoltaan monipuolisessa aarniometsässä erilaisia kasvualustoja on tarjolla runsaasti, kun taas tehokkaasti hoidetusta talousmetsästä ei kasvatuspuulajin runkojen, oksien ja kantojen lisäksi juuri muita epifyyteille sopivia alustoja löydy. Muut puulajit, yli-ikäiset puut, lieot, pötkelöt ja kelot lähes puuttuvat, ja pensaitakin on niukasti. Metsikön rakenteellinen monimuotoisuus ja erilaisten reuna-alueiden (suot, vesistöt, pellot) runsaus ovat puulajiston monipuolisuuden lisäksi tärkeitä epifyyttien lajimäärää lisääviä tekijöitä. Esimerkiksi sekä valoa että kosteutta kaipaavat naavat ja lupot viihtyvät parhaiten luonnonmetsissä tyypillisten pienialaisten tuulenkaatoaukkojen ympäristöissä. Soistuneissa notkelmissa, purojen varsilla sekä soiden, kallioiden ja järvien reunoilla kasvavat puut ovat epifyyttilajistoltaan usein rikkaimpia kuin vastaavanlaiset puut sulkeutuneessa metsässä (Koskinen 1955). Suurten hakkuuaukkojen reunat puolestaan suosivat joitakin valohakuisia lajeja kuten keltaröyhelöä (*Vulpicida pinastri*) ja keltatyvikarvetta (*Parmeliopsis ambigua*), mutta kuivumiselle arat lajit katoavat ainakin etelään tai länteen aukeavien reunojen lähietäältä.

Yksittäisen puun epifyyttilajiston rakenteeseen vaikuttavista tekijöistä keskeisiä ovat puulajille ominainen valo- ja kosteusilmasto sekä kaarnan rakenne ja ravinteisuus (Barkman 1958). Lajien välisten vuorovaikutussuhteiden, lähinnä kilpailun, merkitystä epifyyttyhteisöjen rakenteelle ei tarkoin tunneta, mutta useimmiten niiden merkitys lienee vähäisempi kuin em. ympäristötekijöiden (Yarranton 1972, Stone 1989, Lawrey 1991, Hyvärinen 1992). Kilpailun merkitystä vähentää useimmilla puulajeilla kaarnan hilseilyn ja oksien karisemisen aiheuttama jatkuva häiriö. Kaarnan hilseilyn intensiteetin lisäksi eri lajeille sopivien mikrohabitaattien määrä vaikuttaa yksittäisen puun epifyyttien lajirunsauteen (Hyvärinen 1992, Kuusinen 1993a).

Hakkuukypsän metsäpuun (männyn, kuusen ja koivun) tyvirungolla kasvaa keskimäärin 10-25 epifyyttijäkälälajia. Huomattavan runsaasti lajeja esiintyy vanhoilla elävillä lehtipuilla, kuten raidalla (jopa yli 30 jäkälälajia ja useita sammalia, Kuusinen 1993a). Piholla ja puistoissa kasvavilla vanhoilla lehtipuilla

lajimäärät saattavat olla vieläkin korkeampia. Raidan lajiston runsauteen ja monipuolisuuteen vaikuttavat ratkaisevasti väärärunkoisuus ja mikrohabitaattien runsaus. Alhaisimmillaan lajimäärä (< 10 lajia) on vanhoilla kilpikaarnapetäjillä, tiheiden metsiköiden kuusilla tai -hieman yllättäen - joillakin vanhoilla haavoilla. Syinä alhaisiin lajimääriin ovat männyillä voimakas kaarnan hilseily, kuusilla valon ja kosteuden niukkuus sekä haavoilla mahdollisesti korkeaan kaarnan pH-arvoon liittyvä muutamien lajien voimakas dominanssi. Niukasta lajistosta huolimatta haavan osuus metsikön kokonaislajimäärästä voi olla huomattava, sillä haapojen lajisto poikkeaa selvästi muista metsäpuistamme mm. suuremman rupijäkälän ja sammalten peittävyuden vuoksi (Koskinen 1955, Kuusinen 1993b). Sellaiset metsähaavoilla hyvin yleiset rupijäkälälajit kuten tyviruskeinen (*Biatora carnealbida*), jauheruskeinen (*B. epixanthoides*) ja korpikuprujäkäliä (*Bacidia subincompta*) ovat niukkoja muilla alustoilla.

Metsäpuiden yleisimmät ja runsaimmat epifyyttilajit, kuten sormipaisukarve (*Hypogymnia physodes*), harmaaröyhelö (*Platismatia glauca*), keltatyvikarve ja keltaröyhelö, tuskin ovat kärsineet metsätaloudesta; sormipaisukarpeen on päinvastoin viime aikoina väitetty runsastuneen haitaksi asti taimikoissa ja nuorissa metsissä (Vitikainen 1987, Oksanen ym. 1990). Väljät kasvupaikkavaatimukset ja suhteellisen hyvä leviämiskyky yleensä suvuttomien leviämien avulla (sorediot ja sekovarrenkappaleet) mahdollistaa em. generalistilajien menestymisen kaikenlaisissa talousmetsissä. Monet lajit eivät edes ole riippuvaisia puualustan saatavuudesta, vaan voivat kasvaa myös kivillä tai maaperällä. Samat lajit ovat vallitsevia myös luonnonmetsissä, esim. vanhojen aarniometsäraitojen 20 yleisimmästä jäkälälajista ainakin 15 on selviä generalistilajeja (Kuusinen 1993a).

Vanhoissa luonnonmetsissä esiintyy yleisten epifyyttijäkälän lisäksi kuitenkin suuri joukko lajeja, jotka eivät menesty talousmetsissä. Monille näistä lajeista sopivien kasvualustojen puute talousmetsissä on keskeinen ongelma (Esseen ym. 1992). Vanhat lehtipuut, kelot, pökkelöt, palokannot, kallistuneet tai kitukasvuiset rungot sekä maapuut etenkin kuivilla ja valoisilla paikoilla ovat tällaisia jäkälälajistoltaan monipuolisia mutta talousmetsissä niukkoja alustoja. Monen näillä alustoilla esiintyvän lajin menestyminen talousmetsissä olisi turvattavissa yksinkertaisesti säästämällä riittävästi niille sopivia kasvupaikkoja. Epifyyttijäkälän pienilmastovaatimuksista tiedetään vähän, mutta on todennäköistä että useimmat lajit voisivat menestyä yhtä hyvin talousmetsässä kuin aarniometsässä sijaitsevalla soveliaalla kasvualustalla. Tosin päinvastaisiakin kokemuksia on olemassa: vanhoissa kosteissa kuusikoissa kasvavien rihmanaavan (*Usnea longissima*) ja takkuhankajäkälän (*Evernia divaricata*) on

Ruotsissa todettu kärsineen koskemattomilla kasvupaikoillaan lähiympäristössä tapahtuneiden hakkuiden aiheuttamien pienilmaston muutosten vuoksi (Esseen ym. 1981, Esseen ym. 1992, Sjöberg & Ericson 1992). Suomesta rihmanaava lienee hävinnyt kokonaan ja takkuhankajakälä on meillä luokiteltu silmälläpidettäväksi lajiksi (Rassi ym. 1992, Lommi 1993).

Pienilmastovaatimusten lisäksi heikko leviämiskyky rajoittaa joidenkin lajien esiintymistä talousmetsissä, vaikka sopivia kasvupaikkoja saattaisi olla tarjolla (Esseen ym. 1992). Talousmetsien kiertoaika saattaa olla joillekin lajeille liian lyhyt, jotta ne ehtisivät kolonisoida uusia kasvupaikkoja. Usein leviämistä rajoittavana tekijänä on myös liian pitkä etäisyys lajin lähimpiin elinvoimaisiin populaatioihin. Sopivien kasvupaikkojen jatkumo on keskeistä tällaisten heikosti ja hitaasti leviävien lajien säilymiselle. Näiden vaatelioiden lajien puuttuminen nykyisin täysin sopivalta vaikuttavilta kasvupaikoilta osoittaa jatkumon katkenneen jossain vaiheessa hakkuun, kulon, kaskeamisen, laidunnuksen tms. vuoksi. Pitkää häiriötöntä vanhan metsän vaihetta vaativia lajeja on runsaasti mm. Länsi-Euroopan vuosisatoja koskemattomina säilyneiden metsäalueiden ja läntisen Pohjois-Amerikan mereisten alueiden epifyyttijäkäläfloorassa (Rose 1976, Goward 1992). Rose (1976, 1985, 1992) on käyttänyt useita kymmeniä jatkumoa indikoivaa jäkälälajia Britannian ja Länsi-Euroopan vanhojen metsäalueiden arvioinnissa. Myös Fennoskandian alueelta on laadittu alustava luettelo havupuilla kasvavista pitkää vanhan metsän jatkumoa vaativista lajeista (Tibell 1992).

Itä-Fennoskandian metsien suhteellisen tiheä kulofrekvenssi lienee rajoittanut vuosisatoja pitkää jatkumoa vaativien lajien runsastumista, sillä voimakas kulo tuhoaa tehokkaasti etenkin maanpinnan lähistöllä kasvavat jäkälät. Usein palaneet metsäalueet lienevät muistuttaneet epifyyttilajistoltaan lähinnä nykyisiä talousmetsiä, vain nopeasti ja tehokkaasti leviävät lajit ovat menestyneet näillä alueilla; tosin palanutta puuta kasvualustakseen vaativat lajit ovat vähitellen katoamassa nykyisistä talousmetsistä. Korvet, kosteat notkelmat, pohjoisrinteet sekä vesistöjen ja soiden saaret ym. harvoin ja kehnosti palavat alueet ovat todennäköisesti toimineet refugioina monille heikosti leviäville lajeille. Vanhojen haapojen, raitojen ja pihlajien jäkälästä esim. raidankehkojäkälä (*Lobaria pulmonaria*), munuaisjäkälät (*Nephroma* spp.) ja pihlajankarstajakälä (*Parmeliella triptophylla*) lienevät lajeja, jotka vaativat pitkän lehtipuujatkumon ja tasaisen kostean pienilmaston runsastuakseen (taulukko 1). Nämä lajit ovat jo lähes kadonneet Etelä-Suomen pitkään talouskäytössä olleista metsistä jyrkkiin mäenrinteisiin, kallionalustoihin, kivikoihin ym. metsänhoidon ulkopuolelle nohtuneiden, vanhojen lehtipuiden reliktiluonteisia esiintymiä lukuunottamatta.

Joitakin muita luonnonmetsäjatsumoa mahdollisesti osoittavia lajeja Etelä- ja Keski-Suomessa on esitetty taulukossa 1. Useimmat näistä lajeista suosivat kosteita ja suojaisia kasvupaikkoja.

Taulukko 1. Etelä- ja Keski-Suomessa vanhoilla pystyvuilla kasvavia jäkälälajeja, joiden runsas esiintyminen indikoi pitkää häiriötöntä luonnonmetsäjatsumoa. Lähteinä omien tutkimusteni lisäksi Rose (1976, 1992) ja Tibell (1992).

Table 1. Epiphytic lichen species that indicate long undisturbed forest continuity in boreal forests of Finland. References in addition to my own studies Rose (1976, 1992) and Tibell (1992).

### Kuusi

#### *Picea abies*

<i>Arthonia incarnata</i>	raidantähtijäkälä
<i>Arthonia leucopellea</i>	kuusenpiilöjäkälä
<i>Calicium adpersum</i>	kelonuppijäkälä
<i>Chaenotheca subroscida</i>	kuusenneulajäkälä
<i>Cliostomum leprosum</i>	jauhetassijäkälä
<i>Cyphelium inquinans</i>	harmaanokijäkälä
<i>C. karelicum</i>	aarninokijäkälä
<i>Hypogymnia vittata</i>	kalliopaisukarve
<i>Evernia divaricata</i>	takkuhankajäkälä
<i>Lecanora cadubriae</i>	
<i>Lecanactis abietina</i>	kuusenhärmäjäkälä
<i>Lecidea cinnabarina</i>	punanystyjäkälä
<i>Lopadium disciforme</i>	aarnikaihejäkälä
<i>Mycoblastus affinis</i>	pohjanverijäkälä
<i>Schizotomma pericleum</i>	salöjäkälä

### Lehtipuut (haapa raita ja pihlaja)

#### Deciduous trees (*Populus tremula*, *Salix caprea*, *Sorbus aucuparia*)

<i>Arthonia didyma</i>	raidantähtijäkälä
<i>A. incarnata</i>	siloneulajäkälä
<i>Chaenotheca laevigata</i>	kätköhyytelöjäkälä
<i>Collema occultatum</i>	hentosijäkälä
<i>Leptogium subtile</i>	raidankeuhkojäkälä
<i>Lobaria pulmonaria</i>	kalliokeuhkojäkälä
<i>L. scrobiculata</i>	aarnikaihejäkälä
<i>Lopadium disciforme</i>	aarnikaihejäkälä
<i>Nephroma bellum</i>	silomunuaisjäkälä
<i>N. laevigatum</i>	lännumunuaisjäkälä
<i>N. parile</i>	jauhemunuaisjäkälä
<i>N. resupinatum</i>	nukkamunuaisjäkälä
<i>Pannaria pezizoides</i>	sammallimijäkälä
<i>Parmeliella triptophylla</i>	pihlajankarstajäkälä
<i>Peltigera leucophlebia</i>	ahonahkajäkälä
<i>R. thrausta</i>	lupporustojäkälä
<i>Rinodina turfacea</i>	turvenappijäkälä

Nykyaikainen tehokas metsätalous on siis selvästi kaventanut monien epifyyttilajien menestymisen mahdollisuuksia metsissämme. Suomen 138 uhanalaiseksi luokitellusta jäkälälajista (Rassi ym. 1992) lähes puolet (65) kasvaa metsissä, suurin osa vanhoissa luonnonmetsissä. Metsien uudistamis- ja hoitotoimet ovat pahin yksittäinen uhkatekijä kaikille uhanalaisille jäkälille, niiden on arvoitu uhkaavan yli puolta uhanalaisista jäkälälajeista. Epifyyttien lajistollisen monimuotoisuuden säilyttämiseksi talousmetsissä olisi tulevaisuuden metsänhoidossa syytä keventää menetelmiä mm. säästämällä erilaisia metsätalouden kannalta arvottomia puita ym. kasvualustoja, välttämällä laajoja avohakkuita, suosimalla sekapuustoisia eri-ikäisiä metsiä sekä jättämällä käsittelemättä soiden, kallioiden ja vesistöjen reunametsiköitä. Tämänkaltaisia ohjeita onkin jo ilahduttavasti alettu soveltaa valtionmetsien hoidossa (Metsähallitus 1993).

Tämä kirjoitus perustuu osittain Suomen Akatemian rahoittaman, aarniometsien epifyyttijäkälälajistoa selvittävän tutkimusprojektin julkaisemattomiin tuloksiin.

### Kirjallisuus

- Ahti, T. 1977: Lichens of the boreal coniferous zone. - Teoksessa: Seaward, M. R. D. (toim.), Lichen ecology, s. 145-181. Academic Press, London.
- Barkman, J. J. 1958: Phytosociology and ecology of cryptogamic epiphytes. - Van Gorcum, Assen. 628 s.
- Esseen, P.-A., Ericson, L., Lindström, H. & Zackrisson, O. 1981: Occurrence and ecology of *Usnea longissima* in Central Sweden. - Lichenologist 13:177-190.
- Esseen, P.-A., Ehnström, B., Ericson, L. & Sjöberg, K. 1992: Boreal forests - the focal habitats of Fennoscandia. - Teoksessa: Hansson, L. (toim.), Ecological principles of nature conservation, s. 252-325. Elsevier Applied Science, London.
- Goward, T. 1992: Preliminary observations on "antique" forests and epiphytic macrolichen diversity in British Columbia. - Northwest Scientific Association, 65th Annual Meeting. Abstracts, s. 45. Bellingham, WA.
- Halonen, P., Hyvärinen, M. & Kauppi, M. 1991: Epiphytic lichens in relation to climate in mesic heath forests of middle boreal subzone. - Lichenologist 23:61-72.
- Hyvärinen, M. 1992: Habitaatin vaikutus havupuiden epifyyttijäkäläien ekologiaan. - FL-tutkielma, Oulun yliopisto, Kasvitieteen laitos, 74 s.
- Koskinen, A. 1955: Über die Kryptogamen der Bäume, besonders die Flechten, im Gewässergebiet des Päijänne sowie an den Flüssen Kalajoki, Lestijoki und Pyhäjoki. Floristische, soziologische und ökologische Studie 1. - 176 s. Helsinki.

- Kujala, V. 1926: Untersuchungen über die Waldvegetation in Süd- und Mittelfinnland. I. Zur Kenntnis des ökologisch-biologischen Charakters der Pflanzenarten unter spezieller Berücksichtigung der Bildung von Pflanzenvereinen. C. Flechten. - *Commun. Instit. Quast. Forest. Finl.* 10(5):1-61.
- Kuusinen, M. 1993a: Epiphyte diversity on *Salix caprea* in old-growth southern and middle boreal forests of Finland. - Manuscript.
- Kuusinen, M. 1993b: Epiphyte diversity on *Salix caprea* and *Populus tremula* in old-growth forests of Finland. Comparisons between South (southern boreal) and East Finland (middle boreal). - *Symposio: "Research in eastern Europe for the conservation and restoration of biodiversity in the Nordic countries"*, abstracts, 1 s. Grimsö, Sweden.
- Lawrey, J. D. 1991: Biotic interactions in lichen community development: A review. - *Lichenologist* 23:205-214.
- Lommi, S. 1993: Takkuhankajäkälä, esimerkki silmälläpidettävistä jäkälistä. - *Lutukka* 9:63.
- Metsähallitus 1993: Metsätalouden ympäristöopas. - 112 s. Helsinki.
- Oksanen, J., Tynnyrinen, S. & Kärenlampi, L. 1990: Testing for increased abundance of epiphytic lichens on a local pollution gradient. - *Ann. Bot. Fennici* 27:301-307.
- Rassi, P., Kaipainen, H., Mannerkoski, I. & Ståhls, G. 1992: Uhanalaisten eläinten ja kasvien seurantaohjelmien mietintö. - *Ympäristöministeriö, komiteamietintö 1991:30.* 328 s. Valtion painatuskeskus, Helsinki.
- Rose, F. 1976: Lichenological indicators of age and environmental continuity in woodlands. - *Teoksessa: Brown, D. H., Hawksworth, D. L. & Bailey, R. H. (toim.), Lichenology: Progress and problems*, s. 279-307. Academic Press, London.
- Rose, F. 1985: The old forests of western Europe and their epiphytic lichens. - *British Lichen Society Bull.* 56:1-8.
- Rose, F. 1992: Temperate forest management: its effects on bryophyte and lichen floras and habitats. - *Teoksessa: Bates, J. W. & Farmer, A. M. (toim.). Bryophytes and lichens in a changing environment*, s. 211-233. Clarendon Press, Oxford.
- Räsänen, V. 1927: Über Flechtenstandorte und Flechtenvegetation im westlichen Nordfinnland. - *Ann. Soc. Zool.-Bot. Fenn. 'Vanamo'* 7:1-202.
- Sjöberg, L. & Ericson, L. 1992: Forested and open wetland complexes. - *Teoksessa: Hansson, L. (toim.). Ecological principles of nature conservation*, s. 326-351. Elsevier Applied Science, London.
- Stone, D. 1989: Epiphyte succession on *Quercus garryana* branches in the Willamette valley of western Oregon. - *Bryologist* 92:81-94.
- Tibell, L. 1992: Crustose lichens as indicators of forest continuity in boreal coniferous forests. - *Nord. J. Bot.* 12:427-450.
- Vitikainen, O. 1987: Sormipaisukarve - metsiemme uusi uhka? - *Sienilehti* 39:19.
- Yarranton, G. A. 1972: Distribution and succession of epiphytic lichens on Black Spruce near Cochrane, Ontario. - *Bryologist* 75:462-480.



# ETELÄ-SUOMEN VALTIONMAIDEN VANHOJEN METSIEN SUOJELU OSANA LUONNONSUOJELUJÄRJESTELMÄN KEHITTÄMISTÄ

**Lindholm Tapio & Airaksinen Outi**

Vesi ja ympäristöhallitus, PL 250, 00101 Helsinki

## **Taustaa**

Etelä-Suomen aarniometsäkartoitus käynnistyi vuonna 1989, kun vesi- ja ympäristöhallituksen luonnonsuojelututkimusyksikkö ryhtyi ympäristöministeriön pyynnöstä selvittämään Etelä-Suomessa mahdollisimman luonnontilaisina säilyneiden vanhan metsän kohteiden laatua, määrää ja sijaintia. Jo vuonna 1985 julkaistun uhanalaisten eläinten ja kasvien suojelutoimikunnan mietinnön (Rassi ym. 1985) mukaan uhanalaisten vanhojen metsien lajiin suuri määrä osoitti, että vanhoja metsiä oli suojeltu liian vähän Etelä-Suomessa. Toimikunta ehdotti, että Etelä-Suomen ikimetsistä ja niiden säilyttämismahdollisuuksista laaditaan kiireellisesti selvitys. Vuoden 1989 metsien suojelutilanteesta tehty selvitys (Ruhkanen ym. 1991) osoitti suojelun vähyden. Selvityksen mukaan Etelä-Suomessa metsämaasta oli suojeltu vain noin 0,3 % ja siitäkin vain murto-osa oli vanhoja metsiä. Vuonna 1991 tilanne oli samankaltainen (Ruhkanen ym. 1992). Myös yleinen metsäluonnon suojelusta huolestunut keskustelu mm. Talaskangasliikkeen muodossa selvästi vaati ympäristöhallinnolta toimia asiassa (Lindholm 1990). Käynnistetyssä aarniometsäkartoituksessa lähdettiin kohteiden etsintään ja inventointeihin melko väljillä kriteereillä, koska kohdejoukon laadusta ei ollut ennalta tarkkaa tietoa. Eikä myöskään tarkkaan tiedetty, mikä eri tilanteissa tekee vanhan metsän luonnonsuojelullisesti merkittäväksi.

Kohteiden etsinnän ja inventointien ollessa vielä käynnissä ympäristöministeriö asetti vuonna 1991 vanhojen metsien suojelutyöryhmän, jonka tehtäväksi tuli tehdä ehdotus suojeltavista vanhan metsän kohteista. Työryhmän toimeksianto ja suojeltaville kohteille asetettavat kriteerit ohjasivat sen jälkeen käytännössä paljolti myös inventointityötä. Kriteerit perustuivat aarniometsäkartoituksessa saatuun kokemukseen ja tietoon. Työryhmän toimeksiannon mukaan työ jakaantui

kahteen vaiheeseen siten, että ensin oli määrä selvittää vanhan metsän kohteet valtionmailla ja toisessa vaiheessa yksityismailla. Vuoden 1992 lopussa työryhmä sai valmiiksi kiireellä valmistellun ehdotuksen suojeltavista Etelä-Suomen valtionmaiden kohteista (Rassi ym. 1992). Esitys herätti voimakkaan yhteiskunnallisen keskustelun, joka kuitenkin oli voittopuolisesti suojelulle myönteinen. Erityisesti tiedeyhteisöt ja sivistysjärjestöt puolsivat sitä (Lammi 1993). Eräissä suojelun kannalta merkittävässä kunnissa oli paikallisista työllisyysyryistä vastustusta. Sittenkin kesällä 1993 valtioneuvosto on tehnyt jokseenkin työryhmän osamietinnön mukaisen periaatepäätöksen asiasta (Ympäristöministeriö 1993) ja antanut ensimmäisen asetuskokoelman (Asetus vanhojen metsien suojelusta 1993), jolla rauhoitetaan joukko mietintöön sisältyviä eteläisen ja läntisen Suomen kohteita.

### **Kartoituksessa käytetyt menetelmät**

Aarniometsäkartoituksen kohteita etsittiin niukkojen resurssien rajoissa mahdollisilla tavoilla, joista tärkeimpänä laajalle organisaatio-, asiantuntija- ja harrastajapiireille suunnattu kysely syksyllä 1989. Sen lisäksi metsähallituksen hallinnassa olevilla valtionmailla tehtiin vielä vuonna 1992 metsätalouden tarkastuksen puustotietoihin ja ilmakeuviin perustuva inventointikohteiden etsintä. Etsinnän toteutustapa ja tarkkuus vaihteli alueittain käytettävissä olleen kartta-kuviotieto- ja ilmakeuva-aineiston sekä työvoiman mukaisesti. Parhaimmillaan näillä tiedoilla päästiin kohtalaisen hyviin tuloksiin. Kohteiden inventoinnissa pyrittiin mahdollisimman suureen yhdenmukaisuuteen ja tarkkuuteen laatimalla sitä varten inventointiohjeet (Lindholm ja Tuominen 1991). Mutta kun inventointeja ovat tehneet hyvin erilaiset organisaatiot ja ihmiset, on inventointituloksissa silti väistämättä inventoijasta johtuvaa vaihtelua. Mm. metsähallitus, lääninhallitukset sekä luonnonsuojelujärjestöt ovat osallistuneet inventointityöhön.

Inventointi pohjautui pääasiassa erilaisten puustotunnusten, kuten puuston kehitysvaiheen, puulajisuhteiden, suurten vanhojen puiden, kuolleen pystypuuston, maapuuston, palojen jälkien jne. mittaamiseen ja arviointiin (kts. Lindholm ja Tuominen 1991). Näiden katsottiin indikoivan kohteen merkitystä erityisesti vanhan metsän eliölajien elinympäristönä. Myös mm. kohteen laajuus, ympäristö ja siihen liittyvät muut mahdolliset luontokohteet selvitettiin.

Aarniometsäkartoituksessa metsät luokiteltiin inventointivaiheessa ja myöhemmin tarkentaen niiden luonnontilaisuuden mukaan seuraavasti (Lindholm ja Tuominen 1991):

**A-luokka:** Luonnontilaiset vanhat metsät eli metsät, joissa ei näy metsätaloustoiminnan jälkiä tai kantoja on yksittäisiä eivätkä ne näy metsäkuvassa.

**B-luokka:** Luonnontilaisen kaltaiset metsät eli metsät, joissa metsätaloustoiminta on kohdistunut vain pieneen osaan nykyistä puustoa kotitarvehakkuuna tai määrämittahakkuuna ja joissa puuston pääosalla kehitys on ollut luonnonmukaista sekä metsät, joissa metsätaloustoiminta on kohdistunut nykyistä puustoa edeltäneeseen puustosukupolveen.

**C-luokka:** Metsät, joiden puuston rakenteeseen tai lajisuhteisiin on vaikutettu metsätaloustoimin, mutta toiminnan jälkeen puusto on päässyt palautumaan luonnontilaan niin, että alueella on kuolleita pystypuita ja maapuita metsäkuvassa näkyvästi (ns. hoitometsäheitot) tai puusto on selvästi ylitieheää.

**Muut:** Luokkaan kuuluvat kaikki ajallaan hoidetut hoitometsät.

Inventointien perusteella kohteet jouduttiin varsin nopeasti arvottamaan suojeltavaksi ehdotettavien kohteiden valintaa varten. Arvoluokituksen avuksi kehiteltiin pisteytysjärjestelmä (taulukko 1) (Rassi ym. 1992), jossa vanhan metsän kohteelle annettiin pisteitä inventoinneissa kerätyn tiedon perusteella. Mitä vähemmän metsänkäsittelyn merkkejä vanhan metsän kohteessa oli ja mitä enemmän siinä oli aarniometsäpiirteitä, kuten vanhaa puustoa, maapuita, keloja ja pötkelöitä sitä enemmän pisteitä se sai.

Kohteiden luonnonsuojelumerkitystä arvioitaessa huomioitiin lisäksi myös mm. kohteen koko, sijainti ja ko. seudun metsien suojelutilanne. Täten kohteelta vaadittavat pisteet olivat alimmillaan seudulla, missä suojelualueita on vähän. Koska yhdenmukaisia lajistonselvityksiä ei inventoinneissa tehty, lajistotietoja käytettiin kohteiden arvottamisessa vain erikoistapauksissa. Työryhmän asettamat valintakriteerit olivat selvästi laadulliset, joten vain selvästi vanhojen metsien suojeluarvoja sisältävät kohteet ovat mietinnössä mukana.

### Esitetyt suojelualueet

Vanhojen metsien suojelutyöryhmä esitti merkittävistä aarniometsäkohteista perustettavaksi 140 uutta luonnonsuojelualueetta (taulukko 2). Lisäksi yhdeksässä tapauksessa suojeltavaksi ehdotettu aarniometsäalue liittyi nykyiseen suojelualueeseen (taulukko 3) ja työryhmä ehdotti myös uusien metsähallituksen

päätöksellä rauhoitettavien aarnialueiden perustamista (taulukko 4). Kaikkiaan luonnonsuojelualueiksi perustettaviksi esitettiin noin 16 000 ha metsämaata, mikä nostaisi suojellun metsämaan osuutta kartoitusalueella vain noin promillen verran, 0,38 prosentista 0,53 prosenttiin metsämaan kokonaisalasta.

Taulukko 1. Yhteenveto aarniometsäisyyttä ilmaisevasta pisteytyksestä.

Kohteen puusto- ja metsikkötunnukset	pisteitä
<b>Metsätaloustoimet</b>	<b>0 - 10</b>
<b>Metsän nykyisen puustosukupolven kehitysvaihe</b>	<b>0 - 5</b>
<b>Alueen aarniometsäisyyttä ja luonnontilaisuutta ilmentävät ominaisuudet</b>	<b>0 - 35</b>
Aikaisemman puustosukupolven puut	0 - 3
Vanhat lehtipuut, pötkelöt ja lehtimaapuut	
Vanhat lehtipuut	0 - 6
Pötkelöt	0 - 4
Lehtimaapuut	0 - 4
Kuolleet havupuut, kelot ja havumaapuut	
Kuolleet havupuut	0 - 3
Kelot	0 - 3
Havumaapuut	0 - 4
Maapuiden laatu:	
Maapuiden lahoaste	0 - 3
Maapuiden koko	0 - 3
Palokorpuut	0 - 2
<b>Yhteensä pisteitä</b>	<b>0 - 50</b>

Taulukko 2. Asetuksella tai lailla suojeltavien valtion maiden aarniometsäkohteiden lukumäärä ja pinta-ala lääneittäin (Rassi ym. 1992).

Lääni	Kohteita	Metsämaan pinta-ala, ha	Vanhan metsän pinta-ala, ha	Kokonaispinta-ala, ha
Turun ja Porin lääni	9	326	297	492
Uudenmaan lääni	4	238	191	313
Kymen lääni	5	104	100	104
Hämeen lääni	18	1431	1269	1574
Mikkelin lääni	15	895	721	980
Pohjois-Karjalan lääni	38	3883	3172	5193
Kuopion lääni	3	420	265	461
Keski-Suomen lääni	15	1187	878	1607
Vaasan lääni	11	591	412	1277
Oulun lääni	22	3364	3092	5056
Yhteensä	140	12444	10441	17057

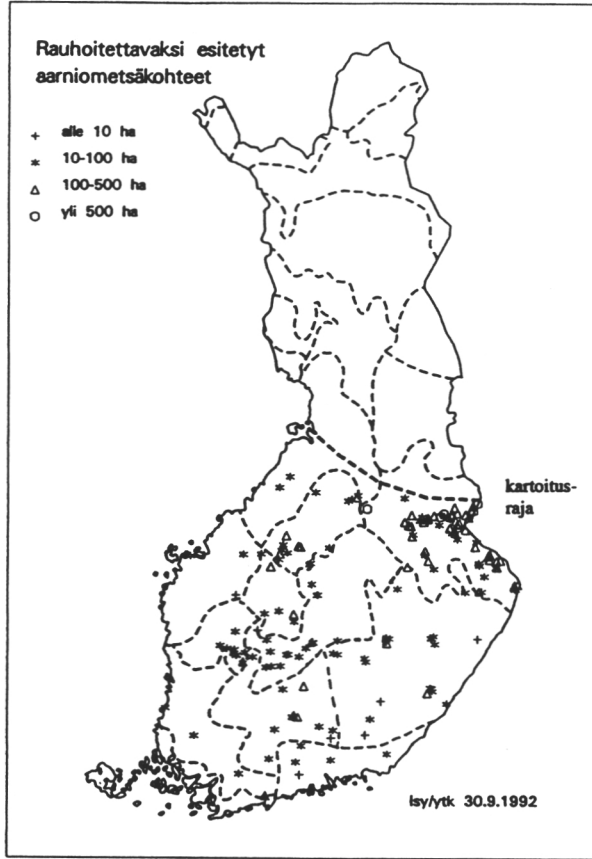
Taulukko 3. Nykyisiin luonnonsuojelualueisiin liitettävien valtionmaiden aarniometsäkohteiden lukumäärä ja pinta-ala lääneittäin (Rassi ym. 1992).

Lääni	Kohteita	Metsämaan pinta-ala, ha	Vanhan metsän pinta-ala, ha	Kokonaispinta-ala, ha
Turun ja Porin lääni	-	-	-	-
Uudenmaan lääni	-	-	-	-
Kymen lääni	-	-	-	-
Hämeen lääni	2	64	35	69
Mikkelin lääni	-	-	-	-
Pohjois-Karjalan lääni	2	967	646	1279
Kuopion lääni	-	-	-	-
Keski-Suomen lääni	-	-	-	-
Vaasan lääni	3	76	74	236
Oulun lääni	2	2193	1894	3077
Yhteensä	9	3300	2649	4661

Taulukko 4. Perustettavien uusien aarnialueiden lukumäärä ja pinta-ala lääneittäin (Rassi ym. 1992).

Lääni	Kohteita	Kokonaispinta-ala, ha
Turun ja Porin lääni	-	-
Uudenmaan lääni	-	-
Kymen lääni	-	-
Hämeen lääni	1	5
Mikkelin lääni	1	8
Pohjois-Karjalan lääni	11	539
Kuopion lääni	2	8
Keski-Suomen lääni	1	5
Vaasan lääni	1	11
Oulun lääni	2	5
Yhteensä	19	641

Suojeltavaksi esitettyjen kohteiden sijainti painottuu selvästi Pohjois-Karjalaan ja Etelä-Kainuuseen, jossa kohteet ovat myös yleensä suurempia kuin muulla kartoitusalueella (kuva 1). Näiden seutujen kohteet ovat myös hyvin aarniometsäisiä ja niiden valintakriteerit eteläisiä ja läntisiä alueita tiukempia. Kohteiden aarniometsäisyyttä kuvaavat pisteet vaihtelivat kohteilla melkoisesti (taulukko 5). Korkeimmillaan ne olivat Etelä-Kainuun kohteilla ja eräillä yksittäisillä pienillä, metsähallituksen jo aiemmin omilla päätöksillään rauhoittamilla aarnialueilla Etelä-Suomessa.



Kuva 1. Lakisääteisesti rauhoitettavaksi ehdotettavat aarniometsäalueet. Kokoluokat on määritelty kokonaispinta-alojen perusteella. Alueiden yhteenlaskettu pinta-ala on 21 700 ha, josta metsämaata on 15 700 ha. Karttapohjaan on merkitty työryhmän käyttämä osa-aluejako (Rassi ym. 1992).

Taulukko 5. Luonnonsuojelualueina suojeltavaksi ehdotettujen aarniometsäkohteiden aarniometsäisyyspisteiden vaihtelu lääneittäin. Pisteytys esitetty tarkemmin tekstissä ja taulukossa 1.

Lääni	Pisteiden vaihteluväli kohteita, kpl	Suojeltavaksi esitettyjä
Turun ja Porin lääni	22 - 39	7
Uudenmaan lääni	35	1
Kymen lääni	24 - 30	3
Hämeen lääni	21 - 47	19
Mikkelin lääni	24 - 46	17
Pohjois-Karjalan lääni	29 - 46	42
Kuopion lääni	32 - 33	3
Keski-Suomen lääni	23 - 41	14
Vaasan lääni	27 - 40	12
Oulun lääni	23 - 50	30

Täysin luonnontilaisia A-luokan metsiä, joissa mitään metsätaloustoimia ei olisi tehty oli aineistossa vain muutamia. Suurin osa suojeluehdotukseen valituista alueista kuuluu luokkaan B, joissa on tehty erilaisia poiminta- ja määrämittahakkuita. Nykyiseen ja sitä edeltäneeseen puustosukupolveen kohdistuneiden hakkuiden erottaminen oli usein vaikeaa. Aineistossa on myös joukko C-luokan metsiä. Luokkaan "muut" kuuluvia metsiä ja jopa aukkoja saattaa joissain tapauksissa kuitenkin sisältyä rajauksiin, esim. rajausteknisistä syistä kun on ollut tarkoituksenmukaista oikaista rajaa tai aukko on sijainnut vanhan metsän ympäröimänä.

Tavoitteena oli suojella ekologisia aluekokonaisuuksia (Asetus vanhojen metsien suojelusta 1993) ja rajauksiin pyrittiin siten ottamaan mukaan myös luonnontilaiset suot, silloin kun ne liittyivät vanhaan metsään. Näin turvataan paitsi soidensuojelun toteutuminen myös metsän ja suon reunan suojelu, mikä ei varsinaisessa soidensuojelussa ole ollut tavoitteena.

### **Alueiden metsätaloushistoria**

Valtionmaat sijaitsevat Suomessa maankäyttöhistoriallisista syistä johtuen suurimmaksi osaksi maan itä- ja pohjoisosassa. Eteläisen Suomen valtionmaat keskittyvät pääosin Pohjois-Karjalaan ja Etelä-Kainuuseen sekä Suomenselän vedenjakajamaille.

Valtion maanomistukseen tulivat aikanaan ne erämaat, joita kukaan ei asuttanut eikä omistanut. Näiden maiden metsätalous järjestettiin ensi kertaa vuonna 1859, jolloin metsähallinto perustettiin (Hertz 1938). Syrjäisen sijainnin ja epätaloudellisten uittomahdollisuuksien vuoksi Etelä-Suomen valtionmaat olivat usein hankalia hyödyntää ja nämä usein suurten vesistöjen latvaseudut jäivät siten näistä talousmaantieteellisistä syistä osaksi ihmisen kaikkein vähimmin hyödyntämää metsäluontoa (Lihtonen 1949). Syrjäisten valtionmaiden metsien käsittelemättömyyttä kuvaa myös valtakunnan metsien toisen inventoinnin (v. 1936-1938) aineiston perusteella tehty tarkastelu kelojen esiintymisestä (kuva 2) (Kalliola 1966), sillä kelojen ja muun kuolleen puuston runsautta voidaan pitää varsin hyvänä metsien luonnontilaisuuden tunnusmerkkinä. Valtakunnan metsien toisen inventoinnin aineistossa kelojen esiintyminen painottuu Etelä-Suomessa Pohjois-Karjalan ja Etelä-Kainuun alueille, samoille alueille, joille yli-ikäisten metsienkin esiintyminen (Kalliola 1966). Näillä alueilla on metsäluonnossa säilynyt sellaista jatkuvuutta, jota muualla Etelä-Suomessa on hyvin vähän ja eri laajuudessa tai ei ollenkaan. Jatkuvuudella tarkoitetaan tässä samalla alueella

katkeamatta esiintyneiden sulkeutuneiden metsien ja eri lahosuknessiovaiheiden seurauksena säilynyttä vaatelioiden vanhan metsän lajien esiintymistä. Näillä alueilla sijaitsevat siksi myös tällä hetkellä Etelä-Suomen merkittävimmät ja laajimmat vanhan metsän suojelukohteet. Näiden alueiden lajistonselvitykset ovat vielä kesken, mutta alustavat tulokset osoittavat, että ne ovat myös vanhan metsän lajiston kannalta monimuotoisimpia (Leinonen 1991, Leinonen 1993, Heikkilä ja Lindholm 1993). Näillä alueilla on lisäksi suora yhteys itään, Karjalan puolella vielä jäljellä oleviin hakkaamattomiin metsäalueisiin (Heikkilä 1992). Täten näillä metsillä on suuri merkitys myös Suomen ja Venäjän välisten raja-alueiden luonnonsuojelualuejärjestelmän Suomen puoleisena verkostona.



Kuva 2. Kelojen (rinnankorkeusläpimitta > 20 cm) lukumäärä hehtaarilla valtakunnan metsien toisen inventoinnin (v. 1936-1938) aineiston mukaan (Kalliola 1966).

Toisen maailmansodan jälkeisten vuosikymmenien aikana myös toistaiseksi syrjässä ja vain satunnaisten hakkuiden piirissä olleet valtionmaat pyrittiin saamaan tehokkaan metsätalouden piiriin. Metsätaloudellisessa mielessä suuri osa nykyaikaisen metsätalouden ulkopuolella olleista alueista oli yli-ikäisyyden vuoksi vajaatuottoisia ja siten kiireellisesti uudistettavia. Tästä on seurannut nykyinen kehitysluokkajakauma näillä vanhoilla valtionmailla: aukkoja, taimikoita ja nuoria metsiä on runsaasti, varttuvia, hakkuukypsiä ja yli-ikäisiä metsiä hyvin vähän.

Vielä 1900-luvun alkupuoliskolla metsänkäsittely oli nykyisestä paljon poikkeavaa (Leikola 1987). Erityisesti syrjäisillä seuduilla tehtiin lähinnä erilaisia poiminta- ja määrämittahakkuita, joissa hakattiin metsästä tietyt kokovaatimukset täyttävät puut, usein lähinnä aikaisemman puustosukupolven männyt. Hakkuiden voimakkuudesta ja toistuvuudesta riippui niiden vaikutus puustorakenteeseen ja metsäluonnon luonnontilaisuuteen. Usein näillä hakkuilla ei ollut metsäluontoon merkittävää vaikutusta, sillä hakkuut eivät juurikaan vaikuttaneet kuusten ja lehtipuiden elinkaareen ja lahopuusukkessioon. Usein nämä hakkuut säästivät sellaista lajistoa, joka nykyisistä talousmetsistä puuttuu. Tällaisia tuloksia on saatu mm. alustavissa Talaskangas-Sopenmäen luonnosta tehdyistä selvityksistä (Lindholm ja Airaksinen toim. 1993).

Nyt kartoitetut valtion metsät Pohjois-Karjalassa ja Kainuussa ovat pääosin tämän vanhan poiminta- tms. metsätalouden piirissä olleita metsiä, jotka nyt ovat uudistushakkuita odottavia, viime vuosikymmeninä toteutettujen avohakkuiden saartamia sirpaleita. Sen sijaan aineistoon sisältyvistä etelärannikon, Länsi-Suomen ja Keski-Suomen valtionmaiden kohteista parhaat ovat erilaisia vanhoja säästömetsiä, jotka on jätetty hakkuiden ulkopuolelle metsähallituksen omilla päätöksillä esim. aarnialueina.

### **Luonnonsuojelullisen arvon määrittämisen tarkastelua**

Tämän tyyppiseen selvitykseen liittyy aina menetelmällisiä ongelmia. Parhaat mahdolliset menetelmät eivät useinkaan ole mahdollisia käytettävissä olevan ajan ja resurssien rajoissa. Myös nyt tehtyyn selvitykseen liittyvä arviointipohjaisuus aiheuttaa tulkinnanvaraisuutta. Inventointien ja tulosten luotettavuuden takaamiseksi pyrittiin siihen, että merkittävimpien ja kiistanalaisimpien kohteiden olosuhteisiin tutustuttiin erillisin katselmuksin varsinaisten inventointien lisäksi.

Metsähallituksen hallinnassa olevilla valtionmailla päästiin alueellisesti varsin kattavaan seulontaan metsätalouden tarkastusten aineistojen avulla. Tosin jo inventoitavia kohteita valittaessa jouduttiin suorittamaan karsintaa

inventointiresurssien niukkuuden vuoksi. Inventoitaviksi valittiin kuviotietojen ja ilmakuvien perusteella parhaat vanhan metsän kokonaisuudet. Puutteita jäi lisäksi vielä muiden virastojen, mm. opetushallituksen hallinnassa oleville maille.

Suojeltavaksi ehdotettavalta kohteelta vaadittavat luonnonarvot on usein vaikeasti määritettävä asia. Hyvin vaihtelevan kohdejoukon ollessa kyseessä mitään kovin yksioikoisia kriteerejä ei voi käyttää, vaan kohteita on kuitenkin viime kädessä tarkasteltava tapauskohtaisesti.

Vanhan metsän kohteiden arvottaminen ja keskinäinen vertailu tehtiin tässä työssä pääosin kohteiden puustorakennetta ja metsänkäsittelyhistoriaa kuvaavien tunnusten avulla. Kohteiden yhdenmukainen "pisteyttäminen" näiden tunnusten avulla on kuitenkin ongelmallista mm. kohteiden muussa laadussa, kuten esim. kasvupaikkatyypeissä ja koossa esiintyvän vaihtelun vuoksi. Asia vaatisi edelleen kehittämistä ja tarkempia tutkimuksia mm. puustotunnusten yhteyksistä lajiston esiintymiseen. Ruotsissa tehdyssä vanhojen luonnonmetsien inventoinnissa kohteiden valinta pohjautui pääasiassa yleisiin perusteisiin kuten metsän käsittelyhistoriaan, kohteen kokoon ja rajautumiseen sekä metsän ikään (Bråkenhjelm 1982). Norjassa vastaava selvitys oli samantapainen (Korsmo ym. 1991). Siinä arvioidaan yleisellä tasolla mm. kohteen biotooppien edustavuutta ja harvinaisuutta, kohteen monimuotoisuutta, pitkää metsäjätkuvuutta ja uhanalaisten lajien esiintymistä.

Kohteiden luonnonsuojelullista merkitystä voidaan arvioida myös suoraan lajistoon pohjautuen. Vanhan metsän kohteita arvioitaessa sitä on käytetty ainakin pohjoisruotsalaisen Steget Före-ryhmän toiminnassa, jossa keskitytään eräiden helposti opeteltavien indikaattorilajien etsintään ja kohteiden arvottamiseen niiden avulla (Karström 1992). Myös Kotiranta ja Niemelä (1993) esittävät sienilajistoon pohjautuvan pisteytysjärjestelmän vanhan metsän kohteille. Lajiston käyttöön luonnonsuojelukohteiden arvottamisessa liittyy kuitenkin mm. lajien esiintymisen satunnaisuuden ja ajallisen vaihtelun ongelmia (Järvinen 1985, Kotiranta ja Niemelä 1993). Lajintuntemusvaatimukset asettavat myös rajoituksensa inventoijia valittaessa. Tarkkojen lajistonselvitysten teko vaatii aikaa ja tulee kalliiksi. Mm. näistä syistä se ei tässä työssä olisi edes ollut kattavasti mahdollista. Aikaisempia suojeluohjelmia valmisteltaessa Suomessa on lajistoa käytetty osana kohteiden arvottamista ainakin lintuvesien suojeluohjelmaa (linnut) ja lehtojensuojeluohjelmaa (putkilokasvit) tehtäessä (Haapanen ja Rassi 1981, Alapassi ja Alanen 1988).

Suojelutavoitteen sektorointi, tässä tapauksessa vanhoihin luonnontilaisiin tai niiden kaltaisiin metsiin aiheuttaa rajausongelmia kokonaisuutena toimivia luonnonsuojelualueita ajatellen. Vanhan metsän sirpaleet ovat usein liian pieniä,

jotta metsäluonnon ajallisesti ja paikallisesti vaihtelevat tilanteet voisivat niissä toteutua. Tässä tapauksessa kohteet rajattiin kuitenkin useimmiten metsämaan osalta pelkän vanhan metsän alueen käsittäviksi, joten niiden toimivuuden toteuttaminen jää myöhemmän suunnittelun tehtäväksi. Suojeltavia laikkuja on myös hyvin erilaisissa ympäristöissä, asuttujen alueiden, maatalousalueiden tai metsätalousalueiden keskellä -näiden asema on hyvin erilainen.

Tilanteessa, jossa suojeluarvojen arviointi yhdistyy välittömästi myös yhteiskunnallisten ratkaisuehdotusten tekoon, kuten esim. eri intressipiirejä edustavan työryhmän työskentelyssä, tulevat myös sosioekonomiset perusteet mukaan ratkaisujen tekoon. Suojeluesitys supistui sen vuoksi, että työryhmä otti huomioon myös yhteiskunnalliset tekijät kuten työllisyyden. Näin suojeluesitys oli enemmänkin yhteiskunnallinen kompromissi kuin asiantuntijaraportti.

On selvää, ettei tavoitteena ollut vanhojen, mahdollisimman luonnontilaisten metsien suojele kata metsien suojelun kokonaistavoitetta. Nyt suojeleluun ehdotettujen alueiden kokonaispinta-ala on pieni ja yksittäiset kohteet niin pieniä, että on vaarana etteivät ne kykene säilyttämään vanhan metsän lajistoaan. Kohteet ovat myös suojelualueina usein liian pieniä, jotta niissä voisi luontaisen kaltaisesti toteutua metsien eri kehitysvaiheiden vuorottelu. Kokonaisuutena metsien suojelutarpeen arviointi ja suojelun toteuttaminen on siis vielä tekemättä.

Nähtäväksi jää, missä määrin nyt hakkaamattomiksi jätettävät vanhan metsän alueet pystyvät säilyttämään niitä vanhan metsän eliöyhteisöjä, joita niissä vielä on. Näiden alueiden säilyttäminen on tässä tilanteessa kuitenkin ainoa mahdollisuus edetä kohti metsien suojelun kokonaistavoitetta.

## Kirjallisuus

- Alapassi, M. ja Alanen A. 1988: Lehtojensuojelutyöryhmän mietintö. - Komiteanmietintö 1988:16. 279 s. Ympäristöministeriö. Helsinki.
- Asetus vanhojen metsien suojelusta. 1993: - Suomen säädöskokoelma n:o 1115: 2997-3093. Helsinki.
- Bråkenhjelm, S. 1982: Urskogar. Inventering av urskogsartade områden i Sverige. 1. Almän del. - Statens naturvårdsverk PM 1507. 107 s.
- Haapanen A. ja Rassi P. 1981: Valtakunnallinen lintuvesien suojeleluohjelma. - Komiteanmietintö 1981:32. Maa- ja metsätalousministeriö. Helsinki
- Heikkilä, R. 1992: Karjalan arvometsät. - Ympäristökatsaus 9/1992: 13. Ympäristötietokeskus. Helsinki.

- Heikkilä, R. ja Lindholm, T. 1993: Hiidenportin kansallispuiston lähialueiden luonnonsuojeluarvo varmistui. - Tiedonvirta. Vesien- ja ympäristöntutkimuslaitoksen tiedotuksia. 1/1993: 31-32.
- Hertz, M. 1938: Metsähallitus 1859-1934. - Acta Forestalia Fennica 43:1-152
- Järvinen, O. 1985: Conservation indices in land use planning: dim prospects for a panacea. - Ornis Fennica 62: 101-106.
- Kalliola, R. 1966: The reduction of the area of forests in natural condition in Finland in the lighth of some maps based upon national forest inventories. - Ann. Bot. Fenn. 3: 442-448.
- Karström, M. 1992: Steget före - en presentation. (The project One step ahead - a presentation.). - Svensk. Bot. Tidskr. 86: 103-114.
- Korsmo, H., Moe, B. ja Svalastog, D. 1991: Verneplan for barskog. - Regionrapport for Øst-Norge. NINA Utredning 25: 1-190. Oslo.
- Kotiranta, H. ja Niemelä, T. 1993: Uhanalaiset käävät Suomessa. - Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja B 17: 1-116.
- Lammi, H. 1993: Vanhojen metsien suojelutyöryhmän osamietinnöstä annetut lausunnot. - Muistio 12/1993. 56 s. Ympäristöministeriö. Helsinki.
- Leikola, M. 1987: Metsien luontainen uudistuminen Suomessa. I. Harsintahakkuiden ajasta harsintajulkilausumaan (1830-1948). - Helsingin yliopiston Metsänhoitotieteen laitoksen tiedonantoja 57: 1-203.
- Leinonen, R. 1991: Ystävyiden puiston perhosinventointi. Osa 1 Elimyssalon alue. - Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja 344: 1-133.
- Leinonen, R. 1993: Ystävyiden puiston perhosinventointi. Osa 2 Iso Palonen - Maariansärkkien alue. - Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja 481: 1-166.
- Lihtonen, V. 1949: Piirteitä valtion metsätaloudesta. - Silva Fennica 66: 1-46.
- Lindholm, T. 1990: Talaskangas. - Ympäristökatsaus 5/1990: 8. Ympäristötietokeskus. Helsinki.
- Lindholm, T. ja Airaksinen, O. (toim.) 1993: Talaskankaan metsä- ja suoalueen luonnonsuojeluinventoinnit. - Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja A. Käsikirjoitus.
- Lindholm, T. ja Tuominen, S. 1991: Etelä-Suomen aarniometsäkartoitus 1991: Maastotyöohjeet. - Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja 312: 1-50.
- Rassi, P., Alanen, A., Kempainen, E., Vickholm, M. ja Väisänen R. 1985: Uhanalaisten eläinten ja kasvien suojelutoimikunnan mietintö. Osat I-III. - Komiteamietintö 1985:43. 1008 s. Ympäristöministeriö. Helsinki

- Rassi, P., Lindholm, T., Salminen P. ja Tanninen T. 1992: Vanhojen metsien suojele valtion mailla Etelä-Suomessa; Vanhojen metsien suojelelyryhman osamietintö. - Työryhman mietintö 70/1992. 248 s. Ympäristöministeriö. Helsinki.
- Ruhkanen, M., Kallonen, S. ja Tanninen T. 1991: Suojellut metsät Etelä-Suomen valtionmailla lokakuussa 1989. 41 s. + 3 liitettä. Metsähallitus. Helsinki
- Ruhkanen, M., Sahlberg, S. ja Kallonen, S. 1992: Suojellut metsät valtionmailla vuonna 1991. - Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja 1: 1-90.
- Ympäristöministeriö 1993: Vanhojen metsien suojelelusta periaatepäätös. - Ympäristöministeriö tiedottaa, listatiedote 3.6.1993. 1 s.



## METSÄN KÄSITTELYN VAIKUTUS LAHOPUUHYÖNTEISTEN ESIINTYMISEEN SUOMEN JA VENÄJÄN KARJALASSA

**Petri Martikainen<sup>1</sup>, Lauri Kaila<sup>2</sup>, Pekka Punttila<sup>1</sup> & Juha Siitonen<sup>3</sup>**

<sup>1</sup> Helsingin yliopisto, Eläintieteen laitos, Ekologian osasto, PL 17, 00014 Helsinki

<sup>2</sup> Helsingin yliopisto, Eläinmuseo, PL 17, 00014 Helsinki

<sup>3</sup> Metsäntutkimuslaitos, Kolarin tutkimusasema, 95900 Kolari

We have studied the forest insect fauna in Finnish and Russian Karelia in 1992-1993. These areas differ from each other with respect to the intensity of the forestry. More intensive forest management in Finland has e.g. reduced the amount of decaying wood in the forests compared to Russian Karelia, and this may have affected the saproxylic fauna. Our aim has been to find out possible differences in the forest beetle fauna between these two areas. In this paper we give some preliminary results of our studies: 1. In a comparison of insects living on decaying aspen between Finnish and Russian Karelia, significantly more rare and threatened species were found in Russian Karelia. 2. A high number of species considered threatened in Finland were found in a relatively short time during 13 excursions to Russian Karelia. 3. Numbers and occurrences of threatened saproxylic beetle species did not differ between old-growth reserves in Finland and old forests in Russian Karelia in trunk-window trap samples from decaying birch trunks. 4. Many specialized saproxylic beetles were abundant in Russian Karelia, but absent in the Finnish side in window flight trap samples from randomly selected ordinary managed forests. We conclude that a rich saproxylic insect fauna has been maintained in Russian Karelia despite forest management. This is probably a consequence of the extensive forestry, which has preserved a large amount of decaying wood in the Karelian forests. In Finland, decaying wood is scarce in the forests and many saproxylic species are declining. New recommendations for forest management practices which aim to take into account the maintenance of biodiversity in forest ecosystems may improve the situation in Finnish forests.

## Suomen ja Venäjän metsien erot

Suomessa ja Venäjän Karjalassa on harjoitettu varsin erilaista metsätaloutta toisen maailmansodan jälkeen. Suomen metsät ovat lähes kokonaan tehokkaan metsätalouden piirissä luonnosuojelualueita lukuunottamatta. Metsämaasta on koko maassa suojeltu 2.1 % ja Etelä-Suomessa 0.3 % (Rassi ym. 1992b). Kaikki metsänkasvulle sopiva maa on pyritty saamaan mahdollisimman tehokkaaseen puuntuottoon. Harvennuksissa otetaan talteen puut, jotka myöhemmin kuolisivat metsikön sisäisessä kilpailussa. Samalla kuitenkin estetään lahopuun muodostuminen metsiin. Tehokkaan palontorjunnan ansiosta kulojen polttamia metsiä syntyy hyvin vähän. Jos metsäpalo pääsee jossakin raivoamaan, se sammutetaan nopeasti ja palaneet puut korjataan mahdollisimman pian pois, etteivät tuholaiset lisääntyisi niissä. Päätehakkuut tehdään tavallisesti metsien ollessa alle satavuotiaita, jolloin puut eivät ole saavuttaneet edes puolta luonnollisesta iästään. Yli 150-vuotiaiden metsien osuus oli seitsemänen valtakunnan metsien inventoinnin (1977-1984) tulosten mukaan Etelä-Suomessa 0.9 % (Kuusela & Salminen 1991). Vanhuuteen kuolleita puita ei talousmetsissä käytännössä ole. Tehokkaasta metsänhoidosta seuraa, että Suomessa jää metsiin lahoavaa puuta hyvin vähän.

Venäjän Karjalassa metsien hoito on ollut varsinkin toisen maailmansodan jälkeen paljon suurpiirteisempää. Harvennushakkuuta ei ole juuri tehty, joten metsät ovat tiheitä ja kuolleita puita on paljon. Yli-ikäisiksi luokiteltujen, yli 160-vuotiaiden metsien osuus oli vuoden 1988 metsävarojen inventoinnissa 33 % (Leinonen 1992). Päätehakkuissa vähäarvoiset puut on usein jätetty kaatamatta tai kaadettuina hakkuualueelle. Lisäksi uudistusalueen taimettuminen tapahtuu usein luontaisesti eikä uudistusalueita juurikaan hoideta. Kehittyvän taimikon puulajisuhteita ei tavallisesti ohjata perkauksin eikä harvennuksin. Metsäpalot ovat yleisiä ja palot raivoavat usein kauan ennen kuin ne saadaan sammutetuksi. Purojen varsilla majavien aiheuttamat tulvat ovat yleisiä, ja metsää saattaa hukkaa kerrallaan jopa kymmeniä hehtaareja. Tällaisia tuhoalueita ei välttämättä raivata, vaan kuolleet puut saavat jäädä metsään.

Venäjän Karjalan metsät eroavatkin varsin paljon Etelä-Suomen talousmetsistä. Varttuneet metsät ovat rakenteeltaan lähellä luonnontilaisia vanhoja metsiä, mutta myös nuoret metsät poikkeavat Suomen talousmetsistä mm. puulajisuhteiltaan ja suuremman lahopuumäärän takia. Voidaan olettaa, että metsien käsittelyn historia ja metsien rakenne vaikuttavat myös metsän eliölajistoon. Rajan molemmin puolin

on käytettävissä ikäänkuin laajamittainen kenttäkoe metsien käsittelyn ekologisista vaikutuksista. Vuosina 1992-93 tehdyissä tutkimuksissa vertailimme Suomen ja Venäjän Karjalan selkärangatonta metsälajistoa, lähinnä kovakuoriaisia. Lahkossa on runsaasti lajeja, jotka elintavoiltaan kattavat kaikki tärkeimmät ekologiset ryhmät (herbivorit, predaattorit, detritivorit, saproxyylit). Tässä tiedonannossa esitämme otantajärjestelyt sekä alustavia tuloksia lahopuulla elävien (saproxylien) hyönteisten esiintymisestä Karjalassa.

### Haapahyönteistutkimus

Kesällä 1992 kartoitettiin haavalla elävien harvinaisten ja uhanalaisten lajien (Rassi ym. 1992a) esiintymistä Suomen ja Venäjän Karjalassa (Siitonen & Martikainen 1994). Yhteensä tutkittiin 243 kuollutta tai kuolemassa olevaa haapaa. Rajan kummallakin puolella tutkittiin noin 120 puuta ja käytettiin aikaa noin 20 työtuntia. Tutkimusmenetelmänä oli hyönteisten etsintä suoraan rungoilta ja kuoren alta, mikä on todennäköisesti tehokkain näytteenottomenetelmä haluttaessa lyhyessä ajassa havaita mahdollisimman monta lajia.

Venäjän Karjalasta tavattiin kaksi Suomessa hävinneeksi luokiteltua lajia, viisi erittäin uhanalaista tai vaarantunutta ja kahdeksan silmälläpidettävää lajia. Useimpia lajeja tavattiin monesta paikasta ja useita yksilöitä. Saman laajuinen näytteenotto Suomessa tuotti yhden yksilön yhtä silmälläpidettävää lajia. Venäjän Karjalasta löytyi useita uhanalaisia lajeja mm. noin kymmenen vuotta vanhoilta hakkuuaukeilta, joille arvottomia haapoja oli jätetty sekä pystyyn että maahan kaadettuina. Hitaasti pystyyn kuolevat haavat tarjoavat jatkuvasti sopivia elinpaikkoja monille vaateliaille lajeille, jotka elävät vain tiettyssä lahoamisen vaiheessa olevassa puussa. Sopivia pienelinympäristöjä säilyttävä ja luova hakkuu oli tässä tapauksessa saattanut jopa lisätä haavalla elävien harvinaisten lajien määrää.

Suomen puolella noin puolet tutkituista haavoista oli taskuttamalla tapettuja puita, joiden lajisto osoittautui köyhäksi. Taskutetut puut kuolevat nopeasti myrkyin vaikutuksesta, ja kaarna alkaa kuivua parissa vuodessa, joten monille vastakuolleessa puussa eläville lajeille on sopivia elinpaikkoja tarjolla vain vähän aikaa. Lisäksi kaikki taskutetut puut kuolevat samaan aikaan, jolloin sopivassa lahoamisasteessa olevia puita ei ole tarjolla jatkuvasti. Suuria kuolleita haapoja oli Suomen Karjalassa harvassa, ja pelkästään sopivien lisääntymispuiden harvinaisuus on epäilemättä syynä monien lajien vähenemiseen.

## Tukimusmatkoilla tehdyt havainnot lajistosta

Vuosina 1992-93 suomalaiset entomologit ovat tehneet useita tutkimusmatkoja Venäjän Karjalaan. Tässä huomioituja retkiä on tehty 13 ja lajistoa tutkittiin yhteensä 42 päivän aikana. Havaintoja lajistosta on tehty sekä suojelluilla alueilla (Kivatsu, Vodlajärvi, Gumbaritsa) että normaalissa talouskäytössä olevissa metsissä. Eniten aineistoa on kerätty kovakuoriaisista, joiden lisäksi havaintoja on tehty latikoista, kaksisiipisistä ja perhosista.

Suomessa uhanalaisiksi luokiteltuja lahopuulla eläviä lajeja tavattiin yhteensä 51 lajia (Siitonen ym. 1994). Näistä 3 on Suomessa hävinneeksi luokiteltuja ja 21 erittäin uhanalaisia tai vaarantuneita. Määrä on huomattavan suuri, kun se suhteutetaan havainnointiin käytettyyn lyhyeen aikaan. Monet Suomessa uhanalaiset ja jopa hävinneet lajit (mm. haapasepikkä, *Hylochares cruentatus*, ja ventokaarniainen, *Rhizophagus puncticollis*) näyttävät Venäjän Karjalassa esiintyvän vielä paikoin runsaana. Myös muutamia sellaisia lajeja löydettiin, joita ei ole tavattu Suomesta. On mahdollista, että jotkut nykylevinneydeltään itäisiltä vaikuttavat lajit ovat hävinneet maastamme jo ennenkuin entomologit ovat löytäneet niitä. Esim. haapasepikistä tunnetaan vain kaksi vanhaa löytöä Lounais-Suomesta.

Siitä, miten runsaita uhanalaiset lajit ovat aiemmin olleet, tiedetään yleensä vähän. Mielenkiintoinen poikkeus ovat prof. C. R. Sahlbergin muistiinpanot Yläneeltä Lounais-Suomesta ja prof. C. J. Schönherrin muistiinpanot Etelä-Ruotsista, molemmat 1800-luvun alkupuoliskolta (Saalas 1933, Lundblad 1949). Muistiin merkittyjen uhanalaisten lahopuusta riippuvaisten hyönteisten sekä laji-että yksilömäärät ovat hämmästyttävän suuria, mikä viittaa siihen, että monet näistä lajeista ovat aiemmin olleet tavallisia Suomenkin metsissä.

Retkien yhteydessä on tutkittu mm. neljää paloaluetta, joilla on käytetty aikaa noin kaksi miestyöpäivää. Näinkin lyhyessä ajassa tavattiin monta kuloista enemmän tai vähemmän riippuvaista hyönteislajia, joista useat ovat lähes kokonaan kadonneet Etelä-Suomesta. Wikars (1992) luettelee 19 pyrofiilia kovakuoriaislajia, joista nyt löydettiin kymmenen.

## Selkärangattoman lajiston monimuotoisuus Suomen itärajalla

Edellä esitetyt tutkimukset ja havainnot koskevat koko Venäjän Karjalaa Laatokan pohjoispuolelta Äänisen pohjoispään korkeudelle asti. Rajan läheisyydessä sijaitsevat alueet ovat oma mielenkiintoinen tutkimuskohteensa. Toisen maailmansodan jälkeen vedettiin raja erottamaan aikaisemmin Suomelle kuuluneet alueet nykyisestä Suomen alueesta. Sotaa edeltävänä aikana metsien käsittely nykyisen rajan eri puolilla oli samanlaista, mutta viimeisten viidenkymmenen vuoden aikana metsien käyttö on ollut selvästi erilaista.

Vuonna 1992 vertailimme Suomen puolen suojelualueilla sijaitsevia vanhoja luonnontilaisia metsiä Venäjän puolen vanhoihin, rakenteeltaan lähes luonnontilaisiin, mutta taloudellisen toiminnan piirissä oleviin metsiin. Tavoitteena oli selvittää, vaikuttaako vanhojen metsien esiintyminen alueellisesti yhtenäisempinä ja jatkuvampina niiden lajistoon. Vuonna 1993 vertailimme satunnaisesti valittuja, eri ikäluokkia edustavia talousmetsiä rajan eri puolilla. Tavoitteena oli vastata kysymykseen miten rajan eri puolilla harjoitettu erilainen metsien käsittely on vaikuttanut alueelliseen lajikoostumukseen ja lajien runsaussuhteisiin. Tutkimusalueet ovat sijainneet Suomen puolella Ilomantsin ja sen lähikuntien alueella ja rajan vastakkaisella puolella Korpiselän-Tolvajärven alueella.

### Runkoikkunapyynnit vanhoissa tuoreen kankaan metsissä 1992

Suomen puolella tutkimusalueet olivat suojelualueiden vanhoissa metsissä Koivusuolla, Pallosenvaarassa, Patvinsuolla, Koverolammella ja Pamilonkoskella. Venäjän puolella tutkimusalueet olivat Korpiselän-Tolvajärven alueella. Metsätyypistä ja pääpuulajista aiheutuvan vaihtelun pienentämiseksi pyyntialueet perustettiin tuoreen kankaan (MT) kuusivaltaisiin metsiin. Venäjän puolella sopivat vanhan kuusimetsän alueet paikallistettiin satelliittikuvien avulla.

Näytteenottomenetelmänä käytettiin runkoikkunapyydyksiä (Kaila 1993). Pyydykset asetettiin taulakääpäisiin koivupötkelöihin taulakääpien viereen. Runkoikkunapyydys pyytää lentäviä ja rungolla käveleviä hyönteisiä. Kääpäinen pötkelö toimii houkuttimena, joten pyydyksellä saadaan pääasiassa lahopuulla eläviä hyönteisiä. Kullakin pyyntialueella käytettiin seitsemän pyydyksen sarjaa, joten pyyntialueella täytyi olla seitsemän taulakääpäistä koivupötkelöä riittävän pienellä alueella.

Alustavien tulosten mukaan rajan eri puolilta saatujen uhanalaisten lahoppukovakuoriaisten lajimäärät ja yksilörunsaudet eivät poikenneet oleellisesti toisistaan. Eri pyyntialueiden välillä oli enemmän vaihtelua kuin maiden välillä.

### Ikkunapyynnit talousmetsissä 1993

Rajan molemmille puolille rajattiin aluksi noin 40 x 50 kilometrin tutkimusalue. Tämän jälkeen kartalle merkittiin ensin Venäjän puoleiselle alueelle kaikki ajokelpoisiksi arvioidut tiet, jotka jaettiin viiden kilometrin osiin. Tieosuuksia löytyi kaikkiaan 17. Seuraavaksi kartalle merkittiin Suomen puolelle rajatun alueen sisälle yhtä monta tieosuutta satunnaisiin kohtiin. Näin saaduista osuuksista arvottiin seitsemän tutkimuksessa käytettäväksi. Koealat sijoitettiin linjoille puolen kilometrin välein kohtisuoraan tien oikealle puolelle sadan metrin päähän tiestä. Kullekin linjalle tuli näin periaatteessa kymmenen koealaa, mutta otoksen ositus sekä tutkimukseen sopimattomien kuvioiden (esim. suot, järvet, avokalliot) sattuminen kohdalle aiheutti sen, että linjoille tuli vaihtelevia määriä koealoja. Otos ositettiin kasvupaikkatyypin (tuore ja kuivahko kangas) ja metsikön sukkessiovaiheen (taimikko, harvennusikäinen metsä ja vanha metsä) mukaan, joten ositteita muodostui kuusi (esim. tuoreen kankaan taimikko). Kuhunkin ositteeseen pyrittiin saamaan viisi koealaa rajan kummaltakin puolelta.

Näytteenottomenetelmänä käytettiin isoja vapaasti riippuvia ikkunapyydyksiä, joiden sijoittelu kaikenlaisiin metsiköihin samalla tavoin on mahdollista. Ikkunapyydys pyytää lentäviä hyönteisiä. Kullakin koealalla käytettiin viiden pyydyksen sarjaa, joka sijoitettiin 30 x 30 metrin alueen sisään. Pyydykset ripustettiin puiden väliin aukeisiin paikkoihin. Koealoilta mitattiin tavanomaiset metsikkötunnukset, mm. pohjapinta-ala puulajeittain, puuston keskipituus ja keskiläpimitta puulajeittain sekä valtapuuston ikä. Maassa olevan lahoppuun määrä arvioitiin yhden hehtaarin alueelta laskemalla eri läpimittaluokkiin kuuluvien runkojen ja kantojen lukumäärä.

Alustavien tulosten mukaan maassa olevan lahoppuun määrä oli Venäjän puolella keskimäärin kymmenkertainen Suomeen verrattuna (2.3 ja 23 m<sup>3</sup>/ha). Lahoppuun määrä koealoilla vaihteli Suomessa 0.1 - 15 m<sup>3</sup>/ha välillä ja Venäjällä 0.1 - 200 m<sup>3</sup>/ha välillä. Alustavien tulosten mukaan näyttää siltä, että monia harvinaisia ja uhanalaisia, elintavoiltaan erikoistuneita lahoppuella eläviä lajeja tuli runsaasti pyydyksiin Venäjän puolen talousmetsissä, kun taas Suomen puolen talousmetsistä tällaiset lajit puuttuivat lähes kokonaan.

## Päätelmät

Tuloksemme osoittavat, että monet Suomessa taantuneet tai uhanalaiset lahopuulla elävät lajit esiintyvät Venäjän Karjalassa vielä runsaina. Melko lyhytaikaisissa tutkimuksissa tavattiin mm. useita meiltä hävinneitä tai erittäin uhanalaisia haavalla eläviä lajeja sekä monia kuloista riippuvaisia lajeja. Sopivien elinympäristöjen (esim. kuloalueet) ja pienelinympäristöjen (esim. lahoavat haavan rungot) alueellinen ja ajallinen jatkuvuus on taannut elintavoiltaan erikoistuneiden lajien säilymisen metsämaisemassa. Suomen talousmetsissä on lahoppuuta hyvin vähän - mahdollisesti niin vähän, etteivät useimmat elintavoiltaan erikoistuneet lahopuukovakuoriaislajit säily talousmetsissämme.

Suurin osa Venäjän Karjalan tutkimusalueistamme oli normaalissa talouskäytössä olevia metsiä. Harjoitettu "tehoton" metsätalous on säilyttänyt monia luonnonmetsien piirteitä. Ilmeisesti tästä syystä runsas lahoppuusta riippuvainen lajisto on säilynyt metsien hyödyntämisestä huolimatta. Uusien, monimuotoisuutta huomioivien metsänkäsittelyohjeiden (mm. Karjalainen 1991, Korhonen 1993) noudattaminen tulee ilmeisesti parantamaan nykyistä tilannetta Suomen talousmetsissä. Hallitulla hoitamattomuudella pystytään turvaamaan toisaalta riittävä raaka-aineen saanti teollisuuden tarpeisiin ja toisaalta monimuotoisuuden säilyminen ja palautuminen Suomen metsissä. Nykyinen 20 miljoonan kuutiometrin vuotuinen hakkuusäästö tarjoaa varmasti riittävät puitteet tähän.

### Kiitokset

Venäjän Karjalassa tehdyissä tutkimuksissa ovat olleet korvaamattomana apuna Evgeny Yakovlev, Andrei Humala sekä Alexey Polevoi Petroskoin Metsäinstituutista. Hyödyllisiä parannusehdotuksia käsikirjoitukseen tekivät Yrjö Haila ja Jari Niemelä. Tutkimuksemme ovat osa Yrjö Hailan, Pekka Niemelän ja Seppo Kopsen koordinoimaa tutkimushanketta "Metsän iän ja rakenteen vaikutus niveljalkaisfaunan lajirunsauteen ja -koostumukseen". Tutkimushanketta ovat rahoittaneet Maj ja Thor Nesslingin säätiö, Metsäntutkimuslaitos ja Suomen Akatemia.

## Kirjallisuus

- Kaila, L. 1993: A new method for collecting quantitative samples of insects associated with decaying wood or wood fungi. - *Entomol. Fennica* 4:21-23.
- Karjalainen, H. (toim.) 1991: Elävä metsä. Uhanalainen luonto ja metsänhoito. Suomen Metsänhoitajaliitto ry, Maailman Luonnon Säätiö WWF Suomen Rahasto. 176 s.
- Korhonen, K.-M. (toim.) 1993: Metsätalouden ympäristöopas. Metsähallitus. Helsinki. 112 s.
- Kuusela, K. & Salminen, S. 1991: Suomen metsävarat 1977-1984 ja niiden kehittyminen 1952-1980. - *Acta For. Fenn.* 220:1-84.
- Leinonen, T. 1992: Karjalan tasavallan metsien käytöstä. - Joensuun metsäylioppilaat, Kurssi 9. s. 42-45.
- Lundblad, O. 1949: Några faunistiska koleopternotiser av C. J. Schönherr. - *Entomol. Tidskr.* 70:147-154.
- Rassi, P., Kaipainen, H., Mannerkoski, I. & Ståhls, G. 1992a: Uhanalaisten eläinten ja kasvien seurantatoimikunnan mietintö. Komiteanmietintö 1991:30. 328 s.
- Rassi, P., Lindholm, T., Salminen, P. & Tanninen, T. (toim.) 1992b: Vanhojen metsien suojele valtion mailla Etelä-Suomessa. Vanhojen metsien suojelutyöryhmän osamietintö 70/1992. Ympäristöministeriö, Helsinki. 59 + 169 s.
- Saalas, U. 1933: Anteckningar över tvenne exkursioner i Kolva urskogar i Yläne socken mer än 100 år sedan. - *Notulae Entomol.* 13:47-49.
- Siitonen, J. & Martikainen, P. 1994: Occurrence of rare and threatened insects living on decaying *Populus tremula*: a comparison between Finnish and Russian Karelia. - *Scand. J. For. Res.* 9. Painossa.
- Siitonen, J., Martikainen, P., Mannerkoski, I., Rassi, P., Rutänen, I. & Kaila, L. 1994: Records of saproxylic Coleoptera, Aradus (Heteroptera) and Diptera from Karelian Republic. - *Käsikirjoitus*.
- Wikars, L.-O. 1992: Skogsbränder och insekter. - *Entomol. Tidskr.* 113:1-11.

## HAKKUUN VAIKUTUKSET HAVUMETSÄN MAAKIITÄJÄISIIN KAHDELLA MANTEREELLA

**Jari Niemelä<sup>1</sup>, John R. Spence<sup>2</sup>, David Langor<sup>3</sup>,  
Yrjö Haila<sup>4</sup> & Harri Tukia<sup>1</sup>**

<sup>1</sup> Helsingin yliopisto, Eläintieteen laitos, Ekologian osasto, PL 17, 00014 Helsinki

<sup>2</sup> Department of Entomology, University of Alberta, Edmonton, Alberta, Canada T6G 2E3

<sup>3</sup> Forestry Canada - Northwest Region, 5320-122 St., Edmonton, Alberta, Canada T6H 3S5

<sup>4</sup> Turun yliopisto, Satakunnan mpäristöntutkimuskeskus, Reposaari, 28900 Pori

We studied the effects of clear-cutting on ground-beetle (Coleoptera, Carabidae) assemblages in Canadian and Finnish boreal forest by comparing pitfall samples from young, regenerating forests with those from natural, primary forests. Only four of the total of 108 species found were shared between the two continents. On both continents, carabid abundance was highest in the youngest regenerating sites (<10 years since cutting) and in certain types of primary forest. Species richness and diversity was higher in the regenerating sites than in the primary forest on both continents. Three types of numerical responses of the abundant species to logging were distinguished: (1) species of open habitat appeared and/or increased in abundance, (2) forest generalists were not dramatically affected and occurred in all or most forest types, and (3) some primary forest specialists disappeared after forest cutting. Our results suggest that biotic diversity can be maintained throughout the boreal forest by a general management approach that maximizes habitat diversity on the regional scale. However, knowledge of local conditions and fauna will be essential to conserve specific assemblages of litter-dwelling invertebrates.

### Johdanto

Laaja pohjoinen boreaalinen vyöhyke muuttuu ja pirstoutuu hakkuiden seurauksena kiihtyvällä nopeudella (Hansson 1992). Esimerkiksi Keski-Ruotsissa

vanhojen luonnonmetsien osuus on laskenut vajaan puolesta vain 7%:iin viimeisten 80:n vuoden aikana (Linder ja Östlund 1992). Suomessa muutos on samanlainen, sillä yli 140-vuotias metsä kattaa vain 0.9% Etelä-Suomen metsäalasta, kun taas nuoren (< 60 vuotta) metsän osuus on runsaat 50% (Aarne 1992). Vanhojen metsien väheneminen on jo aiheuttanut muutoksia eliöstössä (Heliövaara ja Väisänen 1984, Hansen ym. 1991) ja esimerkiksi Suomen uhanlaisista kovakuoriaislajeista 75% on vaarantunut nimenomaan metsänhakkuiden seurauksena (Mikkola 1991).

Tarkoituksemme on tässä työssä tarkastella metsänhakuun vaikutusta karikkeessa eläviin maakiitäjäisheimon kovakuoriaisiin Keski-Suomessa ja vastaavassa vyöhykkeessä Länsi-Kanadassa. Päämääränämme on selvittää vertailun avulla vaikutusten samankaltaisuutta ja tulosten yleistämismahdollisuuksia näillä kahdella mantereella.

### **Tutkimusalueet ja aineiston keruumenetelmä**

Päätutkimusalueemme Kanadassa sijaitsee Kalliovuorten itäpuolisilla esivuorilla Hintonin lähellä Albertan provinssissa (n. 53°N, 117°E). Suomen tutkimusalue sijaitsee Pohjois-Hämeessä Seitsemisen kansallispuiston ja Hyytiälän metsäaseman alueilla (n. 62°N, 24°E). Kasvimaantieteellisesti Kanadan ja Suomen tutkimusalueet sijoittuvat eteläboreaaliseen vyöhykkeeseen ja ilmastomaantieteellisellä mereisyys-mantereisuus-jatkumolla ne kuuluvat samaan vyöhykkeeseen (Tuhkanen 1984). Molempien mantereiden tutkimusalueet ovat havupuuvaltaisia: Kanadassa valkokuusi (*Picea glauca*), contortamänty (*Pinus contorta*) ja mustakuusi (*Picea mariana*) ovat valtapuina, ja Suomessa mänty (*Pinus silvestris*) ja kuusi (*Picea abies*). Kanadassa tutkimusmetsien sekapuuna on pääasiassa haapaa (*Populus tremuloides*) ja Suomessa koivua (*Betula* spp.).

Hakuun seurauksia eliöstöön tarkasteltiin vertaamalla kummassakin maassa vanhasta, luonnontilaisesta metsästä kerättyjä näytteitä hakuun jälkeisiltä kehitysvaiheilta kerättyihin näytteisiin. Ikäluokat olivat 1, 2, 10, 11-20 ja 21-60 vuotta hakuun jälkeen. Tarkempi tutkimusalueiden kuvaus on artikkelissa Niemelä ym. (1993, 1994).

Maakiitäjäisnäytteet kerättiin kuoppapyydyksillä, jollaisina toimivat maahan suutaan myöten kaivettuja muovipurkkeja täytettynä osittain säilöntäaineella. Menetelmä on yleisesti käytetty maaperän niveljalkaisten näytteenotossa (esim. Niemelä ym. 1990). Keruu toteutettiin koko kasvukauden kattavana Kanadassa ja jaksoittain kesän aikana Suomessa. Koska näytteenotto ei ollut täsmälleen

samanlainen, tasoitimme tilastomatematisella rarefaktio-menetelmällä (Kouki ja Haila 1985) näytteiden yksilömäärät lajimäärien vertailemiseksi.

### **Hakkuun vaikutus maakiitäjäisyhteisöihin**

Yhteensä aineistosta tavattiin 108 maakiitäjäislajia, 58 Suomesta ja 54 Kanadasta. Näistä lajeista vain 4 tavattiin molemmista maissa, joten vaihtuma uuden ja vanhan mantereen boreaalisen vyöhykkeen maakiitäjäislajistossa on lähes täydellinen.

Maakiitäjäisten yksilömäärät vaihtelivat selvästi metsän kehitysvaiheiden välillä. Muutokset olivat samansuuntaisia molemmilla mantereilla siten, että yksilömäärät suhteutettuna pyyntiponnistukseen olivat korkeimmillaan nuorissa ikäluokissa ja kosteissa vanhoissa metsissä Kanadassa ja kuivissa Suomessa (kuva 1). Myös lajimäärien vaihtelu oli suurta ja jälleen samanlaista molemmilla mantereilla siten, että nuorissa metsätyypeissä lajimäärät olivat korkeammat kuin vanhoissa metsissä (kuva 2). Erityyppisten ja eri mantereilla sijaitsevien vanhojen metsien lajimäärät olivat hämmästyttävän samanlaiset.

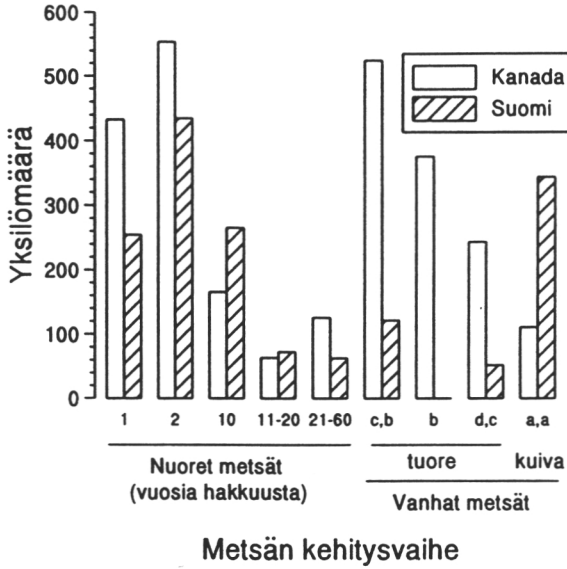
### **Hakkuun vaikutus maakiitäjäislajeihin**

Maakiitäjäislajien runsaudenmuutokset metsän eri kehitysvaiheissa jakautuivat kolmeen tyyppiin:

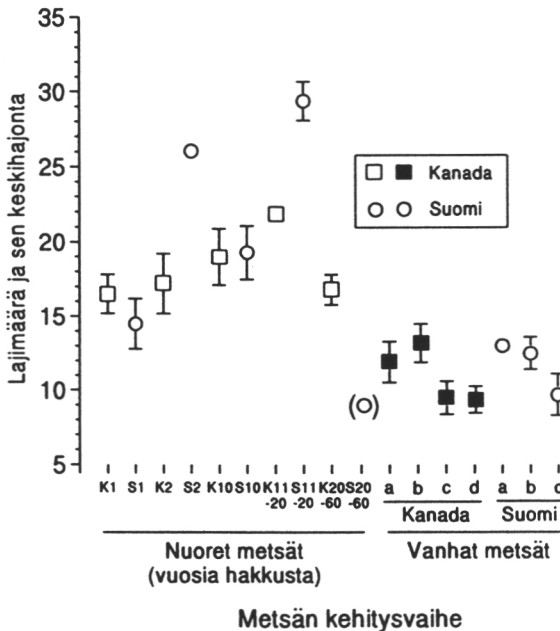
(1) Avomaita suosivat lajit runsastuivat hakkuuaukeilla. Tällaisia ovat varsinkin *Amara*, *Bembidion* ja *Harpalus*-sukuihin kuuluvat lajit. Nämä lajit saapuivat ja runsastuivat hakkuualueilla nopeasti, yleensä parissa vuodessa. Niiden runsastuminen näyttää kuitenkin olevan voimakkaampaa Kanadassa kuin Suomessa. Yli 20 vuotiaissa taimikoissa tällaisten lajien yksilömäärät laskivat ja vahnoista metsistä ne puuttuivat lähes täysin.

(2) Metsän yleislajit esiintyvät melko runsaina kaikissa metsän kehitysvaiheissa eikä hakkuu tunnu juurikaan vaikuttavan niiden yksilömääriin.

(3) Vanhaan metsään erikoistuneet lajit kärsivät selvästi metsänhakkuusta. Tällaisia lajeja oli Suomessa 2-3, mutta Kanadassa jopa 10. Esimerkiksi liekokurekiitäjäinen (*Agonum mannerheimii*), jota tavataan sekä Suomessa että Kanadassa, ei esiintynyt lainkaan 10-60 vuotiailla aloilla.



Kuva 1. Maakiitäjäisten yksilömäärät eri ikäisissä ja eri tyyppisissä havumetsissä Suomessa ja Kanadassa. Yksilömäärät eri ikäluokissa ja metsämetsätyypeissä ovat suoraan vertailukelpoisia maiden sisäisesti, koska ne on suhteutettu samaan pyyntiponnistukseen. Vanhojen metsien tarkemmassa tyyppittelyssä käytetyt kirjainkoodit (a-d) on selvitetty julkaisuissa Niemelä ym.(1993, 1994).



Kuva 2. Rarefaktio-menetelmällä lasketut odotetut lajimäärät eri ikäisille ja eri tyyppisille havumetsille Kanadassa ja Suomessa. Nuorten metsien kirjainkoodi tarkoittaa Kanadaa (K) tai Suomea (S) ja luku kirjaimen perässä vuosia hakkuusta. Vanhojen metsien tarkemmassa tyyppittelyssä käytetyt kirjainkoodit (a-d) on selitetty julkaisuissa Niemelä ym. (1993, 1994).

## Vanhon metsien pirstoutumisen seuraukset

Hakkuun vaikutukset sekä maakiitäjäisyhteisöihin että yksittäisiin lajeihin olivat hämmästyttävän samankaltaiset molemmilla mantereilla, vaikka lajisto erosi lähes täydellisesti. Merkittävimmät muutokset maakiitäjäisfaunassa olivat: (1) korkea yksilömäärä ja lajimäärä juuri hakatuilla aloilla ja (2) useiden vanhaan metsään sopeutuneiden lajien harvinaistuminen ja häviäminen.

Korkea yksilö- ja lajimäärä hakkuuaukeilla ja taimikoissa johtuu ruohoisia ja avoimia ympäristöjä asuttavien avomaiden lajien runsastumisesta. Kanadassa nämä lajit muodostivat nuorissa kehitysvaiheissa lajistosta jopa puolet. Taimikon varttuessa ja metsän sulkeutuessa avomaan lajit häviävät, mutta vanhan metsän lajit palautuvat hitaasti, sillä niitä ei löydetty vanhimmistakaan taimikoista. Tämä osoittaa, että vanhojen metsien specialistit ovat todellakin hyvin erikoistuneita ympäristövaatimuksiltaan. Esimerkiksi liekokurekiitäjäinen elää vanhojen metsien ympäröimissä pienialaisissa kuusikorppainanteissa (Niemelä ym. 1987, Tukia & Niemelä 1988). Siten lajin elinympäristö on jo luonnostaan laikuttainen 'tilkkutäkki'. Tällaisille lajeille hakkuu on kohtalokasta kahdesta syystä: puunkaadon yhteydessä herkkä elinympäristölaikku kiitäjäispopulaatioineen tuhoutuu, ja toisaalta jäljelle jääneiden korppainanteiden etäisyys kasvaa heikentäen leviämistä laikusta toiseen. Yksittäisissä painanteissa populaation häviämistodennäköisyys saattaa luonnontilassakin olla suuri, mutta hävinnyt populaatio voi korvautua muista laikuista leviävillä yksilöillä. Hakkuiden seurauksena asuttuja laikkuja saattaa kuitenkin olla niin harvassa, että hävinnyttä populaatiota korvaamaan ei muualta saavu yksilöitä.

Seurauksena tällaisesta 'laikkudynamiikasta' on myös se, että mikäli liekokurekiitäjäistä ei löydetä sopivaksi arvioidusta korppailakusta, ei se välttämättä tarkoita, että laikku olisi sille kelvoton. Populaatio saattaa olla sieltä tilapäisesti hävinnyt ja laikku mahdollisesti asutetaan uudelleen seuraavana vuonna tai kenties viiden vuoden kuluttua. Metsien käyttöä suunniteltaessa tulisi siis ottaa huomioon se, että luonnostaankin 'tyhjiä' elinympäristöjä saattaa esiintyä.

## Kirjallisuus

- Aarne, M. (toim.) 1992: Metsätilastollinen vuosikirja 1990-91. - Folia Forestalia 790.
- Hansen, A. J., Spies, T. A., Swanson, F. J. & Ohmann J. L. 1991: Conserving biodiversity in managed forests. Lessons from natural forests. - *BioScience* 41:382-392.
- Hansson, L. 1992: Landscape ecology of boreal forest. - *Trends in Ecology and Evolution* 7:299-302.
- Heliövaara, K. & Väisänen, R. 1984: Effects of modern forestry on northwestern European forest invertebrates: a synthesis. - *Acta Forestalia Fennica* 189:1-32.
- Kouki, J. & Haila, Y. 1985: Lajimäärä, näytekoiko ja rarefaktio - lajimäärän vertailun ongelma. - *Luonnon Tutkija* 89:156-159.
- Linder, P. & Östlund, L. 1992: Förändringar i norra Sveriges skogar 1870-1991. - *Svensk Botanisk Tidskrift* 86:199-215.
- Mikkola, K. 1991: The conservation of insects and their habitats in northern and eastern Europe. - Teoksessa: Collins, M. N. & Thomas, J. A. (toim.), *The conservation of insects and their habitats*. pp. 109-119. Academic Press, London.
- Niemelä, J., Haila, Y., Halme, E., Pajunen, T., Punttila, P. & Tukia, H. 1987: Habitat preferences and conservation status of *Agonum mannerheimii* Dej. in Häme, southern Finland. - *Notulae Entomologicae* 67:175-179.
- Niemelä, J., Halme, E. & Haila, Y. 1990: Balancing sampling effort in pitfall trapping of carabid beetles. - *Entomologica Fennica* 1:233-238.
- Niemelä, J., Langor, D. & Spence, J. R. 1993: Effects of clear-cut harvesting on boreal ground-beetle assemblages (Coleoptera: Carabidae) in western Canada. - *Conservation Biology* 7:551-561.
- Niemelä, J., Spence, J. R., Langor, D., Haila Y. & Tukia, H. 1994: Logging and boreal ground-beetle assemblages on two continents: implications for conservation. - Teoksessa: Gaston, K., Samways, M. & New, T. (toim.), *Perspectives in insect conservation*. Intercept Publications, Andover. (in press)
- Tuhkanen, S. 1984: A circumboreal system of climatic-phytogeographical regions. - *Acta Botanica Fennica* 127:1-50 + appendices.
- Tukia, H. & Niemelä, J. 1988: Liekokurekiittäjäinen - taigan uhanalainen. - *Suomen Luonto* 6:27.

## HAVUMETSÄLINNUSTON VÄHIMMÄISVAATIMUKSET

**Suvi Raivio**

Vesi- ja ympäristöhallitus, Luonnonsuojelututkimusyksikkö,

PL 250, 00101 Helsinki

National Board of Waters and the Environment, Nature Conservation Research

Unit, P.O. Box 250, FIN-00101 Helsinki, Finland.

Minimum requirements of bird species were studied in four habitat mosaics of managed forests using the index of observation frequency as a measure of patch use. The results suggest that more important than the size of single forest patches is the proportion of forests on a larger scale. For most species a forest mosaic with an average forest patch size around 1-2 ha would be enough, provided that the proportion of forests on a larger scale is of the order of magnitude of 50-60%. Consequently the definition for minimum requirements could be rephrased as the proportion of a critical habitat type for the species within the landscape.

### Johdanto

Lajien vähimmäisvaatimuksilla tarkoitetaan yleensä lajien aluevaatimuksia joko yksilö- tai populaatiotasolla. Yksilötasolla tarkoitetaan sitä aluetta, jonka yksilö tai pari tarvitsee lisääntyäkseen. Populaatiotason aluevaatimukset ovat huomattavasti suuremmat. Tällöin tarkoitetaan aluetta, jonka kokonainen populaatio tarvitsee säilyäkseen hengissä. Vaikka mittakaavaero näiden kahden määritelmän välillä on valtava - muutamasta neliömetristä useisiin neliökilometreihin - ei kirjallisuudessa ole aina tehty selväksi, kumpaa tarkoitetaan (esim. Robbins 1980). Seuraavassa käsittelen ainoastaan yksilötason vähimmäisvaatimuksia.

Perinteisesti lintujen vähimmäisvaatimuksia on tutkittu saariteorian (MacArthur & Wilson 1967) pohjalta, jolloin metsäsaarekkeet rinnastetaan valtamerten saariin. Erikokoisista metsäsaarekkeista on kerätty kvalitatiivista esiintyy/puuttuu aineistoa eli käytännössä lajilistoja. Jos jokin laji on tavattu esim. 10 ha:n metsäsaarekkeissa, mutta ei enää sitä pienemmissä, on oletettu, että 10 ha on ko.

lajin vähimmäisvaatimus (esim. Moore & Hooper 1975, Opdam ym. 1985, Robbins ym. 1989).

Tässä lähestymistavassa on kuitenkin useita metodologisia virhelähteitä. Ensinnäkin, laji voi puuttua pienestä metsäsaarekkeesta pelkästään sen takia, että se on liian harvalukuinen alueellisella tasolla. Laji ei yksinkertaisesti osu näytteeseen. Toisaalta, laji voi puuttua siksi, että saarekkeessa ei ole sen vaatimaa biotooppia. Suurissa saarekkeissa on oletettavasti enemmän biotooppeja kuin pienissä ja siten myös enemmän lajeja. Kolmanneksi, metsäsaarekkeet tai muut biotooppisaarekkeet eivät ole yhtä eristyneitä kuin valtamerten saaret. Useimmat lintulajit pystyvät siirtymään metsäsaarekkeesta toiseen ympäröiviä taimikoita tai avohakkuita pitkin.

Luonnontilainen taigametsä ei ole koskaan ollut yhtenäistä vanhaa metsää, vaan myrskyjen ja metsäpalojen vaikutuksesta useiden eri sukkessiovaiheiden muodostamaa mosaiikkia. Luonnollinen mosaiikkimaisuus voi vaihdella yksittäisistä tuulenskaadoista laajoihin yhtenäisiin puuttomiin alueisiin (Zackrisson 1977, Bonan & Shugart 1989, Esseen ym. 1992). Talousmetsät ovat myös tällaisia sukkessiovaiheiden mosaiikkeja, mutta eri biotooppien suhteelliset osuudet ovat muuttuneet huomattavasti luonnontilaisiin metsiin verrattuna. Tärkeimmät muutokset ovat vanhojen (>120-vuotiaiden) metsien ja lehtipuuvältaisten metsien väheneminen sekä laajojen yhtenäisten metsäalueiden pirstoutuminen pienemmiksi ja toisistaan erillään oleviksi saarekkeiksi. Vaikka tällaiset talousmetsämosaiikit muodostavat yli 90% maamme metsistä, niiden lintuyhteisöjä on tutkittu varsin vähän. Tällaisessa laikuttaisessa ympäristössä lintujen reviiriin voi kuulua useita erilaisia biotooppilaikkuja (esim. Hanski & Haila 1988, Haila ym. 1989, Raivio & Haila 1990).

### **Aineisto ja menetelmät**

Seitsemisen kansallispuistossa ja sen lähiympäristössä sijaitsevat tutkimusalueeni ovat eri tavoin pirstoutuneita talousmetsämosaiikkeja, joiden pinta-ala on n. 30 ha. Kaksi aluetta sijaitsee kansallispuiston sisällä ja kaksi ympäröivissä talousmetsissä. Sekä kansallispuiston sisällä että sen ulkopuolella olevista alueista toisessa sulkeutuneen metsän osuus on n. 65% kokonaispinta-alasta ja toisessa noin 30%. Loput osat alueista ovat eri-ikäisiä taimikoita, ojitettuja, mäntyä kasvavia rämeitä ja puiston ulkopuolella myös avohakkuualoja. Tein kustakin biotooppikuvioista vähintään viidestä pisteestä puustomittauksia, joissa selvitettiin puuston kokoluokkajakauma lajeittain, keskipituus, pensaiden

määrä ja lajisto, latvuksen peittävyys sekä lahopökölöiden määrä. Lisäksi mittasin ilmakuvilta kunkin metsäkuvion pinta-alan ja etäisyyden lähimpään varttuneeseen yli 5 ha:n metsäalueeseen.

Laskin linnut alueilta kartoitusmenetelmällä (Anon. 1969) kahdeksan kertaa kunakin vuonna 1988-1990. Koska tiheyksien (pareja/km<sup>2</sup>) käyttäminen on hankalaa, jos linnun reviiriin kuuluu useita erilaisia biotooppilaikkuja, on tässä käytetty havaintofrekvenssiä ("observation frequency", ks. Raivio & Haila 1990, Raivio 1992). Havaintofrekvenssi on runsausindeksi, jonka avulla voidaan verrata yksittäisiä biotooppikuvioita keskenään. Indeksissä on laskettu kunkin lajin yksittäisten havaintojen lukumäärä hehtaaria kohden kolmen tutkimusvuoden aikana. Vain vähintään 50 m:n päässä toisistaan olevat havainnot on laskettu mukaan.

### **Tulokset ja niiden sovellutukset talousmetsien monimuotoisuuden suojeluun**

Tulosten (ks. tarkemmin Raivio 1992) mukaan metsälaikun koolla ei ollut paljoakaan merkitystä useimmille metsälinnuille, vaan lajit esiintyivät kaikenkokoisissa metsälaikuissa, mutta eri runsaussuhteissa. Monet metsien generalistilajit (esim. punarinta ja laulurastas) havaittiin odotettua useammin pienissä, alle hehtaarin kokoisissa metsälaikuissa. Kuitenkin metsän osuus laajemmilla alueilla oli linnuille tärkeämpää kuin yksittäisten metsälaikkujen koko. Metsäspesialistien (esim. hippiäinen, töyhtötiainen, sirittäjä, metso) runsaudet olivat lähes kaksinkertaisia alueilla, joissa metsää oli 65% verrattuna alueisiin, joissa metsää oli vain 30%. Vaikuttaa siltä, että talousmetsämosaiikki, jossa metsälaikkujen keskimääräinen koko on 1-2 ha olisi riittävä useimmille metsälinnuille. Tämä kuitenkin edellyttää, että sulkeutuneen metsän osuus laajemmilla alueilla on luokkaa 50-60%. Siten lajien vähimmäisbiotooppivaatimukset voitaisiin määritellä kullekin lajille kriittisen biotooppityypin osuudeksi maisemassa.

Yksittäisten metsälaikkujen analyysissä biotoopin laatu, ts. puuston keskipituus ja rehevyys selittivät paremmin lintujen runsaudet kuin laikun koko tai eristyisyys. Jos metsälaikun ympäristössä 100 metrin säteellä oli myös muita metsälaikkuja, olivat eräät metsälinnut runsaampia kuin pelkästään avohakkuiden tai taimikoiden ympäröimissä metsälaikuissa.

Vaikka suuri osa metsälajeista tulee toimeen hyvinkin pirstoutuneissa talousmetsämosaiikeissa, tavattiin vanhan metsän lintulajeja (tässä aineistossa esim. tiltalti, puukiipijä, palokärki) alueilta vain satunnaisesti. Talousmetsämosaiikit eivät siis turvaa näiden lajien vähimmäisvaatimuksia, vaan ne tarvitsevat laajoja yhtenäisiä vanhan metsän alueita tullakseen toimeen.

Koska suojelualueet eivät ole saaria talousmetsien keskellä, vaan talousmetsissä tapahtuvat lintukantojen muutokset heijastuvat myös suojelumetsien populaatioihin (Helle 1986, Väisänen ym. 1986, vrt. Virkkala 1991), on erittäin tärkeää käsitellä talousmetsiä siten, että metsälintujen vähimmäisvaatimukset niissä turvataan. Laajoja yhtenäisiä hakkuuaukeita ja yksipuolisia taimikoita tulisi välttää. Sen sijaan maisemassa pitäisi kaikki metsän kehitysvaiheet, myös vanhat luonnontilaiset metsät, olla edustettuina monipuolisena mosaiikkina.

Tämä edellyttää kuviotasoa laajempien kokonaisuuksien ja huomattavasti tavanomaista pidempien ajanjaksojen tarkastelua metsäsuunnittelussa. Valtion mailla voitaisiin vanhat metsät säilyttää maisemassa pidentämällä välimetsien tai niiden osien kiertoaikaa esim. 200-300 vuoteen. Nämä alueet hakattaisiin vasta sitten, kun lähistöllä on samanikäistä metsää. Harrisin (1984, ss. 127-152) esittämää, alunperin suojelualueisiin ehdottamaa "viipalekakkumallia" voitaisiin siten soveltaa myös talousmetsiin. Tällä tavalla turvattaisiin ekologinen jatkuvuus, joka on edellytys monen muunkin vanhan metsän lajiryhmän säilymiselle.

### Kirjallisuus

- Anon. 1969: Recommendations for an international standard for mapping method in bird census work. - *Bird Study* 16:249-254.
- Bonan, G. B. & Shugart, H. H. 1989: Environmental factors and ecological processes in boreal forests. - *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 20:1-28.
- Esseen, P.-A., Ehnström, B., Ericson, L. & Sjöberg, K. 1992: Boreal forests - the focal habitats of Fennoscandia. - Teoksessa: Hansson, L. (toim.), *Ecological principles of nature conservation. Applications in temperate and boreal environments*, ss. 252-325. Elsevier Science Publishers, London.
- Haila, Y., Hanski, I. & Raivio S. 1989: Methodology for studying minimum habitat requirements of forest birds. - *Ann. Zool. Fennici* 26:173-180.
- Hanski, I. K. & Haila, Y. 1988: Singing territories and home ranges of breeding Chaffinches: visual observation vs. radiotracking. - *Ornis Fennica* 65:97-103.
- Harris, L. D. 1984: *The fragmented forest. Island biogeography theory and the preservation of biotic diversity.* - University of Chicago & London.

- Helle, P. 1986: Bird community dynamics in a boreal forest reserve: the importance of large-scale regional trends. - *Ann. Zool. Fennici* 23:157-166.
- MacArthur, R. H. & Wilson, E. O. 1967: *The theory of island biogeography*. Princeton University Press, Princeton.
- Moore, N. W. & Hooper, M. D. 1975: On the number of bird species in British woods. - *Biol. Conserv.* 8:239-250.
- Opdam, P., Rijdsdijk, G. & Hustings, F. 1985: Bird communities in small woods in an agricultural landscape: effects of area and isolation. - *Biol. Conserv.* 34:333-352.
- Raivio, S. 1992: Bird communities in fragmented coniferous forests: the importance of quantitative data and adequate scaling. - *Väitöskirja, Helsingin yliopisto, Eläintieteen laitos*.
- Raivio, S. & Haila, Y. 1990: Bird assemblages in silvicultural habitat mosaics in southern Finland during the breeding season. - *Ornis Fennica* 67:73-83.
- Robbins, C. S. 1980: Effect of forest fragmentation on breeding bird populations in the Piedmont of the Mid-Atlantic region. - *Atlantic Naturalist* 33:31-36.
- Robbins, C. S., Dawson, D. K. & Dowell, B. A. 1989: Habitat area requirements of breeding forest birds of the Middle Atlantic States. - *Wildl. Monogr.* 103:1-34.
- Virkkala, R. 1991: Population trends of forest birds in a landscape of large habitat blocks: consequences of stochastic environmental variation or regional habitat alteration? - *Biol. Conserv.* 56:223-240.
- Väisänen, R. A., Järvinen, O. & Rauhala, P. 1986: How are extensive, human-caused habitat alterations expressed on the scale of local bird populations in boreal forest? - *Ornis Scand.* 17:282-292.
- Zackrisson, O. 1977: Influence of forest fires on the North Swedish boreal forest. - *Oikos* 29:22-32.



# BIODIVERSITEETTI JA METSIEN MONIHYÖDYKETUOTANTO

**Olli Saastamoinen**

Joensuun yliopisto, Metsätieteellinen tiedekunta, PL 111, 80101 Joensuu

## **Johdanto**

Luonnon monimuotoisuutta ja sen suojelua tarkastellaan nykyisin entistä enemmän myös muiden kuin perinteisten biologisten tieteiden näkökulmasta. Saattaa olla - joskaan ei välttämättä ole - niin, että nimenomaan taloustieteen käyttöön luonnonsuojelukysymyksissä suhtaudutaan varsinkin luonnontutkijoiden keskuudessa kaikkein varauksellisimmin. Syksyllä 1992 pohjoismaisen metsäekonomianseuran järjestämässä biodiversiteetin arvottamista koskevassa seminaarissa pääalustuksen pitänyt Alan Randall (1993) siteerasi Paul Ehrenfieldiä, joka "miehellään näkisi (suojelun) löytävän tukevan jalansijan muualta kuin taloustieteilijöiden ja heidän filosofisten liittolaistensa liukkaasta maastosta". Epäluuloa taloustieteitä kohtaan tuskin vähentää se, että taloustieteet laajemmassa mitassa varsin myöhään ovat heränneet käsittelemään luonnonsuojelukysymyksiä. Luottamuksen puutetta aiheuttanee myös se, että ympäristöongelmat ja uhanalaistuminen sen osana on keskeisesti seurausta nimenomaan tuotannollisesta toiminnasta, jonka ohjauksesta taloustieteen ymmärrettävästi katsotaan kantavan ainakin osavastuun. Sanottu pitäneek paikkansa myös soveltaviin taloustieteisiin kuten metsäekonomiaan nähden.

Tämän esityksen tarkoituksena ei ole pohtia syitä kuluvan vuosisadan taloustieteen suhteellisen vähäiseen luontokiinnostukseen ennen 1980-luvulla käynnistynyttä ympäristötaloustieteen "buumia". Niitä on käsitelty alan uusissa kansainvälisissä oppikirjoissa ja jossakin määrin myös varhemmassa suomalaisessa kirjallisuudessa (esim. Pulliainen 1979, Saastamoinen 1978). Sensijaan tässä tarkastellaan lähinnä käsitteellisellä tasolla luonnon monimuotoisuuden suojelua osana metsien monihyödyketuotantoa sekä eräitä siihen liittyviä taloustieteellisiä peruskäsitteitä ja näkökulmia.

## Biodiversiteetti ja niukkuus

Monimuotoisuutta koskevan sopimuksen mukaan (UNEP 1992) "biologinen diversiteetti" merkitsee lajien sisäistä, lajien välistä ja ekosysteemien välistä monimuotoisuutta. Vaikka käsitteestä on jo muodostunut kenties liiankin laaja ja monimerkityksinen ovat sen eniten huomiota saaneet käytännön operationalisoinnit konkreettisia: lajien uhanalaisuuden luokittelu (hävinneisiin, erittäin uhanalaisiin, vaarantuneisiin ja silmälläpidettäviin) sekä alkuperäisten ekosysteemien suojelutarpeen määrittäminen.

Kummassakin tapauksessa on helposti havaittavissa yhteys keskeiseen taloustieteen peruskäsitteeseen: niukkuuteen. Uhanalaiset lajit tai ekosysteemit, jos mitkä ovat niukkoja resursseja. Perusmääritelmänsä mukaan taloustiede nimenomaan käsittelee niukkojen resurssien optimaalista allokointia. Jos kohta tämä velvoittaa taloustieteen osallistumaan luonnonsuojelun kysymyksiin se on samalla myös ikävä muistutus taloustieteelle siitä, että se on pitkään nähnyt vain markkinoilla esiintyvän niukkuuden.

## Monihyödyketuotanto

Metsien monikäytöstä on laadittu lukuisia määritelmiä. Erään (Saastamoinen 1982) mukaan se on metsätalouden maalla tapahtuvaa monihyödyketuotantoa. Metsän hyödykkeet voivat olla tavaroita tai palveluksia. Ensinmainitut ovat aineellisia, "käsin kosketeltavia" ja metsästä pois kuljetettavia tuotteita (kuten puutavaralajit ja metsän "pientuotteet"). Metsän tuottamat palvelukset (maisema, virkistys, suojavaikutukset) ovat "ei-käsinkosketeltavia" ja "ei-kuljetettavia" hyötyjä, vaikutuksia ja funktioita, jotka usein - joskaan ei aina - kulutetaan paikan päällä. Lajien monimuotoisuuden suojele voi konkretisoitua tavarana (eri käyttötarkoituksiin soveltuvien puulajien runsautena, puulajien geneettisen ominaisuuksien potentiaalina, harvinaisten kaupallisten tai kotitarvekäyttöön soveltuvien hyötykasvilajien säilymisenä) tai palveluna (harvinaisen lajin kohtaaminen, tieto sen säilymisestä, ekosysteemifunktioiden ylläpito).

Vaikka biodiversiteetti on siis paljon muutakin kuin lajien monilukuisuutta, jo pelkästään se seikka, että yksin Suomen metsissä on arvioitu olevan lähes 700 eriasteisesti (pääosa vain silmälläpidettäviä) uhanalaista lajia, korostaa kolmanteen potenssiin sitä, että metsien monikäyttö on nimenomaan monihyödyketuotantoa. Norjalainen taloustieteen nobelisti Ragnar Frisch (1965) määritteli myös suojelun ('conservation') tuotannoksi teknisessä mielessä eli siirroksi ajassa ('movement in

time'). Uhanalaisten lajien logistiikka ei vielä ole metsäteknologian osa-alue, mutta metsälajien suojelun toteuttamisen biologis-metsänhoidolliset ja tekniset ongelmat ovat periaatteessa samanlaisia kuin monet muut metsien hyötyjen tuottamisen tai turvaamisen kysymykset. Metsien monikäytön ekonomian näkökulmasta kysymys on erilaisten metsänhyötyjen tuottamismahdollisuuksien valinnan ja keskinäissuhteiden ongelmasta. Miten erilaisia tuotantomahdollisuuksia suojele mukaan lukien tulisi painottaa? Millainen metsätalouden käytäntö (hoito- ja hakkuutoimenpiteiden sopeuttaminen, käsittelemättömien alueiden tai kaistojen määrä, laatu ja sijoittaminen jne.) turvaa esimerkiksi tietyn lajin elinvoimaisten populaatioiden säilymistä? Mitä vaikutuksia sillä on eri puutavaralajien ja metsän muiden hyötyjen tuottamiselle tai muiden uhanalaisten lajien suojelulle? Mikä on kustannustehokkain tapa suojella mahdollisimman suuri määrä lajeja? Kenties kaikki lajit?

### **Tuotteiden keskinäissuhteet monihyödyketuotannossa**

Lajien suojelun ja metsän muun monituotannon kannalta hyödykkeiden keskinäissuhteet ovat jäsenettävissä seuraavien luokkien mukaisesti samaan tapaan kuin metsän monihyödyketuotanto yleensäkin (Saastamoinen 1982, 1984):

- 1) Yhteistuotteet
  - a) kiinteät
  - b) vaihtelevat
- 2) Kilpailevat erillistuotteet
  - a) vakiolla transformaatio-suhteella
  - b) kasvavalla transformaatio-suhteella
  - c) vähenevällä transformaatio-suhteella
- 3) Täydentävät tuotteet
- 4) Riippumattomat tuotteet
- 5) Antagonistiset tuotteet

Yhteistuotteet tarkoittavat sitä, että yksi ja sama esimerkiksi biologinen tuotantoprosessi tuottaa kahta tai useampaa tuotetta joko samassa tai vaihtelevassa suhteessa: lammas tuottaa lihaa ja villaa, kataja puuainesta ja marjoja tietyssä melko kiinteässä suhteessa.

Yhteistuotteiden tapauksessa ei voi tuottaa yhtä tuottamatta toista. Kilpailevat erillistuotteet sen sijaan ovat kahden fyysisesti tai biologisesti erillisen tuotantoprosessin (niittykasvit, kuusen kasvatus) tulosta mutta prosessit hyödyntävät yhtä tai useampaa samaa resurssia (esimerkiksi maata tai muita

kasvutekijöitä) ja siis kilpailevat niistä. Transformaatio suhde kuvaa tuotteiden välistä vaihtosuhdetta, joka voi olla vakio esimerkiksi silloin kun asiaa tarkastellaan homogeenisen kasvupaikan kannalta: kuusen raivaus jokaiselta aarilta lisää vakiosuhteessa niittykasvien pinta-alaa ja tuotantoa. Esimerkiksi erilaisten uhanalaisten kasvilajien valovaatimukset saattavat muuttaa lajien keskinäissuhteita tai maaperä mitä todennäköisimmin ei ole homogeenista mistä syystä transformaatio suhteet kuusen ja niittykasvien välillä vaihtelevat. Transformaatio suhteiden erot kuvaavat myös kilpailun astetta lajien välillä.

Metsien uudistaminen on lisännyt taimikoista ja nuorista metsistä hyötyvien eläin- ja kasvilajien määrää. Samoin monet putkilokasvit ovat lisääntyneet maanviljelyksen aikanaan luomilla uusilla kasvupaikoilla kuten niityillä ja pellon pientareilla. Maanviljelyksen ja metsien uudistamisen sekä niistä hyötyvien lajien välillä on tällöin vallinnut täydentävä suhde. Metsien uudistaminen täydentää hirven ruokapöytää mutta hirven vaikutusta taimikkoon ei parhaalla tahdollakaan voi kuvata täydentäväksi vaan kilpailevaksi suhteeksi. Yksipuoliset täydentävät suhteet (positiiviset vaikutukset) ovat yleisempiä kuin molemminpuoliset. Mykoritsasienten ja puiden väliset sekä muut symbioosisuhteet voitaneen tulkita jälkimmäisiksi. Predaatioissa voitaneen nähdä täydentävän ja kilpailevan suhteen kombinaatioita.

Keskenään riippumattomia ovat lajit, jotka elävät kokonaan erilaisissa ekologisissa lokerikoissa eivätkä kilpaile kasvutilasta tai muistakaan resursseista.

Antagonistiset suhteet tarkoittavat poissulkevia suhteita. Koskemattomasta vanhasta metsää vaativan lajin ja puuntuotannon välillä vallitsee kilpaileva suhde siihen saakka kunnes elinkykyisen populaation minimialuevaatimus on hakkuusuunnitelmien kohteena: tällöin tämän tietyn minimialueen, esimerkiksi 100 ha suuruisen metsäalueen, osalta suhde muuttuu antagonistiseksi. On valittava joko lajin suojeleminen tai puuntuotanto. Tällä nimenomaisella alueella sekä-että kompromissiin ei enää ole mahdollisuutta, edellyttäen että lajin elinympäristövaatimus koskemattomasta vanhasta metsästä on ehdoton.

### **Hyötyjen arvottamisesta**

Onko suojeleminen tuotantoa Frischin (1965) määrittelemässä taloudellisessa mielessä eli yrityksenä saada aikaan lopputulos, joka on arvokkaampi kuin siihen käytetyt panokset, johdattaa kysymyksiin mitkä ovat luonnonsuojeluun liittyvät arvot ja niiden saavuttamiseen tarvittavat uhraukset. Edellinen johdattaa suojeleminen kustannusten määrittämiseen ja jälkimmäinen suojeleminen liittyviin hyötyihin ja niiden arvottamiseen.

Monimuotoisuuden säilyttämisen hyötyjä ja siihen liittyviä arvoja on tietenkin pohdittu ja kirjattu paljon. Esimerkiksi Rion sopimus luettelee biodiversiteetin itseisarvot sekä ekologiset, geneettiset, sosiaaliset, taloudelliset, tieteelliset, opetukselliset, kulttuurilliset, virkistykelliset ja esteettiset arvot. Biodiversiteetin merkitys evoluutiolle ja biosfäärin elämää ylläpitävien järjestelmien turvaamiselle on toinen peruslähtökohta (UNEP 1992). Tässä tulkinnassa taloudelliset arvot ovat vain yksi arvoryhmä muiden arvojen joukossa.

Ympäristötaloustieteen tulkinta taloudellisista arvoista on laajempi. Eräs ympäristötaloustieteen keskeinen lähestymistapa pyrkii tavoittamaan monimuotoisuuden rahamääräistä kokonaisarvoa, joka ideaalitapauksessa sisältäisi kaikki edellä kirjatut monimuotoisuuden arvoryhmät. Vakiintuneen käsityksen mukaan monimuotoisuuden kokonaisarvo jakaantuu käyttöarvoihin ja olemassaoloarvoihin. Käyttöarvot (konkreettinen tarpeentyydytys) puolestaan jaetaan nykyiseen ja tulevaan käyttöarvoon sekä optioarvoon (tulevaisuuden käyttömahdollisuuden turvaamiseen epävarmuuden oloissa liittyvä arvon komponentti) ja kvasioptioarvoon (tulevaisuudessa saavutettavan tiedon turvaamisesta koitua hyöty estettäessä lajien häviämiseen liittyvä peruuttamaton muutos). Olemassaoloarvot liittyvät muuhun kuin edellämainittuihin suoriin tai epäsuoriin "hyötynäkökohtiin", ne ovat ns. aitoja luonnon "itseisarvoja". Tässä yhteydessä ei puututa näistä arvoluokista, niiden filosofisista perusteista, hinnoittelumenetelmistä saati luonnonsuojeluarvojen yleisistä eettisistä perusteluista käytävään keskusteluun vaan tyydytään viittaamaan eräisiin viimeaikaisiin suomenkielisiin esityksiin (esim. Juntunen 1991, Mäntymaa 1993, Matero ja Saastamoinen 1993, Naskali 1993).

Tässä ei myöskään pyritä arvioimaan sitä, tuottavatko yritykset hyötyjen rahamääräiseen arviointiin parempia tuloksia kuin perinteinen "luonnonsuojelullinen" argumentointi: hyötyjen ja arvojen konkreettinen asiantuntijuuteen perustuva kvalitatiivinen ja kvantitatiivinen "merkityksen" määrittäminen. Lajien suojeluarvojen ja niihin liittyvien hyötyjen määrittämisessä molempia lähestymistapoja voi käyttää vaihtoehtoisesti, rinnakkain tai lähestymistapoja yhdistäen niin, että osa hyödyistä määritetään rahamääräisesti ("kiistatta" rahalla mitattavat) ja muut jommalla kummalla tai molemmilla tavoilla (siis rahamääräistäen tai merkityksiä verbaalasti perustellen).

Tehtiin hyödyn määrittäminen miten tahansa tai jätettiin se ääritapauksessa kokonaan tekemättäkin, päätöksenteko monimuotoisuushyödyn valitsemisesta (tuottamisesta) joutuu aina taloudellisten arvojen kanssa tekemisiin kustannusten määrittämisen yhteydessä.

## Kustannukset

Viimeaikojen näkyvä kehitys ja laaja keskustelu monimuotoisuushyötyjen taloudellisesta arvottamisesta (johon edellä on vain lyhyesti viitattu) on saattanut jättää varjoon sen tosiasian, että huolellinen ja perinpohjainen suojeluvaihtoehtojen kustannusanalyysi tarjoaa poikkeuksetta aina luotettavan peruselementin päätöksentekoon. Kustannusten oikea määrittäminen tuo päätöksentekoon konkreettisuutta, kertoo kuinka suuret uhraukset ovat välttämättömiä suojelun toteuttamiseksi ja tarjoaa konkreettisen kiinnkohdan hyödyn vertailuun. Kustannusten määrittäminen on luotettavampaa kuin hyötyjen arviointi, koska ne useimmiten liittyvät nykyhetken tai lähitulevaisuuden tunnettuihin ja reaalisiin hinta- ja kustannustekijöihin.

Kustannusvaikutusten selvittäminen voi joskus olla yksinkertaista ja suoraviivaista mutta tosin usein myös melko monimutkaista. Kustannuksiakin voidaan tarkastella erilaisissa tarkastelukehikoissa ja eri tavoin rajattuina: esimerkiksi eri tahojen tai osapuolten kustannuslaskelmat saattavat näistä syistä erota jonkin verran ja joskus enemmänkin. Yleensä laskelmaperusteiden yhdenmukaistaminen kuitenkin tuottaa realistisen kuvan oikeista kustannuksista, jos niiden selvittämiseen osapuolilla on riittävästi aitoa halua. Epävarmuutta toki liittyy esimerkiksi metsäalueen rauhoittamisen kustannusten määrittämisessä silloin, kun laskelmat joudutaan ulottamaan niin pitkälle tulevaisuuteen, että puun hintakehitysarviot tulevat epäluotettaviksi. Puun hinnan suhteen epävarmuus onkin kasvamassa ja jo lyhyen ajan vaihtelukin on nykyisin osoittautunut aikaisempaa suuremmaksi.

Toki kustannusten määrittämiseen liittyy myös teoreettisia ongelmia. Niistä tärkein on kustannusten jakamisen ongelma monihyödyketuotannossa. Useiden tuotteiden yhteistuotannossa ei ole objektiivista perustetta jakaa kustannuksia eri tuotteiden kesken. Sopimuksenvarainen jako voitaneen usein tehdä mutta teoreettisesti käypä ratkaisu on käsitellä tuotteet yhtenä "kimppuna" ja laskea kustannukset tälle kokonaisuudelle. Uhanalaisten lajien osalta tämän tapainen tilanne voisi tulla esimerkiksi symbioottisesti tai predaation kautta toisistaan riippuvien lajien kohdalla tai tilanteessa, jossa esimerkiksi yhden lahoppun tai yhden metsikön säästäminen edistää useamman uhanalaisen lajin suojelua.

Kustannusanalyysin avulla saadaan selville myös suojelun toteuttamisen vaihtoehtojen toimintatapojen kustannusrakenteet ja tietoja kustannusten jakautumisesta esimerkiksi talouden toimijoiden, alueiden ja eri väestöryhmien kesken. Luonnon monimuotoisuuden suojelua koskevassa päätöksenteossa kustannusten kohdentuminen oikeudenmukaisessa suhteessa hyötyjen

jakaantumiseen saattaakin nousta merkitykseltään yhtä tärkeäksi kriteeriksi kuin kokonaishyötyjen ja kokonaiskustannusten suhde sinänsä. Ja koska varsinkin laajojen suojeluhankkeiden toteuttamisessa rahoituksen järjestäminen nousee aina keskeiseksi kysymykseksi korostaa sekin edelläsanotun merkitystä.

### Kirjallisuus

- Frisch, R. 1965: Theory of production. Dordrecht. D. Reidel Publishing Company. 370 p.
- Juntunen, I. 1991: Johdatus arvoluokitteluun. Teoksessa: Toiviainen, E. (toim.). Kainuun tulevaisuus - vaihtoehdot ja strategiat. - Pohjois-Suomen tutkimuslaitoksen julkaisuja 106.
- Matero, J. & Saastamoinen, O. 1993: Metsätalouden vesistövaikutusten ympäristötaloudellinen arviointi - menetelmiä ja alustavia laskelmia. - Joensuun yliopisto. Metsätieteellinen tiedekunta. Tiedonantoja 11: 1-149.
- Naskali, A. 1993: Luonnon monimuotoisuuden taloudellinen arvottaminen. Teoksessa: Mäkkeli, P. & Kangas, J. (toim.) 1993. Metsäluonnon ja -ympäristönhoito. Metsäntutkimuspäivä Joensuussa 1993. - Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 1993.
- Mäntymaa, E. 1993: Ympäristöhyötyjen arviointi Contingent Valuation-menetelmällä. - Oulun yliopisto. Pohjois-Suomen tutkimuslaitoksen julkaisuja 109.
- Pulliainen, K. 1979: Ympäristötaloustieteen perusteet, kokonaistaloudellinen näkökulma. Kustaruskiila.
- Randall, A. 1992: Thinking about the Value of Biodiversity. Teoksessa: Linddal, M. & Naskali, A. (Eds.) 1993. Proceedings of the workshop Valuing biodiversity - on the social costs and benefits from preserving endangered species and biodiversity of the boreal forests. Espoo, Finland, October 1992. - Scandinavian Forest Economics 34. 158 p.
- Saastamoinen, O. 1978: Luonnonsuojelu ja talousteoria. - Helsingin yliopiston maankäytön ekonomian laitoksen julkaisuja 4: 1-89.
- Saastamoinen, O. 1982: Economics of multiple-use forestry in the Saariselkä forest and fell area. - Commun. Inst. For. Fenn. 104:1-102.
- Saastamoinen, O. 1984: Product transformation in multiple-use forestry. Teoksessa: Saastamoinen, O., Hultman, S-G., Koch, N. Elers & Mattsson, L. (Eds.). Multiple-use forestry in the Scandinavian countries. - Commun. Inst. For. Fenn. 120:1-142.
- UNEP. 1992: Global biodiversity strategy. - World Resources Institution. The World Conservation Union. 244 p.





ISBN 951-40-1339-5  
ISSN 0358-4283  
Helsinki 1994  
Yliopistopaino