

# METSÖN

# JÄLJILLÄ



ETELÄ-SUOMEN METSIEN MONIMUOTOISUUSOHJELMAN  
TUTKIMUSRAPORTTI



# METSON JÄLJILLÄ

**Etelä-Suomen metsien monimuotoisuusohjelman tutkimusraportti**

Toimittajat:

Paula Horne  
Terhi Koskela  
Mikko Kuusinen  
Antti Otsamo  
Kimmo Syrjänen

**Maa- ja metsätalousministeriö, ympäristöministeriö,  
Metsäntutkimuslaitos ja Suomen ympäristökeskus**



METSON jäljillä  
Etelä-Suomen metsien monimuotoisuusohjelman tutkimusraportti

tutkimusohjelman loppuraportti

Julkaisijat: Maa- ja metsätalousministeriö, ympäristöministeriö, Metsäntutkimuslaitos ja Suomen ympäristökeskus

Toimittajat:  
Paula Horne  
Terhi Koskela  
Mikko Kuusinen  
Antti Otsamo  
Kimmo Syrjänen

Ulkoasu: Ahti Kotisaari

Kansikuva: Rita Nisula tutkimassa jäkälälajistoa METSON luonnonarvokauppakohteella  
(Kuva Ahti Kotisaari)

Sähköinen versio (pdf): [www.mmm.fi/metso/metso-tutkimusraportti.pdf](http://www.mmm.fi/metso/metso-tutkimusraportti.pdf)

ISBN 952-453-289-1

Vammalan Kirjapaino Oy 2006





# SISÄLLYSLUETTELO

Yhteystiedot .....	6
Saatteeksi .....	7
Luku 1. METSO ja monimuotoisuuden tutkimus	
– taustat, tavoitteet ja haasteet .....	8
1.1 METSO -tutkimuksen tausta .....	8
1.2 Tutkimustarpeiden määrittely METSO-ohjelmassa .....	9
1.3 Tutkimus METSON seurannassa ja arvioinnissa .....	10
1.3.1 METSON seuranta ja arviointi .....	10
1.3.2 Monimuotoisuuden tutkimusohjelma (MOSSE) .....	11
1.3.3 Metsien monimuotoisuuden turvaamisen keinot ja yhteiskunnalliset vaikutukset (TUK) ...	13
1.3.4 Puutteellisesti tunnettujen ja uhanalaisten metsälajien tutkimusohjelma (PUTTE) .....	13
1.3.5 Ympäristöklusterin tutkimusohjelma .....	14
1.3.6 Tutkijoiden metsäpalaveri .....	15
1.3.7 Ympäristö ja oikeus -tutkimusohjelma .....	15
1.4. Tutkimushankkeiden yhteistyö .....	15
Luku 2. Suojelualueet .....	16
2.1 Johdanto .....	16
2.1.1 Suojelualueverkon pinta-ala, edustavuus ja laatu .....	16
2.1.2 Eri luontotyyppien suojelutilanne .....	18
2.2 Suojelualueiden ekologia .....	21
2.2.1 Elinympäristön pinta-alan ja kytkeytyneisyyden vaikutus populaatioiden elinkelpoisuuteen	21
2.2.2 Suojelualueverkon kehittämisen haasteita ja ongelmia .....	24
2.3 Suojelualueiden taloudelliset vaikutukset .....	25
2.3.1 Luonnonsuojeluohjelmien kustannukset ja niihin liittyvät suojelukorvaukset ovat vain osa	
suojelun taloudellisista vaikutuksista .....	26
2.3.2 Suojelun taloudelliset vaikutukset poikkeavat toisistaan valtakunnan- ja aluetasolla .....	27
2.3.3 Metsien suojelun vaikutukset hakkuisiin, kantohintoihin ja metsäteollisuuden tuotantoon	28
2.3.4 Vaikutukset työllisyyteen .....	29
2.3.5 Metsänomistajiin ja paikallistalouteen kohdistuvat vaikutukset .....	29
2.4 Suojelualueiden sosiaalinen merkitys .....	29
2.4.1 Suojelualueiden virkistyskäyttö ja -käyttäjät .....	29
2.4.2 Suojelualueet ja alueellinen kehitys .....	32
2.5 Päätelmät .....	33
Luku 3. Elinympäristöjen ennallistaminen .....	40
3.1 Johdanto .....	40
3.1.1 Ennallistaminen suojelualueilla ja talousmetsissä .....	40
3.1.2 Metsän luontaisen häiriödynamiikan jäljittely .....	42
3.1.3 Ekologinen tehokkuus ja kustannustehokkuus .....	44
3.2 Tutkimustuloksia ekologisista vaikutuksista .....	45
3.2.1 Alueen ja suuralueen mittakaava .....	45
3.2.2 Elinympäristön tai metsikön mittakaava .....	46
3.3.1 Kustannustehokkuudella kustannussäästöjä .....	48
3.3.2 Ekologiset vaikutukset .....	50
Luku 4. Talousmetsät .....	53
4.1 Johdanto .....	53
4.1.1 Arvokkaat elinympäristöt .....	54
4.1.2 Säästöpuusto .....	56
4.1.3 Lahoppuusto .....	57
4.1.4 Muut toimenpiteet talousmetsissä .....	57
4.2.1 Arvokkaat elinympäristöt .....	58
4.2.2 Säästöpuusto .....	61
4.2.3 Lahoppuusto .....	64
4.2.4 Muut talousmetsien metsänhoitotoimenpiteet ja metsä- suunnittelu .....	66
4.2.5 Monimuotoisuuden ylläpidon yleiset kannustinvaikutukset .....	67
Luku 5. Uudet keinot .....	86
5.1 Johdanto .....	86
5.1.1 Suojelupolitiikan muutos .....	86
5.1.2 METSO -ohjelman uudet keinot .....	86
5.2 Ekologiset näkökulmat .....	88
5.2.1 Uusien keinojen ekologinen vaikuttavuus .....	88
5.2.2 Kohteiden laatu .....	88
5.2.3 Metsänomistajien kiinnostus uusiin keinoihin .....	89
5.2.4 Sopimusten määräaikaisuus ja ekologinen epävarmuus .....	89
5.3 Taloudelliset näkökulmat .....	90
5.3.1 Kansan- ja aluetaloudelliset vaikutukset .....	90
5.3.2 Kustannustehokkuus ja -vaikuttavuus .....	91

5.4 Sosiaaliset ulottuvuudet .....	92
5.4.1 Metsänomistajien asenteet ja uusien keinojen hyväksyttävyyss .....	92
5.4.2 Tieto ja informaatio-ohjaus .....	93
5.4.3 Yhteistyö .....	93
5.5 Päätelmät .....	94
5.5.1 Ekologinen vaikuttavuus .....	94
5.5.2 Sosioekonomiset kysymykset .....	96
Luku 6. Ekologisia näkökulmia monimuotoisuuden turvaamisessa valtakunnallisesti ja alueellisesti .....	99
6.1 Johdanto .....	99
6.2 Ajalliset näkökulmat .....	100
6.3 Alueelliset näkökulmat .....	102
6.4 Päätelmät .....	104
Luku 7. Monimuotoisuuden turvaamisenohjauskeinot ja yhteiskunnalliset vaikutukset .....	110
7.1 Johdanto .....	110
7.2 Monimuotoisuuden turvaamisen taloudelliset vaikutukset .....	110
7.2.1 Taloudellisesti optimaalinen suojelun taso ja suojelun vaikutukset markkinoille ja tulonjakoon .....	110
7.2.2 Monimuotoisuuden turvaamisen taloudellinen tehokkuus .....	111
7.2.3 Suojelun puumarkkina- ja työllisyysvaikutukset .....	113
7.2.4 Talousmetsien luonnonhoito ja elinympäristöjen ennallistaminen .....	114
7.2.5 Luonnonarvokaupan ja maanvuokrauksen kustannustehokkuus .....	115
7.2.6 Suojelun aluetaloudelliset ja paikalliset vaikutukset .....	115
7.3 Sosiaalinen kestävyys ja sosiaaliset vaikutukset .....	116
7.3.1 Kansallisen ja alueellisen tason numeeriset sosiaaliset vaikutukset .....	116
7.3.2 Paikalliset sosiaaliset vaikutukset ja sosiaalinen kestävyys .....	117
7.4 Monimuotoisuuden turvaamisen ohjauskeinot ja sertifiointi .....	119
7.4.1 Ohjauskeinot .....	119
7.4.2 Metsäsunnittelu ja metsänomistajan neuvonta monimuotoisuuden edistämässä .....	120
7.4.3 Hyvä hallintomenettely .....	122
7.5 Päätelmät .....	123
Luku 8. Kansalliset ja kansainväliset toimintaympäristön muutokset .....	128
8.1 Johdanto .....	128
8.2 Poliittiset muutostekijät .....	128
8.3 Taloudelliset muutostekijät .....	129
8.4 Sosiaaliset muutostekijät .....	132
8.5 Teknologiset muutostekijät .....	133
8.6 Ekologiset muutostekijät .....	134
8.7 Muutokset arvoissa .....	137
8.8 Päätelmät .....	138
<b>TIETOLAATIKOT</b>	
Tietolaatikko 2.1 Suojellut metsät .....	17
Tietolaatikko 2.2 Luonnonomistajien kaltaiset metsät suojelu- ja ei-suojelualueilla .....	19
Tietolaatikko 2.3 Miksi metsien monimuotoisuuden säilyttäminen edellyttää nykyistä paljon suurempaa suojeltujen metsien pinta-alaa? .....	22
Tietolaatikko 3.1. Karkea ja hieno seula .....	41
Tietolaatikko 4.1 Metsähallituksen talousmetsien luontokohteet ja säästöpuusto .....	70
Tietolaatikko 4.2 Metsälain erityisen tärkeiden elinympäristöjen kartoitus (METE-kartoitus) .....	74
Tietolaatikko 4.3 Arvokkaiden elinympäristöjen määrä talousmetsissä ja suojelualueilla VMI9:n tulosten perusteella .....	76
Tietolaatikko 4.4 Lahopuuston määrä talousmetsissä ja suojelualueilla VMI9:n tulosten perusteella .....	78
Tietolaatikko 6.1 Uhanalaisen lahopuulajiston kattava ja tehokas turvaaminen: suojelun mahdollisuudet ovat sekä talous- että suojelumetsissä .....	106
<b>TUTKIMUSTIIVISTELMÄT</b>	
Etelä-Suomen ja Pohjanmaan metsien suojelun hyötyjen taloudellinen arvottaminen .....	143
Suojelukohteiden hankinnan kustannukset .....	144
Pienten suojelulehtojen merkitys putkilokasveille .....	148
Markkinaperustaisen biodiversiteetin suojelun ja kestävä käytön oikeudenmukaisuus ja tasapuolisuus .....	153
Sosiaalinen metsätaloudessa .....	156
Luonnonarvokauppaan osallistuneiden metsänomistajien näkemyksiä suojeluvaihtoehtojen hyväksyttävyydestä .....	159
Pallas-Ounastunturin kansallispuiston virkistyskäytön paikallistaloudelliset vaikutukset .....	162
Löytyykö liito-oravan asuttamista kuusivaltaisista metsistä myös muita uhanalaisia lajeja? .....	165
Liito-oravalle soveltuvien metsien arviointi tänään ja tulevaisuudessa .....	167
Talousmetsien kulotuksien, säästöpuiden ja suojelualueiden ennallistamispolttojen vaikutukset lahopuista riippuvaisiin kovakuoriaisiin .....	170
Metsien suojelun lisäämisen taloudellisia vaikutuksia metsäteollisuuteen ja raakapuumarkkinoille .....	173
Mittakaava metsätalouden kestävyuden määrittelyssä .....	176
Käävät metsälain erityisen tärkeissä suojeltavissa elinympäristöissä .....	180
Metsän hakkuun ja kulotuksen vaikutus kääpälajistoon .....	182
Metsän hakkuun ja kulotuksen vaikutus kääpälajistoon .....	185

Suksessiovaiheen ja luonnontilaisuuden vaikutus metsän kääväkälajistoon .....	187
Metsänomistajien näkemyksiä luonnonarvokaupasta .....	189
Luonnonarvokaupan kustannus-tehokkuus ja maan vuokraamisen edullisuus yhteiskunnalle .....	193
Länsi-Euroopan metsien mahdollisen lisäsuojelun taloudelliset vaikutukset metsäsektorille .....	197
Monitulkintainen monimuotoisuus .....	199
Biodiversiteetin turvaaminen oikeudellisin taloudellisin ohjaukskeinoin ja turvaamisen yhteensovittaminen hiilinielujen lisäämiseen .....	202
Suomen metsäisten luontotyyppien uhanalaisuus arvioidaan .....	207
Metsänomistajien suhtautuminen yhteistoimintaan luonnonarvojen suojelussa .....	209
Ongelmakohtia kuolleen puun ylläpidossa nykyisissä metsä-ekosysteemeissä .....	212
Säästöpuiden, metsänhoidollisen kulituksen ja ennallistamispoltojen vaikutus ytimennävertäjien ja tukkimiehentäiden aiheuttamiin metsätuhoihin .....	217
Metsänomistajan päätöksenteon tukeminen luonnonarvokaupassa .....	220
Metsänomistajien tiedot monimuotoisuudesta ja säästöpuista .....	224
Yksityismetsien luonnonhoidon laadun seurannan tulokset 1996–2005 .....	229
Toimintakulttuurin muutos yhteistoimintaverkostoissa .....	235
Toimintakentän käsite monimuotoisuuden suojelun sosiaalisen kestävyuden arvioinnissa <sup>1</sup> .....	238
Tilastotieteelliset monimuotoisuuden suojelun asiantuntijamallit monitavoitteisessa metsäsuunnittelussa .....	241
Muuttuneiden lähteiden ennallistamisella voidaan palauttaa ja ylläpitää vesikasvillisuuden ja pohjaeläimistön monimuotoisuutta .....	244
Metsikön vertikaalisen rakenteen tutkiminen 3D-kaukokartoituksen avulla .....	247
Säästöpuuryhmien ja kulituksen vaikutus metsien maakiittäis-lajistoon .....	250
Säästöhaapojen merkitys uhanalaisille kovakuoriaisille ja kääville .....	252
Metsänomistajien suhtautuminen luonnonarvokauppaan .....	255
Säästöpuuryhmien vaikutus hämähäkkeihin ja maakiittäisiin .....	257
Suojelualueverkostojen suunnittelun laskennalliset menetelmät .....	260
Metsien suojelun taloudelliset ja sosiaaliset vaikutukset – Alueellinen ja valtakunnan tason tarkastelu .....	262
Palkkiovaatimuksiin vaikuttavat tekijät vapaaehtoisessa metsien suojelussa: Tuloksia Satakunnan luonnonarvokaupan kokeilusta .....	264
Metsälainsäädännön vaikuttavuustutkimukset .....	267
Luonnonarvokaupan ekologinen tehokkuus .....	270
Metsäsertifiointi – EMS- ja FFCS-kriteerien vertailu .....	273
Vapaaehtoisuuden kaksi merkitystä .....	276
Kytkeytyneisyyden merkitys metsälajiston suojelussa .....	279
Maanomistajien näkökulmia luonnonsuojeluun .....	281
Osallistuminen luonnonsuojelussa .....	284
Luonnonsuojelun yhteiskunnallisia vaikutuksia .....	288
Etelä-Suomen metsien luontainen aluetason rakenne .....	291
Säästöpuiden vaikutus taimien tukkimiehentäituhoihin kulotetuilla ja kulottamattomilla hakkuualoilla .....	293
Suomen metsien palohistoria ja palojen toistuvuus luonnontilaisissa metsissä ennen ihmisen vaikutusta .....	295
Voimavarat ja kommunikointi organisaatioiden suojeluyhteistyössä .....	297
Monimuotoisuuden edistäminen metsien spatiaaliseen rakenteeseen vaikuttamalla .....	301
Päätösanalyttisiä huomioita luonnonarvokaupasta .....	304
Kansallispuistojen vetovoimatekijät ja kävijämäärät .....	308
Metsälain erityisen tärkeiden elinympäristöjen merkitys metsäkasveille ja jäkälille .....	311
Yksityismetsien aluesuunnittelu ja monimuotoisuuden suojelu .....	314
Ristiriitojen hallinta valtion metsiä koskevassa suunnittelussa ja päätöksenteossa .....	317
Luonnonsuojelun legitimitettiin arviointi suomalaisten sanomalehtien yleisönosastokirjoituksissa .....	320
Nuorten metsien puustorakenteen monipuolistaminen pienaukkojen avulla .....	323
Suojavyöhykkeen leveyden ja muodostumisajan vaikutus erityisen tärkeiden puroelinympäristöjen monimuotoisuuteen .....	327
Metsälain tarkoittamien erityisen tärkeiden puroelinympäristöjen merkitys epifyttisammal- ja kääpälajistolle .....	330
Valtion omistamien suojelualueiden virkistyskäyttäjät ja virkistyskäyttö .....	334
Metsät virkistys- ja matkailukäytön kohteina .....	336
Säästöpuuston merkitys vaatelialle kääpä- ja epifyyttijäkälälajistolle .....	339
Metsälakipuronvarsiens ja verrokkitalousmetsien puuston rakenne ja lajisto .....	342
Paikkatietomenetelmät monimuotoisuuden suojelun kustannustehokkuuden lisäämisessä .....	346
Metsälajiston suojelun ja metsienmonikäytön kustannustehokkuus-analyysi MONSU-metsäsuunnittelu-ohjelmalla .....	349
Ennallistamispoltojen ja lahoppuun lisäyksen merkitys kovakuoriaislajistolle .....	353
Metsätaloudellisten kulutusalojen merkitys kovakuoriaislajiston suojelussa .....	356
Metsänomistajien näkemyksiä luonnonsuojelualueiden kaupoista .....	359
Metsäverotuksen vaikutus metsien ikäluokkajakaumaan .....	361
Habitaattimallinnus suojelualueverkon laajentamismahdollisuuksien tarkastelun apuna .....	362
Käytännön ennallistamis-menettelmien tuloksellisuuden arviointi Evon NATURA 2000 alueella – ennallistamiskulotukset ja haavan lisääminen .....	367
Metsät ja hyvä elämä. Arvoa, tietoa ja toimintaa – ekologisen kestävyuden sosiaaliset reunaehdot .....	371
Ennallistamisen vaikutus lahoppuueläimistöihin .....	375
YHTENNVETO .....	378

# YHTEYSTIEDOT

## Toimituskunta

Paula Horne, Metsäntutkimuslaitos, Vantaan toimintayksikkö, Unioninkatu 40 A, 00170 Helsinki, paula.horne@metla.fi

Terhi Koskela, Metsäntutkimuslaitos, Vantaan toimintayksikkö, Unioninkatu 40 A, 00170 Helsinki, terhi.koskela@metla.fi

Mikko Kuusinen, Ympäristöministeriö, Kasarmikatu 25, PL 35, 00023 Valtioneuvosto, mikko.kuusinen@ymparisto.fi

Antti Otsamo, Maa- ja metsätalousministeriö, Hallituskatu 3 A, PL 30, 00023 Valtioneuvosto, antti.otsamo@mmm.fi

Kimmo Syrjänen, Suomen ympäristökeskus, Mechelininkatu 34a, PL 140, 00251 Helsinki, kimmo.syrjanen@ymparisto.fi

## Lukujen kirjoittajat

Riitta Hänninen, Metsäntutkimuslaitos, Vantaan toimintayksikkö, Unioninkatu 40 A, 00170 Helsinki, riitta.hanninen@metla.fi

Maarit Kallio, Metsäntutkimuslaitos, Vantaan toimintayksikkö, Unioninkatu 40 A, 00170 Helsinki, maarit.kallio@metla.fi

Janne S. Kotiaho, Jyväskylän yliopisto, Bio- ja ympäristötieteiden laitos, Survantie 9, PL 35, 40014 Jyväskylän yliopisto, janne.kotiaho@bytl.jyu.fi

Jari Kouki, Joensuun yliopisto, Metsätieteellinen tiedekunta, Yliopistonkatu 7, PL 111, 80101 Joensuu, jari.kouki@joensuu.fi

Mikko Kurttila, Metsäntutkimuslaitos, Joensuun toimintayksikkö, PL 68, 80101 Joensuu, mikko.kurttila@metla.fi

Jari Kuuluvainen, Helsingin yliopisto, Metsäekonomian laitos, Latokartanonkaari 7, PL 27, 00014 Helsingin yliopisto, jari.kuuluvainen@helsinki.fi

Timo Kuuluvainen, Helsingin yliopisto, Metsäekologian laitos, Latokartanonkaari 7, PL 27, 00014 Helsingin yliopisto, timo.kuuluvainen@helsinki.fi

Leena Leskinen, Metsäntutkimuslaitos, Joensuun toimintayksikkö, PL 68, 80101 Joensuu, leena.leskinen@metla.fi

Saara Lilja, Helsingin yliopisto, Metsäekologian laitos, Latokartanonkaari 7, PL 27, 00014 Helsingin yliopisto, saara.lilja@helsinki.fi

Mikko Mönkkönen, Jyväskylän yliopisto, Bio- ja ympäristötieteiden laitos, PL 35, 40014 Jyväskylän yliopisto, mikko.monkkonen@bytl.jyu.fi

Jari Niemelä, Helsingin yliopisto, Bio- ja ympäristötieteiden laitos, Viikinkaari 1, PL 65, 00014 Helsingin yliopisto, jari.niemela@helsinki.fi

Anssi Niskanen, Joensuun yliopisto, Metsätieteellinen tiedekunta, PL 111, 80101 Joensuu, anssi.niskanen@joensuu.fi

Markku Ollikainen, Helsingin yliopisto, Taloustieteen laitos, Latokartanonkaari 9, PL 27, 00014 Helsingin yliopisto, markku.ollikainen@helsinki.fi

Pekka Ollonqvist, Metsäntutkimuslaitos, Joensuun toimintayksikkö, PL 68, 80101 Joensuu, pekka.ollonqvist@metla.fi

Juho Pennanen, Helsingin yliopisto, Metsäekologian laitos, Latokartanonkaari 7, PL 27, 00014 Helsingin yliopisto, juho.pennanen@helsinki.fi

Reijo Penttilä, Suomen ympäristökeskus, Mechelininkatu 34a, PL 140, 00251 Helsinki, reijo.penttila@ymparisto.fi

Eeva Primmer, Suomen ympäristökeskus, Mechelininkatu 34a, PL 140, 00251 Helsinki, eeva.primmer@ymparisto.fi

Pekka Punttila, Suomen ympäristökeskus, Mechelininkatu 34a, PL 140, 00251 Helsinki, pekka.punttila@ymparisto.fi

Tuija Sievänen, Metsäntutkimuslaitos, Vantaan toimintayksikkö, Unioninkatu 40 A, 00170 Helsinki, tuija.sievanen@metla.fi

Juha Siitonen, Metsäntutkimuslaitos, Vantaan toimintayksikkö, PL 18, 01301 Vantaa, juha.siitonen@metla.fi

# SAATTEEKSI

Käsillä oleva raportti kokoaa yhteen Etelä-Suomen metsien monimuotoisuusohjelmaa (METSO) tukevaa tutkimustietoa. Raportin kirjoittamiseen on osallistunut lukuisia maamme johtavia monimuotoisuuden tutkijoita. Raportissa ei käsitellä ainoastaan biologisen monimuotoisuuden suojelua, vaan laajaa huomiota on kiinnitetty myös monimuotoisuuden turvaamisen taloudellisiin ja yhteiskunnallisiin vaikutuksiin. Raportissa ei ole pyritty kattavaan Suomen metsien monimuotoisuuden ja sen taustojen kuvaamiseen, koska tällainen mittava työ on tehty hiljakkoin teoksessa ”Metsän kätköissä – Suomen metsäluonnon monimuotoisuus” (Kuuluvainen ym. 2004).

Tämän raportin tarkoituksena on ollut koota yksiin kansiin mahdollisimman kattavasti tuore metsien monimuotoisuutta koskeva suomalainen tutkimustieto. Pyrkimyksenä oli tarkastella ekologisia, taloudellisia ja sosiaalisia vaikutuksia yhdessä. Raportti tukee METSO-ohjelman seurannan ja arvioinnin loppuraportointia ja esittää oleellisia ja tuoreita monimuotoisuuden tutkimustuloksia päätöksenteon pohjaksi, mutta ei tarjoa valmiita malleja tuleville toimille eikä analysoi METSO-ohjelmaa sinänsä. Tutkimusraportin lyhennelmä sisällytetään METSON seurannan ja arvioinnin loppuraporttiin ja tutkimustuloksia käytetään toimenpiteittäin arvioinnin tukena.

Raportti syntyi kolmen tutkimusohjelman yhteistyönä ja on Monimuotoisuuden tutkimusohjelman (MOSSE 2003–2006) metsähankkeiden loppuraportti, Ympäristöklusterin tutkimusohjelman monimuotoisuuteen liittyvien hankkeiden kooste ja Metsäntutkimuslaitoksen Metsien monimuotoisuuden turvaamisen keinot ja yhteiskunnalliset vaikutukset (TUK) -tutkimusohjelman väliraportti. Myös aiempaa julkaistua tutkimusta on käytetty tausta-aineistona. Tutkimusraportti sisältää paljon aiemmin julkaisematonta uutta tietoa.

Raportti sisältää kaksi osaa. Alkuosa koostuu asiantuntijoiden kokoamista luvuista, joihin on koottu aihepiireittäin tutkimustuloksia. Valtion metsien inventointi (VMI/Metla), Tapio ja Metsähallitus tuottivat lukuihin tietolaatikoita oleellisista taustatiedoista. Loppuosaan on koottu tutkijoiden tiivistelmät heidän uusista tutkimustuloksistaan. Tiivistelmät on numeroitu ja niihin viitataan luvuissa kirjoittajan nimellä ja tiivistelmän numerolla.

Kirjoitus- ja toimitustyö on tehty ripeällä aikataululla ja suuren kirjoittajajoukon avulla, jotta tärkeät uudet tutkimustulokset saataisiin julkistettua mahdollisimman nopeasti. Tutkimusraportti ei edusta toimitustyöhön osallistuneiden tai heidän edustamiensa organisaatioiden näkökantoja, vaan kirjoittajat vastaavat asiasisällöstä. Toimitus ottaa vastuun mahdollisista teknisistä virheistä. Ahti Kotisaari (Green Solutions) taittoi raportin ja Hanna Kumela ja Sonja Forss avustivat sen toimittamisessa.

Kiitämme kaikkia työhön osallistuneita henkilöitä ja tahoja hyvästä yhteistyöstä nopealla aikataululla. Toivomme tutkimusraportin tarjoavan kiinnostavia lukuhetkiä monimuotoiselle lukijakunnalle.

Espoon Hanasaarella, 6.9.2006

Toimittajat Paula Horee, Terhi Koskela, Mikko Kuusinen, Antti Otsamo, Kimmo Syrjänen



# LUKU 1.

## METSO JA MONIMUOTOISUUDEN TUTKIMUS -TAUSTAT, TAVOITTEET JA HAASTEET

Antti Otsamo, MMM, Paula Horne & Terhi Koskela, METLA,  
Kimmo Syrjänen, SYKE ja Mikko Kuusinen, YM

### 1.1 METSO -tutkimuksen tausta

Suomessa metsillä on ollut poikkeuksellisen suuri rooli yhteiskunnan, talouden ja kulttuurin kehityksessä. Sotien jälkeisinä vuosikymmeninä yhteiskunta painotti metsän merkitystä puuraaka-aineen tuotantoympäristönä, ja metsätutkimus valjastettiin voimakkaasti puuntuotannon tehostamiseen. Yhteiskunnallisen ja taloudellisen muutoksen seurauksena metsien merkitys on viime vuosikymmeninä monipuolistunut. Metsät nähdään puuntuotannon lisäksi yhä enemmän myös esim. sijoitus-, matkailu-, virkistys- tai suojelukohteina. Metsien eri käyttömuodot kilpailevat usein keskenään, mutta voivat hyvin suunniteltuina myös tukea toisiaan.

Kansainväliset sopimukset ovat viime vuosina linjanneet kansallisia tarpeita monimuotoisuuden huomioon ottamiselle päätöksenteossa. Näistä tärkeimmät ovat vuonna 1992 Rio de Janeirossa solmittu biologista monimuotoisuutta koskeva yleissopimus (CBD) ja Johannesburgin kestävän kehityksen huippukokouksessa (WSSD) vuonna 2002 hyväksytty toimintaohjelma, jossa ilmaistaan kansainväliset tavoitteet ja prioriteetit monimuotoisuuskeskusteluissa. EU on määritellyt tavoitteeksi ”monimuotoisuuden köyhtymisen pysäyttämisen vuoteen 2010 mennessä”, mikä asettaa valtavia haasteita niin monimuotoisuuden tutkimukselle kuin käytännön päätöksenteollekin. Kansallisella tasolla toimintalinjauksia on määritelty Suomen biologista monimuotoisuutta koskevassa kansallisessa toimintaohjelmassa (1997–2005), jonka perusteellinen arviointi (Hildén ym. 2005) antoi pohjaa monimuotoisuuden entistä parempaan huomioon ottamiseen käytännön toimissa ja tutkimuksen suuntaamisessa.

Keskeinen osa Suomen biologista monimuotoisuutta koskevan kansallisen toimintaohjelman toteuttamista oli laajan monimuotoisuuden tutkimusohjelman (FIBRE) käynnistäminen. Ohjelman tavoitteena oli tuottaa korkeatasoista ja soveltamiskelpoista tutkimustietoa luonnon monimuotoisuuden biologisista, taloudellisista, yhteiskunnallisista sekä juridisista ja teknologisista kysymyksistä. Ohjelman kokonaisrahoitus vuosina 1997-2002 oli noin 20 miljoonaa euroa ja se kohdistettiin 66 projektille, joista monet käsittelivät metsien monimuotoisuuteen liittyviä kysymyksiä.

Metsäpolitiikkaa ohjaa kansallinen metsäohjelma (KMO 2010), joka linjaa metsien käytön tavoitteet monipuolisesti. Metsien monimuotoisuuden turvaaminen on oleellinen osa KMO:ta, ja käytännössä monimuotoisuuden turvaaminen on keskitetty Etelä-Suomen metsien monimuotoisuusohjelmaan eli METSOon (Etelä-Suomen...

2002). METSO -ohjelma koostuu 17 toimenpiteestä, joiden tarkoituksena on laajentaa suojelualueverkostoa, parantaa sen laatua ja luoda tiedollisia ja muita edellytyksiä luonnon monimuotoisuuden turvaamisen toteutumiseksi.

## 1.2 Tutkimustarpeiden määrittely METSO-ohjelmassa

Metso -toimikunta korosti tutkimus- ja seurantatietojen tärkeyttä metsäluonnon monimuotoisuuden turvaamista kehitettäessä. Siksi METSO:n yksi toimenpide (toimenpide 14) keskittyy pelkästään tutkimus- ja selvitystarpeisiin.

METSO -ohjelman mukaan metsien monimuotoisuuden turvaamiseen liittyy huomattavia tutkimustarpeita:

Ekologiset tutkimustarpeet:

- suojelualueiden ennallistaminen ja elinympäristöjen hoito
- metsätalouskäytön ulkopuolella olevien alueiden, rajoitetussa talouskäytössä olevien metsien ja vapaaehtoisen suojelun merkitys
- metsälain, metsäsertifoinnin ja talousmetsien luonnonhoidon merkitys metsäluonnon monimuotoisuudelle
- metsien monimuotoisuuden turvaamisen keinojen kehittäminen
- selvitys suojelualueverkoston ulkopuolella sijaitsevista monimuotoisuuden kannalta arvokkaista luontokohteista

Taloudelliset tutkimustarpeet:

- metsien suojelun kustannukset ja kustannustehokkuus
- talousmetsien luonnonhoidon kustannukset
- metsien suojelun aluetaloudelliset vaikutukset
- metsien suojelun merkitys matkailulle
- suojelun hyödyt, kansalaisten suojelulle antama kannatus ja kansalaisten maksuhalukkuus
- rajoitetussa talouskäytössä olevien metsien vaikutus puuntuotantoon
- metsien suojelun merkitys metsäteollisuuden puuhooltoon kerrannaisvaikutuksineen

Sosiaaliset tutkimustarpeet

- maaseutusosiologinen selvitys metsien suojelun sosiaalisista vaikutuksista
- metsien suojelun työllisyysvaikutusten jakaantuminen eri ryhmille ja alueille
- jo toteutetun metsien suojelun ja suojeluohjelmien vaikutukset työttömyyteen

Lisäksi METSO:n pilotti- ja kokeiluhankkeet ovat edellyttäneet niihin kytkettävää tutkimusta ja seurantaa, joissa selvitetään hankkeiden kustannustehokkuus, yhteiskunnallinen hyväksyttävyyys sekä työllisyys- ja monimuotoisuusvaikutukset.

METSO:n tutkimustarpeisiin vastaavia tutkimusohjelmia ovat:

1) maa- ja metsätalousministeriön koordinoima Monimuotoisuuden tutkimusohjelma (MOSSE 2003–2006)

2) ympäristöministeriön koordinoima Puutteellisesti tunnettujen ja uhanalaisten

metsälajien tutkimusohjelma (PUTTE 2003–2007), ja

3) Metsäntutkimuslaitoksen Metsien monimuotoisuuden turvaamisen keinot ja yhteiskunnalliset vaikutukset -ohjelma (TUK 2005–2010).

Laajoja, tähän aihepiiriin liittyviä hankkeita on myös YM:n Ekotehokas yhteiskunta - tutkimusohjelmassa. Lisäksi käynnissä on MMM:n koordinoima ja Metlan johtama metsien monimuotoisuuden seurantajärjestelmä. PUTTE-tutkimusohjelman tulokset valmistuvat vasta vuonna 2007, joten ne eivät ole mukana tässä raportissa.

## 1.3 Tutkimus METSO:n seurannassa ja arvioinnissa

### 1.3.1 METSO:n seuranta ja arviointi

METSO -ohjelma sisältää yhtenä toimenpiteenään *seurannan* (toimenpide 16), johon sisältyy kokonaisarvio toimintaohjelman ekologisista, sosiaalisista ja taloudellisista vaikutuksista. METSO -ohjelman ekologisten, taloudellisten ja sosiaalisten vaikutusten seurannan ja arvioinnin lähtökohtana ovat Metso -työryhmän määrittelemät ekologist, taloudelliset ja sosiaaliset arviointikriteerit (Etelä-Suomen... 2002). Seurannan tavoitteena on 1) kerätä METSO -ohjelman toimenpiteiden vaikutuksista mahdollisimman kattavat ja vertailukelpoiset tiedot, 2) analysoida ja raportoida toimenpiteiden vaikutukset niiltä osin kun ne ovat havaittavissa seurantajaksolla. Arvioinnin tavoitteena on 3) evaluoida kaikkien toimenpiteiden toteutusta ja 4) arvioida kokeiluhankkeiden ja luonnonhoitoalueiden pitkän aikavälin vaikutuksia ja toimenpiteiden laajentamisesta aiheutuvia vaikutuksia.

METSO -ohjelman seurantajakso 2003–2006 on niin lyhyt, etteivät monet vaikutuksista vielä tule esille sen aikana. Jotta suojelupolitiikan linjausten tueksi saataisiin arvioita METSO -ohjelman ekologisista, taloudellisista ja sosiaalisista vaikutuksista pitkällä aikavälillä ja laajamittaisemmin toteutettuna, tukeudutaan aihepiiriä koskevaan tutkimustietoon. Koska METSO -ohjelman monien toimenpiteiden vaikutukset näkyvät vasta pitkällä aikavälillä tai pilottihankkeina kokeiltavien toimenpiteiden käytön mahdollisesti yleistyessä, on aihetta tutkivien hankkeiden tuottamilla tuloksilla ja tutkijoiden asiantuntija-arvioilla, malleilla ja skenaarioilla erittäin tärkeä rooli eri toimenpiteiden vaikutuksia ja soveltuvuutta arvioitaessa. Seurantaa ja arviointia toteutetaan eri tutkimus- ja toimijatahojen kanssa jatkuvasti yhteistyössä.

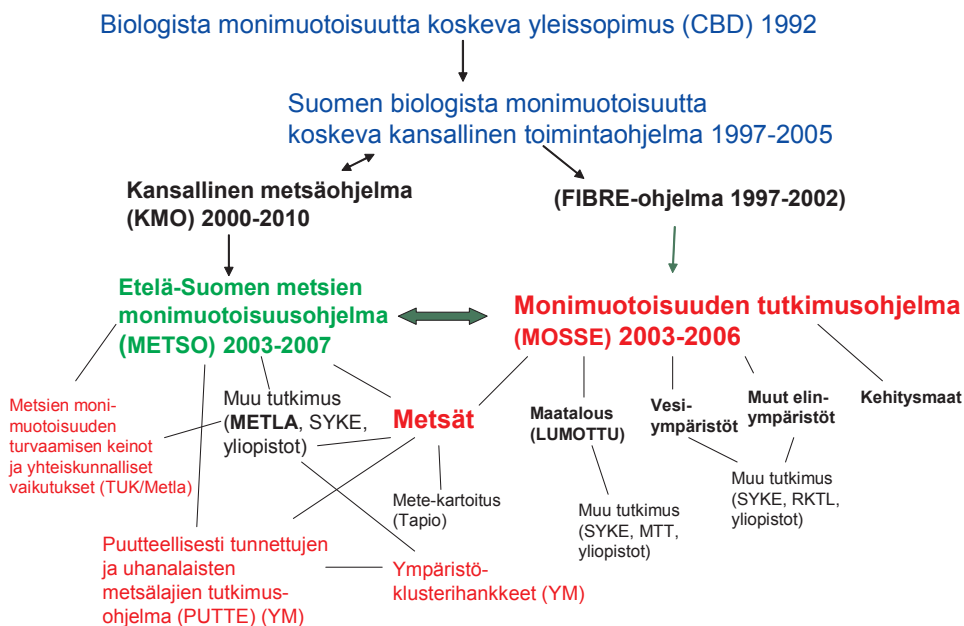


## 1.3.2 Monimuotoisuuden tutkimusohjelma (MOSSE)

### MOSSEn tausta

Monimuotoisuuden tutkimusohjelma (MOSSE) toteutetaan vuosina 2003–2006. Ohjelman tavoitteena on tuottaa luotettavaa ja käytännön toimien kannalta merkittävää ja sovellettavaa uutta tutkimustietoa metsien, maatalousympäristöjen ja vesiluonnon monimuotoisuudesta sekä monimuotoisuuden suojelun ja kehittämisen ekologisista, taloudellisista ja sosiaalisista vaikutuksista. Ohjelma selvittää myös muiden elinympäristöjen monimuotoisuuskysymyksiä ja osallistuu vahvasti uhanalaisten lajien tutkimukseen. Mukana on myös yksi kehitysmaihin keskittyvä hanke.

MOSSE jatkaa osaltaan FIBRE -ohjelmassa (1997 – 2002) ja Metlan Metsäluonnon monimuotoisuuden tutkimusohjelmassa (MOM 1995 – 1999) muotoutunutta monimuotoisuuden tutkimusperinnettä Suomessa. Useat hankkeet liittyvät läheisesti muuhun monimuotoisuus- ja lajistotutkimukseen Suomessa. MOSSEn metsähankkeet tuottavat oleellista tietoa METSON toteutukseen (kuva 1).



Kuva 1. MOSSE -ohjelman osat ja yhtymäkohdat muuhun tutkimukseen.

### MOSSEn toteuttajat

MOSSEn rahoittajina ovat maa- ja metsätalousministeriö, ympäristöministeriö, liikenne- ja viestintäministeriö, sisäasiainministeriö, ulkoasiainministeriö, opetusministeriö, MTK ry. sekä Metsäteollisuus ry. Ohjelman budjetti vuosina 2003–2006 on ollut noin kahdeksan miljoonaa euroa. Maa- ja metsätalousministeriön osuus on ollut noin puolet kokonaisrahoituksesta ja ympäristöministeriön kolmannes, lopun jakautuessa muiden

rahoittajien kesken. Ohjelmaan kuuluvia tutkimushankkeita toteuttavat Helsingin, Jyväskylän, Oulun ja Turun yliopistot, Metsäntutkimuslaitos, Suomen ympäristökeskus ja alueelliset ympäristökeskukset, Riista- ja kalataloudellinen tutkimuslaitos, Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus, Pellervon taloudellinen tutkimuslaitos ja Ilmatieteen laitos.

MOSSE-ohjelmassa on ollut mukana yli 200 tutkijaa. Vaikka ohjelman suunnitteluvaiheessa tutkijakoulutusta ei ole mainittu varsinaisena tavoitteena, ohjelman tutkimushankkeissa on tehty tai on tekeillä 25 väitöskirjaa ja noin 30 pro gradu-työtä.

Ohjelman etenemistä seuraa säännöllisesti kokoontuva rahoittajien edustajista koostuva ohjelmaryhmä, joka valvoo ohjelman ja rahoituksen toteuttamista sekä tarkistaa tarvittaessa ohjelmalle asetettuja tavoitteita. Hanketasolla tutkimushankkeiden etenemistä seurataan hankkeiden ohjausryhmissä, joihin on kutsuttu kunkin hankkeen kannalta oleellisia käytännön asiantuntijoita hallinnosta, elinkeinoelämästä ja kansalaisjärjestöistä. Ohjelma- ja ohjausryhmien toiminta tarjoaa mahdollisuuden välittömään vuorovaikutukseen tutkijoiden ja tuloksista kiinnostuneiden päättäjien välillä. Alustavista tuloksista ja niiden mahdollisesta merkityksestä saadaan näin tieto päättäjille ja kentälle huomattavasti nopeammin kuin pelkästään tutkimusraporttien välityksellä.

## **MOSSEn hankkeet**

Vuosina 2003–2006 ohjelmaan on osallistunut 47 hanketta, joista 22 liittyy ensisijaisesti metsäympäristöihin. Tutkimusaiheet kattavat monimuotoisuuden säilyttämisen ja kehittämisen kannalta oleellisia aihepiirejä metsien, maatalous- ja vesiympäristöjen ja muiden uhanalaisten luontotyyppien perusekologiasta ja lajistosta, eri intressiryhmien suojelukäsityksistä sekä monimuotoisuuden turvaamisesta ja kehittämisestä suunnittelun kestäväen käytön ja erilaisten ennallistamistoimien avulla. Hankkeiden yhteistyötä on korostettu koko ohjelman ajan. Tutkimusmenetelmiä on yhtenäistetty, ja aineistojen keräämistä on hoidettu koordinoitusti hankkeiden kesken.

Tutkimustulokset tarjoavat luotettavan pohjan monimuotoisuuden suojelun tarpeiden ja menetelmien kehittämiseksi Suomessa. Hankkeet käynnistettiin vuonna 2003, jolloin tutkimusmenetelmiä kehitettiin ja pilottiaineistoja kerättiin. Alustavat tulokset eri hankkeista ja niiden merkityksestä monimuotoisuuden suojelulle ja kehittämiselle esiteltiin ohjelman väliseminaarissa marraskuussa 2004 (Otsamo 2005). Valmiit tulokset julkaistaan tieteellisen käytännön mukaan tutkimusjulkaisusarjoissa, mutta tiedon käyttäjät saavat tuloksia käyttöönsä myös lehtiartikkeleiden, tiedotteiden, opetusmateriaalin ja suoran kommunikaation välityksellä. Ohjelman tuloksia päivitetään MMM:n ja YM:n ylläpitämille internet-sivuille, ja helpoimmin ne löytyvät selaamalla osoitteesta [www.mmm.fi/metso](http://www.mmm.fi/metso).

## **Haasteet**

MOSSE-ohjelman lopulliset tulokset saadaan vuoden 2006 loppuun mennessä. Useissa kotimaisissa tutkimusohjelmissa on havaittu ongelmia tutkijoiden ja tiedon hyödyntäjien välisessä kommunikaatiossa (Niemelä 2005). MOSSE -ohjelmassa on kannustettu alusta alkaen tiedon nopeaan ja aktiiviseen välittämiseen tutkijoiden ja eri intressiryhmien välillä. Tutkijat ovat toimineet läheisessä yhteistyössä Suomen biologista monimuotoisuutta koskevan kansallisen toimintaohjelman arviointiryhmän ja METSO -

ohjelman seurantar ryhmän kanssa, mikä on mahdollistanut tuoreiden tutkimustulosten hyödyntämisen arviointiraportoinnissa. Tutkijat ovat myös osallistuneet aktiivisesti tämän raportin kirjoittamiseen.

### **1.3.3 Metsien monimuotoisuuden turvaamisen keinot ja yhteiskunnalliset vaikutukset (TUK)**

Metsäntutkimuslaitoksen Metsien monimuotoisuuden turvaamisen keinot ja yhteiskunnalliset vaikutukset -tutkimusohjelma (TUK, <http://www.metla.fi/ohjelma/tuk/index.htm>) on yhteiskuntatieteellisesti orientoitunut tutkimusohjelma, joka vastaa METSO -ohjelmassa asetettuihin tutkimustarpeisiin. Tutkimusohjelma toimii vuosina 2005–2010. Se tarkastelee kokonaisvaltaisesti metsien monimuotoisuuden turvaamisen vuorovaikutusta yhteiskunnan eri sektoreiden kanssa muuttuvassa toimintaympäristössä. Erityisiä tutkimusaiheita ovat monimuotoisuuden turvaamisen kysyntä ja tarjonta, ohjaukskeinot ja metsien muut käyttömuodot, suojelun taloudelliset ja sosiaaliset vaikutukset sekä metsäsektorin toimintaympäristön muutosten aikaansaamat vaikutukset.

Ohjelman päärahoittaja on Metsäntutkimuslaitos. Tutkimusohjelma on kuitenkin verkostoitunut muiden tutkimusohjelmien, -organisaatioiden ja sidosryhmien kanssa ja osa rahoituksesta tulee tutkimushankkeille MOSEsta tai Ekotehokas yhteiskunta -tutkimusohjelmasta. Ohjelman hankkeet ovat mukana myös erilaisissa EU-tutkimus-yhteistyöprojekteissa. TUK -ohjelmassa on mukana noin 40 Metlan tutkijaa.

Tutkimusohjelma antaa vastauksia moniin tärkeinä pidettyihin tutkimuskysymyksiin metsien monimuotoisuuden turvaamisen yhteiskunnallisia ulottuvuuksia koskien. Tutkimusohjelman tulokset voivat evästä poliitiikkaa niin haitallisten vaikutusten vähentämisen kuin toteutuskeinojen valinnankin suhteen. Tutkimus metsäluonnon monimuotoisuuden turvaamisen ja yhteiskunnan vuorovaikutuksista voi myös edesauttaa suojeluun liittyvien yhteiskunnallisten ristiriitojen vähentämisessä mm. tunnistamalla suojelusta hyötyvät ja haittaa kärsivät osapuolet, mittaamalla taloudellisia ja sosiaalisia vaikutuksia, sekä löytämällä yhteiskunnallisesti hyväksytyjä ja kustannustehokkaita politiikkaratkaisuja.

Monet TUK -ohjelman vastuututkijoista ovat toimineet tämän raportin lukujen kirjoittajina ja useat ohjelman tutkijat ovat kirjoittaneet tiivistelmiä. Tutkimusraportti on samalla TUK-ohjelman väliraportti. Vuonna 2007 tehtävien, luonnon monimuotoisuutta turvaavien linjausten jälkeen joitain tutkimuskysymyksiä tullaan suuntaamaan uudelleen tarkoituksenmukaisesti palvelemaan tutkimustiedon käyttäjien tarpeita. Vuonna 2010 julkaistaan ohjelman loppuraportti.

### **1.3.4 Puutteellisesti tunnettujen ja uhanalaisten metsälajien tutkimusohjelma (PUTTE)**

Ympäristöministeriö rahoittaa puutteellisesti tunnettujen ja uhanalaisten metsälajien tutkimusohjelmaa (2003–2007). Ohjelman tavoitteena on saada uhanalaisia lajeja koskeva tieto nykyistä paremmin maankäytön suunnittelusta vastaavien ulottuville.

Eliölajien tuntemus on jo Suomessa maailman huipputasoa. Tästä huolimatta viime vuosikymmeninä tehdyt uhanalaiselvitykset ovat osoittaneet, että kaksi kolmasosaa maamme eliölajeista on jäänyt uhanalaisarviointien ja samalla kaikkien suojelutoimien ulkopuolelle.

Vuosina 2003–2006 on rahoitettu noin kolmeakymmentä tutkimushanketta, joissa työskentelee useita kymmeniä tutkijoita. Tutkimushankkeet liittyvät pääasiassa huonosti tunnettuihin eliöryhmiimme eli selkärangattomiin eläimiin ja sieniin. Tutkimuskohteita ovat muun muassa kirvat, ripsiäiset, harsosääsket, kukkakärpäset, seitikit sekä sammalilla ja jäkälillä elävät mikrosienet. Myös Suomen liito-oravakannan koko on selvitetty ohjelmaan liittyvässä kolmivuotisessa tutkimushankkeessa. Lisäksi parannetaan eliölajien suojelun tietojärjestelmää.

Yksi ohjelman päätavoite on laadukkaiden määritysoppaiden tuottaminen. Lajiston tutkimus perustuu Suomessa suurelta osin näytteisiin, joita kerätään luonnontieteellisiin museoihin ja muihin tieteellisiin kokoelmiin. Eri eliöryhmien harrastajat ovat tehneet merkittävää työtä tämän aineiston kokoamisessa. Luonnonharrastuksen ylläpitämiseksi on välttämätöntä, että lajistostamme on ajantasaista suomenkielistä määrityskirjallisuutta.

Ympäristöministeriön rahoittaman ohjelman budjetti oli vuosina 2003–2006 yli miljoona euroa vuodessa. Rahoituksen on tarkoitus jatkaa samalla tasolla vuoteen 2007 saakka. Kyseessä on suurin määräraha, joka Suomessa on koskaan kohdistettu lajistotutkimukseen.

### 1.3.5 Ympäristöklusterin tutkimusohjelma

Ympäristöklusterin tutkimusohjelma on yhteistyöohjelma, jonka tavoitteena on uutta tietoa tuottamalla luoda edellytyksiä elinympäristön kehittämiseksi ja lähivuosien keskeisten ympäristöongelmien ratkaisemiseksi. Päämääränä on etsiä uusia keinoja säästää ympäristöä, luoda innovaatioita ihmisen ja ympäristön hyvinvoinnin edistämiseksi sekä tehostaa tutkijoiden, elinkeinoelämän, viranomaisten ja rahoittajien yhteistyötä. Ohjelmassa on mukana useita oleellisia monimuotoisuushankkeita.

Ohjelman päärahoittajina ovat ympäristöministeriö, kauppa- ja teollisuusministeriö, Teknologian tutkimiskeskus (TEKES) ja Suomen Akatemia. Ohjelmaa koordinoidaan ympäristöministeriössä.

Ympäristöklusterin tutkimusohjelmassa on alkanut neljäs ohjelmakausi, 2006–2009 "Ekotehokas yhteiskunta". Tutkimusohjelma alkoi vuonna 1997. Neljännellä kaudella on aiempien aiheiden lisäksi otettu huomioon ympäristöministeriön uudet, nousevat tiedon tarpeet, mm. sopeutuminen ilmastonmuutokseen. Tutkimusohjelman neljättä vaihetta rahoitettiin noin 5,6 miljoonalla eurolla, ja siinä on mukana neljä luonnon monimuotoisuuden turvaamiseen suoraan liittyvää hanketta.

Ympäristöklusterin tutkimusohjelma -julkaisussa (Honkasalo 2003) esitellään tutkimusohjelma ja analysoidaan sen I ja II-vaiheen (1997–2002) vaikuttavuutta sekä tarkastellaan ohjelman kytkentöjä niin ympäristö- kuin innovaatiopolitiikkaankin.

### 1.3.6 Tutkijoiden metsäpalaveri

Tutkijoiden metsäpalaveri on osa Suomen Kulttuurirahaston Argumenta -sarjaa, jonka tarkoituksena on luoda ja tuottaa keskustelua ajankohtaisista metsiin liittyvistä tutkimusaiheista. Tutkijoiden metsäpalaverin ajatuksena on tarjota tutkijoille analyyttiseen ajatustenvaihtoon ja näkökulmien monipuolistamiseen kannustava keskustelufoorumi, joka korostaa tieteellisesti korkeatasoisen tutkimustiedon merkitystä metsäkeskustelussa. Metsäpalaverin loppuraportti julkaistaan syksyllä 2006.

### 1.3.7 Ympäristö ja oikeus -tutkimusohjelma

Suomen Akatemian rahoittamassa Ympäristö ja oikeus -tutkimusohjelmassa (2005–2008) toimivien seitsemän tutkimushankkeen yhteisiä teemoja ovat ympäristöpolitiikan ohjauskeinojen vaikuttavuus ja ohjauskeinojen muutos sekä osallistuminen ja konfliktien hallinta ympäristöpäätöksenteossa. Ohjelman tavoitteena on mm. vahvistaa ympäristöä ja luonnonvaroja koskevien oikeudellisten ja yhteiskunnallisten järjestelmien ja käytäntöjen tutkimusta sekä synnyttää yhteistyötä eri tieteenalojen tutkijoiden välille.

## 1.4. Tutkimushankkeiden yhteistyö

METSO-prosessin aikana monimuotoisuuden tutkimus on ymmärretty laajaksi kokonaisuudeksi, jossa ekologian lisäksi otetaan huomioon taloudelliset ja yhteiskunnalliset näkökulmat ja niiden vaikutukset. Eri tieteenalojen vuoropuhelua on edistetty esim. tutkijoiden metsäpalaverin kautta. Tutkimusohjelmien ja tutkimushankkeiden välinen yhteistyö on laajaa ja toiminut metsähankkeiden osalta erityisen hyvin. Tutkimusmenetelmiä on yhtenäistetty, ja aineistojen keräämistä on hoidettu koordinoitusti hankkeiden kesken. Julkaisemattomiakin tutkimustuloksia on esitelty muille tutkijoille, rahoittajille ja päättäjille erilaisissa tilaisuuksissa. Tutkijat ovat osallistuneet aktiivisesti poikkisektoraalisiin tutkimushankkeisiin ja tulosten julkistamiseen, josta käsillä oleva raportti on erinomainen esimerkki.

## KIRJALLISUUS

- Etelä-Suomen, Oulun läänin länsiosan ja Lapin läänin lounaisosan metsien monimuotoisuuden turvaamisen toimintaohjelma 2002. Suomen ympäristö 583. 56 s.
- Hildén M., Auvinen A.-P. & Primmer E. 2005. Suomen biodiversiteettiohjelman arviointi. Suomen ympäristö 770. Suomen ympäristökeskus. 251 s.
- Honkasalo, A. 2003. Ympäristöklusterin tutkimusohjelma. Suomen ympäristö 652. 75 s.
- Kuuluvainen, T., Saaristo, L., Keto-Tokoi, P., Kostamo J., Kuuluvainen, J., Kuusinen, M., Ollikainen, M. & Salpakivi-Salomaa, P. (toim.) 2004. Metsän kätköissä - Suomen metsäluonnon monimuotoisuus, Edita Publishing Oy. Helsinki. 381 s.
- Niemelä, J. 2005. Monimuotoisuustutkimuksen haasteet. Teoksessa: Otsamo, A. (toim.). MOSSE puolimatassa – monimuotoisuuden tutkimusohjelman (2003–2006) välitulokset, Hanasaari 17.-18.11.2004, Seminaari-kooste. MMM:n julkaisu 14/2004 s. 109-117.
- Otsamo, A. (toim.) 2005. MOSSE puolimatassa – monimuotoisuuden tutkimusohjelman (2003–2006) välitulokset, Hanasaari 17.-18.11.2004, Seminaari-kooste. MMM:n julkaisu 14/2004. 255 s.

## LUKU 2. SUOJELUALUEET

Riitta Hänninen, Reijo Penttilä, Pekka Punttila ja Tuija Sievänen

Luvussa 2 käsitellään nykyisiin suojelualueisiin liittyviä selvityksiä ja tutkimuksia. Siihen on koottu myös suojelualueverkon pinta-alaa, laatua ja rakennepiirteitä käsittelevää taustatietoa. Luvussa tarkastellaan suojelualueiden perustamisen teoreettista ekologista taustaa sekä esitellään suojelualueisiin liittyvää tutkimusta. Metsien suojelussa ja suojelualueiden muodostamisessa lähtökohdat ovat olleet pääasiassa ekologisista. Suojelulla on kuitenkin yhteiskunnallisia vaikutuksia, jotka ovat sekä taloudellisia että sosiaalisia. Luvussa tarkastellaan suojelualueiden taloudellista merkitystä ja siitä tehtyä tutkimusta. Olemassa olevien suojelualueiden taloudellisista vaikutuksista on vielä vain vähän tutkimuksia. Yhteiskuntatieteellisessä tutkimuksessa on suojelualueiden, erityisesti kansallispuistojen ja retkeilyalueiden virkistyskäyttöä selvitetty varsin laajalti. Suojelualueiden virkistyskäytöstä tehtyjä selvityksiä ja tutkimuksia käsitellään luvun loppuosassa. Suojelualueiden ennallistamisen ja hoidon tutkimusta käsitellään luvussa 3 ja metsälälikohteisiin liittyvää tutkimusta luvussa 4.

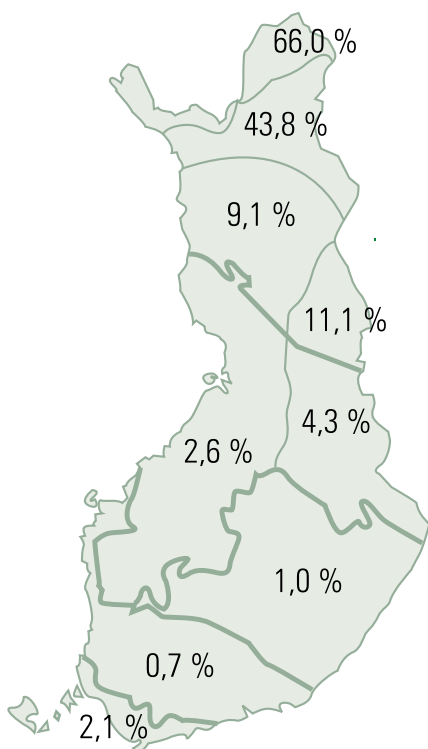
### 2.1 Johdanto

Luonnonsuojelualueverkon kehittäminen on nähty yhtenä keskeisenä toimena monimuotoisuuden turvaamisessa. Luonnonsuojelulaki asettaa ensimmäiseksi tavoitteekseen monimuotoisuuden turvaamisen. Muita tavoitteita ovat luonnonkauneuden ja maisema-arvojen vaaliminen, luonnonvarojen ja luonnonympäristön kestävän käytön tukeminen, luonnontuntemuksen ja yleisen luontoharrastuksen lisääminen sekä luonnontutkimuksen edistäminen. Tavoitteiden saavuttamiseksi luonnonsuojelussa tähdätään Suomen luontotyyppien ja luonnonvaraisten eliölajien suotuisan suojelutason saavuttamiseen ja säilyttämiseen. Tässä tehtävässä onnistuminen edellyttää kaikkien luontaisesti esiintyvien luonnonympäristöjen ja lajien esiintymisen turvaamista siinä määrin, että pitkällä aikavälillä niiden esiintyminen ei ole maassamme uhattuna ihmistoiminnan, esimerkiksi metsä- ja maatalouden harjoittamisen vuoksi. Suojelualueet ovat yksi keino luonnonsuojelulain tavoitteiden saavuttamisessa niin monimuotoisuuden turvaamisen kuin muidenkin luontoon liittyvien arvojen osalta. Suojelualueverkkoon kuuluvat kohteet on esitelty tietolaatikossa 2.1 ja suojelualueiden pinta-ala taulukossa 2.1.

#### 2.1.1 Suojelualueverkon pinta-ala, edustavuus ja laatu

Tiukasti suojellut alueet kattavat Suomen metsämaasta 4,5 %. Sen lisäksi metsämaasta on suojeltu 0,6 % metsinä, joissa varovaiset hakkuut ovat mahdollisia (taulukko 2.1). Kokonaismaa-alasta (mukaan lukien kitu- ja joutomaa) on tiukasti suojeltu 11,2 %. Metsien suojelualueita on perustettu runsaimmin Pohjois-Suomeen, jossa on paljon valtion omistuksessa olevia metsiä. Siellä tiukasti suojeltuja alueita on noin 20,5 % kokonaismaa-alasta. Etelä-Suomessa suuri osa metsistä on yksityismetsänomistajien hallussa ja tiukasti suojeltujen alueiden osuus kokonaismaa-alasta on 2,2 %. Metsien suojelualueverkon merkittävin epäkohta on alhainen suojeluaste hemi-, etelä- ja keskiborealisilla

metsäkasvillisuusvyöhykkeillä (Virkkala ym. 2000, Kuusinen ja Virkkala 2004). Alhaisin suojeluosuus on eteläboreaalaisella alueella vuokkovyöhykkeellä, joka on metsälajistoltaan monimuotoisin havumetsäalueen kasvillisuusvyöhykkeistä. Suojelualueiden osuus eri metsäkasvillisuusvyöhykkeillä on esitetty kuvassa 2.1.



Kuva 2.1. Suojelualueiden osuus eri metsäkasvillisuusvyöhykkeillä ja niiden lohkoilla. (Lähde: Metsien suojelun... 2002)

## TIETOLAATIKKO 2.1

### Suojellut metsät

Tiukasti suojellut metsät sisältävät kansallis- ja luonnonpuistot, soiden-, lehtojen- ja vanhojen metsien suojelualueet, muut luonnonsuojelualueet valtion- ja yksityismaalla, luonnonsuojeluun hankitut valtion alueet, erämaa-alueiden luonnontilaisina säilytettävät osat, luonnonsuojeluohjelmiin kuuluvat alueet, rantojensuojeluohjelmaan kuuluvat valtiolle luonnonsuojelutarkoituksessa hankitut alueet, luonnonsuojelulla toteutettavat Natura 2000 -verkoston kohteet, erityisesti suojeltavan lajin elinympäristöt ja kestävän metsätalouden rahoituslain ympäristötukikohteet.

Suojellut metsät, joissa varovaiset hakkuut ovat mahdollisia sisältävät erämaa-alueiden luonnonomukaisesti hoidettavat alueet, luonnonsuojelulain suojellut luontotyyppit, joiden rajaus on päätetty, metsälain erityisen tärkeät elinympäristöt, valtion retkeilyalueiden luonnontilaisina säilytettävät osat sekä vesilain suojellut luontotyyppit.

(Lähde: Metsien suojelun... 2002)

Taulukko 2.1. Suojeltujen ja rajoitetussa metsätalouskäytössä olevien alueiden pinta-alat maaluokittain koko maassa. (Metsien suojelun... 2002).

	Metsä- maa	Kitu- maa	Metsä- ja kitumaa	Jouto- maa	Ei tiedossa	Muu	Kokonais- maa-ala
	1000 ha %						
<b>Koko maa</b>							
Luokka 1: Tiukasti suojellut metsät	924 4,5	961 36,0	1 885 8,2	1 471 46,6	11	45	3 412 11,2
Luokka 2a: Suojellut metsät, joissa varoaiset hakkuut ovat mahdollisia	115 0,6	58 2,2	173 0,8	70 2,2	1	2	246 0,8
<b>Suojellut metsät (luokat 1 ja 2a)</b>	<b>1 039</b> 5,1	<b>1 019</b> 38,2	<b>2 058</b> 8,9	<b>1 541</b> 48,8	<b>12</b>	<b>46</b>	<b>3 658</b> 12,0
<b>Luokka 2b: Rajoitetussa metsätalouskäytössä olevat metsät</b>	<b>550</b> 2,7	<b>273</b> 10,2	<b>823</b> 3,6	<b>278</b> 8,8	<b>0</b>	<b>14</b>	<b>1 115</b> 3,7
<b>Luokat 1, 2a ja 2b yhteensä</b>	<b>1 589</b> 7,8	<b>1 292</b> 48,4	<b>2 881</b> 12,5	<b>1 819</b> 57,6	<b>12</b>	<b>61</b>	<b>4 773</b> 15,7

\*) Osuuksien laskennassa käytetty metsämaan pinta-ala on 20 153 142 ha, metsä- ja kitumaan 23 023 206 ha ja kokonaisuus 43 176 348 ha. Maaluokkien pinta-alat eivät summaudu kokonaisuus-alueeseen, koska kaikkien alueiden pinta-ala ei ole voitu jakaa maaluokkiin.

Lähde: METINFO <http://www.metla.fi/metinfo/suti/>

Etelä-Suomen ja Pohjanmaan metsien suojelualueet ovat pääosin pieniä ja eristyneitä: laajat (yli 10 km<sup>2</sup>) metsien suojelualueet kattavat noin 0,5 % Etelä-Suomen ja Pohjanmaan metsämaan pinta-alaista. Viisi suurta rantojensuojelualueita pois lukien näitä laajoja (yli 10 km<sup>2</sup>) suojelualueita on kaikkiaan 22 kappaletta METSO-alueella (Metsien suojelun... 2000). Yli 50 km<sup>2</sup> kattavia metsien suojelualueita on pohjoisboreaalisen vyöhykkeen eteläpuolella kaksi kappaletta (Kuusinen ja Virkkala 2004). Etelä-Suomen suojelualueverkko on arvioitu riittämättömäksi turvaamaan lajiston monimuotoisuuden säilymistä alueella (ks. esim. Suomen metsäluonnon... 1994, Virkkala 1996, Heikkinen ym. 2000, Metsien suojelun... 2000, Kuuluvainen ym. 2004, Hildén ym. 2005).

## 2.1.2 Eri luontotyyppien suojelutilanne

Vuosina 1986–1992 toteutetun kahdeksannen valtakunnan metsien inventoinnin (VMI8) tulosten mukaan Etelä-Suomessa on suojeltu puutteellisesti lehtoja ja lehtomaisia kankaita, joista vain noin 1 % on suojeltu. Suojeluaste on korkeampi karuilla kuin rehevillä kasvupaikoilla ja korkein (13 %) kuivilla kankailla (Virkkala ym. 2000). Karukkokankaiden suojeluaste on kuitenkin varsin alhainen. Suojelualueiden metsämaan metsistä hemija eteläboreaalaisella vyöhykkeellä kaikkiaan vain 5,6 % oli puustoltaan yli 140-vuotiaita (VMI9-aineisto, Antti Ihalainen). Suojelualueiden merkitys vanhojen metsien suojelussa on korostunut entisestään viime vuosikymmenten kuluessa luonnontilaisten kaltaisten vanhojen metsien vähentyessä suojelualueiden ulkopuoleisella metsämaalla (tietolaatikko 2.2).



Myös useita muita uhanalaisille lajeille tärkeitä metsäisiä luontotyyppiejä (esim. korvet, eräät harvinaiset luontotyyppit kuten harjumetsät, metsäluhdut, tulvametsät, maankohoamisrannikon sukkessiometsät, hakamaat) sekä perinneympäristöjä (lehdetniityt, hakamaat, metsälaitumet) on suojelualueverkossa edustettuna hyvin vähän (ks. esim. Metsien suojelun... 2000, Pykälä 2001). Näiden elinympäristöjen suojelun tarve nousi esiin METSO -ohjelman yhteydessä ja niiden turvaaminen on otettu keskeiseksi tavoitteeksi METSO -ohjelman luonnonsuojelubiologissa kriteereissä (Etelä-Suomen metsien... 2003).

Nuoret luonnontilaiset runsaslahopuustoiset häiriöalueet (esim. metsäpalo-, myrsky-, tulva-, hyönteis- tai lumituhoalueet) ovat harvinaisia niin suojelualueverkon sisällä kuin talousmetsissäkin. Näiden osalta tilannetta parantaa suojelualueiden ennallistamisohjelma (Ennallistaminen suojelualueilla... 2003, luku 3). Suojelualueiden metsien ennallistamistoimilla on suuri merkitys erityisesti tuoreiden häiriöalojen lahoppulajiston kannalta ja myöhemmissä sukkessiovaiheissa erityisesti järeää lehtilahoppuuta vaativan lajiston kannalta. Näiden luonnonsuojelun rakennepiirteiden esiintymistä suojelualueverkossa ei luontaisten laaja-alaisten metsiköitä uudistavien häiriöiden puuttuessa voida turvata ilman ennallistamista (Punntila 2005, Punntila ym. 2005, luku 3). Siksi myös talousmetsien uudistushakkuille jätettävät säästöpuut voivat kuoltuaan ja lahotessaan tarjota elinympäristöjä avointen häiriöalojen lahoppuuta vaativalle lajistolle (luku 4, Martikainen ym. T34).

## TIETOLAATIKKO 2.2

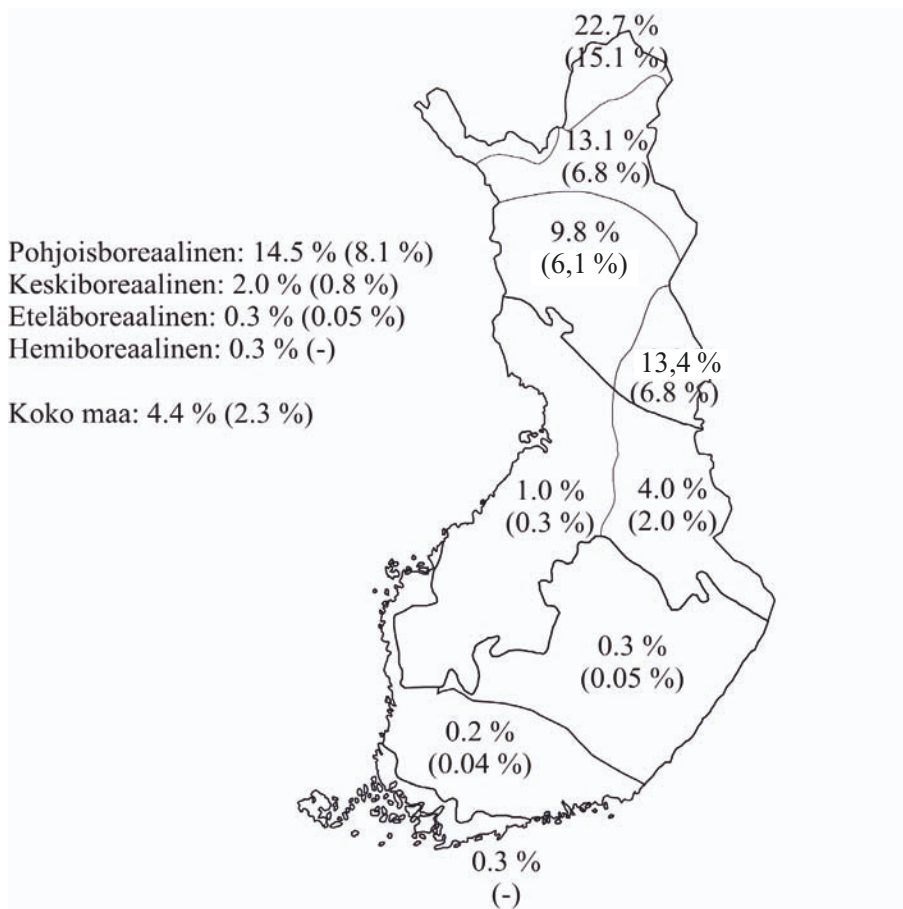
### Luonnontilaisen kaltaiset metsät suojelu- ja ei-suojelluilla alueilla

Pekka Punntila<sup>a</sup> ja Antti Ihalainen<sup>b</sup>

Vuosina 1996-2003 toteutetun yhdeksän valtakunnan metsien inventoinnin (VMI9) tulosten mukaan *luonnontilaisen kaltaisia vanhoja metsämaan metsiä* (yli 140-vuotiaita metsiä, joissa on havaittu luonnontilaisuutta indikoivia tuhoja; Laskennasta tarkemmin ks. Virkkala 2000) oli hemi-, etelä- ja keskiboreaalilla vyöhykkeellä yhteensä 1 703 km<sup>2</sup> ( ks. kuva 2.2). Suojelualueilla näistä metsistä sijaitsi 680 km<sup>2</sup> (40 %) ja ei-suojelluilla alueilla 1 023 km<sup>2</sup> (60 %), kun pinta-ala VMI8:n mukaan oli suojelualueilla 490 km<sup>2</sup> ja ei-suojelluilla alueilla 865 km<sup>2</sup> (eli 36 % ja 64 %, Virkkala ym. 2000). Verrattuna edelliseen valtakunnan metsien inventointiin näiden metsien osuus em. alueella oli hieman kasvanut (VMI8 vs. VMI9: 0,9 % ja 1,1 % alueen metsämaasta; lisäystä suojelualueilla 190 km<sup>2</sup> ja ei-suojelluilla alueilla 158 km<sup>2</sup>). METSO -alueella näiden metsien osuus oli suurin Pohjois-Karjalan – Kainuun loholla (yhteensä 4 % ja suojeltuna 2 %). Toisaalta erityisesti hemiboreaalilla vyöhykkeellä (jonne tosin osui alueen pienuudesta johtuen vain satunnaisesti VMI -koealoja suojelualueille) osuus oli pieni ja suojeluaste alhainen (alle viidennes näistä metsistä sijaitsi suojelualueilla). Pohjoisboreaalilla vyöhykkeellä tällaisia metsiä oli VMI9 tulosten mukaan yhteensä 7 162 km<sup>2</sup>. Suojelualueilla näistä metsistä sijaitsi 4 009 km<sup>2</sup> (56 %) ja ei-suojelluilla alueilla 3 154 km<sup>2</sup> (34 %), kun pinta-ala VMI8:n mukaan oli suojelualueilla 3 613 km<sup>2</sup> ja ei-suojelluilla alueilla 4 775 km<sup>2</sup> (Virkkala ym. 2000). Verrattuna edelliseen valtakunnan metsien inventointiin näiden metsien osuus pohjoisboreaalilla vyöhykkeellä oli laskenut voimakkaasti (kasvua suojelualueilla 396 km<sup>2</sup> mutta vähennystä ei-suojelluilla alueilla peräti 1621 km<sup>2</sup>; VMI8 17,0 % ja VMI9 14,5 % koko pohjoisboreaalisen vyöhykkeen metsämaasta).

<sup>a</sup> Suomen ympäristökeskus, PL 140, 00251 Helsinki, sähköposti: pekka.punntila@ymparisto.fi

<sup>b</sup> Metsäntutkimuslaitos, Unioninkatu 40 A, 00170 Helsinki, sähköposti: antti.ihalainen@metla.fi



Kuva 2.2. Vanhojen luonnontilaisen kaltaisten metsämaan metsien osuus metsämaasta eri metsäkasvillisuusvyöhykkeiden lohkoilla VMI9:n mukaan. Suluisissa on esitetty suojeltujen vanhojen luonnontilaisen kaltaisten metsämaan metsien osuus kullakin lohkoilla. (Ahvenanmaa ei ole tarkastelussa mukana – vertaa kuva 1b julkaisussa Punttila 2000, s. 65, jossa vastaavat tiedot VMI8:n mukaan).

Koska Etelä-Suomen metsien luonnonsuojelualueet ovat valtaosin entisiä talousmetsiä, niiden luonnontilaisuuden aste on pääosin alhainen. Metsien luonnontilaisuutta kuvaa parhaiten lahopuun määrä. Valtakunnan metsien tuoreimman inventoinnin (VMI9) mukaan lahopuun määrä on METSO -alueen suojelualueilla keskimäärin 10,4 m<sup>3</sup>/ha metsämaalla, mikä on kertaluokkaa pienempi kuin luonnontilassa (Siitonen 2001). Lahopuuta on eniten suojelualueiden yli 140-vuotiaissa metsissä (lähes 30 m<sup>3</sup>/ha), mutta suojelualueiden alle 100-vuotiaissa metsissä sitä ei ole juurikaan enemmän kuin alueen talousmetsissä noin 4-5 m<sup>3</sup>/ha (tietolaatikko 4.4). Kaikesta Etelä-Suomen lahopuusta kuitenkin 95,7 % on talousmetsissä.

VMI9:n mukaan Etelä-Suomen arvokkaan elinympäristön tai lakikohteen kriteerit täyttävien avainbiotooppien pinta-ala kattaa yhteensä 5 194 km<sup>2</sup> eli 4,3 % Etelä-Suomen

metsätalouden pinta-alasta (Punntila ym. 2005). Tästä pinta-alasta 21 % sijaitsee nykyisen suojelualueverkon alueella ja 79 % talousmetsäalueilla (Metsätalustollinen vuosikirja 2003, Punntila ym. 2005). Suojelualueiden metsämaan pinta-alasta tämä on lähes neljännes (24 %, 1 073 km<sup>2</sup>). Talousmetsien pinta-alasta avainbiotooppeja on valtakunnan metsien inventoinnin perusteella 3,6 % (4 121 km<sup>2</sup>). Avainbiotooppien suhteellisella osuudella mitaten suojelualueverkko on hyvin laadukas verrattuna talousmetsiin. Eri avainbiotooppien suojeluaste kuitenkin vaihtelee suuresti METSO -alueella (tietolaatikko 4.3). Metsälain määrittelemien seitsemän erityisen tärkeän elinympäristötyyppiryhmän arvokkaan tai lakikohteen kriteerit täyttävien kohteiden pinta-alasta suojelualueilla sijaitsee 6-34 %. Suojelualueilla on vähiten pienvesiä (noin 6 %) sekä jyrkänkantoja ja niiden alusmetsiä (noin 6 %). Hieman runsaammin on reheviä lehtolaikkuja (15 %) ja reheviä soita (17 %). Suurimmillaan suojelualueilla sijaitsevien kohteiden osuus on vähätuottoisilla kohteilla (noin 25 %) ja kangasmetsäsaarekkeilla (34 %) (tietolaatikko 4.3).

## 2.2 Suojelualueiden ekologia

### 2.2.1 Elinympäristön pinta-alan ja kytkeytyneisyyden vaikutus populaatioiden elinkelpoisuuteen

Elinympäristön määrän vähenemisen ja laadun heikkenemisen on osoitettu olevan suurin syy lajien taantumiseen ja uhanalaistumiseen (esim. Harrison ja Bruna 1999, Hanski 2005). Teoreettiset tutkimukset osoittavat, että elinympäristön määrän väheneminen (tai sen laadun heikkeneminen) johtaa pitkällä aikavälillä kyseisestä elinympäristöstä riippuvaisten lajien alueelliseen häviämiseen, sukupuuttoon, mutta tämä tapahtuu aikaviiveellä – syntyy sukupuuttovelkaa (Hanski 2000, 2005, Siitonen ja Hanski 2004, tietolaatikko 2.3). Sukupuuttovelan olemassaolo on osoitettu myös empiirisesti viimeaikaisissa tutkimuksissa (Berglund ja Jonsson 2005, Helm ym. 2006). Usein on esitetty, että tietyn tyyppisille lajeille riittäisivät hyvinkin pienet ja eristyneet elinympäristölaikut niiden elinkiertostrategian vuoksi (esim. lajit ovat pitkäikäisiä ja pystyvät lisääntymään samalla paikalla riippumatta sukkessiosidonnaisista tekijöistä). Esimerkkeinä tällaisista lajeista voisivat olla vaikkapa pitkäikäiset lehtokasvit (*Heikkinen ym. T3*), mutta näidenkin lajien kohdalla kyse saattaa olla pikemminkin pitkistä viiveistä elinympäristön pienentyneen pinta-alan aiheuttamassa ekologisessa vasteessa (Vellend ym. 2006).

Pienissä elinympäristölaikuissa, esim. pienillä suojelualueilla tai pienissä avainbiotooppilaikuissa lajien paikallispopulaatiot ovat pieniä, ja niiden häviämistodennäköisyys on vastaavasti suuri: lajit häviävät laikuista harvinaisimmista ja vaateliaimmista lajeista alkaen (Komonen ym. 2000, Punntila 2000, Pykälä 2004, 2006, Pykälä ym. 2006). Suojelualueita ympäröivän maiseman laadun ollessa heikko, kohtuullisen suuretkaan suojelualueet eivät välttämättä pysty ylläpitämään vaateliaimpien lajien populaatioita (esim. Punntila ym. 2001, Siitonen ym. 2001, Siitonen ja Punntila 2003). Pienet suojelualueet ovat lisäksi alttiita lajien elinolosuhteita heikentäville erilaisille reunavaikutuksille (esimerkkejä mm. Kruys ja Jonsson 1997, Esseen ja Renhorn 1998, Peltonen ja Heliövaara 1998, Snäll ja Jonsson 2001, Hylander ym. 2002, 2004, 2005, Pykälä 2004, Aune ym. 2005, Siitonen ym. 2005). Pienillä suojelualueilla eivät myöskään toteudu sukkessiosidonnaisia resursseja, kuten vanhoja eläviä puita tai lahopuita, vaativien lajien elinympäristövaatimukset (esim. Pykälä 2004, 2006, Pykälä ym. 2006), jos lajien levintäkyky on heikko ja resurssien määrä alhainen, eivätkä elinympäristöt ole kytkeytyneet riittävästi

## TIETOLAATIKKO 2.3

### Miksi metsien monimuotoisuuden säilyttäminen edellyttää nykyistä paljon suurempaa suojeltujen metsien pinta-alaa?

Ilkka Hanski\*

Suomalaisen metsäpolitiikan tavoite on pysäyttää metsien monimuotoisuuden väheneminen ja pidemmällä aikavälillä turvata Suomen luontaisen metsälajiston säilyminen elinvoimaisina kantoina. Perinteinen suojelukeino on perustaa suojelualueita, joilla on suuri merkitys retkeilykohteina ja virkistysalueina, ja joiden avulla voidaan myös säilyttää sellaisten metsälajien kannat, jotka ovat vaarassa hävitä talousmetsäalueilta. Miten paljon metsiä pitäisi suojella tämän tavoitteen saavuttamiseksi? Entä voitaisiinko sama tavoite saavuttaa muilla keinoilla kuin lisäämällä suojeltujen metsien pinta-alaa? Ekologit ovat tutkineet elinympäristön pinta-alan (A) vaikutusta yhteisön lajimäärään (S) yli 100 vuoden ajan, ja havainneet lajimäärän kasvavan pinta-alan kasvaessa seuraavan yhtälön mukaisesti<sup>1</sup>

$$\log S = a + z \log A. \quad (1)$$

Suoran kulmakertoimen  $z$  kertoo, miten nopeasti lajimäärä kasvaa kun pinta-ala kasvaa. Yleisenä nyrkkisääntönä voidaan todeta, että pinta-alan kymmenkertaistuminen lisää lajimäärää 25–75 % (olettaen  $z$ :n arvojen vaihtelevan välillä 0,10–0,25; <sup>1</sup>). Vastaavasti pinta-alan pieneneminen johtaa enemmän tai myöhemmin vastaavansuuruiseen lajimäärän pienenemiseen. Suomen metsäluonnon suhteen tarkastelu kohdistuu lajeihin, joilla ei ole elinvoimaisia kantoja talousmetsissä. 'Elinympäristön pinta-ala' tulkitaan tällöin luonnontilaisen kaltaisen metsän pinta-alkiksi.

Miksi lajimäärä on sitä suurempi mitä suurempi on pinta-ala? Keskeisiä syitä tähän säännönmukaisuuteen on kaksi. Ensiksi, monet metsälajit ovat ekologialtaan pitkälle erikoistuneita ja tulevat siksi toimeen vain tietyissä elinolosuhteiden yhdistelmissä. Isommalla alueella esiintyy väistämättä enemmän vaihtelua elinolosuhteissa kuin pienemmällä alueella, ja siksi isommalla alueella voi tulla toimeen suurempi joukko lajeja. Toiseksi, pienillä alueilla elävät populaatiot ovat väistämättä nekin pieniä, ja pienillä populaatioilla on monista eri syistä johtuen suuri riski hävitä. Pienten populaatioiden suuri hävintäriski on osoitettu sadoissa kasveilla ja eläimillä suoritetuissa tutkimuksissa<sup>1</sup>. Pykälän<sup>2</sup> Lohjalla suorittamat tutkimukset osoittavat vakuuttavasti, että avainbiotoopeissa esiintyvien epifyyttijäkälien populaatiot ovat hyvin epävakaita: noin puolet tutkituista populaatioista hävisi kymmenessä vuodessa.

Kysymys pinta-alan merkityksestä koskettaa sekä yksittäisiä suojelualueita että suojellun metsän kokonaispinta-alaa. Suomessa tällä hetkellä esiintyvän luonnontilaisen kaltaisen metsän pinta-alan perusteella voidaan arvioida niiden lajien lukumäärä, jotka ovat vaarassa hävitä pinta-alan vähäisyyden takia<sup>3</sup>. Tässä arvioissa oletettiin, parhaan olemassa olevan tiedon perusteella, että luonnontilaisen kaltaisia metsiä on Etelä-Suomessa noin 1 % ja Pohjois-Suomessa noin 10 % niiden luontaisesta pinta-alasta; koko metsälajistosta 50 % esiintyy vain Etelä-Suomessa; Etelä-Suomen lajistosta 5–10 % ja koko Suomen lajistosta 5–20 % on luonnonmetsälajeja; ja että vakiolla  $z$  yhtälössä (1) on arvo 0,05–0,2 (tarkemmat perustelut<sup>3</sup>). Näin arvioiden uhanalaisten lajien lukumääräksi saatiin noin 1 000 lajia. Tätä arviota voidaan verrata uhanalaistoimikunnan arvioon<sup>4</sup>. Uhanalaistoimikunnan mukaan noin 1 800 metsälajia on jo hävinnyt tai uhanalaistunut, olettaen saman uhanalaisuusasteen sekä arvioitujen (35 % kaikista lajeista) että arvioimatta jääneiden lajien joukossa (lajit, joista oli puutteelliset tiedot, jäivät arvioimatta). Pinta-alaan perustuva ja uhanalaistoimikunnan arvio ovat samaa suuruusluokkaa, vaikka jälkimmäisessä käytettiin aivan erilaista menetelmää. Tämän vertailun perusteella pinta-alaan perustuva arvio antaa pikemminkin ali- kuin yliarvion uhanalaisten lajien lukumäärästä.

Pinta-alaan perustuvan tarkastelun perusteella metsälajiston yhä jatkuvan uhanalaistumisen pysäyttäminen edellyttää suojellun metsän pinta-alan nostamista noin 10 prosentin tasolle koko Suomessa<sup>5</sup>. Pelkkä suojelu ei riitä jos metsä ei ole lajien elinpaikkavaatimusten mukainen. Suojelun vaikutusta on kuitenkin arvioitava tulevaisuuden näkökulmasta. Pidemmän ajan kuluessa suojelun piiriin nyt tulevilla metsillä on mahdollisuus kehittyä luonnontilaisemmiksi. Tätä kehitystä voidaan joissain tapauksissa nopeuttaa sopivilla ennallistamistoimenpiteillä.

Viime vuosina käydyssä keskustelussa on esitetty käsitys, jonka mukaan Etelä-Suomessa ei tarvittaisi suojeltuja

\* Helsingin yliopisto, Bio- ja ympäristötieteiden laitos, PL 65, 00014 Helsingin yliopisto, ilkka.hanski@helsinki.fi

metsiä nykyistä enempää, koska Metso-toimikunnan ideoimilla ja muilla "täsmäsuojelun" keinoilla (säästöpuut, avainbiotoopit, pienialaisten kohteiden määräaikainen rauhoitus) voidaan päästä yhtä hyvään tai jopa parempaan tulokseen. Ekologinen tutkimustieto ei tue tällaista käsitystä. Kuten edellä todettiin, kaikkien pienialaisten kohteiden ongelmana on se, että pienillä alueilla esiintyy yleensä vain vähän lajeja, ja mikä pahinta, pienialaisten kohteiden pienillä populaatioilla on suuri riski hävitä paikalliseen sukupolttuon.

Pienialaisten kohteiden muodostama verkosto voisi säilyttää joidenkin lajien elinvoimaisia kantoja suuremmalla alueella, jos verkoston tiheys olisi riittävän suuri (*Ovaskainen T44*). Nykykäytännön mukaan rajatut avainbiotoopit ovat tässä suhteessa kertaluokkaa liian pieniä ja muodostavat kertaluokkaa liian harvan verkoston. Mahdollisuuksia verkoston laajentamiseen kuitenkin olisi. Valtakunnan metsien inventoinneissa Etelä-Suomen alueella arvioitiin olevan arvokkaita avainbiotooppeja ja metsälakikohteen kriteerit täyttäviä avainbiotooppeja yhteensä 5 194 km<sup>2</sup> (4,3 % metsä-, kitu- ja joutomaan yhteispinta-alasta), josta metsälakikohteen kriteerit (pienialaisuus, selvä erottuminen ympäristöstä) täyttäviä kohteita oli 2 018 km<sup>2</sup> (1,7 % metsätalousmaan pinta-alasta; <sup>6</sup>, ks. myös<sup>7</sup>). Metsätalouden kehittämisskeskus Tapion tekemän metsälakikohteen kartoituksen mukaan Suomen 15 miljoonalla yksityisomistuksessa olevalla metsähehtaarilla on metsälakikohteita 96 000 kappaletta, yhteensä 600 km<sup>2</sup> (<sup>8</sup>) eli vain noin 0,4 % metsätalousmaan pinta-alasta. Biologisin perustein rajatusta arvokkaiden avainbiotooppien (lakikohteet ja arvokkaat kohteet) pinta-alasta näyttäisi siis säästyvän vain noin 10 %.

Metsäiset elinympäristöt muuttuvat tulevina vuosikymmeninä ilmastonmuutoksen seurauksena. Suuremmilla metsäalueilla esiintyvä luontainen vaihtelu elinolosuhteissa voi jossain määrin puskuroida näiden muutosten vaikutuksia lajien esiintymiseen. Monet muutkin monimuotoisuuden säilymistä uhkaavat tekijät ovat pienempiä suuremmilla alueilla. Metsien suojeleminen tavoite kaikkialla maailmassa on suojella suuruusluokaltaan 10 % alkuperäisestä metsien pinta-alasta.

### Kirjallisuus

- <sup>1</sup> Hanski, I. 2005. *The Shrinking World: Ecological Consequences of Habitat Loss*. International Ecology Institute, Oldendorf/Luhe, Germany.
- <sup>2</sup> Pykälä, J. 2004. Effects of new forestry practices on rare epiphytic macrolichens. *Conservation Biology* 18: 831–838.
- <sup>3</sup> Hanski, I. 2004. Luonnonmetsien pinta-alan vähenemisen vaikutus lajimäärään. Tietolaatikko 3.6. Teoksessa: Kuuluvainen, T., Saaristo, L., Keto-Tokoi, P., Kostamo J., Kuuluvainen, J., Kuusinen, M., Ollikainen, M. & Salpakivi-Salomaa, P. (toim.). *Metsän kätköissä - Suomen metsäluonnon monimuotoisuus*, Edita Publishing Oy, Helsinki. s. 100. Edita, Helsinki.
- <sup>4</sup> Rassi, P., Alanen, A., Kanerva, T. & Mannerkoski, I. (toim.). 2001. Suomen lajien uhanalaisuus 2000. Ympäristöministeriö & Suomen ympäristökeskus, Helsinki.
- <sup>5</sup> Hanski, I. 2003. Ekologinen arvio Suomen metsien suojeleminen. Teoksessa: Harkki, S., Savola, K. & Walsh, M. (toim.). *Palaako Elävä Metsä?* s. 18–33, BirdLife Suomen julkaisuja 5.
- <sup>6</sup> Metsätalostollinen vuosikirja 2003. Metsäntutkimuslaitos. SVT Maa-, metsä- ja kalatalous. 2003:45, 388 s.
- <sup>7</sup> Tonteri, T. 2001. Avainbiotoopit Etelä-Suomessa: valtakunnanmetsien 9. inventoinnin tuloksia. Teoksessa: Siitonen, J. (toim.). *Monimuotoinen metsä. Metsäluonnon monimuotoisuuden tutkimusohjelman loppuraportti*. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 812, s. 73–79. Metla, Vantaa.
- <sup>8</sup> Yrjönen, K. (toim.). 2004. Metsälain erityisen tärkeät elinympäristöt. MMM:n julkaisuja 9/2004, Vammala.

toisiinsa (Siitonen ja Hanski 2004, Punttila 2005, Punttila ym. 2005). Tällaisten resurssien kynnysarvojen ja kytkeytyneisyyden merkitys on osoitettu jo useissa empiirisissä tutkimuksissa niin metsikkö- kuin maisemasolllakin (Siitonen ja Martikainen 1994, Siitonen ym. 1995, Punttila 2000, Rassi 2000, Siitonen ym. 2000, Koskela 2001, Punttila ym. 2001, Siitonen ym. 2001, Korhonen 2004, Penttilä 2004, Penttilä ym. 2004, 2006, Hottola ym. 2005, *Virkkala ym. T75, Ovaskainen T44*). Pinta-alaltaan suurilla suojelualueilla etuina on mm. se, että luonnondynamiikan (mm. palot, myrskyt) toteutuminen voi olla mahdollista ja lajien suuret populaatiokoot ovat mahdollisia mikä vähentää populaatioiden häviämiskä. Laajoja elinpiirejä vaativat lajit voivat esiintyä elinvoimaisena kantana vain riittävän suurilla alueilla. Samoin harvinaisten rakennepiirteiden esiintyminen sekä säilyminen on paljon todennäköisempää kuin pienillä suojelualueilla. Lisäksi tiettyjen rakennepiirteiden kuten lahoppuun tuottaminen ennallistamalla voi olla käytännössä helpompaa suurilla alueilla.

Metsien suojelualueverkoston onnistumista voi arvioida sen kattamien elinympäristöjen pinta-aloilla, elinympäristöjen laadulla ja kohteiden kytkeytyneisyydellä. On tiedettävä kuinka suuren osan kunkin elinympäristötyypin luontaisesta pinta-alasta suojelualueet kattavat, koska populaatioiden häviämisen tärkein syy on niiden vaatiman elinympäristön määrän pieneneminen (tietolaatikko 2.3). Yleisen ekologisen pinta-ala-lajimäärä -suhteen perusteella on arvioitu, että kutakin elinympäristöä tulisi olla vähintään viidennes sen luontaisesta pinta-alasta, jotta luontainen lajisto säilyisi pitkällä aikavälillä (Andrén 1994, Hanski 2004). Tämän pinta-alaosuuden alapuolella populaatioiden menestymiseen vaikuttaa enenevässä määrin myös elinympäristön pirstoutuminen, jonka negatiivisia vaikutuksia voidaan jossain määrin kompensoida minimoimalla pirstoutumisastetta eli maksimoimalla jäljellä olevan elinympäristön kytkeytyneisyyttä (*Ovaskainen T44*). Mikäli huolellisella suojelualueverkon suunnittelulla – ennallistettavien ja uusien laajennusalueiden valinnalla ja sijoittelulla – kyetään takaamaan eri metsäelinympäristöjen muodostaman suojelualueverkon toiminnallisuus, näiden elinympäristöjen suojelualueen tavoiteosuus metsistä on 10 prosentin luokkaa (Hanski 2004). Mallinnustutkimuksessa havaittiin, että vanhojen metsien suojelualueverkosto osoittautui yleensä toimivaksi erilaisten elinpiirin kokovaatimusten ja levintäkyvyn omaavien lajien kannalta silloin, kun näiden metsien osuus maisemasta oli yli 10 % (Mikusiński ja Edenius 2006). Pinta-alaosuus, laatu ja kytkeytyneisyys muodostavat suojelualueverkon suunnittelun tärkeimmät ekologiset haasteet (*Moilanen T37*).

## 2.2.2 Suojelualueverkon kehittämisen haasteita ja ongelmia

Osalla suojeltuja metsiä (tietolaatikko 2.1) varovaiset hakkuut ovat mahdollisia. Näissä lajiston suojelua haittaa se, että hakkuiden on havaittu vaikuttavan selvästi haitallisesti erityisesti suksiosidonnaisiin rakennepiirteisiin, kuten iäkkäiden elävien puiden ja lahoppuun esiintymiseen (Pykälä 2004, 2006, Pykälä ym. 2006). Nämä rakennepiirteet ovat ensisijaisen tärkeitä suurelle joukolla taantuneita ja uhanalaistuneita lajeja. Esimerkiksi metsälakikohteilla eriasteisia poimintahakkuuta oli yhden tutkimuksen mukaan tehty 29 prosentilla kohteista ja osa oli lisäksi avohakattu metsälain voimassaoloaikana vuosina 1997–2004 (Pykälä 2006, *Pykälä ym. T55*). Onkin haasteellista kehittää suksiosidonnaisia rakennepiirteitä ylläpitäviä hoitosuunnitelmia ja ekologisia suojavyöhykkeitä pienialaisille suojelualueille, kuten pienille lehtojensuojelualueille ja luonnonsuojelu- ja metsälain arvokkaille elinympäristöille. Metsälain kohteita on tarkasteltu laajemmin luvussa 4.

Ei-suojeluilla alueilla sijainneiden vanhojen luonnontilaisen kaltaisten metsien (64 % näiden metsien kokonaismäärästä hemi-, etelä- ja keskiborealisella vyöhykkeellä VMI8:n mukaan, VMI9:n mukaankin 60 %) hyödyntämistä suojelualueverkon kehittämässä vaikeuttaa myös se, että metsäverouudistuksen ja metsänomistajille varatun siirtymäkauden aikana osa näistä metsistä on hakattu viime vuosina (Mutanen ja Toppinen 2005, Punttila ym. 2005). Tämä on todennäköisesti vähentänyt METSO -ohjelman vapaaehtoisin keinoin potentiaalisesti tarjolla olevien kohteiden lukumäärää ja pinta-alaa (luku 5). VMI9:n perusteella väheneminen on ollut voimakasta pohjoisborealisella vyöhykkeellä (pinta-ala väheni ei-suojelluilla alueilla yhteensä 1 621 km<sup>2</sup>), jossa VMI9 toteutettiin metsäverouudistuksen siirtymäajan loppupuolella. Etelämpänä VMI9 toteutettiin siirtymäajan alkupuolella, jolloin uudistuksen vaikutukset eivät vielä näkyneet täydessä mitassa.

Muissa maissa on asetettu suojelualueverkon suunnittelussa ja metsäluonnon hoidossa Suomea täsmällisempiä määrällisiä ja laadullisia tavoitteita: esimerkiksi Ruotsissa on metsien suojelun ekologisen tarve-analyysin (Angelstam ja Andersson 2001) jälkeen asetettu selkeät määrälliset tavoitteet sekä suojelualueverkon pinta-alan kasvattamiseksi että metsien keskimääräisen lahopuumäärän nostamiseksi: suojellun metsän pinta-alaa kasvatetaan 900 000 ha vuoden 1998 tasosta ja lahopuun määrää lisätään 40 % koko maassa vuoteen 2010 mennessä (de Jong & Almstedt 2004, Nationell strategi... 2005). Vastaavia päätöksiä ei ole Suomessa tehty (Hanski 2004). Metsien suojelualueverkosto ei nykyisellään ole riittävän kattava suojelutavoitteiden (kuten lajiston ja luontotyyppien suotuisan suojelutason ylläpito) saavuttamiseksi, joten talousalueiden metsänhoidolla on hyvin suuri merkitys monimuotoisuuden turvaamisen kannalta. Suojelu- ja metsätalousalueita tuleekin tarkastella toisiaan täydentävänä kokonaisuutena (luku 4, luku 6).

Metsäelinympäristöjen määrää, luonnontilaisuutta ja suojeluastetta selvittää parhaillaan Luontotyyppien uhanalaisuuden arviointi –hanke, jonka tulokset valmistuvat vuoden 2007 kuluessa (Kontula ja Raunio 2005). Hanke ei vielä ole julkaissut tietoja erilaisten metsäelinympäristöjen määrästä ja suojeluasteesta, mutta käsitykset eri elinympäristöjen lisäsuojelun tarpeesta tulevat tarkentumaan hankkeen valmistuessa (*Kontula ja Raunio T21*). Suojelutarpeiden arvioimiseksi on lisäksi tunnettava nykyisten suojelualueiden laatu; esiintyykö esimerkiksi riittävässä määrin niitä luontotyyppisiä tai luonnonmetsän rakennepiirteitä, jotka talouskäytössä olevilta alueilta puuttuvat (kuten iäkstä puustoa ja eri tyyppistä järeää lahopuuta). Luonnonsuojelualueilla on käynnissä METSO -ohjelmaan pohjautuva laaja perustiedon keruu, jonka tulosten valmistuttua vuonna 2006 voidaan tehdä yksityiskohtaisempi tarkastelu suojelualueverkon rakenteellisista ja elinympäristökohtaisista kehittämistarpeista.

## 2.3 Suojelualueiden taloudelliset vaikutukset

Metsien suojelussa ja suojelualueiden muodostamisessa lähtökohdat ovat tavallisesti ekologisia. Suojelulla on kuitenkin yhteiskunnallisia vaikutuksia, jotka voivat olla myönteisiä tai kielteisiä ja joihin suojelun mahdollisesti lisääntyessä pitäisi varautua minimoimalla kielteisiä ja vahvistamalla myönteisiä vaikutuksia.



### 2.3.1 Luonnonsuojeluohjelmien kustannukset ja niihin liittyvät suojelukorvaukset ovat vain osa suojelun taloudellisista vaikutuksista

Valtiolle suoria kustannuksia suojelusta tulee suojelukorvausten maksamisesta ja suojeluohjelmiin liittyvästä rahoituksesta mm. hallintoon, huoltokohteiden kartoituksiin ja tutkimukseen. Suomessa on suojeltu metsiä mm. kansallis- ja luonnonpuistoissa, valtakunnallisiin ohjelmiin kuuluvilla alueilla, yksityisillä suojelualueilla ja Metsähallituksen suojeluun varaamilla alueilla (tietolaatikko 2.1, tietolaatikko 4.1). Suurin osa suojelualueista sijaitsee valtion mailla. Viime vuosina tehtyjä toimenpiteitä metsäelinympäristöjen erityispiirteiden säilyttämiseksi ja suojelemiseksi ovat olleet myös mm. kartoitukset luonnonsuojelulain määrittelemistä luontotyypeistä ja metsälain erityisen tärkeistä elinympäristöistä sekä METSO -ohjelman vapaaehtoisen metsien suojelun kokeiluhankkeet.

Esimerkkinä ohjelmien kustannuksista voidaan mainita luonnonsuojeluohjelmien 575 miljoonan euron varaus vuosille 1996–2009 sekä Kansallista metsäohjelmaa 2010 täydentävän METSON 62 miljoonan euron lisärahoitustarve. Tavoitteena on, että valtakunnallisten suojeluohjelmien ja Natura 2000 -verkoston yksityismaille sijoittuvat kohteet on saatu pääosin toteutettua ja korvaukset maksettua vuoteen 2009 mennessä. Rahoitusta vaativia luonnonsuojeluohjelmia ja vastaavia velvoitteita on ympäristöministeriön mukaan toteutettu vuosina 1996–2004 noin 250 000 ha. Vuoden 2005 alussa oli vielä toteuttamatta 117 000 ha, joista laajimmat alueet eivät koske metsiä vaan lintuvesiä. Luonnonsuojeluohjelmia arvioitaessa on päädytty siihen, että välttämättä ne eivät aina ole olleet kustannustehokkaita (Hildén ym. 2005).

Yksittäisten suojelukohteiden hankinnan kustannuksia koskevan tutkimuksen mukaan alueiden lunastushinnat valtiolle suojelutarkoitukseen vaihtelevat melkoisesti paitsi Etelä- ja Pohjois-Suomen välillä, myös eri lunastustoimitusten välillä. Koko maan tasolla lunastuskorvaus on vaihdellut välillä 91 – 30 000 euroa hehtaarilta vuosina 2000–2005 ollen keskimäärin 1 271 euroa hehtaarilta (*Hannelius T2*). Muilla keinoilla, kuten vapaaehtoisilla kaupoilla, on päästy lunastusmenettelyä keskimäärin pienempiin hankintakustannuksiin hehtaaria kohden.

Ohjelmien kustannukset ja niihin liittyvät suojelukorvaukset ovat vain osa suojelun taloudellisista vaikutuksista. Metsien suojelulla on suoria taloudellisia vaikutuksia metsäsektorin tuotantoon ja työllisyyteen sekä kerrannaisvaikutuksia muille toimialoille välituotekysynnän kautta. Tämän vuoksi metsien suojelun vaikutukset heijastuvat koko kansantalouteen sekä kuntatalouteen ja näkyvät bruttokansantuotteessa ja verokertymissä.

Metsien suojelun taloudellisia vaikutuksia on pohdittu useilla tahoilla, mm. Metsien suojelun ja työllisyyden rahoitustoimikunnan (Metsänsuojelun ja... 1996), ehdottama suojelualueverkon kehittämisohjelma (60 000 hehtaaria uusia suojelualueita Natura 2000 -ohjelman toteuttamiseksi) sisälsi arvion hakkuumahdollisuuksien pienenemisestä noin 580 000 kuutiometrillä vuodessa vuoteen 2010. Jaakko Pöyry Consulting Oy (Pohjois-Suomen... 1995) arvioi Pohjois-Suomen ja Pohjois-Karjalan vanhojen metsien suojelun taloudellisia vaikutuksia. Kun noin 109 000 hehtaarin alue suojeltaisiin, hakkuumahdollisuudet pienenisivät Pohjois-Suomessa noin 0,7 miljoonaa m<sup>3</sup>,



jolloin Pohjois-Suomen raakapuun hinnat nousisivat 10-12 %. Valtion taloudellisen tutkimuskeskuksen tekemässä arvioissa hinnannousua pidettiin kuitenkin liian suurena. Natura 2000 -ohjelman vaikutuksia arvioitiin Suomen ympäristökeskuksen ja Metsäntutkimuslaitoksen yhteistyönä (Hildén ym. 1998). Arvion mukaan verkoston uudet suojelualueet eivät vaikuta merkittävästi hakkuisiin tai työllisyyteen valtakunnan tasolla.

### **2.3.2 Suojelun taloudelliset vaikutukset poikkeavat toisistaan valtakunnan- ja aluetasolla**

Metsäsektorilla suojelun aiheuttamia taloudellisia vaikutuksia voidaan erotella mm.

- hakkuumahdollisuuksiin, hakkuisiin, kantohintoihin
- metsäteollisuuden: tuotanto ja kilpailukyky
- työllisyyteen
- metsänomistajiin: kantorahatulot

Metsäteollisuuden puun käytöstä noin 75 % on kotimaista puuta ja loput etupäässä Venäjältä peräisin olevaa tuontipuuta. Markkinahakkuista tulevat kantoraha- ja palkkatulot ovat tärkeitä erityisesti paikalliselle väestölle. Lisäksi metsäteollisuuden viennistä saatavat vientitulot ovat noin 24 % koko valtakunnan saamista vientituloista. Koska metsäteollisuudessa vientiosuus tuotannosta on suuri (paperiteollisuudessa noin 90 % ja sahatönteollisuudessa 60-70 %), vientimarkkinoiden kysyntä heijastuu metsäteollisuuden tuotannon muutosten kautta raakapuun käyttöön ja kysyntään puumarkkinoilla. Metsäsektorin toimintaympäristön muutoksia käsitellään luvussa 8.

Mahdollisella suojelun lisäämisellä ei valtakunnan tasolla ole tutkimuksissa todettu kuitenkaan olevan kovin merkittäviä taloudellisia vaikutuksia (esim. Mäki-Hakola 2004, *Hänninen ja Kallio T11*). Sen sijaan aluetasolla ja kerrannaisvaikutuksineen tilanne saattaa vaihdella enemmän riippuen mm. suojelun laajuudesta ja lähtötasosta, suojelumenetelmästä sekä mahdollisuudesta korvata vähentynyttä puun tarjontaa ulkomailta tai muualta Suomesta tuodulla puulla (esim. Mäki-Hakola ja Toropainen 2005).

Esimerkiksi Kaakkois-Suomessa, jossa on massa- ja paperiteollisuuden keskittymä, käytetään absoluuttisesti ja suhteellisesti eniten tuontipuuta. Mikäli puun tuontimahdollisuus jatkuu, suojelun vaikutukset Kaakkois-Suomessa eivät nouse muihin metsäkeskuksiin verrattuna suurimmiksi, vaikka metsäsektori työllistää suhteessa ja absoluuttisesti eniten. Kotimaan tarjontaa pienentävä suojelu vaikuttaa siellä vain osaan teollisuuden käyttämästä puumäärästä.

Metsätalousvaltaisilla alueilla suojelun taloudelliset vaikutukset voivat olla suuria. Kainuussa metsätalous on työllistäjänä merkittävä ja siellä metsäsektorin työllisten osuus alueen työllisistä on, toisin kuin muualla, kasvanut 1990-luvun alusta lähtien.

Valtakunnan metsien puuvarannon kehitys antaisi mahdollisuuksia lisäsuojeluun ilman huomattavia vaikutuksia nykyisin markkinoille tulevaan puumäärään. Nuutisen ja Hirvelän (2006) mukaan puuvaranto kasvaisi huomattavasti seuraavan 30 vuoden kuluessa, jos hakkuukertymä pysyisi nykyisessä vuosien 2001–2005 keskiarvossaan (56 miljoonaa m<sup>3</sup>/vuosi). Kotimaassa toimivan metsäteollisuuden puun kysynnän ei ennakoida olennaisesti

tulevaisuudessa kasvavan (luku 8). 2000-luvulla hakkuut ovat olleet noin 85 % kestävästä hakkuumahdollisuuksista (Nuutinen ja Hirvelä 2006).

### 2.3.3 Metsien suojelun vaikutukset hakkuisiin, kantohintoihin ja metsäteollisuuden tuotantoon

Kun metsien suojelun myötä poistuu puuvarantoa talouskäytöstä, suojelu vähentää puun tarjontaa ja hakkuita riippuen siitä, miten paljon taloudellisesti hyödynnettävää puustoa alueella on. Mikäli suojelualalla on lähinnä uudistuskypsiä vanhoja metsiä, käytössä olevasta puuvarannosta poistuu suhteessa eniten sahatavaran tuotannolle ja metsänomistajien taloudelle tärkeää tukkipuuta. Suojelun lisääntyessä hakkuut voivat vähentyä suhteessa enemmän, koska puun tarjontaa rajoittavat myös muut tekijät (esim. metsänkäsittelyt ja metsänomistajien puunmyyntihalukkuus).

Tutkimustulosten mukaan suojelun lisääntyminen johtaa vähentyneen puuntarjonnan vuoksi kantohintojen nousuun. Metsäteollisuudelle kantohintojen nousu lisää kustannuksia ja johtaa kapasiteetin ja tuotannon alenemiseen lähinnä sahateollisuudessa. Sen sijaan paperiteollisuudessa puun hinnan osuus kokonaiskustannuksista on pienempi, eikä tuotanto muutu (Kallio ja Hänninen 2006, *Hänninen ja Kallio T11*). Samansuuntaisia tuloksia saivat myös mm. Bolkesjø ym. (2005) Norjan osalta ja Kallio ym. (2006, *T18*) Euroopan tasolla tehdyssä tutkimuksessa. Etelä-Suomen suojelun kustannuksia koskevissa tutkimuksissa (Leppänen ym. 2002, 2005) 3 ja 10 prosentin suojelutasoilla saadut tulokset olivat myös edellä mainitun suuntaisia. Metsäteollisuuden todettiin olevan suurin "häviöjä" kantohintojen nousun vuoksi.

Lindenin ja Uusivuoren (2002) tutkimuksen mukaan 10 prosentin aleneminen käytettävissä olevaan puuvarantoon vähentää puukauppamääriä vuosittain 4 % ja nostaa kantohintaa saman verran. Suhteellisen pientä vaikutusta puukauppamääriin selitettiin sillä, että suojelun jälkeen talouskäyttöön jääneen puuvarannon hakkuita voitaisiin tehostaa. Mäki-Hakolan (2004) mukaan suojelun tason noustessa Etelä-Suomessa 10 prosenttiin hakkuumäärät supistuisivat vajaat 3 % ja kantohinnat nousisivat saman verran jaksolla 2001-2008 vuosittain. Mikäli suojelussa käytettäisiin METSON uusia keinoja, vaikutukset jäisivät edellä mainittua pienemmiksi. Tuontipuun merkitys analyysissä oli tärkeä, joten oletuksista poikkeavat muutokset tuonnissa muuttaisivat myös suojelun vaikutuksia.

Mäen ym. (1997) esittämien tulosten mukaan suojelun vaikutukset metsäteollisuudelle olisivat hieman edellä mainittuja suuremmat, kun 5 prosentin aleneminen puun tarjonnassa alentaisi puukauppamääriä 10 % ja nostaisi kantohintaa 9 %. Toisin kuin edellä mainituissa tutkimuksissa, Leppäsen ym. (2002) ja Kallion ja Hännisen (2006, *Hänninen ja Kallio T11*) analyysissä tarkasteltiin erikseen tukki- ja kuitupuuta ja korostettiin suojeltavan metsän ikärakenteen merkitystä vaikutusten suuruuteen. Leppäsen mukaan 10 prosentin suojelussa Etelä-Suomen alueella analysoiduista vaihtoehdoista suurimmaksi lyhyen ajan (alle 10 vuotta) vaikutukseksi saatiin 14 prosentin lasku sahatukin hakkuisiin ja 18 prosentin nousu hintaan. Sahatavaran tuotanto aleni 5 %. Pitkän ajan vaikutukset olivat selvästi pienempiä etenkin tukkimarkkinoilla. Sahatavaran tuotanto alenee saman verran myös Kallion ja Hännisen (2006) skenaarioanalyysin mukaan 5 prosentin lisäsuojelun tapauksessa vuoteen 2015 mennessä. Tukin hakkuut vähenevät, mutta kuitupuun hakkuita nostaa kotimaisen sahakkeen tarjonnan vähentyminen.

### 2.3.4 Vaikutukset työllisyyteen

Vaikka koko valtakunnan tasolla metsäsektorin merkitys työllistäjänä on suhteellisen pieni (3,7 % kansantalouden työllisistä vuonna 2004), kerrannaisvaikutuksineen ja aluetasolla sillä on kuitenkin enemmän merkitystä. Välittömällä työpanoksella on metsäsektorilla yleensäkin ollut aleneva suunta johtuen puunkorjuun koneellistumisesta ja metsäteollisuuden tuotannon pääomavaltaistumisesta. Samanlaista kehitystä on tapahtunut myös muilla aloilla, jonka tuloksena eri toimialat ovat kytkeytyneet toisiinsa yhä enemmän välituotekysynnän kautta. Näin metsäteollisuudenkin tuotannon tason muutokset heijastuvat myös muille toimialoille, mm. kuljetuksiin, panoskysynnän kautta. Jos uusia työtilaisuuksia ei suojelun seurauksena synny metsäsektorilla tai muissa elinkeinoissa, niin alueen kokonaistyöllisyys vähenee. Työllisyysvaikutuksista tarkemmin, ks. luku 7.

### 2.3.5 Metsänomistajiin ja paikallistalouteen kohdistuvat vaikutukset

Vaikka suojelun lisääntyessä hakkuut vähenevät, metsänomistajien kantorahatulot eivät valtakunnan tasolla keskimäärin kuitenkaan paljon muutu. Tutkimustulosten mukaan kantohinnat nousevat suunnilleen suhteessa saman verran kuin hakkuut vähenevät (Mäki ym. 1997, Linden ja Uusivuori 2002, Bolkesjø ym. 2005, Kallio ym. 2006). Kantohintojen nousun aiheuttama hyöty ja suojelun aiheuttama kustannus ei kuitenkaan kohdistu samalle yksittäiselle metsänomistajalle. Kun suojelusta aiheutuvia taloudellisia menetyksiä yksittäisille metsänomistajille korvataan, kielteiset vaikutukset lievenevät.

Suojelulla voi kuitenkin olla aluetaloudessa myös myönteisiä taloudellisia vaikutuksia, mikäli uusia työpaikkoja tulee alueelle enemmän kuin niitä suojelun vuoksi menetetään. Tällaisia mahdollisuuksia tuovat mm. virkistyskäyttö ja matkailu. Luonnonsuojelualueista erityisesti kansallispuistot tarjoavat virkistyskäyttömahdollisuuksia, joita myös arvostetaan. Tutkimustulosten mukaan kaikkien valtion retkeilyalueiden ja kansallispuistojen vuotuista käyttömahdollisuutta pidettiin noin 100-250 markan arvoisena henkilöä kohti (Ovaskainen ym. 2001).

Suojeluun suhtaudutaan myös useimmissa tutkimuksissa saatujen tulosten mukaan myönteisesti. Suuri osa kansalaisista kannattaa metsien maisema- ja virkistysarvojen vaalimista ja metsien monimuotoisuuden suojelua (Horne ja Koskela 2004). Suojelusta ollaan valmiita myös maksamaan, mutta lisäsuojelun kannatus alenee kustannusten noustessa (Pouta ym. 2004a). Yleensäkin alueilla, joita suojelu välittömästi koskee ja joilla mahdollisesti menetetään tuloja ja työpaikkoja suojeluhaluus on vähäisempi (Rogers ja Sinden 1994).

## 2.4 Suojelualueiden sosiaalinen merkitys

### 2.4.1 Suojelualueiden virkistyskäyttö ja -käyttäjät

Kansallispuistot, erämaa-alueet ja muut suojelualueet palvelevat luonnonsuojelun lisäksi virkistysympäristönä. Valtion hallinnoimien suojelualueiden käyntikertojen määrää on systemaattisesti seurattu noin kymmenen vuoden ajan. Näin varsinkin kansallispuistoista

Taulukko 2.2 Metsähallituksen hallinnassa olevien kansallispuistojen käyntikertamäärät v. 2005. Lähde Metsähallitus.

<b>Kansallispuisto</b>	<b>2005</b>
Helvetinjärvi	32 000
Hiidenportti	10 000
Isojärvi	8 000
Itäinen Suomenlahti	16 000
Kauhaneva-Pohjankangas	6 000
Kolovesi	6 500
Kurjenrahka	25 000
Lauhanvuori	27 000
Leivonmäki	10 000
Lemmenjoki	10 000
Liesjärvi	25 000
Linnansaari	28 000
Nuukio	110 000
Oulanka	173 500
Pallas-Ylläs	300 000
Patvinsuo	14 000
Perämeri	2 500
Petkeljärvi	17 500
Puurijärvi-Isosuo	17 000
Pyhä-Häkki	9 000
Pyhä-Luosto	95 000
Päijänne	12 000
Repovesi	65 000
Riisitunturi	7 000
Rokua	20 000
Saaristomeri	60 000
Salamajärvi	10 000
Seitseminen	40 000
Syöte	33 500
Tammisaaren saaristo	23 000
Tiilikkajärvi	6 500
Torransuo	20 000
Urho Kekkonen	165 000
Valkmusa	6 000
<b>Käyntimäärä yhteensä</b>	<b>1 410 000</b>
<b>Kansallispuistoja yhteensä</b>	<b>34</b>

on varsin hyvät käyntikertatilastot. Nykyisin pelkästään kansallispuistojen käyntimäärät ylittävät miljoonan rajan vuosittain (taulukko 2.2). Pienemmiltä suojelualueilta, etenkin yksityisten tai kuntien hallinnoimilta alueilta, ei ole saatavissa systemaattisesti mitattua tietoa kuten kansallispuistoista. Kansallispuistojen käyntikertojen määrät vaihtelevat vuosittain noin 5 000 runsaaseen 170 000 käyntiin. Käyntimäärät ovat kasvaneet viimeisten vuosien aikana (taulukko 2.3). Suurimmat käyntimäärät kohdistuvat Pohjois-Suomen laajoihin ja tunnettuihin kansallispuistoihin (taulukko 2.2).

Valtion luonnonsuojelu- ja virkistysalueet tarjoavat luonnonoloiltaan ja palvelutasoltaan monipuolisia ja monin tavoin muiden maanomistajaryhmien virkistysalueista poikkeavia ulkoilu ympäristöjä. Suomalaisten luontomatkat ja päiväretket suuntautuvatkin valtion

Taulukko 2.3. Metsähallituksen hallinnassa olevien kansallispuistojen käyntimäärien kehitys Etelä- ja Pohjois-Suomessa 2000-2005. Pohjois-Suomen käyntimäärä-luvuissa ovat mukana Ylä-Lapin, Perä-Pohjolan ja Pohjanmaa-Kainuun luontopalvelu-alueiden kansallispuistot. Etelä-Suomen luvuissa ovat mukana Itä-, Länsi- ja Etelä-Suomen luontopalvelualueiden kansallispuistot. Lähde: Metsähallitus.

	2000	2001	2002	2003	2004	2005
<b>Pohjois-Suomi</b>	<b>394 000</b>	<b>384 300</b>	<b>524 500</b>	<b>554 700</b>	<b>568 900</b>	<b>816 500</b>
<b>Etelä-Suomi</b>	<b>439 000</b>	<b>467 500</b>	<b>487 500</b>	<b>568 500</b>	<b>585 000</b>	<b>593 500</b>
<b>Yhteensä</b>	<b>833 000</b>	<b>851 800</b>	<b>1 012 000</b>	<b>1 123 200</b>	<b>1 153 900</b>	<b>1 410 000</b>

alueille niiden harrastusten puitteissa, jotka vaativat erityisiä luonnonolosuhteita. Koskelan ym. (2002) tutkimuksen mukaan eräretkeily, kalastus, maastohiihto ja luonnontarkkailu olivat valtion alueilla yleisempiä harrastuksia kuin muualla. Valtion monipuolisen alueiden hyödyntämiseen virkistyskäyttöön ollaan valmiita panostamaan paljon sekä matkustamis-että ulkoilu-aikaa että rahaa.

Ulkoilijat näyttivät suuntaavan matkansa valtion alueille hankkiessaan elämyksellisiä luontokokemuksia. Luontomatalla valtion alueella koettiin erityisesti haasteita ja jännitystä, mutta toisaalta myös rasiusta ja epämurkavaa oloa. Valtion suojelualueet tarjoavatkin ulkoilijalle muita alueita useammin mahdollisuuden itsensä voittamiseen ja haasteelliseen ulkoiluun kuin muut alueet. Päiväretkien osalta toisaalta haasteellisuus ja jännitys, mutta myös luonnon rauhaan pääsy ja toisten kanssa yhdessäolosta nauttiminen koettiin hyvinvointivaikutuksina valtion alueilla selvästi useammin kuin muilla alueilla. (Koskela ym. 2002).

Poudan ym. (2004b) tutkimuksen tulosten perusteella valtion alueiden käyttäjät olivat keskimääräistä korkeamman koulutuksen saaneita ja työskentelivät muita useammin toimihenkilöinä. Alueiden käyttäjät olivat yleensäkin aktiivisia ulkoilun – erityisesti hiihdon, laskettelun ja telttailun – harrastajia. Valtion alueiden sijainti kotikunnan läheisyydessä lisäsi vastaajan todennäköisyyttä käyttää alueita. Alueiden käytön määrää puolestaan lisäsi alueiden runsaus vastaajan kotikunnassa, vastaajan itäsuomalaisuus tai asuminen yli 100 000 asukkaan kaupungissa. Kotitalouden pieni koko ja vapaa-ajan runsaus lisäsivät käytön määrää. Tutkimuksen perusteella pääteltiin, että valtion suojelualueilla vähän tai ei ollenkaan käyvien väestöryhmien tarpeet ja käytön esteet tulisi tuntee paremmin alueiden tasapuolisten käyttömahdollisuuksien kehittämiseksi. Kansallispuistoista on kävijätutkimustietoa kävijärakenteista ja kävijöiden tyytyväisyydestä. Suojelualueilla kävijöiden odotustenmukaisten virkistys-hyötyjen varmistamiseksi tarvitaan lisää tietoa sosiaalisen kantokyvyn tasosta ja mahdollisista ongelmista kuten kävijöiden välisistä ristiriidoista (esim. Saarinen 1994, Saastamoinen ja Kajala 1995). Kävijätutkimusaineistojen tutkimuksellinen hyödyntämistä tulisi parantaa esimerkiksi kehittämällä indikaattoreita, jotka perustuvat standardisoituun kävijätietoon.

Suojelualueiden vetovoimatekijöitä on tutkittu kansallispuistojen avulla. *Puustisen ym. (T54)* (myös Sievänen ym. 2005) tutkimuksen mukaan luontoympäristön monipuolisuus, suojelualueen virkistyspalvelujen määrä ja laatu, erityisesti rakennettujen polkujen, ulkoilumajojen, mökkien ja autiotupien määrä sekä luontokeskus ovat alueen tekijöistä

tärkeimpiä, joilla on vaikutusta kävijämääriin. Myös kansallispuiston läheisyydessä olevien suojelualueiden ja ulkoilureittien todettiin vaikuttavan kävijämääriä lisäävästi. Pohjois-Suomen kansallispuistoissa, jotka ovat hiihtokeskusten läheisyydessä, esiintyi korkeita kävijämääriä. Etelä-Suomessa kasvava etäisyys suuriin kaupunkeihin vähensi kävijämääriä. Tutkimuksessa tarkasteltiin myös kansallispuistoja ympäröivien kuntien väestön ominaisuuksien vaikutusta käyntimääriin. Tutkimuksessa havaittiin, että niissä kansallispuistoissa, joiden läheisyydessä olevien kuntien väestön koulutustaso oli korkea, vaikutus oli positiivinen. Kansallispuiston ikä ei heijastunut mitenkään käyntikertojen määrään. Näiden tutkimustulosten hyödyntäminen tulevien puistojen suunnittelussa, erityisesti käyntimäärien kehitykseen, tuo lisää realismia arvioitaessa luontomatkailun kehittymistä puistojen ympäristössä. Tulokset osoittavat, että virkistykseen ja luontomatkailun kannalta vetovoimainen suojelualue syntyy useiden tekijöiden vuorovaikutuksesta. Vetovoimainen kansallispuisto on luontoarvoiltaan korkeaa laatua, mutta kävijöiden saamiseksi tarvitaan virkistyspalvelujen kehittämistä sekä puiston sisällä että ympäröivällä maaseudulla. Näitä tuloksia voidaan varovasti hyödyntää myös pienempien suojelualueiden suunnitteluun.

## 2.4.2 Suojelualueet ja alueellinen kehitys

Suojelualueiden matkailu- ja virkistyskäyttöön liittyvien palveluelinkeinojen kehittämistä tarjotaan korvaavaksi elinkeinomahdollisuudeksi maaseudun väestölle luonnonsuojeluun suunnattavien alueiden poistuessa alkutuotannosta. Yhteiskunnan kannalta on olennaista tietää, mitkä tekijät ohjaavat virkistyskäyttäjien ja matkailijoiden valintoja ja miten kävijöiden mielenkiinto suojelualueita ja maaseutuympäristöä kohtaan voidaan kääntää maaseudun elinvoimaisuuden ylläpitoon ja parantamiseen. Keskeistä on myös se, miten maaseudun yrittäjät ja muut toimijat kykenevät tuotteistamaan maaseudun kulttuurin, maisemien ja sosiaalisen ympäristön vetovoiman ja arvot niin, että suojelualueille tulevat kävijät ohjautuvat ympäröivän maaseudun yritysten asiakkaiksi ja vuorovaikutukseen maaseudun asukkaiden kanssa. Tästä näkökulmasta ei ole toistaiseksi kotimaisia tutkimustuloksia<sup>\*)</sup> mutta kansainvälisen kirjallisuuden perusteella voidaan arvioida, että vetovoimaisen luontokohteen lisäksi tarvitaan ympäröivän alueen kehittämistä tukevia, positiivisia asenteita ja toimia sekä paikallisväestön että -hallinnon keskuudessa. Yritystoimintaa tukevat rahoituspaketit nopeuttavat kehitystä (Fortin ja Gagnon 1999, Goodwin ja Roe 2001, Eagles ja McCool 2002).

Sosiaalisen kestävyden näkökulmasta paikallisten asukkaiden suhtautuminen suojelualueisiin on avaintekijä siinä, miten hyvin suojelutavoitteiden saavuttamisessa menestytään sekä varsinkin siinä, mitä sosiaalisia ja taloudellisia vaikutuksia suojelualueen perustamisesta aiheutuu tai mitä mahdollisuuksia se tarjoaa. Rämetsä ym. (2005), myös *Siikamäki ym. (T63)* tutkimuksessa selvitettiin Oulangan kansallispuiston ympäristön asukkaiden asenteita. Pääsääntöisesti paikallisväestö suhtautui luonnonsuojeluun ja luontomatkailun kehittämiseen myönteisesti, ja asukkaat uskoivat suojelualueen edistävän erityisesti matkailun toimintaedellytyksiä ja tuovan positiivisia tulo- ja työllisyysvaikutuksia. Negatiivisena pidettiin maa- ja metsätalouden elinkeinotoiminnan edellytysten heikkenemistä ja riista- ja kalatalouden rajoituksia. Pohjois-Suomessa

<sup>\*)</sup> Metsäntutkimuslaitoksessa on käynnissä hanke 'Suojelualueet ja maaseudun elinvoimaisuus' osana Metsien monimuotoisuuden turvaamisen keinot ja yhteiskunnalliset vaikutukset -tutkimusohjelmaa vv. 2005-2010.

yleensäkin katsotaan, että nykyiset maankäyttöratkaisut suojelualueverkostoineen ovat hyväksyttäviä, mutta luonnonsuojelun lisääminen, varsinkin jos se tapahtuu alueen ulkopuolisten intressiryhmien hankkeena, ei ole toivottavaa. Suojelun hyväksyttävyyttä on lisännyt sen ohessa parantunut työllisyys matkailupalveluissa. Suoraan luonnonvaroja hyödyntävät poro-, maa- ja metsätalous ovat paikallisten mielestä edelleen tärkeimpiä elinkeinoja, ja matkailu vähiten tärkeä (Jokinen 2001, 2003).

Suojelualueisiin kohdistuvat aluetaloudelliset tarkastelut ovat kansainvälisestäkin nousseet tärkeään rooliin suojelualueverkostojen yhteiskunnallisten vaikutusten arvioinnissa. Suomessa aihepiiristä ovat tutkimusta tehneet aiemmin mm. Ovaskainen ym. 1999. Huhtalan (2006, 77) tutkimuksessa selvitettiin, miten kävijätutkimuksissa kerättäviä kävijöiden rahankäyttötietoa voitaisiin hyödyntää aluetaloudellisten vaikutusten arviointiin. Tutkimuksen mukaan Pallas-Ounastunturin kansallispuistomatkailem aluetaloudelliset vaikutukset työllisyysvaikutuksineen ovat paikallisesti mittavat ja antavat positiivisen kuvan luonnon virkistyskäyttöön perustuvan matkailun taloudellisista ja sosiaalisista vaikutuksista. Tuloksia ei voida kuitenkaan yleistää kaikkiin kansallispuistoihin, sillä puistot eroavat sijainniltaan, kävijämääriltään ja vetovoimatekijöiltään huomattavasti. Tutkimusmenetelmissäkin on eroja ja pohjoismaisiin olosuhteisiin soveltuvat menetelmät ovat paljolti vielä kehittämisen kohteina. Huhtalan (2006, 77) tutkimuksen tuloksia voidaan hyödyntää kehitettäessä standardisoituja menetelmiä aluetaloudellisten vaikutusten mittaamiseen.

Suojelualueiden sosiaalisista vaikutuksista on vähän kotimaista tutkimusta. Metsähallituksen pyrkimyksenä on toteuttaa kestävää luontomatkailem valtion suojelualueilla (Kestävän luontomatkailem... 2006). Päämäärän toteuttamiseksi tarvitaan monipuolista tutkimustietoa virkistyskäytön sosiaalisista vaikutuksista sekä suojelualueella kävijöiden että suojelualueen ympäristössä elävien paikallisten ihmisten näkökulmasta. Koko yhteiskuntaan kohdistuvat vaikutukset ovat tietysti oma lukunsa.

## 2.5 Päätelmät

Metsäkasvillisuusvyöhykkeet huomioiden lisäsuojelun tarve on edelleen suurin eteläisessä Suomessa ja sen tulisi kohdistua etenkin luonnontilaisen kaltaisiin metsiin. Toisaalta suojelualueverkon puutteita tulee tarkastella käynnissä olevien luontotyyppien uhanalaisarvioinnin ja suojelualueiden inventointien tulosten valossa, joiden myötä eri elinympäristöjen suojelutarpeesta saadaan tarkempi arvio. Monimuotoisuuden kannalta vaikuttavimmat ja kustannustehokkaimmat suojelutoimenpiteet vaihtelevat eri elinympäristöissä. Esimerkiksi runsaslahopuustoisten luonnontilaisten metsien säilyttäminen edellyttää usein pysyvää suojelua ja verrattain laajojen alueiden poistamista metsätalouskäytöstä, kun taas lehtometsien suojelussa on usein kysymys suhteellisen pienen metsäalueiden verkostosta.

Suojelualueverkon toimivuutta voidaan parantaa ennallistamalla suojelualueiden metsiä sekä laajentamalla suojelualueiden (lajistollisten ydinalueiden) kokoa luonnontilaisen kaltaisilla tai sellaisiksi ennallistetuilla talousmetsillä. Talousmetsien luonnonhoitotoimilla voidaan parantaa metsämaiseman laatua lisäämällä suojelualueiden kytkeytyneisyyttä eli mahdollistaa vaatelioiden lajien leviäminen suojelualueiden muodostamien lajistollisten ydinalueiden välillä talousmetsissä (ks. luvut 4 ja 6).

Metsien puuvarannon kehitys antaa mahdollisuuksia lisätä suojelua, mutta suojelualueiden lisääminen ei ole aivan ongelmaton. Suojelun lisääntyessä kantohinnat nousevat, mikä nostaa metsäteollisuuden kustannuksia erityisesti sahateollisuudessa. Metsänomistajien kantorahatuloihin lisäsuojelu ei valtakunnantasolla tuo paljon muutosta, koska kantohintojen nousu korvaa hakkuumäärien pienenemistä.

Vaikka mahdollisella suojelun lisäämisellä ei valtakunnan tasolla ole tutkimuksissa todettu olevan kovin merkittäviä taloudellisia vaikutuksia, aluetasolla ja kerrannaisvaikutuksineen tilanne voi olla toinen. Pyrittäessä edustavaan suojelualueverkostoon eri puolilla maata olisi myös alueelliset taloudelliset vaikutukset otettava huomioon. Suojelupäätöksiä tehtäessä suojelun tulisi jakautua alueellisesti kustannustehokkaasti. Tätä varten olisi tärkeää selvittää suojelusta saatavan monimuotoisuuden lisäksi myös sen aluetasolla aiheuttamat kustannukset ja hyödyt. Tutkimus painottuu usein suojelun kustannusten analysointiin. Suojelun kokonaisvaikutusten selvittämisessä tämä ei riitä, vaan tarvitaan myös hyötyjen tutkimusta.

Suojelualueiden muodostamisella voi olla myönteisiä taloudellisia vaikutuksia ja hyötyjä mm. virkistyskäytön ja matkailun kehittämisen kautta. Virkistyskäytön hyödyt eivät usein jakaudu tasapuolisesti eri väestöryhmille. Tutkimustulosten mukaan kävijät ovat keskimääräistä paremmin koulutettuja ja toimivat muita useammin toimihenkilöammateissa. Tutkimusta pitäisi kohdentaa myös suojelualueilla vähän tai ei ollenkaan käyvien väestöryhmien tarpeiden ja käytön esteiden selvittämiseksi.

Virkistyshyötyjen varmistamiseksi olisi myös tärkeää kehittää alueiden virkistys- ja matkailukäyttöä niiden ekologisen kantokyvyn mukaisesti. Kun maaseudulla kehitetään suojelualueisiin tukeutuvaa matkailua, muuttuu maaseudun kulttuurinen ja sosiaalinen ympäristö. Paikallisten asukkaiden ja toimijoiden näkökulmien huomioon ottaminen ja hyväksyntä on muutoksessa tärkeää. Samanaikaisesti tulisi kehitystä pyrkiä ohjaamaan niin, että maaseudun matkailuvedovoima säilyisi. Suojelualueita ympäröivän maaseudun väestöön kohdistuvien sosiaalisten ja kulttuuristen vaikutusten tutkimusta tulisi lisätä. Lisäksi virkistyskäytössä olevia suojelualueita tulisi tutkia myös sosiaalisen kantokyvyn ja ristiriitojen hallinnan osalta.

Ekologista, taloudellista ja sosiaalista tutkimusta tulisi kohdentaa samanaikaisesti siihen, miten luonnonvaroja kestävästi hyödyntämällä saavutetaan luonnon monimuotoisuuden turvaamisen, elinkeinoelämän ja sosiaalisen yhteisön kannalta edullinen lopputulos. Etenkin suojelun alueellisia ja paikallisia vaikutuksia tulee selvittää nykyistä tarkemmin.

## KIRJALLISUUS

- Andrén, H. 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos*, 71, 355-366.
- Angelstam, P. & Andersson, L. 2001. Estimates of the needs for forest reserves in Sweden. *Scandinavian Journal of Forest Research*, Suppl 3, 38-51.
- Aune, K., Jonsson, B. G. & Moen, J. 2005. Isolation and edge effects among woodland key habitats in Sweden: Is forest policy promoting fragmentation? *Biological Conservation*, 124, 89-95.
- Berglund, H. & Jonsson, B. G. 2005. Verifying an extinction debt among lichens and fungi in northern Swedish



- boreal forests. *Conservation Biology*, 19, 338-348.
- Bolkesjø, T.F., Trømborg, E., & Solberg, B. 2005. Increasing Forest Conservation in Norway: Consequences for Timber and Forest Products Markets. *Environmental & Resource Economics* 31(1):95:115.
- de Jong, J. & Almstedt, M. 2004. Död ved i levande skogar - vilket mål bör vi sträva efter och hur når vi det? [Summary: Distribution, quality and quantity of dead wood in forests - what is the objective and how can we reach it?]. Naturvårdsverket rapport 5413. Stockholm. 110 p + Appendices.
- Eagles, P.F.J. & McCool, S.F. 2002. *Tourism in National Parks and Protected Areas: Planning and Management*. CABI Publishing New York. 320 p.
- Ennallistaminen suojelualueilla. Ennallistamistyöryhmän mietintö. Ennallistamistyöryhmä. 2003. Suomen ympäristö, 618, 1-220.
- Esseen, P.-A. & Renhorn, K. E. 1998. Edge effects on an epiphytic lichen in fragmented forests. *Conservation Biology*, 12, 1307-1317.
- Etelä-Suomen metsien monimuotoisuusohjelman luonnonsuojelubiologiset kriteerit (Conservation biological criteria for forest protection in southern Finland). Kriteerityöryhmä. 2003. Suomen ympäristö, 634, 1-72.
- Fortin, M.-J. & Gagnon, C. 1999. An assessment of social impacts of national parks on communities in Quesbec, Canada. *Environmental Conservation* 26(3): 200-211.
- Goodwin, H. & Roe, D. 2001 *Tourism, Livelihoods and Protected Areas: Opportunities for Fair-trade Tourism in and Around National Parks*. *International Journal of Tourism Research* 3: 377-391.
- Hanski, I. 2000. Extinction debt and species credit in boreal forests: modelling the consequences of different approaches to biodiversity conservation. *Annales Zoologici Fennici*, 37, 271-280.
- Hanski, I. 2004. An ecological assessment of the need for forest conservation in Northern and Central Europe. Teoksessa: *How much, how to? Practical tools for forest conservation* (Toim. Hanski, I. & Walsh, M.), pp. 10-24. Helsinki: BirdLife European Forest Task Force, Birdlife Finland.
- Hanski, I. 2005. The shrinking world: Ecological consequences of habitat loss. Teoksessa: *Excellence in Ecology. Book 14*. (Ed. by Kinne, O.), pp. 1-307. Oldendorf/Luhe: International Ecology Institute, Oldendorf/Luhe.
- Harrison, S. & Bruna, E. 1999. Habitat fragmentation and large-scale conservation: what do we know for sure? *Ecography*, 22, 225-232.
- Heikkinen, R., Punntila, P., Virkkala, R. & Rajasärkkä, A. 2000. Suojelualueverkoston merkitys metsälajistolle: lehtojen putkilokasvit, metsien lahopuukovakuoriaiset, havu- ja sekametsien linnut. Suomen ympäristö 440, pp. 128. Helsinki: Suomen ympäristökeskus.
- Helm, A., Hanski, I. & Pärtel, M. 2006. Slow response of plant species richness to habitat loss and fragmentation. *Ecology Letters*, 9, 72-77.
- Hildén, M., Auvinen, A.-P. & Primmer, E. 2005. Suomen biodiversiteettiohjelman arviointi. Suomen ympäristö 770. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. 251 s. ISBN 952-11-2004-5.
- Hildén, M., Tahvonen, O., Valsta, L. Otsamo, E., Niininen, L., Leppänen, J., & Herkiä L. 1998. Natura 2000 -verkoston vaikutusten arviointi. Suomen ympäristö 201. 90s. Helsinki.
- Horne, P. ja Koskela, T. 2004. Aikaisemmat tutkimukset suomalaisten suhtautumisesta metsien suojeluun. Julkaisussa: *Metsänomistajien ja kansalaisten näkemykset metsäluonnon monimuotoisuuden turvaamisesta* Horne, P. Koskela, T. & Ovaskainen, V. (toim.). s. 17-21. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 933. 110 s.
- Hottola, J., Ovaskainen, O. & Hanski, I. 2005. The structure of polypore fungal communities in relation to the amount and quality of downed logs. Spring Symposium, March 14th-16th, 2005. Bio- ja ympäristötieteiden laitos, Helsingin yliopisto. Abstrakti saatavissa: <http://www.helsinki.fi/project/springsymposium/abstracts.pdf>. [Viitattu 2006]
- Huhtala, M. 2006. Pallas-Ounastunturin kansallispuistokävijöiden rahankäyttö ja paikallistaloudelliset vaikutukset. Käsikirjoitus Metla Working Papers-sarjaan.
- Hylander, K., Jonsson, B. G. & Nilsson, C. 2002. Evaluating buffer strips along boreal streams using bryophytes as indicators. *Ecological Applications*, 12, 797-806.
- Hylander, K., Nilsson, C. & Göthner, T. 2004. Effects of buffer-strip retention and clearcutting on land snails in

- boreal riparian forests. *Conservation Biology*, 18, 1052-1062.
- Hylander, K., Dynesius, M., Jonsson, B. G. & Nilsson, C. 2005. Substrate form determines the fate of bryophytes in riparian buffer strips. *Ecological Applications*, 15, 674-688.
- Jokinen, M. 2001. Ihmiset haasteena tutkimukselle ja metsätaloudelle. Julkaisussa: Varmola, M. & Tapaninen, S. (toim.). *Onko Lapin metsissä kaikki kunnossa? Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 820: 133–149.*
- Jokinen, M. 2003. Lappilaisen luonnonkäytön pelisäännöt. Julkaisussa: Massa, I. & Snellman, H. (toim.). *Lappi – maa, kansat, kulttuurit. Suomalaisen Kirjallisuuden Seura. Helsinki. s. 16–17.*
- Kallio, M. & Hänninen, R. 2006. Metsien suojelun vaikutuksista metsäsektorille. Julkaisussa: Hetemäki, L., Harstela, P., Hynynen, J., Ilvesniemi, H. ja Uusivuori, J. (toim.): *Suomen metsiin perustuva hyvinvointi 2015. Metsäntutkimuslaitoksen työraportteja 26:150-153. 250 s.*
- Kallio, A. M. I., Moiseyev, A., & Solberg, B. 2006. Economic impacts of increased forest conservation in Europe: A forest sector model analysis. *Environmental Science and Policy. Painossa.*
- Kestävän luontomatkailun periaatteet. [www-sivusto] Metsähallituksen luontopalvelut. Saatavissa: <http://www.metsahallitus.fi/page.asp?Section=2026> [Viitattu 22.6.2006]
- Komonen, A., Penttillä, R., Lindgren, M. & Hanski, I. 2000. Forest fragmentation truncates a food chain based on an old-growth bracket fungus. *Oikos*, 90, 119-126.
- Kontula, T. & Raunio, A. 2005. Luontotyyppien uhanalaisuuden arviointi - menetelmä ja luontotyyppien luokittelu (Assessment of threatened habitat types - method and classification of habitat types). *Suomen ympäristö 765: 1-131.*
- Korhonen, P. 2004. Metsätaloushistorian vaikutus vanhojen mäntymetsien lahopuukovakuoriaislajistoon. Pro gradu -tutkielma, Bio- ja ympäristötieteiden laitos, Helsingin yliopisto, p. 1-71 + 13 liitteet.
- Koskela, M. 2001. Isäntäpuiden saatavuuden vaikutus lahopuukovakuoriaislajistoon pystyynkuolleissa männyissä metsikkö- ja maisematasolla. Pro gradu -tutkielma, Helsingin yliopisto, Ekologian ja systematiikan laitos, p. 69+11 liitteet.
- Koskela, T., Pouta, E., Sievänen, T. & Horne, P. 2002. Valtion alueiden virkistyskäyttö. Summary: Recreational use of state owned areas. Julkaisussa: Saarinen, J. & Järviluoma, J. (toim.). *Luonto matkailukohteena: virkistystä ja elämyksiä luonnosta. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 866: 109-119.*
- Kruys, N. & Jonsson, B. G. 1997. Insular patterns of calicioid lichens in a boreal old-growth forest-wetland mosaic. *Ecography*, 20, 605-613.
- Kuuluvainen, T., Saaristo, L., Keto-Tokoi, P., Kostamo, J., Kuuluvainen, J., Kuusinen, M., Ollikainen, M. & Salpakivi-Salomaa, P. 2004. *Metsän kätköissä - Suomen metsäluonnon monimuotoisuus.* Edita Publishing Oy. Helsinki.
- Kuusinen, M. & Virkkala, R. 2004. Luonnonsuojelulakiin perustuva metsien suojelu. Teoksessa: Kuuluvainen, T., Saaristo, L., Keto-Tokoi, P., Kostamo, J., Kuuluvainen, J., Kuusinen, M., Ollikainen, M. & Salpakivi-Salomaa, P. (toim.) 2004. *Metsän kätköissä - Suomen metsäluonnon monimuotoisuus.* Edita Publishing Oy. Helsinki. s. 195-209.
- Leppänen, J., Linden, M., Uusivuori, J., Toropainen, M. & Pajuoja, H. 2002. Metsien suojelun taloudelliset ja sosiaaliset vaikutukset. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 775, Helsingin tutkimuskeskus. Hakapaino Oy. 74 s. + liitteet 45 s.
- Leppänen, J., Linden, M., Uusivuori, J. & Pajuoja, H. 2005. The private cost and timber market implications of increasing strict forest conservation in Finland. *Forest Policy and Economics 7 (2005):71-83.*
- Linden, M. & Uusivuori, J. 2002. Econometric analysis of forest conservation: the Finnish experience. *Environment and Development Economics 7:281-297.*
- Metsien suojelun luokittelun ja tilastoinnin yhtenäistämistyöryhmän muistio 2002. Työryhmämuistio. MMM 2002 (15): 1-71. Maa- ja metsätalousministeriö. Helsinki.
- Metsien suojelun tarve Etelä-Suomessa ja Pohjanmaalla. Etelä-Suomen ja Pohjanmaan metsien suojelun tarve -työryhmän mietintö. Etelä-Suomen ja Pohjanmaan metsien suojelun tarve työryhmä. 2000. Suomen ympäristö, 437, 1-284.
- Metsänsuojelun ja työllisyyden rahoitustoimikunnan (Mestra) mietintö. 1996. Maa- ja metsätalousministeriö

komiteamietintö 1996:9. 91 s.

- Metsätilastollinen vuosikirja 2003. SVT Maa-, metsä- ja kalatalous 2003 (45): 1-388.
- Metsätilastollinen vuosikirja 2005. SVT Maa-, metsä- ja kalatalous 2005 (45): 1-424.
- Mikusiński, G. & Edenius, L. 2006. Assessment of spatial functionality of old forest in Sweden as habitat for virtual species. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 21, 73-83.
- Mutanen, A. & Toppinen, A. 2005. Finnish sawlog market under forest taxation reform. *Silva Fennica*, 39, 117-130.
- Mäki-Hakola, M. 2004. Metsien suojelun vaikutukset puumarkkinoilla-mallitarkastelu. Pellervo Economic Research Institute, Working Papers, 73. 52 p. ISBN 952-5299-86-4.
- Mäki-Hakola, M. & Toropainen, M. 2005. Metsien suojelun vaikutukset tuotantoon ja työllisyyteen - Alueellinen ja valtakunnallinen panos-tuotosanalyysi. Pellervon Taloudellisen Tutkimuslaitoksen Raportteja 194. 127 s.
- Mäki, P., Linden, M. & Uusivuori, J. 1997. Metsien suojelu ja käyttörajoitukset ja niiden vaikutukset puumarkkinoilla. Effects of Forest Conservation on Timber Markets in Finland. Pellervo Economic Research Institute. Reports and Discussion Papers 152.
- Nationell strategi för formellt skydd av skog. 2005. Naturvårdsverket & Skogsstyrelsen. 1-95.
- Nuutinen, T. & Hirvelä H. 2006. Hakkuumahdollisuudet Suomessa valtakunnametsien 10. inventoinnin perusteella. *Metsätieteen aikakauskirja* 1B/2006:223-237.
- Ovaskainen, V., Horne, P. & Sievänen, T. 1999. Nuuskion ja Seitsemisen kansallispuistojen virkistyskäyttö kesäkaudella 1996: kävijät ja kävijätyytyväisyys. *Metsähallituksen Luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A* 107. 77 s.
- Ovaskainen, V., Horne, P. & Mikkola, J. 2001. Retkeilyalueiden ja kansallispuistojen virkistyskäytön arvo. *Julkaisussa: Kangas, J. ja Kokko, A. (toim.), Metsän eri käyttömuotojen arvottaminen ja yhteensovittaminen*, s.215-228. *Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja* 800.
- Peltonen, M. & Heliövaara, K. 1998. Incidence of *Xylechinus pilosus* and *Cryphalus saltuarius* (Scolytidae) in forest-clearcut edges. *Forest Ecology and Management*, 103, 141-147.
- Penttilä, R. 2004. The impacts of forestry on polyporous fungi in boreal forests. *Väitöskirja. Biotieteellinen tiedekunta. Bio- ja ympäristötieteiden laitos. Helsingin yliopisto.*
- Penttilä, R., Lindgren, M., Miettinen, O., Rita, H. & Hanski, I. 2006. Consequences of forest fragmentation for polyporous fungi at two spatial scales. *Oikos*, 114: 225-240.
- Penttilä, R., Siitonen, J. & Kuusinen, M. 2004. Polypore diversity in managed and old-growth boreal *Picea abies* forests in southern Finland. *Biological Conservation*, 117, 271-283.
- Pohjois-Suomen ja Pohjois-Karjalan vanhojen metsien suojelun kustannukset. 1995. Jaakko Pöyry Consulting Oy. 1995. Kainuun Liitto, Lapin Liitto, Metsähallitus, Pohjois-Karjalan Liitto, Pohjois-Pohjanmaan Liitto, ja Savon Liitto.
- Pouta, E., Lehtinen, E., Kuuluvainen, J. ja Rekola, M. 2004a. Etelä-Suomen metsien suojelun kannatusmetsänomistajat ja muu väestö. ss.18-19. *Julkaisussa: (toim.). Horne, P. Koskela, T. & Ovaskainen, V. Metsänomistajien ja kansalaisten näkemykset metsäluonnon monimuotoisuuden turvaamisesta* s. 17-21. *Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja* 933. 110 s.
- Pouta, E., Sievänen, T. & Neuvonen, M. 2004b. Virkistyskäyttöön varustettujen valtion alueiden käyttäjät ja käytön määrä eri väestöryhmissä. *Metsätieteen aikakauskirja* 2/2004: 193-206.
- Punntila, P. 2000. Metsien suojelualueverkon merkitys lahoppukovakuoriaisten elinkelpoisten populaatioiden säilymiselle Etelä-Suomessa. *Julkaisussa: Heikkinen, R. Punntila, P. Virkkala, R. Rajasärkkä, A (toim): Suojelualueverkon merkitys metsälajistolle: lehtojen putkilokasvit, metsien lahoppukovakuoriaiset, havu- ja sekametsien linnut. Suomen ympäristö*, 440, 49-96.
- Punntila, P. 2005. Liite 3. Täydennyksiä metsäelinympäristöjä käsittelevään kappaleeseen 3.2 Teoksessa: (toim. Hildén, M., Auvinen, A.-P. & Primmer, E). *Suomen biodiversiteettiohjelman arviointi: Suomen ympäristö* 770. *Suomen ympäristökeskus. Helsinki*. s. 222-227. ISBN 952-11-2004-5.
- Punntila, P., Siitonen, J., Lindström, P. & Sallinen, M. 2001. Extinction of saproxylic beetles in protected old-growth forests: surrounding landscape matters. *Julkaisussa: Vuori, K.-M. & Kouki, J. (toim.). International conference Ecosystem management in boreal forest landscapes. Koli National Park, Finland, May 27-30, 2001. Pohjois-*

Karjalan ympäristökeskuksen julkaisuja 25, 29.

- Punntila, P., Virkkala, R., Auvinen, A.-P., Toivonen, H., Kaipainen, H., Söderman, G. & Mannerkoski, I. 2005. Metsät. Teoksessa: (toim. Hildén, M., Auvinen, A.-P. & Primmer, E.) Suomen biodiversiteettiohjelman arviointi. Suomen ympäristö 770. Suomen ympäristökeskus. Helsinki. s. 37-51. ISBN 952-11-2004-5.
- Pykälä, J. 2001. Perinteinen karjatalous luonnon monimuotoisuuden ylläpitäjänä. Suomen ympäristö, 495, 1-205.
- Pykälä, J. 2004. Effects of new forestry practices on rare epiphytic macrolichens. *Conservation Biology*, 18, 831-838.
- Pykälä, J. 2006. Effectiveness of Forest Act habitats to protect threatened species in Finnish managed forests. Submitted manuscript.
- Pykälä, J., Heikkinen, R. K., Toivonen, H. & Jääskeläinen, K. 2006. Importance of Forest Act habitats for epiphytic lichens in Finnish managed forests. *Forest Ecology and Management*, 223, 84-92.
- Rassi, P. 2000. Uhanalaisten metsäkovakuoriaisten levinneisyys, esiintymishistoria ja elintavat. Julkaisussa: Etelä-Suomen ja Pohjanmaan metsien suojelun tarve -työryhmän mietintö. Metsien suojelun tarve Etelä-Suomessa ja Pohjanmaalla. Suomen ympäristö, 437, 89-94.
- Rogers, M.F. & Sinden, J.A. 1994. Safe minimum standard for environmental choices: old-growth forest in New South Wales. *Journal of Environmental Management* 41:89-103.
- Rämet, J., Törn, A., Siikämäki, P. & Tolvanen, A. 2005. Luonnonsuojelu ja luontomatkailu paikallisväestön silmin – Kyselytutkimus Kuusamossa ja Syötteen alueella. - Metsähallituksen Luonnonsuojelujulkaisuja Sarja A 151.
- Saarinen, J. 1994. Suojelu- ja virkistysalueiden sosiaalisen kapasiteetin tutkimus. *Folia Forestalia - Metsätieteen aikakauskirja* 1994(2): 165-173.
- Saastamoinen, O. & Kajala, L. 1995. Konfliktit ja metsien virkistyskäyttö: ajallisia, spatiaalisia ja institutionaalisia ulottuvuuksia. Julkaisussa: Järviuoma, J., Saarinen, J. & Vasama, A. (toim.). "Jos metsään haluat mennä .. Näkökulmia luonnon virkistys- ja matkailukäyttöön. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 571: 53-62.
- Sievänen, T., Pouta, E. & Neuvonen, M. 2005. Visitor attractions of nature conservation areas in Finland. Teoksessa: Innes, J.L., Edwards, I.K. & Wilford, D.J. (toim.). *Forests in the Balance: Linking Traditions and Technology*. XXII IUFRO World Congress, 8-13 August 2005, Brisbane, Australia. Abstracts. *International Forestry Review* 7(5): 270.
- Siitonen, J. 2001. Forest management, coarse woody debris and saproxylic organisms: Fennoscandian boreal forests as an example. *Ecological Bulletins*, 49, 11-41.
- Siitonen, J. & Hanski, I. 2004. Metsälajiston ekologia ja monimuotoisuus. Teoksessa: Kuuluvainen, T., Saaristo, L., Keto-Tokoi, P., Kostamo, J., Kuuluvainen, J., Kuusinen, M., Ollikainen, M. & Salpakivi-Saloomaa, P. (toim.) 2004. *Metsän kätöksissä - Suomen metsäluonnon monimuotoisuus* s. 76-109. Edita Publishing Oy. Helsinki.
- Siitonen, J. & Martikainen, P. 1994. Occurrence of rare and threatened insects living on decaying *Populus tremula*: A comparison between Finnish and Russian Karelia. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 9, 185-191.
- Siitonen, J. & Punntila, P. 2003. Thresholds in host-tree density and regional extinction of saproxylic beetles inhabiting fallen spruces. *Metapopulation Biology - Achievements and Challenges*, Department of Ecology and Systematics, University of Helsinki, Helsinki, Finland, February 14-15, 2003.
- Siitonen, J., Martikainen, P., Kaila, L., Nikula, A. & Punntila, P. 1995. Kovakuoriaislajiston monimuotoisuus eri tavoin käsitellyillä metsäalueilla Suomessa ja Karjalan Tasavallassa. Julkaisussa: Hannelius, S. & Niemelä, P. (toim.). *Monimuotoisuus metsien hoidossa*. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja, 564, 43-63.
- Siitonen, J., Punntila, P. & Koskela, M. 2000. Tree mortality in natural and managed pine forests: effects of host-tree density on saproxylic beetle assemblages on dead pines. Teoksessa: *Disturbance dynamics in boreal forests. Restoration and management of biodiversity*. Kuhmo, Finland, August 21-25. Abstracts Karjalainen, L. & Kuuluvainen, T. (toim.), pp. 48.
- Siitonen, J., Penttilä, R. & Kotiranta, H. 2001. Coarse woody debris, polyporous fungi and saproxylic insects in an old-growth spruce forest in Vodlozero National Park, Russian Karelia. *Ecological Bulletins*, 49, 231-242.
- Siitonen, P., Lehtinen, A. & Siitonen, M. 2005. Effects of forest edges on the distribution, abundance, and regional persistence of wood-rotting fungi. *Conservation Biology*, 19, 250-260.

- Snäll, T. & Jonsson, B. G. 2001. Edge effects on six polyporous fungi used as old-growth indicators in Swedish boreal forest. *Ecological Bulletins*, 49, 255-262.
- Suomen metsäluonnon monimuotoisuuden turvaaminen. 1994. Ympäristöministeriö, Alueiden käytön osasto. 83 s. Multiprint. Helsinki.
- Vellend, M., Verheyen, K., Jacquemyn, H., Kolb, A., Van Calster, H., Peterken, G. & Hermy, M. 2006. Extinction debt of forest plants persists for more than a century following habitat fragmentation. *Ecology*, 87, 542-548.
- Virkkala, R. 1996. Metsien suojelualueverkon rakenne ja kehittämistarpeet: ekologinen lähestymistapa. *Suomen ympäristö*, 16, 1-53.
- Virkkala, R., Korhonen, K. T., Haapanen, R. & Aapala, K. 2000. Metsien ja soiden suojelutilanne metsä- ja suokasvillisuusvyöhykkeittäin valtakunnan metsien 8. inventoinnin perusteella. *Suomen ympäristö*, 395, 1-49.



ERIKI OISANEN / METLA

## LUKU 3.

# ELINYMPÄRISTÖJEN ENNALLISTAMINEN

Timo Kuuluvainen, Pekka Ollonqvist, Juho Pennanen ja Saara Lilja

Tässä luvussa käsitellään pääosin tutkimustuloksia ennallistamisen ekologisista vaikutuksista. Lisäksi käsitellään keinoja tarkastella ennallistamisen kustannustehokkuutta ja kustannusvaikuttavuutta. Luvun painopiste on ennallistamisen toteutuksessa ja vaikutuksissa.

## 3.1 Johdanto

Ennallistaminen on toimintaa, jossa ihmistoiminnan muuttama ekosysteemi palautetaan lähemmäs luonnontilaa. Metsäekosysteemejä ennallistettaessa ensisijainen tavoite on palauttaa luontaiset puulajisuhteet, puuston rakennepiirteet ja ekosysteemiprosessit. Ennallistamisen perusteita ja toimenpiteitä kuvataan tarkemmin teoksessa Metsän kätköissä (Kuuluvainen ym. 2004a).

Talousmetsien luonnonhoidolla tarkoitetaan toimia joilla talousmetsissä pyritään esim. säästöpuin ja pienialaisia luontokohteita säästämällä edistämään monimuotoisuuden säilymistä. Ennallistaminen ja talousmetsien luonnonhoito ovat osittain päällekkäisiä käsitteitä. Talousmetsien kohdalla ennallistaminen viittaa kuitenkin ekosysteemin kokonaisvaltaiseen hoitoon, jossa taloudellisten tavoitteiden rinnalla luontaisten rakenteiden, prosessien ja lajiston palauttaminen ja säilyttäminen ovat tärkeitä tavoitteita.

### 3.1.1 Ennallistaminen suojelualueilla ja talousmetsissä

Vuosisatoja jatkunut metsien intensiivinen käyttö on monella alueella Suomessa vaikuttanut hyvin voimakkaasti metsäluontoon (Kuuluvainen ym. 2004b, Lilja ja Kuuluvainen 2005). Tämä pätee sekä talousmetsiin että valtaosaan nykyisistä suojelualueista, jotka eivät sen vuoksi ole luonnontilaisen metsän veroisia elinympäristöjä luontaiselle metsälajistolle. Metsien luonnontilaisen kaltaiset rakenteet voivat joiltain osin palautua hitaasti ajan myötä, mutta uhanalaistunut lajisto tarvitsee nopeasti esim. lahopuuelinympäristöjä. Metsäpalojen luomia rakenteita voidaan luontaisten metsäpalojen puuttuessa palauttaa vain tulen kontrolloidulla käytöllä. Aktiivisella ennallistamisella voidaan siis edistää tai nopeuttaa metsien luontaisten rakenteiden ja elinympäristöjen palautumista.

Suojelualueilla ennallistamisen tavoitteena on lisätä luonnonsuojelullista arvoa palauttamalla niitä lähemmäs luonnontilaa. Monien suojelualueidenkin metsistä vain osa on edes jokseenkin luonnontilaisia. Ennallistaminen on keskeinen keino myös yhdistettäessä pieniä ja toisistaan irrallaan olevia ydinalueita yhtenäiseksi ja toimivaksi suojelualueverkoksi. Sitä voidaan käyttää suojelualueverkkoja ympäröivissä talousmetsissä täydentämään ydin- ja tukialueiden sekä suojavyöhykkeiden luonnonsuojelun toimivuutta.



Pitkällä aikavälillä ennallistamisen tavoitteena voidaan nähdä suuraluetason tai jopa valtakunnan tason elinympäristöjen verkosto, joka koostuu sekä suojelualueista että talousmetsistä ja jossa kaikki luontaisen lajiston populaatiot voivat säilyä elinvoimaisina. Verkoston tulisi olla riittävän kytkeytynyt jotta myös huonon leviämiskyvyn omaavat lajit voivat levitä uusille alueille. Tällaisen verkoston kehittämisessä ennallistaminen on avainasemassa.

Suojelualueilla toteutettava ennallistaminen perustuu ennallistamistyöryhmän ehdotuksiin (618/2002). Metsähallituksen hallinnassa olevilla suojelualueilla ja suojeluohjelmien kohteilla koko maassa kivennäismaista noin 7 prosentin eli 36 800 hehtaarin on arvioitu tarvitsevan ennallistamista (Ennallistaminen suojelualueilla... 2003). METSO -ohjelmaan sisältyy laajamittainen ennallistamisohjelma suojelualueilla, joilla ennallistetaan luontokohteita yhteensä noin 34 000 ha (kivennäismailla 16 400 ha, Perinnebiotoopit ja muu luonnonhoito 3 800 ha. Metsähallituksen suojelualueiden

## TIETOLAATIKKO 3.1.

### Karkea ja hieno seula

Timo Kuuluvainen\*

Ennallistamisen roolia monimuotoisuuden turvaamisessa sekä suojelualueiden ja talousmetsien välistä työnjakoa monimuotoisuuden turvaamisessa voidaan havainnollistaa karkean ja hienon seulan käsitteillä (kuva 3.1). Karkealla seulalla (coarse filter) tarkoitetaan talousmetsän käsittelyä siten, että metsän rakenne, elinympäristöt ja kehitys säilyvät kokonaisuutena ja laaja-alaisesti mahdollisimman luonnontilaisen kaltaisina. Soveltamalla karkean seulan strategiaa koko metsäalueella ja erityisesti suojelualueiden lähiympäristössä voitaisiin turvata pääosa monimuotoisuudesta.

Karkean seulan läpi kuitenkin "putoaa" osa lajeista, esimerkiksi elinympäristönsä luonnontilaisuuteen nähden kaikkein vaateliaimmat lajit. Hieno seula (fine filter) täydentää tällaisten lajien säilymisen turvaamiseen tähtääviä toimenpiteitä. Hienolla seulalla tarkoitetaan ennen kaikkea tiukasti suojeltuja mahdollisimman luonnontilaisia alueita. Se sisältää myös sellaisen metsän käsittelyn ja ennallistamisen, jossa sovelletaan yksityiskohtaista tietoa jonkin lajin elinympäristövaatimuksista.

Luontaisen häiriödynamiikan malli toteuttaa karkean seulan strategiaa monimuotoisuuden turvaamisessa. Yhdessä perinteisten suojelualueiden ja erityisen arvokkaiden elinympäristöjen suojelun (hieno seula) kanssa se mahdollistaa eri suojelukeinojen toimivuuteen liittyvien riskien paremman hallinnan. Mukailamalla luontaista häiriödynamiikkaa talousmetsien käsittelyssä voidaan turvata mahdollisimman monien lajien elinympäristöjen ja kantojen säilyminen, vaikka niiden tarkoista elinympäristövaatimuksista ei olisikaan tietoa. Tämä on tärkeä näkökohta, sillä metsälajistomme tunnetaan edelleen varsin puutteellisesti (Rassi ym. 2001).



Kuva 3.1. Kaksi päällekkäistä seulaa.

\* Helsingin yliopisto, Metsäekologian laitos. PL 27, 00014 Helsingin yliopisto, sähköposti: timo.kuuluvainen@

Taulukko 3.1. Ennallistaminen suojelualueilla vuoteen 2005 sekä suunnitelma vuoteen 2012 koko maassa kivennäismailla ja METSO-alueella (ha).

<b>Koko maa</b>	Lahopuun lisäys	Pienaukotus	Poltto	KAIKKIAAN	<b>METSO osuus</b>
Ennen 2003	506	205	329	1 232	
2003	526	511	81	1 118	1 111
2004	1 160	1 019	28	2 207	2 200
2005	1 177	1 432	140	2 749	2 635
Yht. 2003–05	2 863	2 962	249	6 074	5 946
Suunniteltu 2006–12	9 207	8 152	1 465	18 824	16 396
Kaikkiaan	12 576	11 319	2 043	26 130	22 342
<b>METSO</b>	<b>METSÄT</b>	<b>SUOT</b>	<b>MUU</b>	<b>KAIKKIAAN</b>	
2003-2005	5 946	4 871	2 007	12 824	
SUUNN 2006-2012	16 396	14 100	3 800	34 296	

metsissä toteutetut ja suunnitellut ennallistamistoimet kaikkiaan sekä METSO-ohjelman osalta on esitetty taulukossa 3.1.

Metsien ennallistamista voidaan tehdä myös talousmetsissä Metsälain 6 § nojalla, joka mahdollistaa erityishakkuut. Mikäli hakkuun kohteella on metsän monimuotoisuuden säilyttämisen, maiseman tai metsän monikäytön kannalta erityistä merkitystä, hakkuu voidaan tehdä kohteen erityisluonteen edellyttämällä tavalla. Erityishakkuilla voidaan esimerkiksi lisätä ja tehdä säästöpuu- ja pienaukkohakkuita, erirakenteisen metsän kasvatushakkuita ja puustoisten perinnebiotooppien kunnostushakkuita (Selvitysraportti metsälain... 2003). Vuoden 2004 loppuun mennessä talousmetsiä oli ennallistettu yhteensä 1 201 ha (Metsätilastollinen vuosikirja 2005).

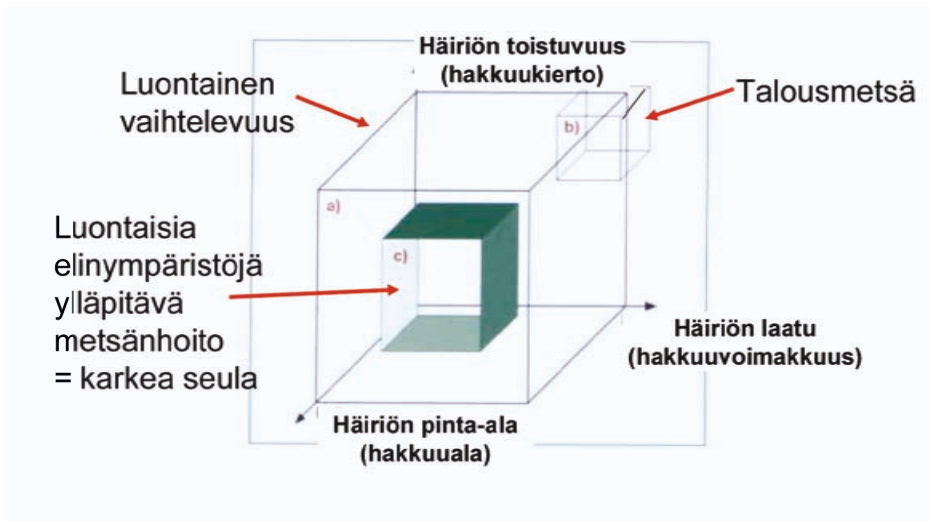
### 3.1.2 Metsän luontaisen häiriödynamiikan jäljittely

Metsän luontaisen häiriödynamiikan käyttäminen metsien ennallistamisen ja kestävästä käytön mallina (natural disturbance model) on muodostunut tärkeäksi lähestymistavaksi pyrittäessä monimuotoisuuden turvaamiseen ja ekosysteemikokonaisuuksien hoitoon (Angelstam 1998, Bergeron ym. 2002, Burton ym. 2003, Perera ym. 2004). Malli perustuu siihen, että luonnonmetsissä erilaiset puuston kuolemiseen johtavat häiriöt, metsäpaloista ja myrskyistä yksin puun kuolemiseen, ovat keskeinen metsärakenteita, luontaisia elinympäristöjä ja lajistollista monimuotoisuutta muokkaava ja ylläpitävä tekijä (Bergeron ym. 2002, Kuuluvainen ym. 2004b). Muun muassa Metsähallitus ja eräät ruotsalaiset metsäyhtiöt ovat käyttäneet metsien alueellisessa ekologisessa suunnittelussa apuna niin kutsuttua ASIO -mallia, joka kuvaa metsäpalojen luontaista esiintymistiheyttä eri kasvupaikkatyyppin metsissä (Angelstam 1998). Myös Kanadassa luontaiseen palodynamiikkaan pohjautuva metsänkäsittelymalli (Bergeron ym. 2002) on omaksuttu lähtökohdaksi sekä eräissä metsäyhtiöissä että joissakin virallisissa metsänkäsittelyn ohjeistoissa, esimerkiksi Ontariossa (Forest management... 2001).



Luontaisen häiriödynamiikan mallin mukaan monimuotoisuus voidaan turvata, kun ennallistamisessa ja metsänhoidossa mukaillaan luontaisia häiriöitä niin että metsän luontaiset rakenteet ja elinympäristöt säilyvät mahdollisimman lähellä niiden luontaista vaihteluväliä. Monimuotoisuudelle tärkeitä rakennepiirteitä metsikössä ovat muun muassa sekapuustoisuus, monikerroksiset latvustorakenteet, järeät elävät ja kuolleet puut sekä monipuolinen lahopuusto. Alueellisessa mittakaavassa on tärkeää turvata metsien luontaisen kaltainen ikärakenne, metsikkörakenteiden vaihtelevuus ja maiseman kytkeytyneisyys. Ongelma on se, että metsätalouden nykykäytännön mukaiset metsiköittäiset avohakkuut tuottavat luontaisista rakenteista ratkaisevasti eroavia metsärakenteita ja samalla elinympäristöjä (kuva 3.2). Tekniset edellytykset metsärakenteiden luonnonmukaisuuden parantamiseen ovat olemassa (Pukkala ja Kurttila 2004).

Luontaisen häiriödynamiikan soveltamiseksi talousmetsien käsittelyyn tarvitaan tietoa muun muassa häiriöiden laadun, toistuvuuden, laajuuden ja rajuuden vaihtelusta ainakin suuralueittain. Tieto metsän luontaisesta häiriödynamiikasta ja rakenteesta on viime vuosina jo lisääntynytkin merkittävästi (Angelstam ja Kuuluvainen 2004, Kuuluvainen ym. 2004b, Wallenius 2004, Pennanen 2005, Larjavaara 2005, Lilja 2006). Tämä tietopohja tarjoaa selvät suuntaviivat realistisille metsän luontaiseen häiriödynamiikkaan perustuville ennallistamis- ja metsänhoitomalleille ja niiden soveltamiselle käytäntöön (Angelstam 1998, Bergeron ym. 2002, Kuuluvainen ym. 2004a).



Kuva 3.2. Käsitteellinen malli metsän häiriödynamiikan vaihtelevuudesta häiriöiden koon, toistuvuuden ja voimakkuuden mukaan. Luonnonmetsässä häiriöiden ominaisuudet vaihtelevat paljon verrattuna talousmetsään.

### 3.1.3 Ekologinen tehokkuus ja kustannustehokkuus

Kulutusta lukuun ottamatta tietämys eri ennallistamiskeinojen ekologisista vaikutuksista on vielä puutteellista. Useimpien ennallistamistoimien ekologiset vaikutukset näkyvät vasta huomattavalla viiveellä eikä muista kustannuksista kuin välittömistä ennallistamistöiden menoista ole tietoa. Esimerkiksi kuolevan puun muuttuminen lahoppuueliöille arvokkaaksi elinympäristöksi kestää kymmenkunta vuotta (Siitonen 2001) ja vastaavasti metsän luontaisen vesitalouden palauttamisen jälkeen lajien palautuminen voi viedä useita vuosikymmeniä.

Ennallistamisen vaikutuksia tulee seurata mukautuvan suunnittelun (adaptive management) periaatteiden mukaisesti. Kuten ennallistamista yleensä myös ennallistamisen tehokkuutta on syytä tarkastella alueellisessa tai jopa suuralueen mittakaavassa. Vaikka joku ennallistamismenetelmä osoittautuu tehokkaaksi metsikön mittakaavassa, ei sen monotoninen soveltaminen koko ennallistettavalla alueella johda toivottuun tulokseen. Tällöin vain luotaisiin suotuisat elinolosuhteet jollekin eliöryhmälle, kun taas toisien eliöryhmien elinympäristöt eivät ennallistuisi.

Taloudellisesta näkökulmasta metsien ennallistamista voidaan tarkastella yhteiskunnallisen hyöty-kustannusanalyysin kehikossa, joka perustuu taloustieteen hyvinvointiteoriaan. Teorian soveltaminen edellyttäisi kuitenkin, että aiheutuvista kustannuksista ja tavoiteltavista hyödyistä on käytettävissä vähintään kohteiden kiireellisyysjärjestyksen määräävät tiedot. Ennallistamisessa tavoitellaan metsien monimuotoisuudelle tasoa, jolla saavutusten (hyötyjen tai vaikutusten) ja kustannusten erotus on mahdollisimman suuri. Saavutusten edellytetään ylittävän aiheutuvat kustannukset, mistä seuraa, että kustakin ennallistetusta metsähehtaarista saadaan yhteiskunnalle vähintään sama määrä hyötyä tai vaikutusta kuin sen ennallistamisesta aiheutuu kustannuksia.

Suojelualueiden ennallistamisen investointeja suunnitellaan aluekokonaisuuksien osana ja pääsääntöisesti kustannusvastaavuuden periaattein eikä niiden suunnittelun tai toteutuksen yhteydessä ole ollut tyypillistä puhua kustannustehokkuudesta tai -vaikuttavuudesta (Heikkilä ym. 2002, Tukia ym. 2001). Metsä- ja suoekosysteemien ennallistamisinvestointien taloudellista tarkoituksenmukaisuutta voitaisiin mitata joko kustannustehokkuudella tai kustannusvaikuttavuudella. Ennallistamisinvestointi on *kustannustehokas*, jos ennakoitu monimuotoisuuden lisäyksen nykyhetkeen siirretty arvo on suurempi kuin sen tuottamisesta aiheutuvat kustannukset. Taloudellisesti tehokkaassa ratkaisussa ennallistamishankkeet hyväksyttäisiin niiden kustannustehokkuuden mukaisessa järjestyksessä, kun ennallistamistoimien toteuttamiselle on asetettu budjettirajoite.

Kustannustehokkuuden mittaaminen yli ajan edellä määritellyllä tavalla antaa mahdollisuudet ottaa huomioon mahdolliset työläjien toteutustapojen kehittämisen positiiviset kustannusvaikutukset. Yksittäisen kohteen pinta-alan kasvu tuo myös usein positiivisia mittakaavaan perustuvia kustannusetuja. Kustannustehokkuuteen voidaan myös vaikuttaa toimenpiteiden suunnittelulla (investoinnilla tuotettavan hyötyvirran toteutuksen määrittely) ja toteutuksella (investoinnin toimeenpano määritellyistä tavoitteista, suunnittelusta toteutukseen). Kustannustehokkuutta voidaan toteutuksen yhteydessä parantaa sekä välittömien (toteutuksen) että välillisten (työnjohto, suunnittelu) kustannusten osalta.

Mikäli hankekohtaisesti määriteltävää kustannustehokkuusehtoa ei ennallistamishankkeiden arvioinnissa voida soveltaa, voidaan aluetasolla tavoitella mahdollisimman hyvää *kustannusvaikuttavuutta*. Kustannusvaikuttavuutta sovellettaessa ennallistamiskustannusbudjetin käyttövaihtoehtoja vertaillaan monimuotoisuusvaikutusten kriteereihin ilman kustannustehokkuuden arviota. Kustannusvaikuttavuutta maksimoitaessa pyritään löytämään vaihtoehto, jossa monimuotoisuus on suurempi kuin muissa vaihtoehtoisissa yhdistelmissä epävarmuuden hallinta mukaan lukien. Ennallistettavaksi voidaan tällöin hyväksyä myös hankkeita, jotka eivät erillisinä ole kustannustehokkaita ja hyväksyminen perustuu monimuotoisuusshyödyn suurempaan määrään verrattuna poisjätettäviin kohteisiin.

Hankekohtaista kustannustehokkuuden määrittämistä hankaloittavat hankkeiden vaikutusten mittaamiseen liittyvät vaikeudet. Ennallistamisella ja elinympäristöjen hoidolla saadaan aikaan suorien, elinympäristö- ja metsikkökohtaisten monimuotoisuusvaikutusten ohella myös muutoksia laajempiin kokonaisuuksiin. Epäsuorien hyötyjen yhteyksiä syntyviin kustannuksiin on pääsääntöisesti vaikeaa osoittaa ja ekologisille vaikutuksille on lisäksi ominaista, että niiden määrä kasvaa yksittäisten ennallistamiskohteiden yksikkökoon sekä kohteiden määrän kasvaessa. Suojelualueiden ennallistamisessa samoin kuin metsäluonnon hoidossa kustannukset rajoittuvat pääasiassa suoriin kustannuksiin kuten palkkakustannuksiin. Joskus ennallistaminen aiheuttaa näiden kustannusten lisäksi muita suoria ja epäsuoria kustannuksia (käyttömuodon muutoksen kustannukset, ennallistamisesta aiheutuvien haittojen korvaukset).

## 3.2 Tutkimustuloksia ekologisista vaikutuksista

### 3.2.1 Alueen ja suuralueen mittakaava

#### *Metsien rakenne aluetasolla*

Luonnonmetsien aluetason rakenteen kannalta keskeistä on metsäpalojen esiintyminen ja niiden voimakkuus puuston kuolleisuuden kannalta. Empiiristen tutkimusten ja simulaatiomallien perusteella on pystytty arvioimaan, että Fennoskandian borealiset metsät olisivat luonnontilassa valtaosaksi vanhoja metsiä (Pennanen 2002 *Pennanen ja Kuuluvainen T48*). Ihminen on vaikuttanut metsäpalojen runsauteen huomattavasti. Erityisesti viime vuosisatojen kaskitalous lisäsi paloja huomattavasti. Turvekerrostumiin perustuvissa tutkimuksissa on arvioitu, että ennen kaskitaloutta palokierrot olisivat Etelä-Suomessa vaihdelleet eri kasvupaikoilla 200–500 vuoden välillä (*Pitkänen T50*). Tällä perusteella voi arvioida vanhojen kuusivaltaisten metsien olleen tyypillisin luonnonmetsän kehitysvaihe.

Suhteellisen harvinaisinakin metsäpaloilla on ollut suuri merkitys boreaalisten metsien ekologiassa. Metsäpalot ovat synnyttäneet avoimia, erittäin runsaslahopuustoisia elinympäristöjä sekä palanutta puuainesta. Paloja seurannut sukkessio on luonut lehtipuuvaltaisia metsiä. Kovakuoriaislajiston ja lahottajasienten inventoinneissa on todettu, että metsäpalojen luomat luonnontilaisen metsän varhaiset kehitysvaiheet ovat lajistoltaan erittäin monimuotoisia elinympäristöjä, jopa vanhoja metsiä monimuotoisempia (*Junninen ym. T14 ja T15, Hyvärinen ym. T10*).

## **Alueellisen populaatiodynamiikan merkitys**

Useat tutkimukset viittaavat siihen, että ennallistamistoimet, kuten poltot ja lahopuiden lisäys vaikuttavat lahopuiden taantuneeseen lajistoon merkittävimmin alueilla, joilla luonnontilaisten metsien määrä on ennestään merkittävä (*Virkkala ym. T75, Hyvärinen ym. T10*). Näillä alueilla taantunut eliöstö kykenee leviämään ennallistamisen tuottamiin elinympäristöihin. Ennallistaminen kannattaa siis yleensä keskittää alueille, joilla luonnontilaisia metsiä edelleen on tai on ollut vielä jokin aika sitten. Keskittäminen on tarkoituksenmukaista erityisesti sellaisen eliöstön näkökulmasta, jonka leviäminen talousmetsissä on vaikeaa. Vastaava merkitys voi olla ns. palojatkumoalueilla, eli alueilla joilla on esiintynyt metsäpaloja suhteellisen runsaasti viime aikoihin saakka.

Leviämiskyvyltään hyvien lajien esiintymistä rajoittaa puolestaan ensisijaisesti elinympäristöjen määrä, ei niiden sijoittuminen maisemassa. Tällaisten lajien säilymiselle on olennaista tuottaa tarvittavaa elinympäristöä mahdollisimman runsaasti, jolloin ennallistamistoimet kannattaa kohdentaa kustannuksiltaan edullisiin paikkoihin. Näin voitaisiin saavuttaa parempi kustannustehokkuus (saavutettuja ekologisia tavoitteita sijoitettua euroa kohti) kuin suunnittelemattomassa kohdentamisessa (Hanski 2000).

## **Ennallistamisen suunnittelu ja toteutus aluetasolla**

Aluetason ennallistamisessa onärkevintä tarkastella kokonaisuutena eriaosteisten suojelukohteiden ja talousmetsien käytön ja hoidon suunnittelua. Myös yksityismetsien aluesuunnitteluun ollaan kehittämässä keinoja (*Pykäläinen ym. T56*). Aluetason ennallistamiseen liittyy suojelukohteiden koko; esim. metsälakikohteiden pienenä on ongelma epifyyttijäkälille, ja ympäröivien metsien ennallistaminen voisi auttaa niitä (*Pykälä ym. T55*). Puskurivyöhykkeiden muodostaminen voisi auttaa riittävän laajan elinympäristön turvaamisessa. Esimerkiksi alikasvosta säästävien ja kerroksellista latvusrakennetta suosivien hakkuiden käyttämisestä tulisi edistää metsälakikohteiden läheisyydessä (*Pykälä ym. T55*).

Metsien spatiaalinen rakenne voi olla merkittävä lajistoon vaikuttava tekijä. Spatiaalinen rakenne on periaatteessa mahdollista ottaa huomioon optimointimenetelmin tapahtuvassa metsäsuunnittelussa (*Pukkala ja Kurttila T52*).

## **3.2.2 Elinympäristön tai metsikön mittakaava**

### **Ennallistamispolto**

Kulotuksen lyhyen aikavälin vaikutukset puustorakenteisiin ja palaneesta puuaineksesta riippuvaiseen eliöstöön tunnetaan melko hyvin (*Wikars 2004, Lilja ym. 2005, Toivanen ja Kotiaho T68 ja T69, Vanha-Majamaa ym. T73*). Saatujen tulosten mukaan kulotuksella voidaan nopeasti ja tehokkaasti luoda elinympäristöjä vaateliaille lahopuusta riippuvaisille hyönteislajeille. Poltot johtavat lähes välittömästi paitsi kokonaislajimäärän myös harvinaisten ja uhanalaisten lajien määrän kasvuun (*Toivanen ja Kotiaho T68*). Poltto ja hakkuut lisäävät lahopuulajien lisäksi myös muun lajiston monimuotoisuutta (*Vanha-Majamaa ym. T73*). Osa kovakuoriaislajistosta hyötyy sellaisestakin kulotuksesta, josta ei jää merkittävästi palanutta kuollutta puuta (*Toivanen ja Kotiaho T68*).

Poltto vähentää aluksi lahottajasierien sekä epifyyttijäkälien ja -sammalien lajimääriä (*Virkkala ym. T75*). Polton positiiviset vaikutukset lahottajasierienilajistoon näkyvät vasta viiveellä. Jos paloalalla on lahoppuuta riittävästi, lajimäärä saavuttaa paloa edeltäneen tason noin kuusi vuotta poltosta ja on huomattavasti lähtötasoa korkeampi 13 vuotta poltosta. Talousmetsän poltto ei johtanut uhanalaisten ja silmälläpidettävien lajien runsastumiseen, kun taas runsalahoppuustoisessa luonnonmetsässä näiden lajien määrä kolminkertaistui (*Virkkala ym. T75*). Lahoppuun riittävä määrä ja laatu näyttävät siis olevan edellytys sille, että ennallistamispolto luovat vaateliaille lajeille soveliaita elinympäristöjä. Jos tämä edellytys täyttyy, tulen käyttö ennallistamisessa ja talousmetsien luonnonhoidossa on tehokas keino turvata uhanalaista monimuotoisuutta.

Kulotuksella on myös muita, pitkällä aikavälillä tärkeitä vaikutuksia. Metsäpalo esimerkiksi vapauttaa metsämaassa olevan siemenpankin, edistää sienten ja itiökasvien levittäytymistä alueelle sekä vaikuttaa klonaalisesti kasvavien kasvien kloonien muodostumiseen (Granström 2001, Penttilä ja Kotiranta 1996). Palosta riippuvaisten siemenpankkilajien (esim. huhtakurjenpolvi *Geranium bohemicum*) kohdalla palon on toistuttava määrävlein samalla kasvupaikalla jotta lajin populaatio voi säilyä.

Ennallistamispoltoilla ei näyttäisi olevan merkittävää ympäröivien talousmetsien hyönteistuhoja lisäävää vaikutusta välittömästi ennallistamisen jälkeen (Eriksson ym. painossa). Mahdolliset tuhot näyttävät olevan pienempiä kuin normaalien talousmetsän hoitotoimien vaikutus (*Kouki ym. T24*).

Hoidetun talousmetsän poltto onnistuu harvoin ilman edeltävää ennallistavaa hakkuuta. Polton voimakkuuteen ja vaikutuksiin voidaan vaikuttaa hakkuissa esimerkiksi kaatamalla puita rasiin, jolloin luodaan kuollutta puuainesta ja lisätään palavan aineksen määrää (Lilja ym. 2005, *Vanha-Majamaa ym. T73*). Ennallistamispoltojen toteutuksen ekologisista vaikutuksesta tarvitaan lisää tietoa, jotta polttojen hyöty lajistolle olisi mahdollisimman suuri.

Ennallistamisen tavoitteita määriteltäessä sekä onnistumista ja tuloksellisuutta arvioitaessa tarvitaan mittapuuksi mahdollisimman luonnontilaisia referenssimetsiä. Eteläisen Suomen pienillä suojelualueilla vanhojen mäntyvaltaisten metsien rakenne ja puulajikoostumus eroavat suuresti verrattuna rajantakaisiin vastaaviin metsiin (Lilja ja Kuuluvainen 2005). Tämä ero lienee seurausta paitsi suojelualueiden pienuudesta talousmetsämaisemassa myös luontaisten häiriöiden, erityisesti tulen, täydellisestä puuttumisesta suojelualueilta viimeisten vuosikymmenten aikana. Tulos viittaa siihen, että Etelä-Suomen suojelualueiden metsien käyttöön ennallistamisen referensseinä on syytä suhtautua varovaisesti.

### **Lahoppuun tuottaminen**

Lahoppuuta syntyy ennallistamispoltojen yhteydessä, mutta sitä voidaan tuottaa myös esim. pienaukkohakkuilla tai puita vaurioittamalla. Aukkojen uudistumista voidaan edistää, jos maanpintaa rikotaan ja olemassa olevia taimia säästetään (*Rouvinen ja Kouki T59*). Näin voidaan luoda luonnonmetsälle tyypillistä pieniipiirteistä rakennevaihtelua (Lilja ym. 2005). Lahoppuuta syntyy myös luontaisesti puiden vanhetessa, mutta harvennetussa talousmetsässä tai entisessä talousmetsässä tämä kestää hyvin kauan.

Lahopuun tuottamisen vaikutukset kuolleesta puusta riippuaiseen lajistoon näkyvät yli viiden vuoden viiveellä (*Virkkala ym. T75*). Näyttää myös siltä, että lahopuuta olisi oltava vähintään 20-30 m<sup>3</sup>/ha ennen kuin vaatelaita kääpälajeja alkaa esiintyä (Penttilä 2004).

### **Elävän puuston rakenteen monipuolistaminen**

Elävän puuston rakennetta voidaan monipuolistaa ennallistamishakkuilla, joissa puustoa avataan, jolloin puuston uudistumista pääsee tapahtumaan vapautuneessa kasvutilassa. Maapinnan taimettumisen varmistamiseksi humuskerroksen rikkominen on yleensä tarpeen. Esimerkiksi nuorissa männiköissä metsän rakenteen monipuolistaminen pienaukkojen avulla vaatii maanpinnan käsittelyä ja/tai ennen hakkuuta olleen alikasvoksen hyväksikäyttöä. Muuten puuston uudistuminen on hyvin vähäistä (*Rouvinen ja Kouki T59*). Tutkitulla kuivahkon kankaan alalla koivun uudistuminen oli heikkoa myös suurimmissa aukoissa. Männyn luontainen uudistuminen onnistuu hyvin, kun maanpintaa on rikottu (*Rouvinen ja Kouki T59*).

Haavan luontaista uudistumista edistää poltto (Latva-Karjanmaa 2006) ja metsäpalon seurauksena syntyvät lahopuukertymät, jotka suojaavat hirvituhoilta. (de Chantel & Granström painossa)

### **Pienvesien ennallistaminen**

*Lyytikäinen ym. (T31)* ovat tutkineet ennallistettujen lähteiden tilaa. Alustavien tulosten mukaan lähteiden fysikaaliset ominaispiirteet on ennallistamisessa saatu palautumaan tavoitteiden mukaisesti, ja lähteille tyypillinen kasvillisuus on jo osalla kohteita runsastunut.

## **3.3 Päätelmät**

### **3.3.1 Kustannustehokkuudella kustannussäästöjä**

Metsähallituksen luontopalvelualueilla määritellään ennallistamisinventointikohteille kiireellisyysjärjestys pääsääntöisesti ekologisin perustein, jolloin tärkeiden lajistokeskittymien tai luonnontilaisten alueiden läheisyys ovat tärkeitä kriteerejä. Toteutusjärjestykseen vaikuttavat myös mm. kullakin alueella käytettävissä oleva metsurityövoima, LIFE -hankkeiden aikataulut sekä luonnonsuojelualueiden toteutustilanne varsinkin suokohteilla. Kiireellisyysjärjestyksen määrittämiseen tarvitaan lisää tutkimustietoa ennallistamistoimien merkityksestä uhanalaisten lajien ja niiden elinympäristöjen turvaamisessa.

Luonnonsuojelualueilla tähän mennessä toteutettujen ennallistamishankkeiden kustannustehokkuuteen ovat vaikuttaneet olennaisesti toimintojen toteutukselle rahoituspäätöksissä asetetut ehdot. Kustannustehokkuuteen voidaan vaikuttaa mm. ennallistettavan pinta-alan, käyttävien ennallistamismenetelmien ja työvaikeustekijöiden määrittelyjen kautta. Ennallistamishankkeille laadittavien kustannusarvioiden valmistelussa voitaisiin hyötyä toteutuneiden hankkeiden välisistä kustannusvertailuista ja niiden perusteella määritellyistä hyvistä käytännöistä. Vertailua varten tarvittaisiin lisää tutkimustietoa hankkeiden vaikuttavuuden arviointiin sopivista mittareista ja

kustannusten seurannasta.

Ennallistamisen työvoimakustannusten rahoitus Metsähallituksen liiketoiminnalla on merkinnyt metsien ennallistamistöiden ajoittumista metsänuudistamis- ja hoitotöitä täydentävästi. Ratkaisun välillisten kustannusten rakenne saattaa kustannustehokkuuden näkökulmasta olla kalliimpi kuin mihin kilpailumenettelyllä olisi päästy, mikäli työttömyyden välillisiä kustannuksia ei oteta laskelmissa huomioon.

Metsien polttohankkeiden kustannustehokkuutta voidaan parantaa muuttuviin kustannuksiin (esim. metsurityö) oppimisen ansiosta saatavilla säästöillä. Myös hyvällä suunnittelulla, esimerkiksi valitsemalla polttokohteita turvaamaan palojatkumoa, voidaan parantaa monimuotoisuusvaikutuksia ilman merkittäviä lisäkustannuksia. Lisäksi työnjohdon tehtävien standardisointi ja oppiminen voivat lisätä kustannustehokkuutta myös pienaukottamiseen ja lahopuun lisäykseen liittyvien hankkeiden suunnittelussa. Yhtenä mahdollisuutena on perustaa ennallistamiseen erikoistuneita yksiköitä tai kehittää tällaisia palveluja tarjoavaa yritystoimintaa esimerkiksi polton kaltaisiin vaativiin ennallistamistöihin. Hankkeiden kokemuksia tulisi selvittää tapaustutkimuksin, jotta suunnittelu- ja työprosesseja voidaan systemaattisesti kehittää.

Soiden ennallistamisen kustannustehokkuuteen voidaan kustannustekijöiden lisäksi vaikuttaa myös hakkuiden toteutuksen kautta. Yksikkökustannukset (ml. työnjohto ja suunnittelu) metsätalouden kunnostusajatuksissa olivat vain noin 60 % ojen tukkimisen laskennallisista välittömistä kustannuksista ennallistamisessa. Konehakuun hehtaarikustannuksiksi on arvioitu noin puolet metsurihakuun hehtaarikustannuksista.

Luonnonsuojelualueiden ennallistamisinvestointien kustannuskirjanpitoa ja vertailujärjestelmiä kehittämällä voidaan luoda perusteet kustannustehokkuuden arviointiin myös yksityisillä.

Ennallistamisen, ekosysteemin palautumista nopeuttavan vaikutuksen ja kustannusten välille on usein määritettävissä yksikäsitteinen vastaavuus. Tällöin kustannustehokkuuden arviointi voi perustua siihen, mikä kustannustaso ollaan valmiita ennallistamisen nopeutumisesta hyväksymään. Uhanalaisten tai vaateliiden lajien kohdalla tavoitellaan peruuttamattomien muutosten välttämistä. Säilyttämistoimien turvaaminen voidaan ymmärtää siksi kustannukseksi joka lajin säilymisen takia ollaan valmiita hyväksymään jälkipolvien mahdollisuuksien ylläpitämisenä (esim. Mönkkönen 2001). Monimuotoisuusvaikutuksia voidaan lisätä ennallistamiskohteita lisäämällä. Rahoituksen ollessa rajallinen voidaan hyödyntää mittakaavaetuja mm. kohteiden valinnan kautta. Mittakaavaetuja syntyy kun esimerkiksi kiinteiden kustannusten osuus pienenee tai kuljetusmatkat lyhenevät. Mittakaavaeduilla voidaan usein myös parantaa kustannustehokkuutta yksittäisissä kohteissa.

Tavoitteet uhanalaisten lajien elinympäristöjen ennallistamisen hankkeissa poikkeavat tavanomaisten monimuotoisuuden ylläpidon hankkeista jolloin myös kustannustehokkuus arviointikriteerinä on eri merkityksessä. Ennallistamisella on vaikutuksia myös alueen virkistyskäyttöön sekä monimuotoisuuden lisäämiseen että maisemamuutosten kannalta (Karjalainen 2000). Ennallistamistoimien tuottamat mahdolliset virkistysyhyödyt lisäävät ennallistamisinvestointien kustannustehokkuutta.

### 3.3.2 Ekologiset vaikutukset

Tietoa luonnonmetsien alueellisesta rakenteesta voidaan käyttää pohjana ennallistamisen suunnittelussa alueellisessa mittakaavassa. Luonnonmetsätutkimuksesta nousevia keskeisiä aluetason ennallistamisen tavoitteita ovat vanhojen metsien piirteitä omaavien metsien lisääminen (Pennanen 2002, *Pennanen ja Kuuluvainen T48*) ja runsaslahopuustoisten palonjälkeisten suksessiovaiheiden esiintymisen turvaaminen (Junninen ym. T15, Hyvärinen ym. T10). Runsaalahopuustoisten palaneen metsän kehitysvaiheiden lähes täydellinen puuttuminen leimaa nykyisten metsien rakennetta verrattuna luonnontilaisiin metsiin. Toisaalta metsäsuksession toinen ääripää, vanhat paloilta kauan säilyneet kuusimetsät, ovat olleet luontaisesti yleisin luonnonmetsän kehitysvaihe. Ennallistamistoimien ei pitäisi vähentää vanhojen kuusimetsien määrää eikä estää tai hidastaa niiden muodostumista suojelualueille.

Aluetason ennallistamisen vaikutukset riippuvat toimenpiteiden spatiaalisesta jakautumisesta. Huonosti leviävän lajiston elinympäristöjen ennallistaminen kannattaa keskittää olemassa olevien lajistokeskittymien läheisyyteen. Hyvän leviämiskyvyn omaavien lajien kannalta elinympäristön määrä on tärkein tekijä, eikä sijainti.

Eryistä huomiota alue- ja suuraluetasolla vaativat harvinaiset uhanalaiset metsäiset luontotyypit, jotka vaativat ennallistamista tai elinympäristön hoitoa. Tällaisia ovat mm. harju-, jalopuu- ja tulvametsät sekä puustoiset perinnebiotoopit.

Metsikön mittakaavassa riittävän puustoisten alojen poltto on tehokas ennallistamiskeino, jonka vaikutukset erityisesti hyönteislajistoon ja maaperän siemenpankkilajistoon näkyvät välittömästi. Muiden lajiryhmien osalta positiiviset vaikutukset näkyvät vuosien viiveellä. Poltto on yleensä syytä liittää edeltävään ennallistavaan hakkuuseen, jonka avulla lisätään kuolleen puun ja palavan materiaalin määrää. Polttojen avulla ennallistaminen on suunniteltava riittävän laajalla alueella ja pitkällä tähtäimellä ns. paloaluejatkumon ja siitä riippuvaisen lajiston turvaamiseksi.

Lahopuun tuottaminen on myös tärkeä ennallistamiskeino, jonka vaikutukset kuitenkin näkyvät yleensä vasta pitemmällä aikavälillä. Lahopuun laadullisen monimuotoisuuden ja jatkumon turvaaminen on myös haasteellista. Luonnontilaisissa metsissä kuollutta puuainesta syntyy yleensä jatkuvasti. Lahopuun keinollinen tuottaminen sen sijaan on usein kertaluonteinen toimenpide, koska samalle kohteelle palaaminen on kustannussyistä kannattamatonta. Ellei jäljelle jäävä puusto ole niin harva, että se altistuu tuulenskaadoille, lahopuun muodostuminen vähenee tällaisten ennallistamistoimien jälkeen, koska elävän puuston kasvuolosuhteet paranevat kilpailun vähentyessä. Elinympäristön saatavuuden huomattava ajallinen vaihtelu on ongelma kuolleesta puusta riippuvaisille eliöille. Lahopuukeskittymien lähietäisyydeltä tulisi löytää alueita, joille lahopuueliöt voivat siirtyä alkuperäisen kohteen laadun heikentyessä.



# KIRJALLISUUS

- Angelstam, P. 1998. Maintaining and Restoring Biodiversity in European Boreal Forests by Developing Natural Disturbance Regimes. *Journal of Vegetation Science*, 9(4): 593–602.
- Angelstam, P. & Kuuluvainen, T. 2004. Boreal forest disturbance regimes, successional dynamics and landscape structures – a European perspective. *Ecological Bulletins* 51: 117–136.
- Bergeron, Y., Leduc, A., Harvey, B. D. & Gauthier, S. 2002. Natural fire regime: a guide for sustainable management of the Canadian boreal forest. *Silva Fennica* 36(1): 81–95.
- Burton, P., Messier, C., Smith, D. W. & Adamovicz, W.L. (eds.) 2003. *Toward sustainable management of the boreal forest*. NRC Research Press, Ottawa, Ontario, Canada.
- de Chantel, M. & Granström, A. Aggregations of dead wood after wildfire act as browsing refugia for seedlings of *Populus tremula* and *Salix caprea*. *Forest Ecology and Management*, (painossa).
- Ennallistaminen suojelualueilla. 2003. Ennallistamistyöryhmän mietintö. *Suomen ympäristö* 618, 220 s.
- Eriksson, M.J., Lilja, S. & Roininen, H. Dead wood creation and restoration burning: implications for bark beetles and beetle induced tree deaths. *Forest Ecology and Management*, (painossa).
- Forest management guide for natural disturbance pattern emulation, Version 3.1. Ont. Min. Nat. Res., OMNR. 2001. Queen's Printer for Ontario, Toronto. 40 p.
- Granström, A. 2001. Fire management for biodiversity in the European boreal forest. *Scand. J. For. Res.* 3: 62–69.
- Hanski, I. 2000. Extinction debt and species credit in boreal forests: modelling the consequences of different approaches to biodiversity conservation. *Annales Zoologici Fennici* 37: 271–280.
- Heikkilä H., Lindholm, T. & Jaakkola, S. 2002. Soiden ennallistamisopas. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja B 66:1–123. Metsähallitus.
- Karjalainen, E. 2000. Metsänhoitovaihtoehtojen arvostus ulkoilualueilla. Teoksessa: Saarinen, J. & Raivo, P. (toim.). *Metsä, harju ja järvi: näkökulmia suomalaiseseen maisematutkimukseen ja -suunnitteluun*. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 776: 123–136.
- Kuuluvainen, T., Saaristo, L., Keto-Tokoi, P., Kostamo, J., Kuuluvainen, J., Kuusinen, M., Ollikainen, M. & Salpakivi-Salomaa, P. (toim.) 2004a. *Metsän kätköissä - Suomen metsäluonnon monimuotoisuus*. Edita Publishing Oy. Helsinki. 381 s.
- Kuuluvainen, T., Wallenius, T. & Pennanen, J. 2004b. Metsien luontainen rakenne, dynamiikka ja monimuotoisuus. Teoksessa: Kuuluvainen, T., Saaristo, L., Keto-Tokoi, P., Kostamo, J., Kuuluvainen, J., Kuusinen, M., Ollikainen, M. ja Salpakivi-Salomaa, P. (toim.). *Metsän kätköissä - Suomen metsäluonnon monimuotoisuus*, s.48–75. Edita Publishing Oy. Helsinki.
- Larjavaara, M. 2005. *Climate and forest fires in Finland - influence of lightning-caused ignitions and fuel moisture*. Väitöskirja. Metsäekologian laitos, Helsingin yliopisto.
- Latva-Karjamaa, T. 2006. *Reproduction and population structure in european aspen*. Väitöskirja. Bio ja ympäristötieteiden laitos, Helsingin yliopisto.
- Lilja, S. 2006. *Ecological restoration of forests in Fennoscandia: Defining reference stand structures and immediate effects of restoration*. Väitöskirja. Metsäekologian laitos, Helsingin yliopisto.
- Lilja, S. & Kuuluvainen, T. 2005. Stand structural characteristics of old *Pinus sylvestris*-dominated forests along a geographic and human influence gradient in boreal Fennoscandia. *Silva Fennica* 39: 407–428.
- Lilja, S., de Chantal, M., Kuuluvainen, T., Vanha-Majamaa, I. & Puttonen, P. 2005. Restoring natural characteristics in boreal Norway spruce (*Picea abies* L. Karst) stands with partial cutting, deadwood creation and fire: immediate treatment effects. *Scandinavian Journal of Forest Research* 20 (Suppl. 6): 68–78.
- Metsätalostollinen vuosikirja 2005. Metsäntutkimuslaitos. SVT Maa- ja Kalatalous 2005: 90 s. 424 s.
- Michael, J. 2003. Efficient habitat protection with diverse landowners and fragmented landscapes. *Environmental Science & Policy* 6: 243–252.
- Mäki-Hakola, M. & Toropainen, M. 2005. Metsien suojelun vaikutukset tuotantoon ja työllisyyteen – alueellinen ja

valtakunnallinen panos-tuotosanalyysi. PTT:n raportteja N:o 194.

- Mönkkönen, M. 2001. Biodiversiteetin taloudellinen arvo. Teoksessa: Eeronheimo, H., Jortikka, S. & Räinen, P. (toim.). Tutkimus luonnonsuojelualueiden käytön ja hoidon suuntaajana -seminaari Tankavaarassa. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisu A 134. Vantaa.
- Pennanen, J. 2002. Forest age distribution under mixed-severity fire regimes – a simulation-based analysis for middle boreal Fennoscandia. *Silva Fennica* 36: 213–231.
- Pennanen, J. 2005. Simulation of boreal forest landscape dynamics: approaches and applications. Väitöskirja, Metsäekologian laitos, Helsingin yliopisto.
- Penttilä, R. 2004. The impacts of forestry on polyporous fungi in boreal forests. Väitöskirja. Bio- ja ympäristötieteiden laitos, Biotieteellinen tiedekunta, Helsingin yliopisto.
- Penttilä, R. & Kotiranta, H. 1996. Short-term effects of prescribed burning on wood-rotting fungi. – *Silva Fennica* 30 (4): 399–419.
- Perera, A.H., Buse, L.J. & Weber, M. G. (toim.) 2004. Emulating Natural Forest Landscape Disturbance: Concepts and Applications. Columbia University Press.
- Rassi, P., Alanen, A., Kanerva, T. & Mannerkoski, I. (toim.) 2001. Suomen lajien uhanalaisuus 2000. Ympäristöministeriö, Helsinki.
- Selvitysraportti metsälain 6 §:n mukaisesta hakkuusta erityiskohteilla. 2003. Metsätalouden kehittämiskeskus Tapio, Helsinki.
- Siitonen, J. 2001. Forest management, coarse woody debris and saproxylic organisms: Fennoscandian boreal forests as an example. *Ecological Bulletins* 49: 11–41.
- Tukia, H., Hokkanen M., Jaakkola S., Kallonen S., Kurikka T., Leivo A., Lindholm T., Suikki A. & Virolainen E. 2001. Metsien ennallistamisopas. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisu B 58:1–87. Metsähallitus.
- Valtioneuvoston periaatepäätös toimintaohjelmasta Etelä-Suomen, Oulun läänin länsiosan ja Lapin läänin lounaisosan metsien monimuotoisuuden turvaamiseksi 23.10.2002. Valtioneuvosto, Helsinki.
- Wallenius, T. 2004. Fire histories and tree ages in unmanaged boreal forests in Eastern Fennoscandia and Onega peninsula. Väitöskirja. Bio- ja ympäristötieteiden laitos, Helsingin yliopisto.
- Wikars, L.-O. 2004. Brand beroende insekter – respons på tio års naturvårdsbränningar. *Fauna & Flora* 99(2): 28–34.

# LUKU 4. TALOUSMETSÄT

Juha Siitonen ja Markku Ollikainen

Tässä luvussa käsitellään talousmetsissä toteutettavia monimuotoisuuden turvaamiskeinoja. Alussa esitellään lyhyesti lainsäädännön ja suositusten taustaa. Luvun pääpaino on arvokkaita elinympäristöjä ja säästöpuustoa koskevien tutkimustulosten tarkastelussa. Lahopuu on keskeinen metsäluonnon monimuotoisuutta ylläpitävä rakennepiirre, josta tehtyjä tutkimuksia luvussa käsitellään laajasti. Luvun loppuosassa käsitellään talousmetsien monimuotoisuuden turvaamista ohjaavia taloudellisia kannustimia. Lukuun on koottu useita tietolaatikoita talousmetsien luonnonhoidon viimeaikaisesta kehityksestä.

## 4.1 Johdanto

Talousmetsien hoitoa ja käyttöä säätelevää metsäpolitiikkaa sekä metsänhoidon suosituksia uudistettiin laajamittaisesti 1990-luvulla. Muutoksen taustalla vaikuttivat kansainväliset sopimukset, metsäteollisuuden asiakkaiden näkemykset sekä yhteiskunnan arvojen ja asenteiden muutos, jossa puuntuotannon lisäksi korostuivat metsien muut vaikutukset hyvinvointiin.

Metsälainsäädäntö uudistettiin perusteellisesti 1996, ja uusi metsälaki, metsäasetus sekä kestävä metsätalouden rahoituslaki tulivat voimaan vuoden 1997 alusta (taulukko 4.1). Myös uusi luonnonsuojelulaki tuli voimaan 1997 alusta. Metsälain tarkoituksena on lain 1 §:n mukaan edistää metsien taloudellisesti, ekologisesti ja sosiaalisesti kestävä hoitoa ja käyttöä siten, että metsät antavat kestävä tuoton samalla kun niiden biologinen monimuotoisuus turvataan. Metsälain perusteluissa todetaan, että kyse on yleisperiaatteesta, jonka mukaan talousmetsien hoidossa ja käytössä edistetään sellaisia metsän käsittelymenetelmiä, jotka turvaavat erilaisiin biotooppeihin ja metsän eri kehitysvaiheisiin sekä ekologisiin tilanteisiin sopeutuneille eliöille riittävästi elinmahdollisuuksia. Tarkoitus on metsän luontaista kehitystä jäljittelemällä ylläpitää vaihtelevaa puulajikoostumusta ja metsiköiden puustorakennetta sekä säästää tilanteen niin salliessa vanhaa puustoa tai vanhoja järeitä puita sekä olemassa olevaa ja kehittyvää lahoppuuta. Metsälaissa määritellään seitsemän erityisen tärkeää elinympäristötyyppiä, joiden ominaispiirteet tulee säilyttää, mikäli kohteet ovat luonnontilaisia tai luonnontilaisen kaltaisia ja selvästi ympäristöstään erottuvia.

Yksityismetsien metsänhoitosuositukset on uudistettu metsälain voimaantulon jälkeen vuosina 2001 ja 2006 ja Metsähallituksen metsien metsänhoitosuositukset, Metsätalouden ympäristöopas vuosina 1997 ja 2004 (taulukko 4.1). Talousmetsien luonnonhoidon keskeisiä keinoja ovat luonnonsuojelullisesti arvokkaiden elinympäristöjen säästäminen, säästöpuuiden jättäminen metsänuudistamisen yhteydessä, lahoppuuston säästäminen ja lisääminen, kulutus sekä lehtisekapuuston suosiminen. Metsäsertifiointi tukee osaltaan talousmetsien luonnonhoidon tavoitteiden saavuttamista ja seuranta (Nieminen T42).

Taulukko 4.1. METSO-ohjelman aikana 2003–2006 voimassa olleet keskeisimmät talousmetsien hoitoa ja käyttöä säätelevät lait ja muut säädökset sekä metsänhoidon suositukset ja sertifiointikriteerit.

Säädökset ja suositukset	Voimassa	Viite
Metsälaki	1.1.1997–	Suomen säädöskokoelma 1093/1996
Metsäasetus	1.1.1997–	Suomen säädöskokoelma 1200/1996
Kestävän metsätalouden rahoituslaki	1.1.1997–	Suomen säädöskokoelma 1094/1996
MMM:n päätös metsälain soveltamisesta	24.3.1997–	Suomen säädöskokoelma 224/1997
Hyvän metsänhoidon suositukset 2001 <sup>1)</sup>	2001–2006	Hyvän metsänhoidon... 2001
Hyvän metsänhoidon suositukset 2006 <sup>2)</sup>	2006–	Hyvän metsänhoidon... 2006
Metsätalouden ympäristöopas 1997 <sup>3)</sup>	1997–2004	Korhonen ja Savonmäki 1997
Metsätalouden ympäristöopas 2004 <sup>4)</sup>	2004–	Heinonen ym. 2004
SMS-sertifiointikriteerit	1999–2004	Suomen metsäsertifiointi 1998
FFCS-sertifiointikriteerit	2005–	Suomen metsäsertifiointi 2003

<sup>1), 2)</sup> Metsätalouden kehittämiskeskus Tapion laatimat yksityismetsien metsänhoitosuositukset

<sup>3), 4)</sup> Metsähallituksen metsien metsänhoitosuositukset

### 4.1.1 Arvokkaat elinympäristöt

Arvokkailla elinympäristöillä eli avainbiotoopeilla tarkoitetaan tiettyjä metsien elinympäristöjä, jotka poikkeavat tavanomaisesta tai keskimääräisestä metsäluonnosta kallio- tai maaperältään, pinnanmuodoiltaan, vesitaloudeltaan, puustoltaan tai käyttöhistorialtaan. Nämä tekijät erikseen tai yhdessä luovat edellytykset vaateliaan, harvinaisen tai uhanalaisen lajiston esiintymiselle (Meriluoto ja Soininen 1998, Kostamo ym. 2004, Saaristo ja Lehesvirta 2004). Arvokkaiden elinympäristöjen säästämiseksi pyritään säilyttämään niissä esiintyvä lajisto. Lisäksi elinympäristölaikut monipuolistavat talousmetsien puuston rakennetta. Säästettyihin kohteisiin kehittyy ajan mittaan järeitä lispuita sekä muodostuu järeää lahoppua.

Arvokkaiden elinympäristöjen säästäminen voi perustua joko luonnonsuojelulakiin, metsälakiin, metsänhoitosuositukseen tai metsäsertifiointiin. Luonnonsuojelulaissa on määritelty yhdeksän suojeltavaa luontotyyppiä, joista kolme on metsäisiä (taulukko 4.2). Metsälaissa ja metsäasetuksessa puolestaan on määritelty seitsemän erityisen tärkeää elinympäristötyyppiä tai paremminkin elinympäristötyyppiryhmää (taulukko 4.2). Jos näihin tyypeihin kuuluvat elinympäristöt ovat luonnontilaisia tai luonnontilaisen kaltaisia sekä ympäristöstään selvästi erottuvia, niitä koskevat hoito- ja käyttötoimenpiteet tulee tehdä elinympäristöjen ominaispiirteet säilyttävällä tavalla. Metsälaissa tai -asetuksessa ei ole määritelty erityisen tärkeille elinympäristöille mitään kokorajoja, mutta metsälain perusteluista käy ilmi, että kyseessä ovat yleensä pienialaiset kohteet. Maa- ja metsätalousministeriön päätöksessä (MMM:n päätös... 1997) metsälain soveltamisesta on määritelty metsälakikohteilla kielletyt ja sallitut toimenpiteet.

Luonnonsuojelu- ja metsälaeissa määriteltyjen elinympäristötyyppien lisäksi yksityismetsien metsänhoitosuosituksissa on kuvattu joukko muita arvokkaita elinympäristöjä (Luonnonläheinen metsänhoito 1994, Meriluoto 1995, Meriluoto ja Soininen 1998, Hyvän metsänhoidon... 2001, 2006). Muiden arvokkaiden

Taulukko 4.2. Luonnonsuojelulain perusteella suojeltavat metsäiset luontotyytit, metsälain mukaiset erityisen tärkeät elinympäristöt, FFCS-metsäsertifointikriteerien 10. kriteerin c-kohdassa mainitut elinympäristöt sekä uusissa metsänhoitosuosituksissa (Hyvän metsänhoidon... 2006) kuvatut muut arvokkaat elinympäristöt.

---

#### **Luonnonsuojelulain suojeltavat metsäiset luontotyytit**

---

- 1) luontaisesti syntyneet, merkittäviltä osin jaloista lehtipuista koostuvat metsiköt
  - 2) pähkinäpensaslehdot
  - 3) tervaleppäkorvet
- 

#### **Metsälain erityisen tärkeät elinympäristöt**

---

- 1) lähteiden, purojen ja pysyvän vedenjuoksu-uoman muodostavien norojen sekä pienten lampien välittömät lähiympäristöt
  - 2) ruoho- ja heinäkorvet, saniaiskorvet sekä lehtokorvet ja Lapin läänin eteläpuolella sijaitsevat letot
  - 3) rehevät lehtolaikut
  - 4) pienet kangasmetsäsaarekkeet ojittamattomilla soilla
  - 5) rotkot ja kurut
  - 6) jyrkänteet ja niiden välittömät alusmetsät
  - 7) karukkokankaita puuntuotannollisesti vähätuottoisemmat hietikot, kalliot, kivikot, louhikot, vähäpuustoiset suot ja rantaluhdat
- 

#### **Metsänhoitosuositusten muut arvokkaat elinympäristöt**

---

- 1) elinympäristöjä, jotka eivät täytä metsä- ja luonnonsuojelulain tai metsäsertifoinnin vaatimuksia, mutta joissa on monimuotoisuudelle tärkeitä rakennepiirteitä
  - 2) ruohoiset suot
  - 3) hakamaat
  - 4) metsäniityt
- 

#### **Sertifointikriteerien harvinaiset tai harvinaistuneet elinympäristöt**

---

- 1) tulvametsät ja metsäluhdat
  - 2) korvet
  - 3) letot Lapin läänissä
  - 4) paisterinteet ja supat
  - 5) luonnonsuojelullisesti arvokkaat vanhat metsät
- 

elinympäristöjen säästäminen perustuu maanomistajan päätökseen. Metsähallituksen metsänhoitosuosituksissa, Metsätalouden ympäristöoppaassa (Heinonen ym. 2004), on kuvattu metsälakikohteita huomattavasti laajempi joukko luonto- ja muita monimuotoisuuskohteita, jotka joko jätetään metsänkäsittelyn ulkopuolelle tai voidaan käsitellä varovaisin hakkuin (tietolaatikko 4.1).

Metsälain voimaantulon jälkeen metsälaissa määritellyt erityisen tärkeät elinympäristöt kartoitettiin kaikissa yksityismetsissä erilliskartoituksena (METE-kartoitus) tai metsäsuunnittelun yhteydessä (tietolaatikko 4.2). Yksityismailta metsälakikohteita on löytynyt 75 000 ha, mikä vastaa 0,5 prosenttia yksityismaiden metsätalousmaasta. Metsäyhtiöt ovat kartoittaneet maillaan noin 11 000 ha ja Metsähallitus noin 43 000 ha metsälakikohteita. Kartoitusten perusteella metsälakikohteiden yhteispinta-ala on siten noin 130 000 ha. Muiden arvokkaiden elinympäristöjen (joita ei METE-kartoituksessa erikseen etsitty) pinta-ala on todennäköisesti vähintään yhtä suuri. Yksityismetsien metsälakikohteiden puuston arvoksi on arvioitu 179 miljoonaa euroa.

Arvokkaiden elinympäristöjen määrää sekä säilymistä hakkuissa on seurattu valtionmailla vuodesta 1994 alkaen ja yksityisten sekä yhtiöiden mailla Metsätalouden kehittämiskeskus Tapion koordinoimassa luonnonhoidon laadun seurannassa vuodesta 1995 alkaen (*Kuusinen T27*). Metsälakikohteiden pinta-alaosuus on seurantatulosten mukaan ollut yksityismetsien uudistushakkuualoilla keskimäärin 0,6 % arvioidusta metsätalousmaan pinta-alasta, ja kaikkien luontokohteiden pinta-alaosuus keskimäärin 3,0 %. Niinpä lakisääteisesti säästettyjen kohteiden osuus kaikkien luontokohteiden pinta-alasta on vain noin 20 %, ja vastaavasti muiden, vapaaehtoisesti metsäsertifioinnin tai metsänhoitosuosituksen perusteella säästettävien kohteiden osuus noin 80 %. Kaikista luontokohteista 90–94 % on säilynyt hakkuiden yhteydessä ennallaan tai lähes ennallaan 2000-luvulla.

Metsäsertifioinnissa 1999 voimaan tulleet SMS-kriteerit ja uudistetut, 2005 voimaan tulleet FFCS-kriteerit ovat käytännössä luonnonsuojelu- ja metsälakikohteiden suhteen yhtenevät. Uusissa kriteereissä ominaispiirteiden turvaamisvelvollisuus on määritelty tarkemmin luonnonsuojelu- ja metsälain säädöksiä vastaavalla tavalla. Sen sijaan muiden arvokkaiden elinympäristöjen suhteen uudet kriteerit poikkeavat huomattavasti vanhoista. Kriteereistä on jätetty pois muut arvokkaat ”lähes metsälakikohteet”, ruohoiset suot ja perinnemaisemat. METE-kartoituksen tulosten (tietolaatikko 4.2) sekä luonnonhoidon laadun seurantatulosten (*Kuusinen T27*) perusteella voidaan arvioida, että uusien kriteerien ulkopuolelle jääneiden kohteiden yhteispinta-ala on suuruusluokaltaan noin 150 000 ha, ja toisaalta kriteereihin sisällytettyjen harvinaisten elinympäristöjen yhteispinta-ala on suuruusluokaltaan noin 10 000 ha. Niinpä aiemmin sertifioinnin turvaamien muiden arvokkaiden elinympäristöjen pinta-ala pienentyi noin 95 % (*Nieminen T42*).

Valtakunnan metsien yhdeksännessä inventoinnissa (VMI9) mitattiin metsälain mukaisiin elinympäristötyyppeihin kuuluvat avainbiotoopit. Kohteet jaettiin kolmeen luokkaan sen mukaan, oliko kyseessä metsälain tarkoittama kohde, arvokas kohde tai vähäarvoinen kohde. VMI9:n tulosten mukaan METSO-toimintaohjelman alueella on talousmetsissä yhteensä 183 000 ha metsälain kriteerit täyttäviä kohteita ja 567 000 ha arvokkaita kohteita (tietolaatikko 4.3). Lakikohteiden osuus koko metsätalouden maasta Etelä-Suomessa on siten 1,7 % ja arvokkaiden kohteiden osuus vastaavasti 2,7 %. Lakikohteista valtaosa on vähäpuustoisia avosoita, kallioita, kivikoita ja rantaluhtia; runsaspuustoisempia kohteita on noin 50 000 ha. Vastaavasti arvokkaista kohteista runsaspuustoisempia on noin 170 000 ha.

#### **4.1.2 Säästöpuusto**

Uudistushakkuiden yhteydessä hakkuualoille jätetään elävää ja kuollutta säästöpuustoa joko yksittäisinä puina tai puuryhminä. Säästöpuiden jättämisellä on useita ekologisia perusteluita ja tavoitteita (Franklin ym. 1997, Monimuotoisuus UPM-Kymmenen... 1998, Hyvän metsänhoidon... 2001, 2006, Martikainen 2001, Vanha-Majamaa ja Jalonen 2001, Ahlroth ym. 2004, Saaristo ja Lehesvirta 2004). Säästöpuuston turvin osa vanhassa metsässä esiintyvistä lajeista voi säilyä uudistamisvaiheen yli. Lahopuut ja hakkuun jälkeen kuolevat säästöpuut tarjoavat uusia elinympäristöjä luontaisiin häiriöihin sopeutuneille lajeille. Ajan mittaan säästöpuista kehittyä järeitä ylispuita. Kuollessaan säästöpuut tuottavat järeää lahoppuuta läpi metsikön kiertoajan. Näiden ekologisten vaikutusten lisäksi säästöpuusto voi vaikuttaa suotuisasti uudistusalojen maisemalliseen laatuun.

Säästöpuuston jättäminen ei perustu metsälakiin vaan luonnonhoidon suosituksiin ja metsäsertifointiin. Yksityismetsien metsänhoitosuositusten (Hyvän metsänhoidon... 2001, 2006) mukaan tavoitteena on jättää 5–20 elävää säästöpuuta hehtaarille. Pystyyn kuolleet puut sekä pötkelöt säästetään, ja maapuut pyritään kiertämään puunkorjuussa sekä maanmuokkauksessa. Suositusten tavoitteena on, että monimuotoisuudelle tärkeiden rakennepiirteiden määrä kasvaa talousmetsissä (Hyvän metsänhoidon... 2006). Metsähallituksen metsänhoitosuositusten mukaan päätehakkuualoille on jätettävä riittävä määrä isokokoisia säästöpuita. Säästöpuiksi hyväksyttävien puiden minimiläpimitat on esitetty Metsätalouden ympäristöoppaassa puulajeittain ja alueittain (Heinonen ym. 2004).

Säästöpuuston määrää ja laatua on seurattu valtionmailla vuodesta 1994 alkaen (tietolaatikko 4.1) ja yksityisten sekä yhtiöiden vuodesta 1995 alkaen (Kuusinen T27). Tarkastetuilla kohteilla on arvioitu elävän ja kuolleen säästöpuuston määrä (kappalemäärät ja tilavuudet) laatuluokittain sekä säästöpuuston taloudellinen arvo. Elävän säästöpuuston kokonaistilavuus kaikkien omistajaryhmien uudistushakkuualoilla on seurantatulosten mukaan ollut vuosittain suuruusluokkaa 1 000 000 m<sup>3</sup>. Ainespuuna käyttökelpoisen säästöpuuston arvioitu rahallinen arvo yksityismailla on ollut noin 20 miljoonaa euroa vuosittain. Yksityismailla ja yhtiöiden mailla säästöpuustosta noin kaksi kolmasosaa on jätetty itse uudistushakkuualoille ja yksi kolmasosa arvokkaihin elinympäristöihin, jotka rajoittuvat uudistusaloihin ja säästetään hakkuun yhteydessä. Hakkuualoille on jätetty yksityismailla keskimäärin noin 4 m<sup>3</sup>/ha elävää ja kuollutta säästöpuustoa ja Metsähallituksen mailla noin 6 m<sup>3</sup>/ha. Kaikkiaan säästöpuustoa on jätetty uudistusaloille ja niihin rajoitettuviin luontokohteisiin yksityisten ja yhtiöiden mailla keskimäärin noin 6 m<sup>3</sup>/ha ja Metsähallituksen mailla 11 m<sup>3</sup>/ha (Rissanen 1999, 2001, 2002, 2003, Hänninen 2001, tietolaatikko 4.1).

### 4.1.3 Lahopuusto

Yksityismetsien metsänhoitosuosituksissa (Hyvän metsänhoidon... 2001, 2006) todetaan (uudistusalojen säästöpuustoa ja lahopuustoa koskevien suositusten lisäksi), että tuulen kaatamat tai lumen murtamat yksittäiset puut tulee jättää metsiin lahoamaan. Määrällisiä suosituksia tai tavoitteita lahopuun määrälle ei metsänhoitosuosituksissa kuitenkaan ole annettu. Metsätalouden ympäristöoppaassa 2004 lahopuustolle on asetettu määrällinen tavoite, joka on Metsähallituksen talousmetsissä 10 m<sup>3</sup>/ha, yhteys- ja tukialueilla 20 m<sup>3</sup>/ha ja ydinalueilla 30 m<sup>3</sup>/ha (Heinonen ym. 2004).

Valtakunnan metsien yhdeksänteen inventointiin (VMI9) mitattiin lahopuuston määrää yhtenä uusista monimuotoisuustunnuksista. VMI9:n tulosten mukaan järeän lahopuun tilavuus metsämaalla on keskimäärin 2,5 m<sup>3</sup>/ha METSO-toimintaohjelman alueella talousmetsissä (tietolaatikko 4.4).

### 4.1.4 Muut toimenpiteet talousmetsissä

Talousmetsien luonnonhoitoon kuuluviksi toimenpiteiksi on katsottu kuuluvan myös lehtisekapuuston suosiminen, kulotus, rantametsien hoito, vesistöjen suojavyöhykkeiden jättäminen sekä maiseman- ja riistanhoito (Häggman 2000, Heinonen ym. 2004, Saaristo ja Lehesvirta 2004, Soinen ja Saaristo 2005). Metsänhoitosuosituksissa on esitetty näitä

toimenpiteitä koskevia yksityiskohtaisia suosituksia (Hyvän metsänhoidon... 2001, 2006, Heinonen ym. 2004). Metsien rakenteeseen ja sitä kautta lajiston monimuotoisuuteen vaikuttavat myös kaikki muut talousmetsien hoito- ja käyttötoimenpiteet, kuten maanmuokkaus, taimikon hoito, harvennushakkuiden voimakkuus, kiertoaika, kunnostusojitus ja energiapuun korjuu. Alueellisen metsäsuunnittelun tai alue-ekologisen suunnittelun avulla voidaan pyrkiä edistämään monimuotoisuuden säilyttämistä alueellisella tasolla.

Kulutusala on vaihdellut 2000-luvulla vuosittain 216 hehtaarista noin 2 300 hehtaariin. Viisivuotiskaudella 2000–2004 kulotettiin yhteensä noin 6 300 ha (Metsätilastollinen vuosikirja 2005).

Ilmastopolitiikan seurauksena energiapuun korjuumäärät ovat 2000-luvulla lisääntyneet voimakkaasti: metsähakkeen käyttö vuonna 2000 oli 0,8 miljoonaa m<sup>3</sup> ja vuonna 2004 vastaavasti 2,7 miljoonaa m<sup>3</sup> (Metsätilastollinen vuosikirja 2005). Teknisesti korjattavissa oleva potentiaali on merkittävästi suurempi, noin 10–15 miljoonaa m<sup>3</sup> (Harstela 2004). Metsähake koostuu lähinnä hakkuutähteistä eli hakkuualalta korjatuista oksista ja latvuksista. Kantojen osuus metsähakkeesta on toistaiseksi pieni, noin 5 %, mutta osuus on kasvamassa. Kansallisessa metsäohjelmassa tavoitteeksi on asetettu lisätä metsähakkeen vuotuinen käyttö viiteen miljoonaan kuutiometriin vuodessa. Tavoite täyttyy ja ylittyy nykyisellä kasvuvauhdilla jo parin lähivuoden aikana.

## 4.2 Tutkimustulokset

### 4.2.1 Arvokkaat elinympäristöt

Avainbiotooppien säästämisen keskeinen tavoite ja taustaoletus on se, että huomattava osuus tiettyjen vaateliaden tai uhanalaisten lajien kannoista esiintyy arvokkaiksi elinympäristöiksi rajatuissa elinympäristölaikuissa (Nitare ja Norén 1992, Meriluoto ja Soininen 1998, Kostamo ym. 2004, Saaristo ja Lehesvirta 2004). Jotta arvokkaiden elinympäristöjen merkitystä monimuotoisuuden turvaamisessa voisi luotettavasti arvioida, kohteiden lajistosta tarvittaisiin vähintään kahdenlaisia tietoja: 1) Kuinka suuri osuus vaateliaden tai uhanalaisten lajien kannoista esiintyy arvokkaissa elinympäristöissä ja kuinka suuri osuus muualla talousmetsissä tai suojelualueilla? Kannan koon lisäksi tärkeitä paikalliskannan elinkykyisyyden ja merkityksen tunnuksia ovat kannan kasvu sekä emigraatio muihin elinympäristölaikkuihin. 2) Ovatko lajien kannat arvokkaissa elinympäristöissä vakaita, jatkuvasti väheneviä vai mahdollisesti runsastuvia?

Tällä hetkellä ei ole käytettävissä juurikaan tutkimustuloksia siitä, mikä osuus eri lajien kannoista esiintyy – tai kantojen kasvusta tapahtuu – eri tyyppisissä arvokkaissa elinympäristöissä, muualla talousmetsissä tai suojelualueilla. Toistaiseksi on tyydyttävä edelleen melko hajanaisiin tietoihin siitä, kuinka paljon arvokkaissa elinympäristöissä ylipäätään esiintyy vaateliasta tai uhanalaista lajistoa verrattuna muuntyyppisiin talousmetsiin. Ruotsissa ja Norjassa tehtyjen tutkimusten tulokset eivät ole suoraan Suomen oloihin yleistettävissä, mikä johtuu maiden välisistä eroista metsätaloushistoriassa, maanomistusrakenteessa sekä arvokkaiden elinympäristöjen määrittely- ja rajauskäytännöissä.



Arvokkaiden elinympäristöjen merkitys eri lajien kantojen turvaamisessa vaihtelee todennäköisesti huomattavasti riippuen elinympäristötyypistä ja tarkasteltavasta lajiryhmästä. Tarkasteluissa on hyödyllistä erottaa elinympäristöjen pysyvästä rakennepiirteistä (poikkeava kallio- tai maaperä, pinnanmuodot tai vesitalous) riippuvaiset lajit sekä muuttuvista, sukkessiosidonnaisista rakennepiirteistä (puuston ikä, vanhat kasvualustapuut, järeä lahoppuusto jne.) riippuvaiset lajit.

Avainbiotoopeista merkittävimpiä ovat todennäköisesti kohteet, joille ominaista on elinympäristön pysyvät rakennepiirteet sekä luontainen pienialaisuus. Tyyppiesimerkki tällaisista kohteista ovat lähteet. Lähteet ovat luonnontilassa hyvin vakaana pysyviä, pienialaisia kohteita. Lähteiköissä elää kymmeniä niihin erikoistuneita lajeja, mm. selkärangattomia (Ilmonen ja Paasivirta 2005) – erityisesti useisiin sääskiheimoihin kuuluvia lajeja, joiden uhanalaisuutta ei ole toistaiseksi arvioitu puutteellisten tietojen vuoksi – ja sammalia (Heino ym. 2005). Viidentoista vuoden seurantajakson aikana lähdesammalten runsaus pysyi vakaana luonnontilaisina säilyneissä lähteissä, mutta laski voimakkaasti lähteissä, joiden luonnontilaisuus oli muuttunut (Heino ym. 2005). Talousmetsissä vain noin kymmenesosa lähteistä on luonnontilaisia ja toisaalta täysin muuttuneita on yli 40 % (Lyytikäinen ym. T31). Niinpä luonnontilaisten ja luonnontilaisen kaltaisten lähteiden säilyttäminen ja toisaalta muuttuneiden lähteiden ennallistaminen (Lyytikäinen ym. T31) ovat lähdelajiston säilymisen kannalta tärkeimpiä ja tehokkaimpia toimenpiteitä.

Sammallajiston monimuotoisuuden suojelussa useat muutkin metsälain elinympäristötyypit (mm. purot, letot, rehevät lehtolaikut, jyrkänteet ja niiden alusmetsät) on arvioitu merkittäviksi (Ulvinen ym. 2002). Korvenpään ym. (2002) tutkimuksessa valtakunnallisesti tai alueellisesti uhanalaisia sammallajeja löytyi 30 prosentilta metsälakipurokohteista, 20 prosentilta metsälakilähteistä ja 14 prosentilta metsälakilammenrannoista. Lajeja löytyi myös 19 prosentilta muista arvokkaista purokohteista.

Myös huomattava osa harvinaisista putkilokasveista on keskittynyt kasvupaikkatekijöiltään poikkeuksellisiin, usein suhteellisen pienialaisiin elinympäristölaikkuihin (Rabinowitz ym. 1986). Suurin osa lehtokasvien populaatioista säilyi kahdenkymmenen vuoden seurantajakson ajan suojelluissa lehtolaikuissa, joista valtaosa oli kohderajaukseltaan alle kaksi hehtaaria (Heikkinen ym. T3). Häviämisiä oli tapahtunut lähinnä kohteilla, joiden luonnontila oli muuttunut avohakkuun, ojituksen tai muun ihmisvaikutuksen takia.

Toisaalta metsälakikohteet eivät tutkimustulosten mukaan näytä olevan erityisen merkittäviä elinympäristöjä kangasmetsien uhanalaisille lajeille, jotka ovat riippuvaisia elinympäristöjen muuttuvista, puustoon liittyvistä rakennepiirteistä. Näiden lajien elinympäristöt, runsaslahoppuustoiset kangasmetsät, eivät ole luonnostaan pienialaisia, vaan ovat kattaneet suurimman osan luonnontilaisesta metsämaisemasta. Uhanalaisia tai silmälläpidettäviä epifyyttijäkälä on löytynyt metsälakikohteiden inventoinneissa vain noin 7–8 prosentilta kohteista (Pykälä ym. 2006, Pykälä ym. T55, Siitonen ym. T65). Uhanalaisia tai silmälläpidettäviä kääpiä tavattiin eri tyyppisiltä metsälakikohteilta 17–32 prosentilta (Junninen ja Kouki 2006, Siitonen ym. T65) ja kovakuoriaisia 9 prosentilta kohteista, eivätkä metsälakikohteet eronneet uhanalaisten esiintymisen suhteen selvästi verrokkitalousmetsistä. Sen sijaan on havaittu, että metsälakikohteiden

kokonaislajimäärä eri eliöryhmissä on tavanomaisia talousmetsiä selvästi korkeampi (Junninen ja Kouki T13, Selonen ym. T61, Siitonen ym. T65). Tämä tukee oletusta siitä, että arvokkaissa elinympäristöissä esiintyy talousmetsissä harvinaista, vaateliasta lajistoa. Yksittäisten metsälakikohteiden välillä on kuitenkin huomattavaa vaihtelua sekä puuston luonnontilaisuutta kuvaavissa rakennepiirteissä että harvinaisen lajiston esiintymisessä (Pykälä ym. T55, Siitonen ym. T65).

Elävästä tai kuolleesta puustosta riippuvaisten lajiryhmien (mm. epifyyttikälät, käävät, lahoppukuvakuoriaiset) kokonaislajimäärän ja uhanalaisten lajien esiintymisen kannalta arvokkaiden elinympäristöjen puuston rakennepiirteet ovat ratkaisevan tärkeä tekijä. Lahopuiden tilavuus, kappalemäärä tai diversiteetti selittivät yli puolet – kaksi kolmasosaa eri tyyppisten arvokkaiden elinympäristöjen kääpälajiston kokonaismäärän vaihtelusta (Junninen ja Kouki 2006, Siitonen ym. T65). Epifyyttikäläiden kokonaislajimäärä ja vaatelioiden lajien esiintyminen puolestaan riippuu lähinnä metsikön iästä ja sopivien kasvualustapuiden esiintymisestä (Pykälä 2004, Pykälä ym. 2006, Pykälä ym. T55, Siitonen ym. T64). Eri lajiryhmissä uhanalaisten tai vaatelioiden lajien esiintymät eivät usein keskity samoille paikoille (mm. Gustafsson ym. 1999, Gustafsson 2002, Similä ym. 2006, Pykälä ym. T55, Siitonen ym. T65). Yhteen lajiryhmään perustuvat inventoinnit eivät siksi anna kokonaiskuvaa metsälaki- tai muiden kohteiden lajistosta tai suojeluarvosta. Lahopuun määrä ja laatu ovat kustannustehokkaita indikaattoreita kohteiden suojeluarvon arvioimisessa lahoppuusta riippuvaisten lajiryhmien kannalta (Juutinen ym. 2006, Similä ym. 2006).

Arvokkaiksi elinympäristöiksi rajattujen kohteiden pieni koko on epäilemättä merkittävä ongelma muuttuvista rakennepiirteistä riippuvaiselle lajistolle. Pienellä kohteella sopivan tyyppisiä lahoppuita tai kasvualustapuita on vähän, ja uusia ei välttämättä muodostu jatkuvasti. Esimerkiksi uhanalaisten epifyyttikäläiden esiintymistä avainbiotoopeissa noin puolet rajoittui vain yhteen puuhun (Pykälä 2004, Pykälä ym. 2006, Pykälä ym. T55, Siitonen ym. T65). Samoin uhanalaisten kääpien esiintymät eri tyyppisissä metsälakikohteissa rajoittuivat lähes aina yhteen-kahteen puuhun (Junninen ja Kouki 2006, Siitonen ym. T65). Pienten populaatioiden häviämisen riski on suuri. Lohjan seudulla vaatelioiden indikaattorikäläiden esiintymistä valtaosa keskittyi kallio- ja kallionalusmetsiin, ja näissä avainbiotoopeissa esiintyneistä populaatioista puolet hävisi kymmenen vuoden seurantajakson aikana (Pykälä 2004). Puolet häviämistä johtui siitä, että lajien kasvualustapuut oli poistettu.

Pienillä kohteilla myös reunavaikutus muodostuu voimakkaaksi, kun niiden ympäristö hakataan (Aune ym. 2005). Reunavaikutuksen on havaittu vaikuttavan lajiston koostumukseen mm. puronvarsien kasvulajistossa noin 30 metrin etäisyydelle (Selonen ja Kotiaho T60) ja maapuilla kasvavilla sammalilla noin 50 metrin etäisyydelle metsän sisään (Moen ja Jonsson 2003).

Arvokkaiden elinympäristöjen rajaaminen talouskäytön ulkopuolelle merkitsee metsänomistajille päätehakkuutulojen menetyksiä. Jämsä ja Valsta (2001) arvioivat kiertoaikamallin avulla monimuotoisuuden suojelun kustannuksia Etelä-Savon ja Kymin metsäkeskusten alueen metsätila-aineistolla, kun tilojen koko vaihteli 30–79 hehtaarin välillä ja suojeltavien luontokohteiden pinta-ala 0,1–1,57 hehtaarin välillä. Arvokkaiden elinympäristöjen ja muiden luontokohteiden suojelun kustannukset olivat noin 2 prosentin luokkaa. Välillisiä vaikutuksia tarkastellaan alaluvussa 4.2.5. Mikäli arvokkaan

elinympäristön suojelu aiheuttaa merkittäviä kustannuksia, maanomistaja voi anoa korvausta menetetyistä tulosta, mutta korvauksia on haettu vain vähän (Kuuluvainen ja Ollikainen 2004).

Metsälain antama turva metsälain mukaisille erityisen tärkeille elinympäristöille ei näytä olevan kovin vahva. Vaikka 2000-luvulla uudistushakkuissa arvokkaista elinympäristöistä 86–98 % onkin säilynyt ennallaan tai lähes ennallaan (Talousmetsien luonnonhoidon... 2005), kolikon kääntopuoli on se, että samalla jaksolla vuosittain keskimäärin noin 6 prosentilla tarkastetuista kohteista ominaispiirteet ovat säilyneet hakkuussa vain osittain tai ei lainkaan. Prosenttiosuudet eivät kerro suoraan säilyvien ja hävinneiden elinympäristöjen osuuksia kaikista arvokkaista elinympäristöistä, koska vuosittaisten hakkuuiden vaikutukset ovat osittain kumuloituvia: sama elinympäristö voi rajoittua kahteen tai useampaan hakkuuseen, joista mikä tahansa voi heikentää elinympäristön ominaispiirteitä. Metsäkeskusten tietoon tulleista epäillyistä metsälain rikkomistapauksista alle kymmenesosa on johtanut tuomioon; hakkuusäännösten rikkomuksista noin kaksi kolmasosaa koskee metsälain 10 §:n erityisen tärkeitä elinympäristöjä (Laakso ym. 2003, *Määttä ym. T40*).

#### 4.2.2 Säästöpuusto

Hakkuuaukeille jätetyissä kuolleissa säästöpuissa havaittiin esiintyvän uhanalaisia kovakuoriaisia 1990-luvun alussa, jolloin käytäntö alkoi yleistyä (Ahnlund ja Lindhe 1992, Siitonen ja Martikainen 1994, Ahnlund 1996). Kuolleilla säästöpuilla (hakkuun jälkeen kuolleet säästöpuut, hakkuussa säästetty lahoppuusto ja tekopökkelöt) esiintyvää lajistoa koskevia pohjoismaisia julkaisuja on ilmestynyt kymmenvuotisjaksolla 1997–2006 yli kaksikymmentä. Lähes kaikki tähänastiset tutkimukset on kuitenkin tehty lajistoltaan poikkeuksellisen hyvillä alueilla, ja säästetyn puuston määrä on ollut selvästi nykykäytäntöä suurempi. Tulosten yleistämiseen tulee siksi suhtautua riittävin varauksin: tulokset kuvaavat ehkä enemmänkin säästöpuuston potentiaalia metsälajiston monimuotoisuuden ylläpitämisessä kuin nykytilannetta talousmetsissä.

Kovakuoriais- ja käpälajistoa on verrattu hakkuuaukeille säästetyissä lahoppuissa ja vastaavanlaisissa lahoppuissa sulkeutuneessa metsässä useissa tutkimuksissa (Kaila ym. 1997, Jonsell ja Eriksson 2001, Martikainen 2001, Sverdrup-Thygeson ja Imms 2002, 2005, Jonsell ym. 2004, Junninen ym. 2006). Tulosten mukaan lajimäärä samoin kuin uhanalaisten lajien määrä on avoimessa ympäristössä olevissa puissa yleensä vähintään yhtä suuri kuin sulkeutuneessa metsässä. Suurin osa lajeista esiintyy lahoppuissa ympäristöstä riippumatta, mutta osa lajeista suosii aukeita ympäristöjä ja osa lajeista puolestaan sulkeutunutta metsää.

Myös uhanalaisia lajeja tavattiin em. tutkimuksissa yhtä paljon tai enemmän avoimessa ympäristössä kuin sulkeutuneessa metsässä. Osa uhanalaisista lajeista säilyy hakkuussa säästetyillä lahoppuilla, osa lajeista asuttaa hakkuun jälkeen kuolleita säästöpuita (Ahnlund ja Lindhe 1992, Kaila ym. 1997, Sippola ja Renvall 1999, Martikainen ym. 2000, Martikainen 2001, Wikars 2003, Wikars ja Ormalm 2005, Junninen ym. 2006). Uhanalaisten kääväkkäiden on havaittu säilyneen hakkuualoilla hakkuuta edeltävällä lahoppuustolla pisimmillään jopa 40 vuotta (Sippola ja Renvall 1999). Toisaalta useiden uhanalaisten kääväkkäiden (Junninen ym. 2006) ja kovakuoriaisten (Wikars 2003, Wikars ja Ormalm

2005) on havaittu asuttavan hakkuun yhteydessä tai sen jälkeen kuolleita säästöpuita vasta yli kymmenen vuotta hakkuusta, kun puut ovat ehtineet lahota riittävän pitkälle.

Tekopötkkelöiden lajistoa on selvitetty useissa tutkimuksissa (Schroeder ym. 1999, Siitonen ja Lappalainen 2002, Jonsell ja Weslien 2003, Jonsell ym. 2004, 2005, Lindhe ja Lindelöw 2004, Lindhe ym. 2004, 2005, Sverdrup-Thygeson ja Imms 2005, Abrahamsson ja Lindblad 2006). Tekopötkkelöiden avulla voidaan toteuttaa koejärjestelyjä, joissa on mahdollista kontrolloiduissa olosuhteissa selvittää mm. puulajin, puun kuolemasta kuluneen ajan, läpimitan ja varjostuksen vaikutuksia pötkkelöissä esiintyvään lajistoon. Tulosten mukaan puulaji on eniten lajistoon vaikuttava tekijä. Haavalla esiintyy selvästi eniten uhanalaista lajistoa. Tekopötkkelöillä esiintyvistä kovakuoriais- ja lahottajasienilajeista noin 50–70 % on varjostuksesta riippumattomia (Lindhe ym. 2004, 2005, Jonsell ym. 2005). Lopuista lajeista noin puolet – kaksi kolmasosaa suosii avoimia ja vastaavasti yksi kolmasosa – puolet varjoisia ympäristöjä. Järeiltä pötkkelöiltä tavataan säännönmukaisesti enemmän lajeja kuin ohuemmillä pötkkelöillä. Katkaistuilla pötkkelöillä on selvästi erilainen lajisto kuin tekopötkkelöillä (Jonsell ja Weslien 2003, Lindhe ym. 2004). Tekopötkkelöissä elää selvästi enemmän lajeja ja erilainen lajisto kuin hakkuukannoissa (Abrahamsson ja Lindblad 2006), joten hakkuukannot tarjoavat sopivia elinympäristöjä vain osalle tekopötkkelöiden lajistosta.

Eräät vanhan metsän epifyytilajit kuten raidankeuhkojäkäkä (*Lobaria pulmonaria*) voivat säilyä elävillä säästöpuilla pitkään (Hazell ja Gustafsson 1999, Siitonen ym. T64). Kokeellisten siirtoistutusten avulla on havaittu, että ainakin osa vanhan metsän epifyytilajälajeista (*Lobaria pulmonaria*, *L. scrobiculata*, *Platismatia norvegica*) säilyy hengissä ja kasvaa nuoren metsän olosuhteissa yhtä hyvin kuin vanhan metsän sisällä (Hazell ja Gustafsson 1999, Hilmo 2002). Täten lajien puuttuminen nuorista talousmetsistä voi johtua enemmänkin niiden huonosta leviämiskyvystä kuin epäsuotuisista ympäristöolosuhteista. Elävien kasvuolustapuiden säästäminen hakkuussa voi mahdollistaa sen, että lajit säilyvät uudistamisvaiheen yli ja leviävät uusille puille metsikön vanhetessa.

Putkilokasveissa ja useissa pohjakerroksen lajiryhmissä suuri osa lajistosta säilyy hakkuun yli, mutta lajien runsaussuhteissa tapahtuu suuria muutoksia. Kun verrattiin lajistoa avohakkuualoilla sekä uudistusaloilla, joille säästöpuustoa jätettiin noin 50 järeää puuta hehtaarille 1–2 aarin kokoiisiin 15–20 puun ryhmiin, joissa alikasvosta ei raivattu eikä maata muokattu. Säästetyn puuston tilavuus oli keskimäärin 7 % hakkuuta edeltävän puuston tilavuudesta eli noin viisinkertainen nykykäytäntöön verrattuna. Putkilokasvi-, sammal-, maakiitäjäis-, hämähäkki- ja muu maaperän makroniveljalkaislajisto muuttui yhtä paljon säästöpuuryhmissä kuin avohakatulla alueella (Jalonen ja Vanha-Majamaa 2001, Koivula 2002, Siira-Pietikäinen ym. 2003, *Matveinen-Huju T36*).

Säästöpuilla on merkittäviä yksityistaloudellisia ja kansantaloudellisia vaikutuksia. Säästöpuiden jättämisestä koituu kansalaisille monimuotoisuus- ja maisemahyötyjä ja metsänomistajalle välittömiä kustannuksia, koska päätehakkuutulot laskevat, säästöpuuryhmissä oleva pinta-ala poistuu puuntuotannosta ja metsän uudistuminen hidastuu. Välillisiä vaikutuksia tarkastellaan alaluvussa 4.2.5.

Elävien säästöpuiden jättäminen voi haitata uudistumista ja vähentää uuden puusukupolven kasvua. Uudistusalalle jätettyjen siemenpuiden vaikutuksista

taimettumiseen ja taimikon kasvuun on varsin paljon pohjoismaisia tutkimustuloksia (Valkonen ym. 2002). Mäntysäästöpuut Etelä-Suomessa eivät aikaansaaneet männyntaimikon vajaapuustoisuutta, mutta vähensivät ympärillään taimien pituuskasvua 10 metrin säteellä noin 9–17 % (Valkonen ym. 2002). Koko taimikon tasolla tämä vastasi 1,3–2,7 prosentin vähennystä, kun säästöpuuta oli viisi, ja 2,7–5,3 prosentin vähennystä, kun säästöpuuta oli kymmenen.

Pouta (2005) tutki ehdollisten arvostusten menetelmää soveltamalla kansalaisten maksuhalukkuutta siihen, että säästöpuiden määrää kasvatettaisiin nykyiseltä tasoltaan 15–35 puuhun hehtaarilla päätehakkuiden yhteydessä. Vastaajille kerrottiin, että säästöpuustosta metsänomistajalle koituvat kustannukset katetaan lisääntyvinä veroina. Kansalaisten maksuhalukkuus puiden lukumäärän kasvattamisesta oli 40 euroa/ha. Saadun luvun voi tulkita kertovan, paljonko kansalaiset ovat keskimäärin valmiit maksamaan monimuotoisuuden turvaamisen lisäämisestä yksityisissä talousmetsissä säästöpuiden jättämisen muodossa.

Koskela ym. (2004, 2005) analysoivat yhteiskunnallisesti optimaalista säästöpuiden määrää sekä kustannusrasitetta ja taloudellisesti perusteltuja ohjauskeinoja halutun säästöpuumäärän saavuttamiseksi yksityismetsissä. Analyysi perustui kansalaisten arvostuksiin ja perinteiseen kiertoaikamalliin. He käyttivät laskelmissaan Poudan (2005) saamaa arviota kuvaamaan kansalaisille koituvaa hyötyä säästöpuiden jättämisestä. Vuoden 2005 puun hinnalla ja hakkuukustannuksilla yhteiskunnallisesti optimaaliseksi säästöpuumääräksi osoittautui noin 9 m<sup>3</sup>/ha, mikä tarkoittaa noin 20 järeää runkoa hehtaarilla. Laskelmien oletuksena oli, että puumarkkinavaikutus tarjonnan supistumisen vuoksi ei ole merkittävä. He osoittivat myös, että säästöpuumäärien kasvattaminen kohti yhteiskunnallisesti optimaalista puumäärää edellyttää palkitsevan ohjauskeinon, säästöpuutuen käyttämistä kompensoimaan säästöpuiden jättämisen aiheuttamaa kustannusrasitetta. Tuen tulisi kompensoida menetetty hakkuutulo ja taimikon hidastuneen kasvun metsänomistajalle aiheuttamat kustannukset.

Tutkimuksessa saatu säästöpuuoptimi on selvästi suurempi kuin FFCS:n mukainen 5–10 jätettävän puun suositus. Verrattuna tilanteeseen, jossa säästöpuuta ei jätetä lainkaan, metsänomistajan keskimääräinen vuotuinen nettomyyntitulo laskee noin 100 euroa/ha eli noin 3 %. Wickström ja Erikson (2000) päätyivät Ruotsissa suunnilleen samaan (noin 3,5 prosentin) laskuun päähakkuutulojen nykyarvossa. Kun metsänomistajat tällä hetkellä jättävät säästöpuuta vapaaehtoisesti lähinnä metsänhoitosuosituksen ja sertifiointikriteerien nojalla, säästöpuuston lisäämistä voitaisiin edistää ottamalla käyttöön tähän tarkoitukseen kohdennettu tuki.

Osa säästöpuista korjataan uudistusaloilta myöhemmin hakkuun jälkeen. Kyselytutkimuksen mukaan runsas neljännes metsänomistajista oli korjannut uudistusaloilta säästöpuuta, joista valtaosa oli tuoreita tuulenskaatoja ja eläviä pystypuita (*Kurttila ja Hänninen T26*). Metsänomistajien tiedot säästöpuiden jättämisen ekologisista tavoitteista osoittautuivat varsin puutteelliseksi. Myös Salomäen (2005) tutkimuksen mukaan neljäsosalta hakkuualoista oli korjattu säästöpuuta, ja tuoreista tuulenskaadoista oli korjattu viiden vuoden tutkimusjaksolla neljännes. Koska tuulenskaatoja ja eläviä säästöpuuta todennäköisesti korjataan vanhemmiltakin hakkuualoilta (tulevaisuudessa mahdollisesti myös harvennusten yhteydessä), on uudistusaloilla pysyvästi säilyvän säästöpuuston määrää vaikea luotettavasti arvioida. Säästöpuiden ja tuulenskaatojen

korjaaminen osoittaa, että tarvitaan myös informaatio-ohjausta selvittämään metsänomistajille säästö- ja lahopuiden merkitystä metsäekosysteemissä (Karpinen T19).

### 4.2.3 Lahopuusto

Lahopuu on lajiston monimuotoisuudelle keskeisen tärkeä metsän rakennepiirre. Suomessa on noin 4000–5000 lahopuusta riippuvaista lajia (saproksyyliä), jotka muodostavat 20–25 % kaikista metsälajeista (Siitonen 2001, Siitonen ja Hanski 2004). Lahopuun väheneminen on yksi uhanalaisuuden syy noin puolelle uhanalaisista metsälajeista (Rassi ym. 2001). Metsätalous on vähentänyt lahopuun määrää alle kymmenenteen osaan verrattuna luonnontilaiseen metsämaisemaan (Siitonen 2001). Lahopuun määrän lisääminen on siten yksi tärkeimmistä talousmetsien luonnonhoidon tavoitteista. Luonnonhoidon kehittämisen kannalta oleellisia kysymyksiä ovat kuinka paljon ja minkä laatuista lahopuuta tulisi lisätä ja missä, jotta lahopuulla elävän lajiston monimuotoisuuteen pystyttäisiin vaikuttamaan mahdollisimman kustannustehokkaasti.

Lahopuusta riippuvaisten lajien määrä metsikössä kasvaa lahopuun tilavuuden kasvaessa. Tämä sinänsä itsestään selvä mutta samalla talousmetsien monimuotoisuuden turvaamisen kannalta tärkeä riippuvuus on osoitettu lukuisissa eri tutkimuksissa useilla eri saproksyyliiryhmillä ja monen tyyppisissä metsissä (esim. Bader ym. 1995, Siitonen ym. 1995, Økland ym. 1996, Martikainen ym. 2000, Similä ym. 2002, Sippola ym. 2002, Penttilä ym. 2004, Junninen ja Kouki 2006, Similä ym. 2006). Riippuvuussuhde lahopuun tilavuuden ja lajimäärän välillä on suunnilleen logaritminen: lajimäärä kasvaa lahopuun määrän kasvaessa aluksi nopeammin ja sitten hidastuen. Esimerkiksi eteläsuomalaisissa vanhoissa kuusikoissa lahopuun määrän lisääntyminen tilavuudesta 3 m<sup>3</sup>/ha tilavuuteen 13 m<sup>3</sup>/ha lisäsi metsikön saproksyylikovakuoriaisten lajimäärää noin 50 %, mutta saman suuruinen lisäys edelleen tilavuuteen 23 m<sup>3</sup>/ha lisäsi lajimäärää enää 10–20 % (Martikainen 2000). Riippuvuussuhteen muoto on ymmärrettävä ja selittyy todennäköisesti pääosin lahopuuston diversiteetillä eli sillä, että erilaisten lahopuuelinympäristöjen määrä lisääntyy lahopuun tilavuuden kasvaessa.

Useiden tutkimustulosten mukaan näyttää kuitenkin siltä, että eteläsuomalaisissa vanhoissa metsissä uhanalaisia lajeja alkaa esiintyä vasta sellaisissa metsiköissä, joissa lahopuun tilavuus on vähintään noin 20 m<sup>3</sup>/ha (Punttila 2000, Siitonen ym. 2001, Penttilä ym. 2004). Kyseessä voi olla uhanalaisille lajeille sopivien isäntäpuiden tiheyden ja jatkuvuuteen liittyvästä nk. kynnyksarvosta. Jos vaateliaille lajeille sopivia isäntäpuita on liian harvassa, ts. isäntäpuiden keskimääräinen etäisyys toisistaan on suuri suhteessa lajien leviämiskykyyn, lajit häviävät pitkällä aikavälillä metsiköstä. Lahopuuston metsikkötason jatkumolla eli sillä, että sopivia isäntäpuita on esiintynyt samalla paikalla pitkään, on osoitettu olevan merkitystä ainakin joidenkin uhanalaisten lajien esiintymisen kannalta (Siitonen ja Saaristo 2001, Stokland 2001, Stokland ja Kausarud 2004). Jos lajien leviämiskyky on heikko, ne pystyvät asuttamaan vain suhteellisen lähellä entisiä isäntäpuitaan olevia uusia isäntäpuita. Säästöpuuhakkuilla uhanalaisten esiintymistodennäköisyys kasvoi selvästi, kun kuollutta säästöpuuta oli vähintään noin 10 m<sup>3</sup>/ha (Siitonen ym. T64).

Lahopuun laatuun ja sillä elävään lajistoon vaikuttavat monet tekijät, kuten puulaji, läpimitta, onko puu pystyssä vai maassa, puuta lahottava sienilajisto sekä

ympäristöolosuhteet kuten paahteisuus tai varjoisuus. Näiden tekijöiden yhdistelminä syntyy satoja erilaisia lahoppuulaatua, joilla elää niihin erikoistunutta lajistoa (Siitonen 2001, Siitonen ja Hanski 2004). Tiedot kaikkien saproksyytilajien ja erityisesti vaatelaidien ja uhanalaisten lajien isäntäpuu- ja elinympäristövaatimuksista ovat tarpeen, jotta talousmetsien luonnonhoidon ohjeita voidaan kehittää kustannustehokkaalla tavalla. Jonsell ym. (1998) kokosivat tiedot Ruotsissa uhanalaisiksi luokiteltujen, lahoppuusta riippuvaisten selkärangattomien lajien (542 lajia) elintavoista. Kaikilla pääpuulajeilla elää niille erikoistuneita uhanalaisia lajeja. Suurin osa lajeista suosii tai vaatii järeitä runkoja, ja ohuilla rungoilla tulee toimeen vain noin 15 % uhanalaista lajeista. Lahottajasienien ja lahoppuusammalien lajimäärä ja uhanalaisten lajien määrä kasvaa paitsi rungon läpimitan kasvaessa myös isäntäpuun lahoasteen kasvaessa, siten että järeissä keskilaissa rungoissa lajimäärä on suurimmillaan (Andersson ja Hytteborn 1995, Bader ym. 1995, Renvall 1995, Kruys ym. 1999).

Myös pieniläpimittaisilla kuolleilla puilla ja hakkuutähteillä on kuitenkin merkitystä lahoppuulla elävän lajiston elinympäristönä. Lahottajasienten ja itiökasvien lajimäärä pieniläpimittaisilla (1–10 cm) maapuilla oli jopa suurempi kuin järeämmillä ( $\geq 10$  cm) maapuilla, kun näissä läpimittaluokissa verrattiin saman suuruisia lahoppuun tilavuuksia tavanomaisissa talousmetsissä (Kryus ja Jonsson 1999). Monet lahoppuusta riippuvalaiset lajit tai kokonaiset lajiryhmät, kuten kotelosienet (noin 600 saproksyytilajia Suomessa), ovat erikoistuneet elämään pieniläpimittaisilla kuolleilla puilla tai niiden osilla (esim. Nordén ym. 2004).

Metsänuudistamisessa huomattava osa hakkuuta edeltävän uudistuskypsän metsän lahoista maapuista häviää hakkuun ja maanmuokkauksen yhteydessä. Hautalan ym. (2004) tutkimuksen mukaan maapuustosta pirstoutui ja hautautui keskimäärin 70 %, mutta lehtimaapuista ja pitkälle lahonneista maapuista, jotka ovat monille uhanalaisille lajeille tärkeimpiä lahoppuutyyppejä, jopa 80–90 %.

Kun hakkuutähteiden ja kantojen korjuu uudistusaloilta lisääntyy, tällä tulee olemaan kahdenlaisia vaikutuksia lahoppuulla elävän lajiston monimuotoisuuteen. Ensinnäkin olemassa olevasta lahosta maapuustosta yhä suurempi osa häviää korjuun yhteydessä. Samalla uhanalaisille lahoppuulla eläville lajeille sopivien elinympäristöjen määrä talousmetsissä vähenee edelleen. Toiseksi, talousmetsämaisemassa runsaana sekä alueellisesti ja ajallisesti tasaisesti esiintyvät hakkuutähteet ja kannot ovat tarjonneet kokonaisia kuolleita puita korvaavia elinympäristöjä lukuisille lahoppuulla eläville lajeille. Lajit, jotka pystyvät merkittävässä määrin hyödyntämään hakkuutähteitä ja kantoja elinympäristönään, eivät ole siten toistaiseksi olleet uhattuina metsätalouden takia. Mikäli energiapuun korjuu tulee kattamaan suuren osan uudistusaloista, vähenee lahoppuun määrä talousmetsissä edelleen, ja lahoppuulla elävien lajien uhanalaistumiskehitys voi hidastumisen sijasta kiihtyä. Säästöpuuston nykytason avulla uudistusalojen lahoppuun määrää pystytään lisäämään ehkä 0,5 miljoonaa  $m^3$  vuositasona, kun samaan aikaan energiapuun korjuu vähentää suuruusluokaltaan vähintään kymmenkertaisen määrän lahoppuuta – noin 5 miljoonaa  $m^3$  – tai enemmän riippuen energiapuun korjuumäärien kehityksestä lähivuosina.

Ranius ym. (2005) tutkivat lahoppuun luomiskeinojen kustannusvaikuttavuutta viidellä metsäalueella Ruotsissa. Keinoiksi valittiin elävien järeiden säästöpuiden jättäminen, runkojen katkaiseminen tekopötkelöiksi harvennus- ja päätehakuissa, lahoppuun



tuhoutumisen ehkäisy hakkuissa, pidennetty kiertoaika, sekä syntyvän lahoppuun säästäminen. Kaikilla alueilla tekopötkkelöiden tekeminen harvennus- ja päätehakkuiden yhteydessä osoittautui edullisimmaksi tavaksi lisätä lahoppuun määrää, koska näistä kehittyi poikkeuksetta lahoppuuta, eikä metsäpinta-alaa juurikaan poistettu talouskäytöstä. Lähes yhtä edullinen, erällä alueella jopa edullisempi, tapa tuottaa lahoppuuta on jättää korjaamatta tuoreet tuulenkaadot, tykkylumen murtamat tai muiden syiden vuoksi kuolleet puut. Kolmantena järjestyksessä seuraa säästöpuuiden jättäminen. Kiertoajan pidentäminen osoittautui aina kalleimmaksi tavaksi tuottaa lahoppuuta, mutta kirjoittajat korostavat pidennetyn kiertoajan hyödyntävän muita kuin lahoppuusta riippuvia organismeja.

Muut samantyyppistä keinovalikoimaa tarkastelleet tutkimukset ovat pääsääntöisesti yhtäpitäviä yllä esitettyjen tulosten kanssa. Jonsson ym. (2006) saivat järjestykseksi: järeiden runkojen jättäminen lahoamaan, tekopötkkelöt, tuulenkaadot ja – alueilla, joilla metsämaa on halpaa – pinta-alasuojelu. Wickström ja Erikson ym. (2000) puolestaan osoittivat, että lahoppuun tuottaminen edellyttää myös puuston harvennuskertojen vähentämistä ja harvennuksessa poistettavan puumäärän pienentämistä (ks. myös Arnott ja Beese 1997, Tikkanen ym. T67).

#### **4.2.4 Muut talousmetsien metsänhoitotoimenpiteet ja metsäsuunnittelu**

Kulutus lisää huomattavasti kokonaislajimäärää sekä harvinaisten ja uhanalaisten, lahoppuusta riippuvaisten lajien määrää (Hyvärinen ym. 2005, 2006, Hyvärinen ym. T10, Toivanen ja Kotiaho T68, Virkkala ym. T75). Vaikutus lajistoon kestää tavanomaisillakin kulotusaloilla 10–20 vuotta (Toivanen ja Kotiaho T69). Harvinaisten ja uhanalaisten lajien määrää lisää edelleen tavallista runsaamman säästöpuuston määrän yhdistäminen kulotukseen (Wikars 1997, Hyvärinen ym. 2005, 2006, Hyvärinen ym. T10). Uhanalaiset kääpälajit vähenevät aluksi polton seurauksena ja alkavat runsastua poltetuilla runsalahoppuustoisilla kohteilla vasta yli kymmenen vuotta palon jälkeen (Junninen ym. T14, Virkkala ym. T75). Kulotetut pinta-alat yksityismailla ovat vähäiset, koska yksityismetsien uudistusalat ovat pieniä ja kulotuksen kustannukset korkeat – noin 350–650 euroa/ha tai enemmänkin paikasta riippuen. Yhteiskunta tukee kulotusta 50–70 prosentilla kustannuksista (Lamberg 2001). Metsänomistajien keskinäisen yhteistyön avulla voidaan kustannusrasitetta laskea jonkin verran.

Rantametsien merkityksestä lajistolle ei ole tiettävästi mitään tutkimustuloksia. Samoin taajama- ja virkistysmetsien merkityksestä ja potentiaalista monimuotoisuuden ylläpitämisessä on toistaiseksi vähän tietoja. Monien metsälakihodetyyppien sekä muiden arvokkaiden elinympäristöjen lajistosta on edelleen hyvin niukasti tietoja.

Lajien säilyminen tietyllä metsäsuunnittelun kohteena olevalla alueella edellyttää elinkykyisten populaatioiden selviämistä, mikä puolestaan edellyttää, että riittävä määrä sopivia elinympäristöjä säilyy suunnittelujaksolla. Alueellista metsäsuunnittelua varten on kehitetty uusia menetelmiä, joissa ekologinen tietämys yksittäisten lajien, kuten liito-oravan, tai lajiryhmien elinympäristövaatimuksista voidaan ottaa suunnitteluprosessissa huomioon. Menetelmien avulla voidaan mm. arvioida, miten eri metsänkäsittelyvaihtoehdot vaikuttavat eri lajeille sopivien elinympäristöjen määrään ja alueelliseen jakautumiseen tulevaisuudessa. Samoin uusien



monitavoitteisen metsäsuunnittelun menetelmien avulla voidaan vertailla ja optimoida käsittelyvaihtoehtoja, joissa otetaan samanaikaisesti huomioon monimuotoisuustavoitteita, puuntuotannollisia tai taloudellisia ja muita tavoitteita (Leskinen ym. 2003, Hurme ym. 2005, Kangas ym. 2005, Leskinen ja Kangas 2005, Hurme ym. T9, Leskinen ym. T30, Pukkala ja Kurttila T52, Store T66, Tikkanen ym. T67).

#### 4.2.5 Monimuotoisuuden ylläpidon yleiset kannustinvaikutukset

Edellä kuvattiin monimuotoisuuden suojeluun liittyviä toimenpidekohtaisia kustannuseriä. Toimenpiteet, velvoitteet ja kustannukset kohdistuvat kuitenkin vain yhteen toimijaan, yksityismetsänomistajaan. Siksi on syytä arvioida myös kokonaisuutena, millaiset kustannukset metsänomistaja kohtaa ja millaiset taloudelliset kannustimet monimuotoisuuden suojelulle yksityismetsiin syntyvät.

Arviot yksityismetsänomistajiin kohdistuvasta kokonaiskustannusrasituksesta vaihtelevat. Carlen ym. (1999) tutkivat moninaisten ympäristötavoitteiden, mukaan lukien biodiversiteetti, edistämiseen liittyviä kustannuksia Ruotsissa. Heidän mukaansa päätehakkuutulot laskevat yksityismetsien luonnonhoidon vuoksi 4–5 %. Kun Jämsän ja Valstan (2001) arvioimiin luontokohteiden suojelun noin 2 prosentin kustannuksiin lisätään säästöpuiden kustannukset (noin 3 %), päädytään samaan noin 5 prosentin kokonaiskustannusrasitukseen. Luvut ovat kuitenkin lähinnä suuntaa-antavia ja omistajakohtaiset erot voivat olla suuria.

Nuolivirta (2004) arvioi neljän metsäkeskuksen alueella FSC- ja FFCS-sertifiointijärjestelmistä metsänomistajille koituvia kustannuksia metsätalouskäytön piiriin kuuluvaan pinta-alan, puuston tilavuuden ja puuston arvon avulla. FFCS-järjestelmän kustannusvaikutukset olivat metsäkeskuksesta riippuen 0,8–1,9 %, mikä on merkittävästi alhaisempi kuin FCS-kriteereiden 11,8–14,9 prosentin aiheuttama kustannusvaikutus. Erot metsäkeskusten ja valitun kolmen kustannussuureen suhteen eivät olleet kovin suuria. Kustannusvaikutukset ovat suurimmat pinta-alan suhteen ja pienimmät puuston arvon suhteen, koska talouskäytön ulkopuolelle jäävät metsäalueet ovat keskimääräistä vähäpuustoisempia.

Suojelun välillisiä vaikutuksia (puun hinnan nousupainetta ja vaikutusta metsäteollisuuden kansainväliseen kilpailukykyyn) on tarkasteltu jonkin verran. Teoreettinen tutkimus osoittaa, että suojelulla on paitsi kustannusvaikutus ja myös tuloja kasvattava ns. vihreä kysyntävaikutus, mikäli kuluttajat arvostavat kestävästä metsänhoitoa ja ovat valmiit maksamaan kestävästi tuotetusta tuotteesta korkeamman hinnan. Puuntuontimahdollisuus vähentää kustannusrasitetta ja lisää suojelun mahdollisuuksia (Koskela ja Ollikainen 2001, Mälkönen 2006). Metsäsertifiointi voisi periaatteessa toimia puunjalosteiden vihreän kysynnän lisääjänä, mutta pitkän aikaa vakaana säilynyt, tai jopa lievästi laskeva raakapuunhinta ei osoita sertifioinnin tuoneen lisää metsätuloa kattamaan suojelun kustannukset yksityismetsissä. Suojelusta ei liioin ole aiheutunut puun hinnan nousuakaan, osin voimakkaasti kasvaneen puun tuonin johdosta. Kun nämä kaksi havaintoa yhdistetään edellä todettuihin metsälain rikkomuksiin, vahvistuu käsitys, että meillä ei ole rakennettu riittävän vahvoja taloudellisia kannustimia edistämään monimuotoisuuden suojelua talousmetsissä. Suojelun ohjausta tulisikin tarkistaa. Samalla tulisi arvioida, edistävätkö tai heikentävätkö muut metsätalouteen

kohdistetut ohjaukset, kuten metsäverotus ja investointituet, monimuotoisuuden suojelua (päätehakkuun ajoituksen säätelystä ks. Hyytiäinen ja Tahvonen 2001 ja nykyisen metsäverotuksen vaikutuksesta vanhoihin ikäluokkiin ks. *Uusivuori ym. T71*)

## 4.3 Päätelmät

Arvokkaiden elinympäristöjen merkitys lajiston monimuotoisuudelle vaihtelee elinympäristötyypistä ja lajiryhmästä toiseen. Arvokkaiden elinympäristöjen säästäminen on tehokkain keino luonnostaan pienialaisten elinympäristökohteiden, kuten lähteiden, lajiston monimuotoisuuden ylläpitämisessä. Arvokkaissa elinympäristöissä esiintyy enemmän lajeja kuin keskimääräisissä talousmetsissä ja siten myös talousmetsissä harvinaista ja vaateliasta lajistoa. Uhanalaisten kangasmetsien lajien populaatioille pienialaisilla metsälakikohteilla ei näytä tutkimustiedon perusteella olevan erityistä merkitystä. Yksittäisten kohteiden välinen vaihtelu harvinaisen ja uhanalaisen lajiston esiintymisessä on kuitenkin suurta ja liittyy puuston rakennepiirteisiin, erityisesti lahopuun määrään ja puuston ikään.

Säästetyt lahopuut ja hakkuun jälkeen kuolleet säästöpuut ovat potentiaalisesti merkittävä elinympäristö monille lajeille, jotka ovat luonnonmetsissä sopeutuneet metsäpaloihin ja muihin luontaisiin häiriöihin. Monet lajit suosivat kuolleita puita avoimissa ympäristöissä. Osa lajeista on täysin riippuvaisia avoimilla paikoilla olevista lahopuista eivätkä tällaiset lajit tule toimeen sulkeutuneissa vanhoissa metsissä. Koska metsäpalojen tai muiden luontaisten häiriöiden seurauksena uudistuneita metsiä ei ole talousmetsissä eikä juuri suojelualueillakaan, on talousmetsien säästöpuusto suojelualueiden ennallistamisen lisäksi ainoa keino ylläpitää tätä lajistoa. Nykyiset säästöpuuston määrät talousmetsissä eivät kuitenkaan mitään todennäköisimmin riitä säilyttämään uhanalaisia häiriöihin sopeutuneita lajeja. Säästöpuuston keskittäminen sekä metsikkö- että aluetasolla on suositeltava tavoite. Säästöpuustoa tulisi jättää selvästi keskimääräistä enemmän esim. arvokkaiden elinympäristöjen ja lahopuukeskittymien yhteyteen, alueille, joissa esiintyy uhanalaista lahopuulajistoa, suojelualueiden lähelle jne. Kulutus erityisesti runsaaseen säästöpuustoon yhdistettynä on merkittävä keino paloista riippuvaisten ja lukuisten muidenkin harvinaisten ja uhanalaisten lajien lisäämiseen.

Lahopuuston määrä ei tule merkittävästi lisääntymään talousmetsissä nykyisillä luonnonhoidon keinoilla. Lahopuun määrän lisääminen edellyttää lisäpanostusta mm. elävän ja kuolleen säästöpuuston sekä luonnontuhojen seurauksena syntyvän kuolleen puuston säästämisen muodossa. Lisääntyvä energiapuun korjuu voi vähentää kuolleen puun määrää uudistus- ja harvennushakkuuilla luonnonhoidon tavoitteiden vastaisesti. Energiapuun korjuun ja luonnonhoidon tavoitteiden yhteensovittamiseen tulee jatkossa kiinnittää huomiota.

Yksityismetsien monimuotoisuuden ohjaukset tulee laajentaa ja tarkentaa. Eräs mahdollisuus olisi luoda uusi, yksityismetsänomistajille suunnattu laaja-alainen talousmetsien luonnonhoitotuki. Tuen myöntämiselle määritettäisiin aluekohtaisia ehtoja, esimerkiksi velvoite jättää huomattavasti keskimääräistä enemmän säästöpuuta (suuruusluokka 10–100 m<sup>3</sup>/ha), tekopökkelöiden tekeminen harvennus- ja päätehakkuisissa, suojavyöhykkeiden jättämien avainbiotooppien ympärille reunavaikutusten ehkäisemiseksi, uudistusalojen kulutus ja muita vastaavia toimia. Tukiehtoihin voisi

sisältyä myös mahdollisuus muodostaa laajempia luonnonhoitoalueita, joilla tuen taso olisi korkeampi. Tukien käytöstä ja myöntämisestä tehtäisiin luonnonhoitosopimus metsänomistajan ja valtion kesken.



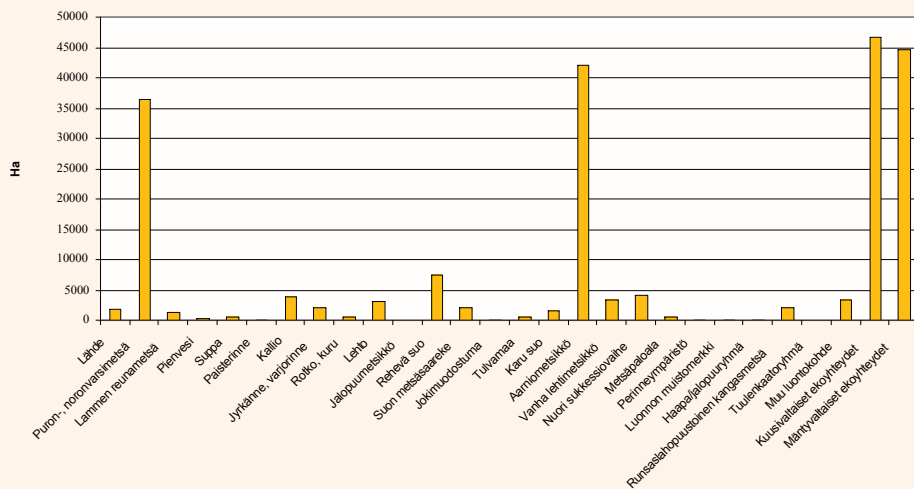
# TIETOLAATIKKO 4.1

## Metsähallituksen talousmetsien luontokohteet ja säästöpuusto

Petri Heinonen\*

Metsähallituksen talouskäytössä olevien maiden pinta-ala on yhteensä 4,78 miljoonaa ha. Tästä pinta-alasta on metsämaata noin 3,5 miljoonaa ha. Loppu on kitu- ja joutomaita. Tässä tietolaatikossa käsitellään ainoastaan metsämaata. Metsähallitus kehitti yhteistyössä Suomen ympäristökeskuksen kanssa maille alue-ekologisen suunnittelujärjestelmän monimuotoisuuden turvaamiseksi alueellisella tasolla. Menetelmää pilotoitiin vuonna 1994 ja se otettiin laajaan käyttöön vuonna 1995. Alue-ekologiset suunnitelmat valmistuivat kattain kaikki valtion metsätalousalueet vuoden 2000 loppuun mennessä.

Valtion talousmetsien luontokohteet määritettiin ja inventoitiin pääosin alue-ekologisessa suunnittelussa vuodesta 1995 lähtien. Luontokohteiksi määriteltiin uhanalaisille metsälajeille tärkeitä biotoopit. Lisäksi eri kohteiden kytkettyneisyys pyrittiin turvaamaan rajaamalla erilaisia ekologisia yhteyksiä. Luontokohteita on hankkeen päättymisen jälkeen löydetty lisää leimikkosuunnittelun ja eräiden erillisinventointien yhteydessä. Luontokohteiden pinta-alat tyypeittäin on esitetty kuvassa 1.



Kuva 1. Luontokohteiden pinta-alat valtion talousmetsien metsämaalla.

Metsähallituksessa on panostettu erityisesti kangasmetsien uhanalaisten, lahoppuusta riippuvaisten lajien säilymisen turvaamiseen valtion talousmetsissä. Luonnon monimuotoisuuden turvaamista tarkastellaan maisematasolla. Maisematasolla verkostoon kuuluvat lakisääteiset suojelualueet, alue-ekologisen suunnittelun luontokohteet, lajiesiintymät, ekologiset yhteydet ja Metsähallituksen perustamat suojelumetsät. Lajiesiintymät ovat laji- ja esiintymäkohtaisesti määritettyjä pistemäisiä kohteita (esim. putkilokasvit) tai laajempia kuvioita (esim. metso). Luontokohteet on määritelty uhanalaisten tai vaatelaiden lajien elinympäristövaatimuksiin perustuen. Verkon yhtenäisyys pyritään säilyttämään valtion maille erikseen määritetyillä ekologisilla yhteyksillä. Tämä kokonaisuus muodostaa luonnon monimuotoisuuden turvaamisen ytimen, jolla pääsääntöisesti ei harjoiteta metsätaloutta. Ympäriöivä talousmetsä on metsälajistolle myös erittäin tärkeä. Valtion talousmetsiä käsitellään Metsähallituksen Metsätalouden ympäristöoppaan linjausten mukaisesti.

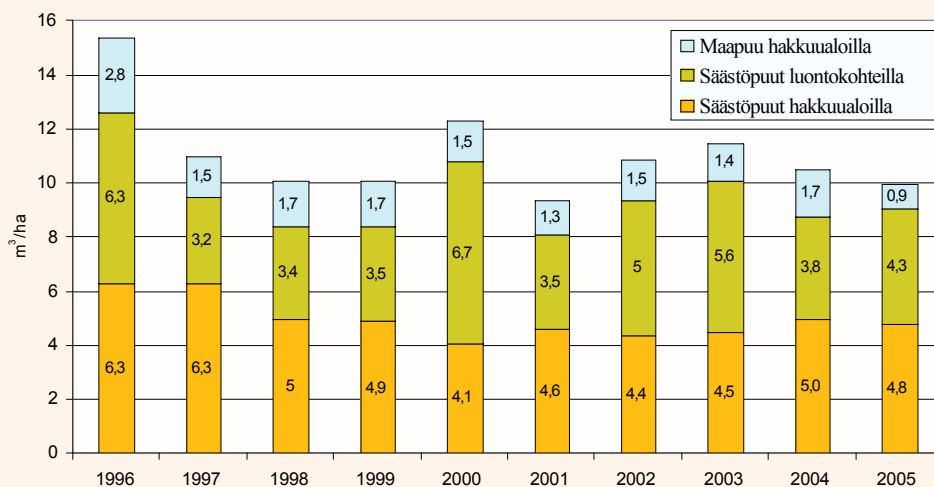
Luonnonvarasuunnitelmissa on perustettu suojelumetsiä eri alueilla ja varsinkin Etelä-Suomessa. Esim. Länsi-Suomen luonnonvarasuunnitelmissa vuodesta 1995 lähtien on perustettu suojelumetsiä kaikkiaan n. 9 000 ha, ympäristöarvometsiä 6 000 ha ja virkistysmetsiä vajaat 4 000 ha. Suojelumetsissä tehdään ainoastaan





Kartta kuvaa hyvin valtion maiden nykyistä luokittelua ja käyttöä. Kartasta käy esimerkinomaisesti ilmi se panostus, joka on tehty biologisen monimuotoisuuden turvaamiseksi kaikkialla valtion metsissä vuoden 1995 jälkeen.

Säästöpuuta on jätetty Metsähallituksen uudistushakkuissa vuodesta 1993 lähtien. Alkuvuodet linjaa haettiin, puut jätettiin yleensä tasaisesti ja eri toimijoiden välillä oli suurta vaihtelua. Työmuoto vakiintui 1990-luvun loppuun mennessä. Nykyisin puut pyritään jättämään ryhmiin ja ohjeita on tarkennettu säästettävien puiden ja puulajivalinnan suhteen. Säästöpuuston keskimääräinen tilavuus uudistusaloilla on 2000-luvulla vakiintunut vähän yli 10 m<sup>3</sup>/ha tasolle. Säästöpuu painottuu lehtipuihin ja järeämpiin kokoluokkiin. Säästöpuuta jätetään ryhmittäin.



Kuva 3. Säästöpuu Metsähallituksen hakkuissa.

Säästöpuilla on lahoppuusta eläville lajeille erittäin suuri merkitys. Osa säästöpuista kaatuu nopeasti ja muodostaa kuollutta puuta hakkuualan paahteiseen ympäristöön. Alustavien tutkimustulosten mukaan näille puille tulee nopeasti monipuolinen lajisto ja hakkuualojen säästöpuilta on löydetty jopa vanhojen metsien uhanalaisiksi luokiteltuja lajeja.

Osa säästöpuista jää pystyyn ja jatkaa kasvuaan. Näistä tulee aikojen saatossa vanhoja kookkaita puita. Metsän uudistuessa sekä kaatuneet että pystyyn jääneet säästöpuut jäävät sulkeutuneeseen metsään ja pienilmastoon. Talousmetsien lahoppuun määrä kasvaa vuosikymmenien kuluessa moninkertaiseksi. On selvää, että tällä on suuri merkitys niin lahoppuuta vaativien lajien populaatioiden kokoon kuin lajimääräänkin.

\* Metsähallitus, PL 94, 01301 Vantaa, petri.heinonen@metsa.fi



## TIETOLAATIKKO 4.2

### Metsälain erityisen tärkeiden elinympäristöjen kartoitus (METE-kartoitus)

Klaus Yrjönen\*

Eduskunta kirjasi metsälakia hyväksyessään kannanoton, jonka mukaan metsälaissa määritellyt erityisen tärkeät elinympäristöt kartoitetaan heti lain voimaantulon (1997 alku) jälkeen. Maa- ja metsätalousministeriön toimeksiannosta metsäkeskukset aloittivat Metsätalouden kehittämiskeskus Tapion koordinoimana vuosina 1996–1997 arvokkaiden elinympäristöjen kartoituksen pilottiprojektina. Pilottivaiheen keskeisiä tehtäviä oli selvittää käytettävissä olevat tietoaineistot, kehittää kartoitusmenetelmä, laatia maastotyöopas sekä järjestää metsäkeskusten ja muiden organisaatioiden kartoituksiin osallistuvien henkilöiden koulutus.

Metsälain erityisen arvokkaiden elinympäristöjen kartoitus (METE-projekti) toteutettiin vuosina 1998–2004. Yksityismetsien koko pinta-alasta, noin 15,5 miljoonasta hehtaarista, kartoitettiin 10 miljoonaa ha erilliskartoituksena eli METE-kartoituksena ja noin 5 miljoonaa ha metsäsuunnittelun yhteydessä. Kartoitushankkeen päättymisen jälkeen maastotyötä jatkettiin Lapin ja Pohjois-Pohjanmaan metsäkeskusten alueella vielä vuosina 2004–2005. Alueellinen metsäsuunnittelu tulee jatkossa kattamaan myös aiemmin erilliskartoitetut alueet, ja METE-kartoitetut kohteet sulautetaan osaksi metsäsuunnittelutietoja.

Kartoituksen ensimmäisessä vaiheessa selvitettiin kartoitettavat alueet ja jaettiin ne erilliskartoitettaviin ja metsäsuunniteltaviin alueisiin. Tämän jälkeen kohteiden ennakkotulkinnassa tarkastettiin tietolähteet ja merkittiin karttaan maastossa tarkistettavat kohteet. Ennakkotulkinnassa käytettyjä tietolähteitä olivat mm. metsäsuunnittelutiedot, peruskartat, ilmakuvat, luontoselvitykset ja ympäristökeskusten tietoaineistot. Kartoituksesta lähetettiin ennakkotieto kaikille metsänomistajille kirjeitse. Ennakkotulkitut kohteet tarkastettiin maastossa ja luokiteltiin kartoituksen maastotyöoppaan perusteella kolmeen luokkaan: metsälain erityisen tärkeiksi elinympäristöiksi, muiksi arvokkaiksi elinympäristöiksi tai talousmetsäksi. Kohteelta kerättiin perustiedot (kuvionumero, maalaji jne.), puustotiedot elävästä ja kuolleesta puustosta sekä kohteen elinympäristötyyppi ja luokka. Kartoitettujen kohteiden tiedot tallennettiin ja siirrettiin paikkatietojärjestelmään ja kuvat digitoitiin metsänomistajittain. Kiinteistörajat muodostavat myös kuviorajan.

Kartoitustyön laadun ja yhtenäisyyden seuraamiseksi ja varmistamiseksi projektissa järjestettiin vuosittain maastokartoittajien koulutusta sekä tehtiin systemaattista maastotyön laadun seurantaa. Kartoitetuilta alueilta valittiin kunkin metsäkeskuksen alueelta vuosittain yksi noin 500 hehtaarin laajuinen alue, joka käytiin tarkasti läpi linjoittain. Kontrollikartoituksessa selvitettiin, kuinka suuri osa kaikista kohteista löytyy METE-kartoituksessa, ja muuttuuko kohteiden rajas ja luokittelu alkuperäiseen kartoitukseen verrattuna.

Metsälain erityisen tärkeiden elinympäristöjen kartoituksen tulokset on kuvattu METE-kartoitusprojektin loppuraportissa (Yrjönen 2004). Loppuraportin ilmestymisen jälkeen on kartoitettu loput Lapin ja Pohjois-Pohjanmaan metsäkeskusten yksityismetsistä sekä metsäsuunnittelun yhteydessä pienempiä, aiemmin kartoittamatta jääneitä alueita myös muiden metsäkeskusten alueella. Yksityismetsistä on löytynyt yhteensä 75 000 ha metsälain erityisen tärkeitä elinympäristöjä, mikä on noin 0,5 % yksityismetsien pinta-alasta. Elinympäristöjen pinta-aloista on vähäpuustoisia soita noin kolmannes, purojen ja norojen lähiympäristöjä vajaa neljännos ja kallioita, kivikoita sekä louhikoita vajaa kymmenesosa (taulukko 1). Eri elinympäristötyyppien pinta-alaosuudet vaihtelevat kuitenkin huomattavasti metsäkeskuksittain. Elinympäristöjä on kartoitettu yhteensä noin 110 000 kappaletta (taulukko 1), joten kohteiden pinta-ala on keskimäärin 0,67 ha. Myös kohteiden pinta-aloissa on huomattavaa vaihtelua elinympäristötyypistä ja metsäkeskuksesta riippuen.

Osa yhtenäisistä elinympäristökohteista jakautuu tilanrajojen takia kahteen tai useampaan kohteeseen. Erityisesti metsälakipurokohteissa on tyypillistä, että pitkänomaiset kohteet jakautuvat useamman maanomistajan maille, tai saman puron varressa on useita lakikohteita tai muiksi arvokkaiksi elinympäristöiksi luokiteltuja kohteita. Samoin eri elinympäristötyyppeihin kuuluvat vierekkäiset erityisen tärkeät elinympäristöt (esim. metsälakipuro ja siihen rajautuva metsälakilehto) tai muut arvokkaat elinympäristöt on rajattu omiksi kohteikseen. Tällöin ekologisesti samaan kokonaisuuteen kuuluvien kohteiden yhteispinta-ala voi olla kaksin- tai moninkertainen lakikohteiden keskipinta-alaan verrattuna.

Yksityismaiden erityisen tärkeiden elinympäristöjen puuston kokonaisarvoksi arvioitiin METE-kartoituksen lopussa 161 miljoonaa euroa. Laskelmassa puuston keskitilavuus lakikohteissa kerrottiin keskikantohinnalla



metsäkeskuksittain, jolloin saatiin puuston keskimääräinen hehtaarikohtainen arvo. Tämä kerrottiin lakikohteiden kokonaispinta-alalla metsäkeskuksittain, jolloin saatiin puuston kokonaisarvo. Kun mukaan lasketaan loppuraportin jälkeen kartoitetut kohteet, on puuston laskennallinen kokonaisarvo yksityismaiden metsälakikohteilla 179 miljoonaa euroa.

Metsäyhtiöt ovat kartoittaneet maillaan, joiden kokonaispinta-ala on noin 2 000 000 ha, metsälakikohteita yhteensä noin 11 000 ha. Metsähallituksen metsätalouskäytössä olevien maiden pinta-ala on 4,8 miljoonaa ha, ja näissä on metsälakikohteita noin 43 000 ha, joista noin 25 000 ha on metsämaalla. Kohteet on pääosin kartoitettu alue-ekologisten suunnitelmien laatimisen yhteydessä vuosina 1996–2000. Niinpä metsälakikohteiden kartoitettu kokonaispinta-ala kaikkien omistajaryhmien metsissä on yhteensä noin 130 000 ha.

Kontrollikartoitusten mukaan METE-kartoituksessa löytyi noin 80 % erityisen arvokkaista elinympäristöistä. Koska metsälaki koskee myös kartoittamattomia kohteita, on metsälakikohteita todellisuudessa noin viidennes enemmän kuin kartoitettuja kohteita. METE-projektin maastotarkastuksissa kerättiin tiedot myös kartoitetuista kohteista, jotka eivät täyttäneet metsälain kriteereitä, mutta jotka luokiteltiin muiksi arvokkaiksi elinympäristöiksi. Näitä kohteita kartoitettiin noin 67 000 ha ja 58 000 kappaletta. Muiden arvokkaiden elinympäristöjen keskipinta-ala oli 1,15 ha eli selvästi suurempi kuin lakikohteiden keskipinta-ala. Muita arvokkaita elinympäristöjä ei METE-kartoituksessa erikseen etsitty, joten niiden todellinen pinta-ala on todennäköisesti suurempi kuin kartoituksessa havaittu pinta-ala.

Taulukko 1. Metsälain erityisen tärkeiden elinympäristöjen pinta-alat (hehtaaria) ja kappalemäärät yksityismetsissä metsäkeskuksittain vuoden 2005 lopussa.

METSÄKESKUS	Ra	L-S	H-U	Ka-S	Pi	E-S	E-P
Lähde	34/130	52/232	64/325	87/331	77/427	143/771	74/238
Purolat ja norot	199/396	551/1001	495/876	656/1300	1402/2848	1174/3030	921/1389
Lammet	216/417	85/139	198/347	199/382	197/367	221/537	222/187
Rehevät korvet	39/49	155/290	103/238	58/122	205/518	321/1022	105/193
Letot	2/5	11/10	12/28	33/73	7/17	36/67	37/53
Rehevät lehtolaidut	71/121	289/590	252/494	227/437	483/952	580/1500	101/207
Kangasmetsä-saarekkeet	30/87	31/105	huhti.20	17/51	20/82	25/108	88/333
Rotkot ja kurut	1/2	3/6	5/4	0/0	6/7	8/12	29/19
Jyrkänteet	53/103	94/184	106/204	178/354	74/148	367/647	34/40
Hietikot	0,3/1	1/2	1/1	1/2	0/0	5/15	3/6
Kalliot, kivikot ja louhikot	453/754	686/1029	359/535	263/628	507/731	1384/3102	763/1203
Vähäpuustoiset suot	564/1677	819/2028	658/1283	545/1191	1087/2077	1750/3346	526/732
Rantaluhat	10/21	78/119	31/46	96/171	84/128	1032/1648	65/88
<b>Yhteensä</b>	<b>1673/3808</b>	<b>2855/5735</b>	<b>2288/4401</b>	<b>2360/5042</b>	<b>4148/8302</b>	<b>7046/15805</b>	<b>2968/4688</b>

K-S	P-S	P-K	Ka	P-P	La	Yht.
147/854	351/1191	158/962	179/623	330/1174	730/2649	2 427/9907
1010/1864	2143/4560	1660/3453	1042/1221	6868/6798	4125/3471	22247/32207
274/440	155/350	492/1003	243/348	504/983	253/341	3260/5841
122/269	94/231	151/409	115/177	285/362	345/365	2098/4290
58/66	28/48	235/427	298/300	2571/1557	2/4	3330/2655
167/438	191/505	500/1111	179/302	798/1219	481/539	4319/8415
18/55	26/81	56/217	39/156	541/1867	311/847	1206/4009
10/12	7/14	8/11	8/13	34/20	59/22	178/142
216/302	147/250	181/394	33/35	19/27	116/88	1618/2776
0/0	1/3	3/3	3/2	22/21	0/0	40/56
454/661	287/616	242/764	162/281	1216/1538	62/34	6837/11876
862/1149	1066/1225	2257/3443	370/376	13490/6646	67/74	24061/25247
37/80	251/382	921/1128	89/73	53/43	6/9	2752/3936
<b>3375/6190</b>	<b>4746/9456</b>	<b>6864/13325</b>	<b>2760/3907</b>	<b>26730/22255</b>	<b>6557/8443</b>	<b>74371/111357</b>

Metsäkeskukset: Ra – Rannikko, L-S – Lounais-Suomi, H-U – Häme-Uusimaa, Ka-S – Kaakkois-Suomi, Pi – Pirkanmaa, E-S – Etelä-Savo, E-P – Etelä-Pohjanmaa, K-S – Keski-Suomi, P-S – Pohjois-Savo, P-K – Pohjois-Karjala, Ka – Kainuu, P-P – Pohjois-Pohjanmaa, La – Lappi

\* Metsätalouden kehittämiskeskus Tapio, Soidinkuja 4, 00700 Helsinki, klaus.yrjonen@tapio.fi

## TIETOLAATIKKO 4.3

### Arvokkaiden elinympäristöjen määrä talousmetsissä ja suojelualueilla VMI9:n tulosten perusteella

Antti Ihalainen<sup>a</sup> ja Juha Siitonen<sup>b</sup>

Valtakunnan metsien yhdeksänteen inventointiin (VMI9) vuosina 1996–2003 lisätiin joukko monimuotoisuutta, mm. avainbiotooppeja koskevia mittauksia. VMI:n avainbiotooppien arviointi tähtää mahdollisimman tarkkaan avainbiotooppien määrän ja laadun estimointiin suuraluetasolla (esim. metsäkeskusten tasolla). Tavoitteena on arvioida sekä metsälain tarkoittamien erityisen tärkeiden elinympäristöjen määrä, että myös samoihin elinympäristötyyppeihin kuuluvien sellaisten kohteiden määrä ja laatu, jotka eivät täytä metsälain kriteereitä luonnontilaisuuden ja pienialaisuuden suhteen.

Avainbiotoopit arvioidaan VMI:ssä sekä metsä-, kitu- että joutomaan koealoilta 30 metrin säteellä koealan keskipisteestä. Metsälaissa määritellään seitsemän erityisen tärkeää elinympäristötyypiryhmää. Nämä on VMI:ssä jaettu edelleen 33 luokkaan, jotka ovat tarkemmin määriteltyjä metsä- ja suotyyppisiä tai muita elinympäristötyyppejä. Lisäksi avainbiotoopeista arvioidaan niiden luonnontilaisuus, kohteen huomioon ottaminen tehdyissä metsänkäsittelyissä sekä avainbiotoopin arvo. Kohteet jaetaan metsälain kriteerit täyttäviin (luonnontilaisia tai luonnontilaisen kaltaisia, selvästi ympäristöstään erottuvia ja pienialaisia kohteita), arvokkaisiin ja vähäravosiin kohteisiin. Pinta-ala arvioidaan 30 metrin säteiseltä ympyräkoevalta (ks. Tomppo ym. 1998, Tontteri 2001).

VMI9:n inventoinnit alkoivat vuonna 1996 jo ennen metsälain voimaantuloa, ja aluksi avainbiotooppien määrittely perustui metsälakiesitykseen. Inventoinnin alussa metsälakikohteiden määrittelyssä ei siten otettu huomioon kohteen pienialaisuutta ja selvää erottumista ympäristöstään. Myöhemmin (vuoden 1999 Lounais-Suomen metsäkeskuksen inventoinnista lähtien) on VMI:ssäkin lakikohdekriteereihin sisällytetty lehtojen, karujen soiden ja nevojen tapauksessa pienialaisuuden ja selvän erottumisen vaatimus. Toisin kuin METE-kartoituksessa (tietolaatikko 4.2), VMI:ssä ei lakikohteita määritettäessä oteta huomioon eri elinympäristötyyppien alueellista yleisyyttä, vaan lakikohteiksi luetaan kaikki lain kriteerit täyttävät kohteet.

Tässä tietolaatikossa esitettävät tulokset laskettiin niistä VMI9:n koealoista, jotka sattuivat hemi- ja eteläboreaaliseen vyöhykkeeseen tai keskiboreaalisen vyöhykkeen länsiosaan eli Pohjanmaan ja Lapin Kolmion lohkoille. Tämä aluerajaus vastaa suunnilleen METSO-ohjelmassa tarkasteltua Etelä-Suomea. Näin rajattu Etelä-Suomi ei vastaa Metsätalustilastollisessa vuosikirjassa käytettyä jakoa Etelä- ja Pohjois-Suomeen, joka puolestaan perustuu metsäkeskusten rajoihin.

METSO-toimintaohjelman alueella on talousmetsissä yhteensä 183 000 ha metsälain kriteerit täyttäviä kohteita ja 567 000 ha arvokkaita kohteita (taulukko 1). Lakikohteiden osuus koko metsätalouden maasta on VMI-tulosten mukaan siten 1,3 % ja arvokkaiden kohteiden osuus vastaavasti 4,1 %. Lakikohteista valtaosa kuuluu metsälain seitsemänteen elinympäristötyypiryhmään eli karukokankaita vähätuottoisempiin kohteisiin. Nämä ovat pääosin kitumaihin kuuluvia vähäpuustoisia avosoita, kallioita, kivikoita ja rantaluhtia. Muihin elinympäristötyypiryhmiin kuuluvia, yleensä runsaspuustoisempia kohteita on noin 50 000 ha. Vastaavasti arvokkaista kohteista noin 170 000 ha kuuluu näihin kitumaata runsaspuustoisempiin kohteisiin.

<sup>a</sup> Metsäntutkimuslaitos, Unioninkatu 40 A, 00170 Helsinki, antti.ihalainen@metla.fi

<sup>b</sup> Metsäntutkimuslaitos, PL 18, 01301 Vantaa, juha.siitonen@metla.fi

Taulukko 1. Metsälaisissa määriteltyihin seitsemään erityisen tärkeään elinympäristötyyppiin kuuluvien kohteiden kokonaispinta-ala (1000 ha) suojelualueilla<sup>1</sup> ja talousmetsissä<sup>2</sup> METSO-ohjelman alueella.

Elinympäristötyyppi	Lakikohte	Arvokas	Ei-arvokas
<b>Suojelualueet</b>			
Pienvedet	1	0	0
Rehevät suot	3	11	0
Rehevät lehtolaikut	3	18	3
Kangasmetsäsaareke	1	1	0
Rotko, kuru	0	0	0
Jyrkänne ja alusmetsä	1	0	0
Vähätuottoiset	36	142	12
Yhteensä	44	172	15
<b>Talousmetsät</b>			
Pienvedet	10	12	11
Rehevät suot	15	52	285
Rehevät lehtolaikut	20	99	239
Kangasmetsäsaareke	1	2	1
Rotko, kuru	0	0	0
Jyrkänne ja alusmetsä	4	6	5
Vähätuottoiset	132	405	265
Yhteensä	183	577	806

<sup>1</sup> Suojelualueisiin luettiin tässä tarkastelussa luonnonsuojelulakiin perustuvat luonnonsuojelualueet, muut lakiin perustuvat suojelualueet, aarnialueet, sekä kansallis- ja luonnonpuistojen kehittämissuojelun, soidensuojeluohjelman, lehtojensuojeluohjelman ja vanhojen metsien suojeluohjelman kuuluvat kohteet.

<sup>2</sup> Talousmetsiin luettiin muut kuin edellä luetellut kohteet.

## TIETOLAATIKKO 4.4

### Lahopuuston määrä talousmetsissä ja suojelualueilla VMI9:n tulosten perusteella

Antti Ihalainen ja Juha Siitonen

Valtakunnan metsien yhdeksänteen inventointiin (VMI9) vuosina 1996–2003 lisättiin joukko monimuotoisuutta kuvaavia tunnuksia. VMI:ssä on ensimmäisestä inventoinnista lähtien mitattu käyttökelpoisen kuolleen puuston määrää, mutta VMI9:ään lisättiin myös pidemmälle lahonneen lahopuuston mittaus metsä- ja kitumaalta. Lahopuun mittaamisen tavoitteena on tuottaa kattavaa tietoa lahopuun määrästä ja laadusta suoraluetasolla sekä seurata lahopuustossa pitkällä aikavälillä tapahtuvia muutoksia.

Kuolleen puuston mittauskäytäntö vaihteli hieman eri osissa maata, mutta valtaosassa maata kuollut puusto mitattiin kaikilta metsä- ja kitumaan koealoilta 7 metrin säteellä koealan keskipisteestä. Mitattavan puun rinnankorkeuslähimittan piti olla vähintään 10 cm ja jäljellä olevan osan vähintään 1,3 metrin mittainen. Puut luokiteltiin pysty- ja maapuihin. Puulajin, lähimittan ja pituuden lisäksi mitattavia tunnuksia olivat ulkoasu, joka erottelee kuolleet puut niiden syntytytävän ja laadun mukaan, ja lahoaste (ks. Tomppo ym. 1998, Tonteri ja Siitonen 2001).

Tässä tietolaatikossa esitettävät tulokset laskettiin niistä VMI9:n metsämaan koealoista, jotka sattuivat hemi- ja eteläboreaaliseen vyöhykkeeseen tai keskiboreaalisen vyöhykkeen länsiosaan eli Pohjanmaan ja Lapin Kolmion lohkoille. Tämä aluerajaus vastaa suunnilleen METSO-ohjelmassa tarkasteltua Etelä-Suomea. Näin rajattu Etelä-Suomi ei vastaa Metsätaloustilastollisessa vuosikirjassa käytettyä jakoa Etelä- ja Pohjois-Suomeen, joka puolestaan perustuu metsäkeskusten rajoihin.

Lahopuun keskitilavuus metsämaalla on 2,5 m<sup>3</sup>/ha METSO-alueen talousmetsissä Etelä-Suomessa (taulukko 1). Kangasmaiden kasvupaikkatyyppien välinen vaihtelu on varsin pientä: lahopuun keskitilavuus on vain hiukan suurempi lehdoissa ja lehtomaisilla kankailla kuin sitä karummilla kasvupaikoilla. Korvissa lahopuuta on keskimäärin yhtä paljon kuin rehevillä kangasmailla. Ikäluokittain tarkasteltuna lahopuuta on vähiten nuorimmissa, alle 60-vuotiaissa metsissä, ja selvästi eniten vanhimmissa, yli 140-vuotiaissa metsissä.

Suojelualueiden 0–100-vuotiaissa metsissä ei tällä hetkellä ole keskimäärin oleellisesti enemmän lahopuuta (noin 4–5 m<sup>3</sup>/ha) kuin saman ikäisissä talousmetsissäkään. Tämä johtuu siitä, että suojelualueiden nuoret ja keski-ikäiset metsät ovat pääosin olleet aiemmin talouskäytössä, eikä niihin siten ole vielä muodostunut merkittävässä määrin kuollutta puustoa. Suojelualueiden vanhimmissa, yli 140-vuotiaissa metsissä lahopuun keskitilavuus on kaikkein suurin, noin 30 m<sup>3</sup>/ha. Vanhoissa luonnontilaisissa metsissä lahopuuta on keskimäärin noin 60–120 m<sup>3</sup>/ha kasvupaikkatyyppistä riippuen (Tonteri ja Siitonen 2001).

<sup>a</sup> Metsäntutkimuslaitos, Unioninkatu 40 A, 00170 Helsinki, antti.ihalainen@metla.fi

<sup>b</sup> Metsäntutkimuslaitos, PL 18, 01301 Vantaa, juha.siitonen@metla.fi

Taulukko 1. Lahopuuston keskitilavuus (m<sup>3</sup>/ha) metsämaalla eri kasvupaikkatyypeillä ja ikäluokissa suojelualueilla<sup>1</sup> ja talousmetsissä<sup>2</sup> METSO-ohjelman alueella.

Ikäluokka	Kankaat			Suot		Kaikki
	Lehto-lehtomainen	Tuore	Kuivahko-kuiva	Korvet	Rämeet	
<b>Suojelualueet</b>						
<b>0-60</b>	9.1	2.0	10.0	4.9	2.0	5.1
<b>61-100</b>	8.6	4.8	3.2	3.5	1.7	4.1
<b>101-140</b>	6.8	7.5	11.8	19.1	5.2	9.7
<b>Yli 140</b>	65.7	24.3	36.5	21.7	9.5	27.7
<b>Kaikki</b>	13.2	10.9	14.6	11.4	2.9	10.4
<b>Talousmetsät</b>						
<b>0-60</b>	1.9	1.7	1.7	1.6	0.8	1.6
<b>61-100</b>	4.8	3.1	2.6	3.4	1.4	3.0
<b>101-140</b>	7.0	5.1	3.5	4.6	2.3	4.4
<b>Yli 140</b>	8.5	13.1	3.4	7.2	2.6	7.2
<b>Kaikki</b>	3.1	2.7	2.2	2.8	1.2	2.5

<sup>1</sup>Suojelualueisiin luettiin tässä tarkastelussa luonnonsuojelulakiin perustuvat luonnonsuojelualueet, muut lakiin perustuvat suojelualueet, aarnialueet, sekä kansallis- ja luonnonpuistojen kehittämissuojelualueeseen, lehtojensuojeluohjelmaan ja vanhojen metsien suojeluohjelmaan kuuluvat kohteet.

<sup>2</sup>Talousmetsiin luettiin muut kuin edellä luetellut kohteet.

# KIRJALLISUUS

- Abrahamsson, M. & Lindbladh, M. 2006. A comparison of saproxylic beetle occurrence between man-made high- and low-stumps of spruce (*Picea abies*). *Forest Ecology and Management* 226: 230–237.
- Ahluo, P., Lehesvirta, T. & Kostamo, J. 2004. Säästöpuut, lahoppu ja lehtipuu. Julkaisussa: Kuuluvainen, T., Saaristo, L., Keto-Tokoi, P., Kostamo, J., Kuuluvainen, J., Kuusinen, M., Ollikainen, M. & Salpakivi-Salomaa, P. (toim.). *Metsän kätköissä*. Suomen metsäluonnon monimuotoisuus. Edita, Helsinki, s. 271–283.
- Ahnlund, H. 1996. Vedinsekter på en sörmländsk aspstubbe. *Entomologisk Tidskrift* 117: 137–144.
- Ahnlund, H. & Lindhe, A. 1992. Hotade vedinsekter i barrskogslanskapet – några synpunkter utifrån studier av sörmländska brandfält, hållmarker och hyggen. *Entomologisk Tidskrift* 113: 12–23.
- Andersson, L. & Hytteborn, H. 1991. Bryophytes and decaying wood – a comparison between managed and natural forests. *Holarctic Ecology* 14: 121–130.
- Arnott, J. & Beese, W. 1997. Alternatives to clearcutting in BC Coastal Montane forests. *Forestry Chronicle* 73: 670–678.
- Aune, K., Jonsson, B. G. & Moen, J. 2005. Isolation and edge effects among woodland jey habitats in Sweden: Is forest policy promoting fragmentation? *Biological Conservation* 124: 89–95.
- Bader, P., Jansson, S. & Jonsson, B. G. 1995. Wood-inhabiting fungi and substratum decline in selectively logged boreal spruce forests. *Biological Conservation* 72: 355–362.
- Carlen, O., Mattson, L., Atlegrim, O. & Sjöberg, K. 1999. Cost-efficiency in pursuing environmental objectives in forestry. *Journal of Environmental Management* 55: 111–125.
- Franklin, J. F., Berg, D. R., Thornburgh, D. A. & Tappeiner, J. C. 1997. Alternative silvicultural approaches to timber harvesting: variable retention harvest systems. Julkaisussa: Kohm, K. A. & Franklin, J. F. (toim.). *Creating Forestry for the 21st Century. The Science of Ecosystem Management*. Island Press, Washington DC., s. 111–149.
- Gustafsson, L. 2002. Presence and abundance of red-listed plant species in Swedish forests. *Conservation Biology* 16: 377–388.
- Gustafsson, L., De Jong, J. & Norén, M. 1999. Evaluation of Swedish woodland key habitats using red-listed bryophytes and lichens. *Biodiversity and Conservation* 8: 1101–1114.
- Harstela, P. (toim.) 2004. Metsähake ja metsätalous. *Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja* 913, 80 s.
- Hautala, H., Jalonen, J., Laaka-Lindberg, S. & Vanha-Majamaa, I. 2004. Impacts of retention felling on coarse woody debris (CWD) in mature boreal spruce forests in Finland. *Biodiversity and Conservation* 13: 1541–1554.
- Hazell, P. & Gustafsson, L. 1999. Retention of trees at final harvest – evaluation of a conservation technique using epiphytic bryophyte and lichen transplants. *Biological Conservation* 90: 133–142.
- Heino, J., Virtanen, R., Vuori, K.-M., Saastamoinen, J., Ohtonen, A. & Muotka, T. 2005. Spring bryophytes in forested landscapes: Land use effects on bryophyte species richness, community structure and persistence. *Biological Conservation* 124: 539–545.
- Heinonen, P., Karjalainen, H., Kaukonen, M. & Kuokkanen, P. (toim.) 2004. *Metsätalouden ympäristöopas*. Metsähallitus, Helsinki, 159 s.
- Hilmo, O. 2002. Growth and morphological response of old-forest lichens transplanted into a young and an old *Picea abies* forest. *Ecography* 25: 329–335.
- Hurme, E., Mönkkönen, M., Nikula, A., Nivala, V., Reunanen, P., Heikkinen, T. & Ukkola, M. 2005. Building and evaluating predictive occupancy models for the Siberian flying squirrel using forest planning data. *Forest Ecology and Management* 216: 241–256.
- Hyvän metsänhoidon suosituksen. 2001. Metsätalouden kehittämiskeskus Tapio, Helsinki, 95 s.
- Hyvän metsänhoidon suosituksen. 2006. Metsätalouden kehittämiskeskus Tapio, Helsinki, (luonnos 22.3.2006, 11 s.)
- Hyvärinen, E., Kouki, J., Martikainen, P. & Lappalainen, H. 2005. Short-term effects of controlled burning and green-tree retention on beetle (Coleoptera) assemblages in managed boreal forests. *Forest Ecology and Management* 212: 315–332.
- Hyvärinen, E., Kouki, J. & Martikainen, P. 2006. Fire and green-tree retention of red-listed and rare dead-wood dependent beetles in boreal forests. *Conservation Biology* (painossa).
- Hyttiäinen, K. & Tahvonen, O. 2001. The effects of legal limit and recommendations in timber production: The case of

- Hänninen, H. 2001. Luontokohteet ja säästöpuusto talousmetsien hakkuissa – seurantatulokset vuosilta 1996–99. Julkaisussa: Siitonen, J. (toim.). Monimuotoinen metsä. Metsäluonnon monimuotoisuuden tutkimusohjelman loppuraportti. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 812, s. 81–95.
- Häggman, B. (toim.) 2000. Metsäluonnonhoidon perusteet, 2. uudistettu painos. Metsätalouden kehittämiskeskus Tapio, Helsinki, 116 s.
- Ilmonen, J. & Paasivirta, L. 2005. Benthic macrocrustacean and insect assemblages in relation to spring habitat characteristics: patterns in abundance and diversity. *Hydrobiologia* 533: 99–113.
- Jalonen, J. & Vanha-Majamaa, I. 2001. Immediate effects four different felling methods on mature boreal spruce forest understorey vegetation in southern Finland. *Forest Ecology and Management* 146: 24–25.
- Jonsell, M. & Eriksson, P. 2001. Jämförelse av vedskalbaggsfaunan på gran och björkhögstubbar mellan naturreservat Båtfors och dess omgivningar. *Entomologisk Tidskrift* 122: 107–122.
- Jonsell, M. & Weslien, J. 2003. Felled or standing retained wood – it makes a difference for saproxylic beetles. *Forest Ecology and Management* 175: 425–435.
- Jonsell, M., Nittérus, K. & Stighäll, K. 2004. Saproxylic beetles in natural and man-made deciduous high stumps retained for conservation. *Biological Conservation* 118: 163–173.
- Jonsell, M., Schroeder, L. M. & Weslien, J. 2005. Saproxylic beetles in high stumps of spruce: Fungal flora important for determining species composition. *Scandinavian Journal of Forest Research* 20: 54–62.
- Jonsell, M., Weslien, J. & Ehnström, B. 1998. Substrate requirements of red-listed saproxylic invertebrates in Sweden. *Biodiversity and Conservation* 7: 749–764.
- Jonsson, B. G., Kryus, N. & Ranius, T. 2005. Ecology of species living on dead wood – Lessons for dead wood management. *Silva Fennica* 39: 289–309.
- Jonsson, M., Ranius, T., Ekvall, H., Bosted, G., Dahlberg, A., Ehnström, B., Nordén, B. & Stokland, J. 2006. Cost-effectiveness of silvicultural measures to increase substrate availability for red-listed wood-living organisms in Norway spruce forests. *Biological Conservation* 127: 443–462.
- Junninen, K. & Kouki, J. 2006. Are woodland key habitats in Finland hotspots for polypores (Basidiomycota)? *Scandinavian Journal of Forest Research* 21: 32–40.
- Junninen, K., Penttilä, R. & Martikainen, P. 2006. Fallen retention aspen trees on clear-cuts can be important habitats for red-listed polypores: a case study in Finland. *Biodiversity and Conservation* (painossa).
- Juutinen, A., Mönkkönen, M. & Sippola, A.-L. 2006. Cost-efficiency of decaying wood as surrogate for overall species richness in boreal forests. *Conservation Biology* 20: 74–84.
- Jämsä, J. & Valsta, L. 2001. Luontokohteiden huomioon ottamisen vaikutukset metsätilan talouteen. Julkaisussa: Siitonen, J. (toim.). Monimuotoinen metsä. Metsäluonnon monimuotoisuuden tutkimusohjelman loppuraportti. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 812, s. 211–222.
- Kaila, L., Martikainen, P. & Punttila, P. 1997. Dead trees left in clear-cuts benefit saproxylic Coleoptera adapted to natural disturbances in boreal forest. *Biodiversity and Conservation* 6: 1–18.
- Kangas, J., Store, R. & Kangas, A. 2005. Socioecological landscape planning approach and multicriteria acceptability analysis in multiple purpose forest management. *Forest Policy and Economics* 7: 603–614.
- Koivula, M. 2002. Alternative harvesting methods and boreal carabid beetles (Coleoptera, Carabidae). *Forest Ecology and Management* 167: 103–121.
- Korvenpää, T., Lehesvirta, T. & Salpakivi-Salomaa, P. 2002. Pienvesien avainbiotoopit tärkeitä harvinaisille sammalille. *Luonnon Tutkija* 5/2002: 144–155.
- Koskela, E. & Ollikainen, M. 2001. Optimal forest conservation: Competitiveness versus green image effects. *Forest Science* 47: 178–187.
- Koskela, E., Ollikainen, M. & Pukkala T. 2004. Biodiversity conservation in boreal forests: optimal rotation age and volume of retention trees. Helsinki Center of Economic Research, Discussion Paper No. 2.
- Koskela, E., Ollikainen, M. & Pukkala T. 2005. Biodiversity policies in commercial boreal forests: optimal design of subsidy and tax combinations. Department of Economics and Management, Discussion Paper No. 6.

- Kostamo, J., Lehesvirta, T. & Ahlroth, P. 2004. Talousmetsien arvokkaat elinympäristöt. Julkaisussa: Kuuluvainen, T., Saaristo, L., Keto-Tokoi, P., Kostamo, J., Kuuluvainen, J., Kuusinen, M., Ollikainen, M. & Salpakivi-Salomaa, P. (toim.) Metsän kätköissä. Suomen metsäluonnon monimuotoisuus. Edita, Helsinki, s. 262–271.
- Kuuluvainen J. & Ollikainen M. 2004. Monimuotoisuuden suojelun ohjauskeinot. Julkaisussa: Kuuluvainen, T., Saaristo, L., Keto-Tokoi, P., Kostamo, J., Kuuluvainen, J., Kuusinen, M., Ollikainen, M. & Salpakivi-Salomaa, P. (toim.) Metsän kätköissä. Suomen metsäluonnon monimuotoisuus. Edita, Helsinki, s. 363–371.
- Kruys, N. & Jonsson, B. G. 1999. Fine woody debris is important for species richness on logs in managed boreal spruce forests of northern Sweden. *Canadian Journal of Forest Research* 29: 1295–1299.
- Kruys, N., Fries, C., Jonsson, B. G., Lämås, T. & Ståhl, T. 1999. Wood-inhabiting cryptogams on dead Norway spruce (*Picea abies*) trees in managed Swedish boreal forest. *Canadian Journal of Forest Research* 29: 178–186.
- Laakso, T., Leppänen, T. & Määttä, T. 2003. Metsärikollisuus empiirisen oikeustutkimuksen kohteena. *Defensor Legis* N:o 4/2003: 647–667.
- Lamberg T. 2001. Metsänhoidollinen kulutus; perusteet, tekniikka ja menetelmät. Pro gradu –tutkielma. Helsingin yliopisto. Metsäekologian laitos.
- Leskinen, P. & Kangas, J. 2005. Ekologisten muuttujien yhdysvaikutukset monitavoitteisessa metsäsuunnittelussa. Julkaisussa: Store, R. & Heino, E. (toim.). Ekologinen tietämys ja metsäsuunnittelu – menetelmiä, näkökulmia ja tutkimustuloksia. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 939: 83–89.
- Leskinen, P., Kangas, J. & Pasanen, A.-M. 2003. Assessing ecological values with dependent explanatory variables in multi-criteria forest ecosystem management. *Ecological Modelling* 170: 1–12.
- Lindhe, A. & Lindelöw, Å. 2004. Cut high stumps of spruce, birch, aspen and oak as breeding substrates for saproxylic beetles. *Forest Ecology and Management* 203: 1–20.
- Lindhe, A., Lindelöw, Å. & Åsenblad, N. 2005. Saproxylic beetles in standing dead wood – density in relation to substrate sun-exposure and diameter. *Biodiversity and Conservation* 14: 3033–3053.
- Lindhe, A., Åsenblad, N. & Toresson, H.-G. 2004. Cut logs and high stumps of spruce, birch, aspen and oak – nine years of saproxylic fungi succession. *Biological Conservation* 119: 443–454.
- Luonnonläheinen metsänhoito. 1994. Metsänhoitosuosittukset. Metsäkeskus Tapion julkaisu 6:1994, 72 s.
- Martikainen, P. 2001. Conservation of threatened saproxylic beetles: significance of retained aspen *Populus tremula* in clearcut areas. *Ecological Bulletins* 49: 205–218.
- Martikainen, P., Penttilä, R., Kotiranta, H. & Miettinen, O. 2000. New records of *Funalia trogii*, *Perenniporia tenuis* and *Polyporus pseudobetulinus* from Finland, with notes on their habitat requirements and conservation implications. *Karstenia* 40: 79–92.
- Martikainen, P., Siitonen, J., Kaila, L., Punttila, P. & Rauh, J. 2000. Species richness of Coleoptera in mature managed and old-growth boreal forests in southern Finland. *Biological Conservation* 94: 199–209.
- Meriluoto, M. 1995. Metsäluonnon arvokkaat elinympäristöt. Tunnistaminen ja hoitosuosituksia. Metsäkeskus Tapion julkaisu 12/1995, 32 s.
- Meriluoto, M. & Soininen, T. 1998. Metsäluonnon arvokkaat elinympäristöt. Metsälehti Kustannus, Helsinki, 192 s.
- Metsätalous ja ympäristö. 1994. Maa- ja metsätalousministeriö, Metsätalouden ympäristöohjelman työryhmän mietintö 1994:3, 100 s.
- Metsätalustollinen vuosikirja 2005. Metsäntutkimuslaitos. SVT Maa-, metsä- ja kalatalous 2005:45, 424 s.
- MMM:n päätös metsälain soveltamisesta. 1997. Suomen säädöskokoelma 224/1997.
- Moen, J. & Jonsson, B. G. 2003. Edge effects on liverworts and lichens in forest patches in a mosaic boreal forest and wetland. *Conservation Biology* 17: 380–388.
- Monimuotoisuus UPM-Kymmene metsissä. 1998. Tausta ja toimenpiteet. UPM-Kymmene Metsä, Valkeakoski, 64 s.
- Mälkönen, V. 2006. Optimal forest conservation: the role of green-image in demand and investment. *Journal of Forest Economics* 12: 51–73.
- Nitare, J. & Norén, M. 1992. Nyckelbiotoper kartläggs i nytt projekt vid Skogsstyrelsen. *Svensk Botanisk Tidskrift* 86: 219–226.
- Nordén, P., Ryberg, M., Götmark, F. & Olausson, P. 2004. Relative importance of coarse and fine woody debris for the



- diversity of wood-inhabiting fungi in temperate broadleaf forests. *Biological Conservation* 117: 1–10.
- Nuolivirta, P. 2004. Metsäsertifiointistandardien kustannusvaikutukset ja niiden vertailu Suomessa. Pro gradu – tutkielma. Helsingin yliopisto, taloustieteen laitos, ympäristöekonomia.
- Penttilä, R., Siitonen, J. & Kuusinen, M. 2004. Polypore diversity in managed and old-growth boreal *Picea abies* forests in southern Finland. *Biological Conservation* 117: 271–283.
- Pouta, E. 2005. Sensitivity to scope of environmental regulation in contingent valuation of forest cutting in Finland. *Forest Policy and Economics* 7: 539–550.
- Punttila, P. 2000. Metsien suojelualueverkon merkitys lahopuukovakuoriaisten elinkelpoisten populaatioiden säilymiselle Etelä-Suomessa. *Suomen ympäristö* 440, s. 49–96.
- Pykälä, J. 2004. Effects of new forestry practices on rare epiphytic macrolichens. *Conservation Biology* 18: 831–838.
- Pykälä, J., Heikkinen, R. K., Toivonen, H. & Jääskeläinen, K. 2006. Importance of Forest Act habitats for epiphytic lichens in Finnish managed forests. *Forest Ecology and Management* 223: 84–92.
- Rabinowitz, C., Cairns, S. & Dillon, T. 1986. Seven forms of rarity and their frequency in the flora of the British isles. Julkaisussa: Soulé, M. E. (toim.). *Conservation biology. The science of scarcity and diversity*. Sinauer, Sunderland MA, s. 182–204.
- Ranius, T. & Kindvall, O. 2004. Modelling the amount of coarse woody debris produced by the new biodiversity-oriented silvicultural practices in Sweden. *Biological Conservation* 119: 51–59.
- Ranius, T., Kindvall, O., Kruys, N., Jonsson, B.-G. 2003. Modelling dead wood in Norway spruce stands subject to different management regimes. *Forest Ecology and Management* 182: 13–29.
- Ranius, T., Ekvall, H., Jonsson, M. & Bostedt, G. 2005. Cost-efficiency of measures to increase the amount of coarse woody debris in managed Norway spruce forests. *Forest Ecology and Management* 206: 119–133.
- Rassi, P., Alanen, A., Kanerva, T. & Mannerkoski, I. (toim.) 2001. Suomen lajien uhanalaisuus 2000. Ympäristöministeriö & Suomen ympäristökeskus, Helsinki, 432 s.
- Renvall, P. 1995. Community structure and dynamics of wood-rotting basidiomycetes on decomposing conifer trunks in northern Finland. *Karstenia* 31: 1–51.
- Rissanen, K. 1999. Luonnonhoidon seuranta Metsähallituksessa 1994–1998. Metsähallituksen metsätalouden julkaisuja 23, 43 s.
- Rissanen, K. 2001. Luonnonhoidon seuranta 2001 ja vertailu vuosien 1994–2000 tuloksiin. Metsähallitus, moniste, 31 s.
- Rissanen, K. 2002. Luonnonhoidon seuranta 2002 ja vertailu vuosien 1994–2001 tuloksiin. Metsähallitus, moniste, 21 s.
- Rissanen, K. 2003. Luonnonhoidon seuranta 2003 ja vertailu vuosien 1994–2002 tuloksiin. Metsähallitus, moniste, 22 s.
- Saaristo, L. & Lehesvirta, T. 2004. Luonnonhoidon ekologiset perusteet. Metsätalouden kehittämiskeskus Tapio, Helsinki, 31 s.
- Salomäki, M. 2005. Säätöpuut Isojoen sahan avohakkuualoilla 2000–2004. Joensuun yliopisto, metsätieteellinen tiedekunta, pro gradu -työ, 47 s.
- Schroeder, L. M., Weslien, J., Lindhe, A. & Lindelöw, Å. 1999. Attacks by bark- and wood-boring Coleoptera on mechanically created high stumps of Norway spruce in two summers following cutting. *Forest Ecology and Management* 123: 21–30.
- Siira-Pietikäinen, A., Haimi, J. & Siitonen, J. 2003. Short-term responses of soil macroarthropod community to clear felling and alternative forest regeneration methods. *Forest Ecology and Management* 172: 339–353.
- Siitonen, J. 2001. Forest management, coarse woody debris and saproxylic organisms: Fennoscandian boreal forests as an example. *Ecological Bulletins* 49: 11–41.
- Siitonen, J. & Lappalainen, H. 2002. Lahopuukovakuoriaiset. MONTA-tulosseminaari 17.5.2002. (<http://www.metsateho.fi/>)
- Siitonen, J. & Martikainen, P. 1994. Occurrence of rare and threatened insects living on decaying *Populus tremula* – a comparison between Finnish and Russian Karelia. *Scandinavian Journal of Forest Research* 9: 185–191.
- Siitonen, J. & Saaristo, L. 2000. Habitat requirements of a threatened boreal old-growth species, *Pytho kolwensis* Sahlberg (Coleoptera, Pythidae), in Finland. *Biological Conservation* 94: 211–220.
- Siitonen, J., Martikainen, P., Kaila, L., Nikula, A. & Punttila, P. 1995. Kovakuoriaislajiston monimuotoisuus eri tavoin

- käsittelyllä metsäalueilla Suomessa ja Karjalan tasavallassa. Julkaisussa: Niemelä, P. & Hannelius, S. (toim.). 1995. Monimuotoisuus metsien hoidossa. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 564, s. 43–63.
- Siitonen, J., Kaila, L., Kuusinen, M., Martikainen, P., Penttilä, R., Punttila, P. & Rauh, J. 2001. Vanhojen talousmetsien ja luonnonmetsien rakenteen ja lajiston erot Etelä-Suomessa. Julkaisussa: Siitonen, J. (toim.). Monimuotoinen metsä. Metsäluonnon monimuotoisuuden tutkimusohjelman loppuraportti. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 812, s. 25–53.
- Siitonen, J. & Hanski, I. 2004. Metsälajiston ekologia ja monimuotoisuus. Teoksessa: Kuuluvainen, T., Saaristo, L., Keto-Tokoi, P., Kostamo, J., Kuuluvainen, J., Kuusinen, M., Ollikainen, M. & Salpakivi-Salomaa, P. (toim.) Metsän kätköissä. Suomen metsien monimuotoisuus. Edit, Helsinki, s. 76–109.
- Silvennoinen, H., Pukkala, T. & Tahvanainen, L. 2002. Effect of cuttings on the scenic beauty of a tree stand. *Scandinavian Journal of Forest Research* 17: 263–273.
- Similä, M., Kouki, J. & Martikainen, P. 2002. Saproxylic beetles in managed and seminatural Scots pine forests: quality of dead wood matters. *Forest Ecology and Management* 174: 365–381.
- Similä, M., Kouki, J., Mönkkönen, M., Sippola, A.-L. & Huhta, E. 2006. Co-variation and indicators of species diversity: Can richness of forest-dwelling species be predicted in northern boreal forests? *Ecological Indicators* (painossa).
- Sippola, A.-L. & Renvall, P. 1999. Wood-decomposing fungi and seed-tree cutting: A 40-year perspective. *Forest Ecology and Management* 115: 183–201.
- Sippola, A.-L., Lehesvirta, T. & Renvall, P. 2001. Effects of selective logging on coarse woody debris and diversity of wood-inhabiting fungi in eastern Finland. *Ecological Bulletins* 49: 243–254.
- Sippola, A.-L., Siitonen, J. & Punttila, P. 2002. Beetle diversity in timberline forests: a comparison between old-growth and regeneration areas in Finnish Lapland. *Annales Zoologici Fennici* 39: 69–86.
- Soininen, T. & Saaristo, L. 2005. Luonnonhoidon suositusten tarkistaminen. Taustaraporttiluonnos 6.4.2005. Metsätalouden kehittämiskeskus Tapio, Helsinki, 27 s.
- Stokland, J. 2001. The coarse woody debris profile: an archive of recent forest history and an important biodiversity indicator. *Ecological Bulletins* 49: 71–83.
- Stokland, J. & Kausarud, H. 2004. *Phellinus nigrolimitatus* – a wood-decomposing fungus highly influenced by forestry. *Forest Ecology and Management* 187: 333–343.
- Sverdrup-Thygeson, A. & Ims, R. A. 2002. The effect of clearcutting in Norway on the community of saproxylic beetles on aspen. *Biological Conservation* 106: 347–357.
- Sverdrup-Thygeson, A. & Ims, R. A. 2005. Tresatt impediment og livsløpstrær av osp på hogstflater. Effektive tiltak for artsmangfoldet i norsk skog? NINA Rapport 71, 56 s.
- Talousmetsien luonnonhoidon laadun arviointi 2005. Tuloksia ja aikasarjoja yksityismetsistä ja yhtiöiden metsistä. Metsätalouden kehittämiskeskus Tapio.
- Tomppo, E., Henttonen, H., Korhonen, K.T., Aarnio, A., Ahola, A., Heikkinen, J., Ihalainen, A., Mikkilä, H., Tonteri, T. & Tuomainen, T. 1998. Etelä-Pohjanmaan metsäkeskuksen alueen metsävarat ja niiden kehitys 1968–97. Metsätieteen aikakauskirja – Folia Forestalia 2B/1998: 293–374.
- Tonteri, T. 2001. Avainbiotoopit Etelä-Suomessa: valtakunnan metsien 9. inventoinnin tuloksia. Julkaisussa: Siitonen, J. (toim.). Monimuotoinen metsä. Metsäluonnon monimuotoisuuden tutkimusohjelman loppuraportti. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 812: 73–79.
- Tonteri, T. & Siitonen, J. 2001. Lahopuu talousmetsissä valtakunnan metsien 9. inventoinnin tulosten mukaan – vertailu luonnonmetsiin. Julkaisussa: Siitonen, J. (toim.). Monimuotoinen metsä. Metsäluonnon monimuotoisuuden tutkimusohjelman loppuraportti. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 812, s. 57–72.
- Ulvinen, T., Syrjänen, K. & Anttila, S. (toim.). 2002. Suomen sammalet – levinneisyys, ekologia, uhanalaisuus. Suomen ympäristö 560, 354 s.
- Valkonen, S., Ruuska, J. & Siipilehto, J. 2002. Effect of retained trees on the development of young Scots pine stands in Southern Finland. *Forest Ecology and Management* 166: 227–243.
- Vanha-Majamaa, I. & Jalonen, J. 2001. Green tree retention in Fennoscandian forestry. *Scandinavian Journal of Forest Research* 16 (Suppl.) 3: 79–90.
- Wikars, L.-O. 1997. Fire-dependent insects in Orsa Finnmark: biology, distribution and conservation. *Entomologisk*

Tidskrift 118: 155–169.

Wikars, L.-O. 2002. Dependence of fire in wood-living insects: an experiment with burned and unburned spruce and birch logs. *Journal of Insect Conservation* 6: 1–12.

Wikars, L.-O. 2003. Raggbocken (*Tragosoma depsarium*) gynnas tillfälligt av hyggen men behöver gammelskogen. *Entomologisk Tidskrift* 124: 1–12.

Wikars, L.-O. & Ormalm, C. 2005. Större svartbaggen (*Upis ceramboides*) i norra Hälsingland: en hotad vedskalbagge som behöver stora mängder aggregerad död ved. *Entomologisk Tidskrift* 126: 161–170.

Wikström, P. & Erikson, L. 2000. Solving the stand management problem under biodiversity-related consideration. *Forest Ecology and Management* 126: 261–376.

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



# LUKU 5. UUDET KEINOT

Mikko Mönkkönen ja Eeva Primmer

Tässä luvussa käsitellään METSO -ohjelman uusia monimuotoisuuden turvaamiskeinoja: luonnonarvokauppaa, tarjouskilpailua ja yhteistoimintaverkostoja. Keinojen vaikuttavuutta ja kohteiden laatua sekä suojelun määräaikaisuuden merkitystä tarkastellaan ekologisesta näkökulmasta. Taloudellisesta näkökulmasta tarkastellaan uusien keinojen vaikutuksia kansan- ja aluetalouteen sekä keinojen kustannustehokkuutta ja -vaikuttavuutta. Lisäksi käsitellään sosiaalisia ulottuvuuksia, kuten keinojen hyväksyttävyyttä ja yhteistyötä eri toimijoiden kesken monimuotoisuuden turvaamisessa.

## 5.1 Johdanto

### 5.1.1 Suojelupolitiikan muutos

Etelä-Suomen metsien lisäsuojelulle on esitetty uusia vaatimuksia ja perusteluja. Olemassa olevat suojeluohjelmat täydennettynä luonnonsuojelulain luontotyyppi- ja erityisesti suojeltavien lajien rajauksilla sekä metsälain erityisen arvokkailla elinympäristöillä eivät riitä elinympäristöjen ja lajien taantumisen pysäyttämiseen (Metsien suojelun... 2000). Useissa selvityksissä on todettu, että Etelä-Suomen metsien suojelualueverkosto on riittämätön turvaamaan lajiston monimuotoisuuden säilymisen alueella (esim. Virkkala 1996, Heikkinen ym. 2000). Myös Etelä-Suomen ja Pohjanmaan metsien suojelun tarve -työryhmän (ESSU) keskeinen johtopäätös oli, että nykyisillä suojelualueilla ei turvata kaikkia uhanalaisia tai taantuneita metsälajeja, joiden luontainen levinneisyys on painottunut hemi-, etelä- tai keskiboreaaliseen vyöhykkeelle.

Kyselytutkimusten perusteella suomalaiset haluavat, että metsäluonnon monimuotoisuutta turvataan lisätoimin (Lehtonen ym. 2003, Horne ym. 2004). Vaatimuksia Etelä-Suomen metsien suojelun puolesta ovat esittäneet mm. kansalaisjärjestöt (Metsä soikoon... 2002, Harkki ym. 2003, Walsh ja Hanski 2004). Lisäsuojelun vaatimusten ohella on noussut esiin tarve uudelleenlaaditulle suojelun lähestymistavalle (Horne ym. 2004). Perinteinen suojeluohjelman toteutustapa, jossa ennalta tunnistetut ja rajatut kohteet neuvottelujen jälkeen perustetaan yksityiseksi suojelualueeksi tai hankitaan valtiolle, on ollut erityisen epäsuosittua Euroopan Unionin Natura 2000 -ohjelman toteutuksen jälkeen (Hiedanpää 2002, *Rantala T58*).

### 5.1.2 METSO -ohjelman uudet keinot

Vastauksena uusiin suojeluvaatimuksiin ja samanaikaisiin vaatimuksiin uudelta lähestymistavasta monimuotoisuuden turvaamiseen, METSO -ohjelmaan (Etelä-Suomen... 2002) on sisällytetty uusia suojelukeinoja, joita kokeillaan yksityismetsissä pilottialueilla. Uudet keinot perustuvat maanomistajan vapaaehtoisuuteen. Maanomistaja saa korvauksen luonnonsuojelubiologiset kriteerit täyttävän kohteen määräaikaisesta tai pysyvästä suojelusta.

**Luonnonarvokaupan** kokeiluhanketta on toteutettu Lounais-Suomen metsäkeskuksen hallinnoimana vuodesta 2003 alkaen Satakunnassa ja Lounais-Suomessa. Hanke päättyi vuonna 2007. Luonnonarvokaupassa maanomistaja ylläpitää tai lisää sovittuja luontoarvoja tietyllä kohteella rahoitusta vastaan. Metsänomistaja tekee tarjouksen metsäkeskukselle, joka arvioi tarjottavan kohteen, ja neuvottelee sopimuksesta ja palkkion suuruudesta metsänomistajan kanssa. Sopimus on määräaikainen. Se tehdään 10 vuodeksi metsäkeskuksen kanssa kestävän metsätalouden rahoituslain nojalla tai ympäristökeskuksen kanssa luonnonsuojelulain mukaisesti. Korvaus, jonka suuruus määräytyy kohteen puuston ja luontoarvojen mukaan, maksetaan yhdellä kertaa sopimuskauden alussa. Vuoden 2005 loppuun mennessä luonnonarvokauppasopimuksia oli Satakunnassa ja Lounais-Suomessa tehty yhteensä 93 kpl kattaen 871 ha.

**Tarjouskilpailussa** ympäristöviranomaiset pyytävät maanomistajilta tarjouksia suojeltavista kohteista sekä hintoja, joilla he ovat halukkaita tarjoamaan kohteitaan suojeluun. Tarjouskilpailun avulla pyritään saamaan luonnonsuojelubiologisen kriteeristön mukaisia alueita pysyväisluonteisempaan suojeluun. Maanomistaja voi tarjota aluettaan suojeluun esittämänsä korvausta vastaan. Hän voi myydä alueen valtiolle, joka perustaa siitä pysyvän luonnonsuojelualueen, tai alueesta voidaan muodostaa yksityinen luonnonsuojelualue joko pysyvästi tai 20 vuodeksi. Tarjouskilpailukokeiluhanketta on toteutettu itäisellä Uudellamaalla, Pohjois-Savossa ja lounaisessa Lapissa vuosina 2004–2005. Tarjouskilpailukokeiluhankkeessa oli vuoden 2005 loppuun mennessä hankittu valtiolle 1 kohde (16 ha), perustettu 8 yksityistä suojelualueutta (79 ha) ja tehty 12 määräaikaista (20 vuoden) sopimusta (91 ha).

**Yhteistoimintaverkostojen** tarkoituksena on edistää vapaaehtoista luonnon monimuotoisuuden turvaamiseen liittyvää yhteistoimintaa alueen metsänomistajien parissa. Yhteistoimintaverkostoa kokeillaan vuosien 2004–2006 aikana hakemusten perusteella valituissa neljässä hankkeessa eri puolilla Suomea. Hämeen Metso, Keski-Karjalan lehtoverkosto, Lohjan seudun MetsäVasu ja Merestä metsäksi -hankkeet käyttävät aikaisemmin olemassa olleita suojelumekanismia, mm. kestävän metsätalouden rahoituslain ympäristötukea ja alueen ostamista valtiolle - sekä METSO -ohjelman uusia suojelukeinoja. Yhteistoimintaverkostoissa viranomaiset ja hallinnon organisaatiot tekevät yhteistyötä metsänomistajien, neuvontaorganisaatioiden, oppilaitosten ja järjestöjen kanssa kussakin verkostossa omalla tavallaan järjestäytyneellä kokoonpanolla. Yhteistoimintaverkostopilotissa saadaan kokemuksia eri suojelukeinojen koko kirjon soveltamisesta ja yhteiseen tavoitteeseen tähtäävästä monipuolisesta organisaatioiden yhteistyöstä. Vuoden 2005 loppuun mennessä verkostoissa on toteutettu yhteensä 51 sopimusta (265 ha), joista 31 (183 ha) on luonnonarvokauppasopimuksia.

METSO -ohjelman uudet keinot eroavat perinteisistä Suomessa sovelletuista suojelukeinosta kolmella tavalla: 1) Uudet keinot perustuvat vapaaehtoisuuteen. Metsänomistajat tarjoavat kohteita suojeluun omasta aloitteestaan tai erityisesti suojelun arvoiseksi tunnistetuilta alueilta. 2) Uudet keinot ovat pääasiassa määräaikaisia, tai niiden toteutus vähintäänkin mahdollistaa määräaikaisen suojeluratkaisun. 3) Uusilla keinoilla toteutettua suojelua ei alueellisesti sijoitella etukäteen tapahtuvan ekologisen suunnittelun pohjalta, vaan kohteiden koko ja sijainti pohjautuvat tarjolle tullessiin kohteisiin. Tarjottujen kohteiden puitteissa voidaan tehdä myös ekologisin perustein tapahtuvia valintoja ja sijoitteluratkaisuja.

## 5.2 Ekologiset näkökulmat

### 5.2.1 Uusien keinojen ekologinen vaikuttavuus

Elinympäristöjen väheneminen on lajistollista monimuotoisuutta eniten kaventava tekijä (Pimm ym. 1995). Ekologisesta näkökulmasta uusien keinojen vaikuttavuus perustuu pitkälti niiden kykyyn turvata lajien elinympäristöjen saatavuus. Ensinnäkin vapaaehtoisuuteen perustuvien suojelukeinojen ekologinen vaikuttavuus muodostuu uusilla keinoilla syntyvien suojelualueiden lukumäärästä ja pinta-alasta, eli siitä paljonko ne absoluuttisesti pystyvät tuomaan lisää elinympäristöjä suojelun piiriin. Pilottihankkeiden ja metsänomistajille suunnattujen kyselyjen (Horne ym. 2004, *Matinaho ym. T35, Juutinen ym. T16*) perusteella voidaan tehdä arvioita siitä, kuinka laajaksi metsäisten elinympäristöjen suojelu voisi vapaaehtoisin keinoin kasvaa. Toiseksi säästyvien elinympäristöjen tavoiteltava määrä on suojeltavien kohteiden laadusta olennaisesti riippuva tekijä, joten kohteiden laadun arviointi on tärkeää. Kolmanneksi ekologiset vaikutukset määräytyvät uusilla keinoilla suojelun piiriin saatujen kohteiden sijainnista toisiinsa nähden ja suhteessa muihin suojelutoimiin (esim. suojelualueisiin), mutta tähän liittyvää tutkimusta ei ole tehty.

### 5.2.2 Kohteiden laatu

*Mönkkönen ym. (T41)* vertasivat Satakunnan luonnonarvokaupan sopimuskohteita talousmetsiin ja muihin potentiaalisesti arvokkaisiin yksityismetsäkohteisiin tutkimalla metsän rakennepiirteitä (lahopuun määrä ja laatu) ja lajiston (käävät ja jäkälät) esiintymistä. Luonnonarvokaupan kohteiden laadun voidaan katsoa olevan hyvä silloin, kun määräaikaisen sopimuksen kautta suojelun piiriin tulleet kohteet ovat selkeästi parempia kuin alueen tyypilliset talousmetsät, parempia kuin ne kohteet, joita maanomistaja on tarjonnut luonnonarvokauppaan mutta joista ei ole syntynyt sopimusta, ja yhtä hyviä kuin alueen parhaat suojelemattomat yksityismetsät.

*Mönkkösen ym. (T41)* mukaan voidaan sanoa, että luonnonarvokaupan sopimuskohteet olivat pääosin ekologisesti arvokkaita kohteita. Kohteiden välinen laadullinen vaihtelu oli kuitenkin suurta kaikilla mitatuilla luonnonsuojelubiologisen arvon indikaattoreilla. Luonnonarvokaupan kautta suojelun piiriin tulleilla kohteilla oli keskimäärin enemmän lahoppuuta kuin tutkituissa talousmetsäkohteissa ja sopimukseen päätyttömässä kohteissa. Kohteiden arvioinnin ja sopimusneuvottelujen tuloksena suojelun piiriin siis onnistuttiin saamaan tarjolle tulleista keskimääräistä runsaslahoppuustoisemmat kohteet. Lahoppuustoa sopimuskohteilla oli kuitenkin vähemmän kuin potentiaalisissa kohteissa. Näin ollen tarjolle tulleet kohteet eivät myöskään kaikki sopimuksen piiriin päätyneet kohteet edustaneet kaikkein runsaslahoppuustoisimpia satakuntalaisia suojelemattomia yksityismetsiä. Sopimuskohteet olivat sekä laji- että havaintomäärillä mitattuna laadultaan parempia kuin talousmetsät ja ei-sopimuskohteet. Lisäksi jäkälälajiston osalta sopimuskohteet olivat myös lajirikkaampia kuin Satakunnan alueen parhaat suojelemattomat yksityismetsät.



### 5.2.3 Metsänomistajien kiinnostus uusiin keinoihin

Se, kuinka laajaksi vapaaehtoisuuteen perustuva suojelualueverkosto voi laajeta yksityismetsissä, riippuu ensisijaisesti metsänomistajien halukkuudesta osallistua uusien keinojen mukaisiin suojelutoimiin ja käytettävissä olevasta rahoituksesta. Horne ym. (2004) selvittivät kyselytutkimuksen avulla metsänomistajien näkemyksiä monimuotoisuuden turvaamisesta. Tutkimuksessa kysyttiin periaatteellista hyväksyttävyyttä erilaisille luonnonarvojen tuottamiseen tähtääville toimenpiteille. Siinä suosituin vaihtoehto oli tilan suojelullisesti arvokkaiden metsäalueiden määräaikainen rauhoitus palkkiota vastaan. Tämän vaihtoehdon hyväksyi yli 60 % suomalaisista metsänomistajista.

*Matinaho ym. (T35)* tutkivat erityisesti metsänomistajien osallistumishalukkuutta luonnonarvokauppaan. Matinahon ym. kysely kohdistettiin Etelä-Savon ja Hämeen yksityismetsänomistajille. Neljännes vastanneista ilmoitti olevansa valmis osallistumaan luonnonarvokauppaan joko varmasti tai todennäköisesti ja vastaavasti 54 % ei varmasti tai todennäköisesti osallistuisi metsien suojeluun tällä menetelmällä. Epätietoisia oli noin viidennes vastaajista. Sopimussuojelun hyväksyttävyyttä oli Satakunnassa selvästi suurempaa ja yli 70 % metsänomistajista hyväksyisi sopimukseen perustuvan suojelun (Juutinen ym. 2005). Eroa selittää se, että Juutisen ym. (2005) kysely kohdistui luonnonarvokauppaan kohteita tarjonneisiin metsänomistajiin, joista suuri osa oli ilmeisen tyytyväisiä luonnonarvokaupan toteutukseen. Toisaalta myös laajempi tiedottaminen Satakunnassa, missä kokeiluhanke on toiminut vuodesta 2003 alkaen, on todennäköisesti vaikuttanut metsänomistajien myönteisyyteen.

*Tuuri ja Hannelius (T70)* vertasivat Etelä-Suomen alueella Metsähallitukselle tarjouskilpailuun tai luonnonsuojeluohjelmiin maitaan myyneiden metsänomistajien kokemuksia ja asenteita. Tämän kyselytutkimuksen mukaan METSO -kauppoja tehneet suhtautuivat metsien- ja luonnonsuojeluun myönteisemmin kuin luonnonsuojeluohjelmiin maitaan myyneet metsänomistajat. Ympäristömyönteisyys heijastuikin nimenomaan metsänomistajien aktiivisuutena tarjota omia maitaan luonnonsuojelualueiksi. METSO -kauppoja tehneiden ryhmä suosi vertailuryhmäänsä enemmän sopimukseen perustuvaa suojelua, jossa maapohjan omistus säilyisi edelleen metsänomistajalla.

### 5.2.4 Sopimusten määräaikaisuus ja ekologinen epävarmuus

Uusilla keinoilla toteutettujen sopimusten määräaikaisuus luo epävarmuutta keinojen ekologisista vaikutuksista, mikäli metsänomistajat eivät ole halukkaita uusimaan sopimuksia. Tutkimustiedon (*Juutinen ym. T16*) mukaan noin puolet luonnonarvokauppaan osallistuneista metsänomistajista olisi halukas uusimaan sopimuksen ensimmäisen 10 vuoden sopimuksen jälkeen. Vastaajista 3 % ilmoitti suojelevansa kohteen, vaikka uutta sopimusta ei tehtäisi, toisaalta 3 % ilmoitti kohteen siirtyvän metsätalouskäyttöön. 20 % oli epätietoisia sopimuksen jälkeisestä menettelystä ja 24 % ilmoitti kohteen siirtyvän perillisille. Kyselyn mukaan yli 80 % Satakunnan luonnonarvokauppaan kohteita tarjonneista maanomistajista pitää hyväksyttävänä suojelusopimuksen piirteinä sitä, että sopimusta jatkettaisiin sopimuskauden päätyttyä maanomistajan niin halutessa. Vapaaehtoisilla keinoilla on siis mahdollista saada suojeluun jatkuvuutta, vaikka sopimukset tehtäisiin lyhytaikaisiksi.

Luonnonarvokauppaan osallistuneista metsänomistajista valtaosa (noin 85 %) on valmis hyväksymään käytössä olleen 10 vuoden sopimuksen (*Horne ym. T6*). Noin kolmannes metsänomistajista oli kuitenkin valmis hyväksymään 20 vuoden sopimuksen ja joka kuudes 30 vuoden sopimuksen.

## 5.3 Taloudelliset näkökulmat

### 5.3.1 Kansan- ja aluetaloudelliset vaikutukset

Mäki-Hakola ja Toropainen (2005) (ks. myös *Mäki-Hakola ja Toivonen T38*) arvioivat metsien suojelun vaikutuksia metsäsektorin tuotantoon ja työllisyyteen vuoteen 2008 asti alueellisella ja valtakunnallisella panos-tuotosanalyysillä. Tulosten mukaan uusien keinojen käyttö suojelussa vähentää suojelusta kansantaloudelle aiheutuvia kustannuksia noin puoleen verrattuna luonnonsuojelulain mukaiseen luonnonsuojeluohjelmaan. Esimerkiksi jos 10 % Etelä-Suomen metsistä suojellaan (ns. maksimiskenaario) ja suojelun vaikutuksesta supistunut puun tarjonta voidaan kompensoida tuontipuulla, uusien keinojen vaikutus kokonaistuotantoon on noin 33 miljoonaa euroa ja luonnonsuojelulain mukaisella suojelulla 66 miljoonaa euroa. Nämä ovat pieniä lukuja suhteutettuna metsäsektorin kokonaistuotantoon, joka vuonna 2001 oli 24 453 miljoonaa euroa. Jos tuontipuulla ei voida lainkaan kompensoida suojelun takia alentunutta puun tarjontaa, vaikutukset kokonaistuotantoon ovat 7-8 -kertaiset, mutta silti alle 2 % metsäsektorin kokonaistuotannosta. Aluetaloudelliset vaikutukset vaihtelevat sen mukaan, kuinka paljon supistunutta tarjontaa voidaan korvata tuontipuulla. Kaiken kaikkiaan suojelun aluetaloudelliset vaikutukset eivät metsäkeskustasolla ole kovinkaan merkittäviä.

Metsien suojelun vaikutukset työllisyyteen jäävät pieniksi kaikilla suojelutavoilla suhteessa metsäsektorin työllisyydessä tuotannollisista syistä tapahtuviin muutoksiin erityisesti silloin kun tuontipuu korvaa suojelun takia alentuneen puun tarjonnan (Mäki-Hakola ja Toropainen 2005). Uusilla keinoilla tehtävän lisäsuojelun työllisyysvaikutukset ovat myös noin puolet pienemmät kuin luonnonsuojelulain mukaisen luonnonsuojeluohjelman.

Mäki-Hakolan ja Toropaisen (2005) tutkimuksessa ero talous- ja työllisyysvaikutuksissa vapaaehtoisten keinojen ja luonnonsuojelulain mukaisen suojeluohjelman välillä johtuu erilaisista oletetuista puumarkkinavaikutuksista. Vapaaehtoisen suojelun kautta puumarkkinavaikutukset jäävät pienemmiksi, koska suojelu kohdistuu ympäristömyönteisempien metsänomistajien metsiin, joista osa muutenkin olisi jäänyt hakkuiden ulkopuolelle. Oletusta tukee mm. Juutisen ym. (2005) tulos, että 71 % luonnonarvokauppaan osallistuneista satakuntalaisista metsänomistajista ilmoitti jo aiemmin suojelleensa metsiensä luontoarvoja omaehtoisesti, tavallisimmin jättämällä joitakin osia metsätilastaan metsätaloustoimien ulkopuolelle. Vastaavasti luonnonsuojelulain mukaisella luonnonsuojeluohjelmalla suojelluista metsistä Mäki-Hakola ja Toropainen (2005) oletivat kaikkien olevan metsätalouskäytössä ilman suojeluohjelmaa.



### 5.3.2 Kustannustehokkuus ja -vaikuttavuus

Uusien keinojen eräs tavoite on kustannustehokkuus, jossa tavoitellaan monimuotoisuuden turvaamista mahdollisimman pienin kustannuksin. Koska keinoja toteutetaan tiettyjen resurssien puitteissa, on perusteltua tarkastella myös keinojen kustannusvaikuttavuutta eli sitä, miten kattavasti luontoarvoja turvataan käytettävissä olevien varojen puitteissa.

Määräaikaiset suojelusopimukset voidaan rinnastaa kohteiden vuokraamiseen valtiolle suojelutarkoitusta varten. Kansantalouden kannalta tärkeä kysymys on, kannattaako yhteiskunnan vuokrata kohteet vai olisiko maan osto edullisempi vaihtoehto. Edullisuusvertailun mukaan korkokanta vaikuttaa tilanteeseen, mutta nykyisellä korkotasolla luonnonarvokaupan kokeiluhankkeen kustannukset ovat hyvin samalla tasolla kuin jos kohteet ostettaisiin valtiolle (*Juutinen ym. T17*). Koron noustessa alueen ostamisen suhteellinen edullisuus kasvaa.

Jos suojelualueiden hankintaan käytetään vuosittain vakiomäärä varoja, määräaikaisen suojelun (maan vuokraamisen) ja maan oston edullisuus määräytyy koron lisäksi tarkasteltavan aikajakson pituuden perusteella. Vuokraamalla saadaan suojelun piirin aluksi laajempi suojelualueverkko kuin ostamalla, koska hehtaarikohtainen kustannus on vuokraamisessa (luonnonarvokaupan kangasmetsäkohteilla noin 170 euroa/ha/v) alhaisempi kuin ostossa (uudistuskypsan metsämaan hinta keskimäärin 7 200 euroa/ha). Määräaikaisien sopimuksien uusimisen aiheuttamista kuluista kuitenkin seuraa se, että suojelualueverkon kokoa ei voida enää kasvattaa annetussa kustannuskehityksessä ensimmäisen sopimuskauden päättyessä, vaan käytettävissä olevat varat kuluvat sopimusten uusimiseen (olettaen etteivät sopimuksista maksettavat korvaukset olennaisesti laske). Lisäksi maan vuokraamisesta aiheutuu pysyvä kustannus, kun taas maan ostossa hankintakustannukset loppuvat kun tavoiteltu suojelun taso on saavutettu. Määräaikaisen sopimuksen etuna on joustavuus tavoitteiden suhteen. Mikäli suojelutavoitteet muuttuvat sopimuskauden aikana, voidaan uudet sopimukset suunnata vastaamaan muuttuneita tavoitteita.

Ollennainen tekijä kustannustehokkuudessa ja -vaikuttavuudessa on markkinoiden toimivuus eli se, määräytyykö metsänomistajalle maksettava korvaus puhtaasti tehokkaiden markkinoiden perusteella. Näin ei luonnonarvokaupan kokeiluhankkeessa ainakaan hankkeen kahtena ensimmäisenä toimintavuotena ole kuitenkaan tapahtunut. Markkinoiden yksi tunnusmerkki on markkinaosapuolten täydellinen informaatio markkinoille tulevien tuotteiden ja palveluiden hinnoitteluperusteista, minkä perusteella ostajat (ja myyjät) voivat vertailla tuotteita ja palveluita keskenään. Kokeiluhankkeiden toteutuksessa nämä oletukset eivät ole olleet voimassa. Ensinnäkin metsänomistaja on pyritty kohteilemaan tasapuolisesti heidän puutteellisten tietojensa vuoksi yhdenmukaistamalla hintoja, eikä ensisijaisesti nostamalla metsänomistajien tietotasoa omien metsiensä suojeluarvoon liittyen. Samalla hankkeissa ei juuri ole tehty metsänomistajien kilpailuttamista (*Juutinen 2005*). Toiseksi joissakin kokeiluhankkeissa sopimukset kohteista on tehty yksitellen tarjousten saapumisen jälkeen. Tämä ei ole sallinut kohteiden arvon vertailua, eikä ole välttämättä johtanut kustannustehokkaaseen kohdeverkostoon. Kohteiden monimuotoisuus-kustannus -suhde on ollut joissakin kohteissa tavoiteltua heikompi (*Punkka ja Salo T53*).

Luonnonarvokaupassa, jossa nimenomaisesti maksetaan korvausta tuotetuista luonnonarvoista, kustannustehokkuus riippuu osin siitä, kuinka hyvin kaupankäynnissä pystytään paljastamaan ympäristömyönteiset metsänomistajat, jotka omistavat ekologisesti arvokkaita kohteita ja ovat valmiita suojelemaan ne suhteellisen alhaisella korvauksella. Suojelumyönteisyys siis realisoituisi korvauspyynnöissä. *Juutisen (T17)* mukaan voidaan päätellä, että metsänomistajien ympäristömyönteisyys ei ole realisoitunut alhaisina palkkioina luonnonarvokaupassa. Kun luonnonarvokaupan kokeilusta saadun aineiston ja kyselytutkimuksen avulla (*Mäntymaa ym. T39*) verrattiin metsänomistajien palkkiovaatimuksia metsän puuston todelliseen arvoon, havaittiin, ettei näiden välillä ollut riippuvuutta juuri lainkaan. Tulos voidaan tulkita siten, että luonnonarvokaupaan osallistuneet metsänomistajat eivät ole esittäneet metsän todellista arvoa kuvaavaa korvausta esimerkiksi ympäristömyönteisyytensä takia. Saman tarkastelun muutkin tulokset antavat viitteitä siitä, että metsänomistajien preferenssit alentaisivat heidän palkkiovaatimuksiaan. Myös Hornen (2006) tutkimuksen tulokset tukevat johtopäätöstä, että metsänomistajan mieltymyksillä on selkeä vaikutus metsien suojelusta esitettyyn korvauspyyntöön.

## 5.4 Sosiaaliset ulottuvuudet

### 5.4.1 Metsänomistajien asenteet ja uusien keinojen hyväksyttävyys

Metsänomistajat eivät tutkimusten perusteella hyväksy viranomaislähtöisyyttä ja viranomaisen puolelta tulevia aloitteita (*Rantala T58, Paloniemi ym. T45, Koskela ym. T22*). Kielteistä asennetta erityisesti ympäristöviranomaisilta tuleviin aloitteisiin selitetään aikaisemmillä kokemuksilla, mm. Natura 2000 -ohjelman toteutuksen yhteydessä, sekä ympäristöviranomaisen etäisyydellä. Metsänomistajat asioivat mieluiten tutuksi tulleiden ja luotettavaksi todettujen metsäsektorin tahojen kanssa (*Juutinen ym. T16, Paloniemi ym. T45 ja T46, Leskinen ja Borg T28*). Yksi syy viranomaislähtöisyyden vieroksumiselle on sen liittäminen metsänomistajan omaisuutta koskevan päätäntävällän rajoittamiseen (*Rantala T58*). Kielenkäyttöön yleistynyt "pakkosuojelu" -termi ilmentää tätä erittäin negatiiviseksi koettua lähestymistapaa.

Pakkosuojelun vastakohtaksi käsitetty metsänomistajalähtöisyys on osoittautunut keskeiseksi hyväksyttävyyden perustaksi sekä haastattelu- että kyselytutkimusten perusteella (*Horne ym. T6, Juutinen ym. T16, Paloniemi ym. T46*). Suojelutoimien vapaaehtoisuutta pidetään erittäin tärkeänä (*Horne ym. T6, Juutinen ym. T16, Koskela ym. T22, Paloniemi ym. T45*). Vapaaehtoisuus on yhtäältä pakon vastakohta, toisaalta se liittyy motivaatioon (*Oksanen ja Kumpula T43*). Oksanen ja Kumpulan mukaan vapaaehtoista toimintaa voivat motivoida altruistiset (eettiset) tai rationaalisen toiminnan näkökulmat (kannustimet). Poliitiikan toteutukseen suunnitellut ohjaukskeinot, kuten luonnonarvokaupan ja tarjouskilpailun puitteissa maksetut korvaukset toimivat kannustimina. Pohjautuen metsänomistajien motivaatioon maksimoida metsistä saamansa hyötyä - tai vähintään lisätä hyötyä - kannustimet edistävät vapaaehtoista suojelua. Tutkimusten perusteella määräaikainen suojelu taloudellista korvausta vastaan, ikään kuin yhtenä metsän taloudellisena käyttömuotona, on suosituin suojelukeino metsänomistajakunnan näkökulmasta (*Horne ym. 2004, Juutinen ym. T16, Paloniemi ym. T45*). Pääosalle metsänomistajista taloudellinen korvaus on edellytys organisoituun vapaaehtoiseen suojeluun osallistumiselle (*Horne ym. T6, Juutinen ym. T16*). Taloudellisten

kannustinten suosio ei sen sijaan kuvaa metsänomistajan valmiutta jättää osa metsäalueestaan käsittelemättä epävirallisesti ilman korvausta (*Paloniemi ym. T45*), mitä metsänomistajat ovat tehneet ennen METSO -ohjelmaa (*Juutinen ym. T16*).

## 5.4.2 Tieto ja informaatio-ohjaus

Suojelun toteutukseen käytettävän keinon hyväksynnän taustalla näyttää vaikuttavan kyseiseen keinoon liittyvä tiedon taso niin kokeiluhankkeissa (*Paloniemi ym. T47*) kuin laajemmin yhteiskunnassakin (*Vierikko ym. T74, Karppinen T19*). Yhteistoimintaverkostohankkeissa on havaittu selkeä yhteys tiedon lisäämiseen tähtävien toimenpiteiden ja sopimusten määrillä mitattujen lyhyen tähtäimen suojelutulosten välillä (*Primmer ja Keinonen T51*). Myös tulokset luonnonarvokaupan suosiosta Satakunnan alueella (*Juutinen ym. T16*) verrattuna kiinnostukseen muualla (*Matinaho ym. T35*) kielivät tiedotuksen ja tiedon lisääntymisen yhteydestä hyväksyttävyyteen. *Juutisen ym. (T16)* mukaan luonnonarvokauppakokeiluhankkeeseen onkin ensimmäisenä osallistunut joukko aktiivisia metsänomistajia, joiden koulutus ja tietopohja ovat riittävää uuteen toimintaan osallistumiselle. Nämä havainnot puoltavat voimakasta tiedotus- ja koulutuspanosta uuden keinon käynnistämisen yhteydessä, ja voivat osaltaan selittää myös viranomaislähtöiseen, vähemmän tiedon välitykseen pohjautuvaan suojeluun liittyviä kielteisiä käsityksiä.

Tiedon kartuttamisen lisäksi tärkeää on tiedon hallinta ja käyttäminen ratkaisujen tukena. Uusien keinojen kokeilu perustuu markkinamekanismien soveltamiseen suojeluratkaisuissa. Koska markkinoihin pohjautuvissa suojeluratkaisuissa osapuolilla tulisi olla tieto kohteen arvosta, on metsänomistajan tiedollisten edellytysten tunnistaminen tärkeää. Metsänomistaja voi ymmärtää kohteensa luonnonsuojelullisen arvon suhteessa muihin metsän käytön arvoihin metsäsuunnittelujärjestelmillä tuotetun päätöstuen avulla (*Kurttila ym. T25*). Vastaavat monikriteeriset päätösanalyttiset järjestelmät voivat tukea ostajana tai vuokraajana toimivaa osapuolta kohteiden valinnassa (*Kurttila ym. T25, Punkka ja Salo T53*).

## 5.4.3 Yhteistyö

Metsänomistajat eivät lähtökohtaisesti ole kovin innostuneita naapuriyhteistyöstä luonnonsuojelussa (*Leskinen ja Borg T28, Koskela ym. T22, Primmer ja Keinonen T51*). Syitä vähäiselle innostukselle on halu säilyttää päätäntävalta, ja usko yhteistoiminnan vähäiseen merkitykseen luonnon monimuotoisuuden turvaamisessa (*Koskela ym. T22, Leskinen ja Borg T28*). Yhteistoimintaverkostoissa on pyritty edistämään metsänomistajien välistä yhteistyötä, mutta selkeää näyttöä kasvavasta halusta yhteistoimintaan ei ole toistaiseksi saatu (*Leskinen ja Borg T28, Koskelan ym. (T22)* mukaan niitä maanomistajia, jotka olisivat kiinnostuneita yhteistoiminnasta, kannustavat ekologisten motivaatioiden lisäksi mahdollisuudet lisätä päätäntävaltaa. Muualla maailmassa havaittua metsänomistajien välistä yhteistyötä edesauttavat heidän jakamansa intressit, joita voidaan yhdessä edistää (Kittredge 2005). Tällaista motivaatiota asiantuntijaneuvontaan pohjautuvassa autonomisten metsänomistajien hallitsemassa suomalaisessa yksityismetsätaloudessa on havaittavissa vähän. Yhteistyö hallinnon vahvasti ohjaamassa järjestelmässä onkin ensisijaisesti organisaatioiden välistä.

Parhaimmillaan uusien toimintamallien kehittäminen voi motivoida yhteistyötä yli organisaatio-, toimija- ja tilanrajojen. Luonnonarvokauppa -pilottihankkeessa on kehitetty vapaaehtoista, markkinapohjaista suojelukeinoa vuoropuhelussa eri toimijoiden kesken (*Paloniemi ym. T47*). Myös yhteistoimintaverkosto -hankkeet ovat lisänneet organisaatioiden välistä yhteistyötä ja edistäneet hallinnonalojen välistä yhteisymmärrystä sekä metsätalouden ja luonnonsuojelun tavoitteiden yhtäaikaista käsittelyä (*Primmer ja Keinonen T51, Leskinen ja Borg T28*). Yhteistoimintaverkostoissa ja luonnonarvokaupassa on opittu metsäluonnon monimuotoisuudesta paikallisesti, esimerkiksi alueen erityispiirteiden merkityksestä. Toisaalta monimuotoisuudesta ja sen turvaamisen edellytyksistä on opittu yleisellä tasolla. Lisäksi hankkeissa on opittu mukana olevien toimijoiden toimintatavoista, ja niiden taustalla olevia periaatteita on opittu ymmärtämään. (*Primmer ja Keinonen T51, Leskinen ja Borg T28, Paloniemi ym. T46*). Erittäin positiivisina pidetyt kokemukset metsä- ja ympäristösektorien organisaatioiden välisen hyväksynnän kehittymisestä heijastuvat vain osittain metsänomistajien näkemyksiin. Metsänomistajat haluavat pääasiassa asioida metsäsektorin toimijoiden kanssa (*Paloniemi ym. T45*). Tällaisessa yhteistyötilanteessa ympäristöorganisaatiot ovat nimenomaan hallinnollisia yhteistyökumppaneita, eivätkä metsänomistajia suoraan ohjaavia tai palvelevia tahoja. *Koskelan ym. (T22)* mukaan ympäristöviranomaisten mukanaolo saattaa vähentää metsänomistajien kiinnostusta myös keskinäiseen yhteistyöhön.

## 5.5 Päätelmät

### 5.5.1 Ekologinen vaikuttavuus

Tutkimustieto luonnonarvokaupan ekologisesta vaikuttavuudesta Satakunnassa kertoo, että uusilla keinoilla on saatavissa ekologiselta laadultaan arvokkaita alueita suojelun piiriin, vaikkakin sopimukseen päätyneissä kohteissa on paljon vaihtelua mitatuissa ekologisissa arvoissa (*Mönkkönen ym. T41*). Suuri laadun vaihtelu viittaa siihen, että luonnonsuojelubiologisten kriteerien täyttymisen arviointia kohteiden valinnassa tulisikin edelleen tarkentaa. Kustannustehokkuuden näkökulmasta korvauksen suuruuden tulisi vaihdella siten, että ekologisesti arvokkaimmista kohteista maksetaan metsänomistajalle suurempi korvaus kuin vähemmän laadukkaista kohteista. Luonnonarvokaupassa tämä on rakennettu sisään korvausperusteisiin ja korvaus määräytyy osittain ekologisen laadun perusteella. Tarjouskilpailussa kohteiden ekologinen laatu ei vaikuta korvauksen suuruuteen, mikäli metsänomistaja ei hintapyyntöä tehdessään huomioi tätä. Vapaaehtoisuuteen perustuvien keinojen osalta tulisikin pohtia tarkemmin kriteerien ja maksettavan korvauksen välistä suhdetta. Korvauksen painottuminen ekologiisiin arvoihin kannustaisi metsänomistajia nimenomaan niiden tuottamiseen.

Sopimuskohteiden laadun lisäksi ekologinen vaikuttavuus riippuu siitä, kuinka laajaan suojeluun vapaaehtoisin keinoin ja käytettävissä olevan rahoituksen puitteissa voidaan päästä. Uusien keinojen ekologista vaikuttavuutta määrällisestä näkökulmasta, eli suojeltujen kohteiden lukumäärän tai kokonaispinta-alan perusteella, ei voida vielä arvioida, koska kokeiluhankkeiden tavoite on ollut kehittää ja testata toimintatapoja käytännössä eikä voimavaroja uusien keinojen koko suojelupotentiaalin käyttöönottoon ole ollut olemassa. Mikäli markkinat todellisuudessa alkavat toimia ja kysyntää

(yhteiskunnan suojeluun kohdentamia voimavaroja) ja tarjontaa (metsänomistajien halukkuutta) on riittävästi, uusien keinojen ekologinen vaikuttavuus laajenee huomattavasti kokeiluhankkeiden laajuudesta. Uusien keinojen mahdollista laajuutta voidaan arvioida kyselytutkimusten (Horne ym. 2004, Juutinen ym. 2005, *Matinaho ym. T35*) perusteella, joiden mukaan metsänomistajien halukkuus osallistua vapaaehtoiseen metsien suojeluun uusilla keinoilla on melko laajaa ja merkittäviä määriä metsiä voitaisiin saada suojelun piiriin tätä kautta.

Mikäli uusien keinojen ekologista vaikuttavuutta tarkastellaan puhtaasti syntyneiden sopimusten yhteenlasketun pinta-alan ja laadun näkökulmasta, unohdetaan vapaaehtoisuuteen perustuvien keinojen perusajatus eli markkinoiden synnyttäminen monimuotoisuushyödykkeille ja niihin pohjautuville palveluille. Uudet keinot tarjoavat metsänomistajille vaihtoehtoisen ja muita käyttömuotoja täydentävän tavan ansaita toimeentuloa metsistään. Tällöin metsänomistaja voi aidosti punnita, millaisia tuotteita ja palveluja hän metsissään haluaa tuottaa. Ennallistaminen eli luontoarvojen aktiivinen tuottaminen osassa metsiä voi käydä kannattavaksi toiminnaksi, joka voidaan hoitaa esimerkiksi harvennushakkuiden yhteydessä. Mikäli markkinat todellisuudessa alkavat toimia ja kysyntää ja tarjontaa on riittävästi, uusien keinojen ekologinen vaikuttavuus laajenee huomattavasti ja se olisi tällöin suurempi kuin kunakin ajanhetkenä sopimuksen piirissä olevien kohteiden määrän ja pinta-alan perusteella voidaan arvioida. Uusien keinojen ekologinen vaikuttavuus on riippuvainen myös muiden käytössä olevien suojelukeinojen laajuudesta (katso luku 6).

Vapaaehtoisesti suojellut alueet saattavat paikallisesti ja tiettyinä ajanjaksona olla tärkeitä metsien suojelualueverkon täydentäjiä, mutta alueiden merkitystä pitkällä aikavälillä heikentää kuitenkin niiden epävarma suojeluasema, jonka seurauksena alueiden ekologinen arvo voi muuttua nopeasti sopimuskauden päätyttyä. Mikäli uudet keinot johtavat jatkuvasti ja laaja-alaisesti muuttuvaan suojelukohteiden joukkoon, ekologinen vaikuttavuus on kohteiden laadun ja määrän perusteella arvioitua pienempi. Lyhyet määräaikaikaiset, esim. luonnonarvokauppakohteiden 10 vuoden sopimukset eivät ole yhteensopivia sen seikan kanssa, että huonosti leviävien lajien populaatioiden säilyminen vaatii pysyviä ja vakaita olosuhteita. Lisäksi monet ekologisesti tärkeät piirteet vaativat pitkiä aikoja kehittyäkseen, esimerkiksi puun lahoamisjatkumon syntyminen, kelopuun, ja puuston eri-ikäisrakenteisuuden muodostuminen tai suurikokoisten iäkkäiden puuyksilöiden kehittyminen kestää vuosikymmeniä. Mikäli kohteet sopimuskauden jälkeen siirtyvät normaaliin talouskäyttöön, uudet keinot voivat johtaa ekologiseen tehostomuuteen. Pitkiä prosesseja vaativien rakennepiirteiden ja elinympäristöjen näkökulmasta kovin nopeasti vaihtuva sopimuskohteiden verkosto ei ole tehokas.

Ekologisen epävarmuuden arvioimiseksi on olennaisen tärkeää tietää, mitä kohteille todennäköisesti tapahtuu sopimuskauden päätyttyä. Tutkimustulosten mukaan noin puolet esim. luonnonarvokaupan kohteista tulee ensimmäisen sopimuskauden päättyessä uudelleen tarjolle, mikä vähentää määräaikaaisuudesta johtuvaa epävarmuutta. Lisäksi monet metsänomistajat ovat valmiita tekemään nyt luonnonarvokaupassa käytössä ollutta 10-vuotista sopimusta pidempiä sopimuksia. Tarjouskilpailukohteiden sopimukset ovat pysyviä tai 20 vuotta kestäviä. Sopimusten pituutta kasvattamalla voidaan hallita vapaaehtoisuuteen perustuvan suojelun ekologista epävarmuutta.

Toinen keskeinen sopimusten pituuteen liittyvä kysymys on, ovatko suojelun perusteena olevat ekologisesti arvokkaat piirteet luonteeltaan hitaasti kehittyviä (ks. yllä) vai dynaamisia. Dynaamisia piirteitä sisältäviä kohteita ovat erilaiset nuoret ja ohimenevät sukkessiovaiheet kuten kulotetut tai muuten palaneet metsät, joissa on runsaasti hiiltynyttä puuainesta, koivikkoiset tai haavikkoiset sukkessiovaiheet sekä tulvimisen tai maankohoamisen seurauksena syntyneet sukkessiometsät. Valtaosan luonnonsuojelubiologisista kriteereistä (Etelä-Suomen... 2003), joita on käytetty vapaaehtoisuuteen perustuvien kohteiden laadun arvioinnissa, voidaan katsoa edustavan hitaasti kehittyviä rakennepiirteitä. Dynaamisia piirteitä korostetaan lähinnä täydentävissä kriteereissä. Tämän seurauksena esimerkiksi Satakunnan luonnonarvokaupan kokeiluhankkeen kohteet ovat pääasiassa runsaslahopuustoisia kangasmetsiä (65 % kaikista sopimuskohteista) ja korvausta on maksettu pääasiassa hitaasti kehittyvistä piirteistä (lahopuu ja järeät puuyksilöt). Vastaavasti palanutta puuta on kohteilla ollut hyvin vähän eikä sen esiintyminen siten ole paljoakaan vaikuttanut kohteista maksettaviin korvauksiin (Gustafsson ym. 2005).

Koska metsäomistajien mieltymykset sopimusten pituuden suhteen vaihtelevat, voitaisiin harkita vapaaehtoisten keinojen käytäntöihin joustavuutta esimerkiksi siten, että hitaasti kehittyviä rakennepiirteitä ja niihin liittyviä ekologisia arvoja sisältäville kohteille pyrittäisiin tekemään pidemmät tai jopa pysyvät sopimukset. Nopeasti muuttuvia rakennepiirteitä voitaisiin suojella nimenomaan nyt kokeilluilla kymmenenvuotuisilla sopimuksilla. Samoin metsäiset perinnebiotoopit, missä luontoarvojen säilyminen vaatii jatkuvia hoitotoimia, sopivat hyvin määräaikaisten suojelusopimusten piiriin.

### 5.5.2 Sosioekonomiset kysymykset

Taloudellisessa mielessä luonnonarvokaupan kaupankäynti ei ole aina toiminut tehokkaimmalla mahdollisella tavalla, koska metsänomistajia ei tietoisesti kilpailutettu (Juutinen 2005) ja joissakin kokeiluhankkeissa sopimukset kohteista on tehty yksitellen tarjousten saapumisen jälkeen, mikä on vaikeuttanut kohteiden luontoarvojen ja korvauksen suuruuden vertailua. Suojeluviranomainen voisi tehostaa kaupankäyntiä odottamalla useita tarjouksia ennen sopimusten tekoa. Tämä helpottaisi kohteiden kustannus-hyöty vertailua ja tavoitteiden mukaisen verkoston luomista sekä varmistaisi sopimusten suuremman tasapuolisuuden, koska kaikki kohteet arvioitaisiin saman tietotason ja budjetin tilanteessa (Juutinen 2005, Juutinen ym. T17, Punkka ja Salo T53). Metsänomistajat eivät lisäksi ole useinkaan esittäneet omaa korvauspyyntöään neuvotteluiden alussa, ja tämän vuoksi neuvottelut on käynnistetty suojeluviranomaisen tekemän hinta-arvion pohjalta. Kokemus korvauksen määrittelyn vaikeudesta on rajoittanut eniten halukkuutta tehdä hintapyyntö itse (Juutinen ym. 2005). Metsänomistajien tiedottaminen metsiensä ekologisista ja taloudellista arvoista sekä erilaisten päätöksen tekoa tukevien järjestelmien kehittäminen ja soveltaminen (Kurttila ym. T25) parantaisivatkin vapaaehtoisuuteen perustuvien suojelukeinojen taloudellista tehokkuutta. Hyvä tietopohja ja arviointia helpottavat järjestelmät lisäisivät osaltaan metsänomistajan päätäntävaltaa.

Samalla, kun tarvitaan lisää tietoa ja järjestelmiä vankentamaan metsänomistajien tietopohjaa, on tärkeää tarkastella niitä elinkeinomahdollisuuksia, jotka liittyvät

nimenomaan tiedon hallintaan. Metsänomistajaa tiedollisesti tukevien tahojen mahdollinen joukko kattaa viranomaisten ja metsänhoitoyhdistysten lisäksi myös puuta ostavat yritykset ja niiden suunnittelupalvelut sekä metsäpalveluyrittäjät (Wolf ja Primmer 2006). Tarvitaan lisää tietoa siitä, miten ja millaisin kannustimin luonnon monimuotoisuuden turvaaminen voisi muodostua yhdeksi organisaatioiden toiminnan painopisteeksi. Lisäksi tulisi selvittää, miten yksityiset ja julkiset organisaatiot pystyisivät sovittamaan yhteen monimuotoisuuden turvaamiseen liittyviä tehtäviään sekä parantamaan edellytyksiään ratkaista mahdollisia ristiriitoja (Hukkinen 1999).

Metsänomistajat ja eri sektorien toimijat ovat valmiit soveltamaan uusia monimuotoisuuden turvaamisen keinoja. Uusien keinojen hyväksyttävyyys perustuu ensisijaisesti metsänomistajan päätäntävällän säilyttämiseen; hän pääasiassa tekee aloitteen suojelusta, hänellä on mahdollisuus muotoilla kohteen arvostus hintapyyntöksi, ja hän viime kädessä päättää, hyväksyykö sopimuksen. Metsänomistaja säilyttää päätäntävällän myös tarjotessaan kohdetta pysyvään suojeluun. Myös suojelusopimusten määräaikaisuus lisää metsänomistajan päätäntävaltaa, koska hän sitoutuu rajalliselle aikajaksolle. Taloudellinen korvaus suojelusta on metsänomistajalle tärkeä peruste uusien keinojen hyväksynnälle, koska se tekee suojeluvaihtoehdosta yhden taloudellisen toiminnan muodon.

Osaltaan metsänomistajien omaehtoisuuden ja päätäntävällän suuri arvostus aiheuttaa edelleen haasteita tilanrajat ylittävien kohteiden suojelulle. Metsänomistajien yhteistoiminnan edistämisen kannustimista tarvitaan lisää tietoa. Kannustimia voivat olla taloudellisen korvauksen lisäksi tiedon lisääntyminen, ja siitä seuraava päätösautonomian paraneminen ja vähenevä riippuvuus viranomaisen antamasta tiedosta.

Metsänomistajien ja kokeiluhankkeisiin osallistuneiden organisaatioiden edustajien kokemukset uusista keinoista sekä kokeilussa muodostuneista uusista kommunikointikanavista ja sosiaalisesta oppimisesta ovat myönteisiä. Kaiken kaikkiaan kokeiluhankkeissa kertynyt tieto edistää uusien keinojen hyväksyttävyyttä ja sovellettavuutta. Tiedon lisääntyminen vähentää ennakkoluuloja ja lisää hallinnan tunnetta niin metsänomistajien kuin viranomaisten ja muiden organisaatioidenkin parissa. Hankkeisiin liittynyt voimakas tiedotuspanos on tämän perusteella hyvin perusteltu.

## KIRJALLISUUS

- Etelä-Suomen metsien monimuotoisuusohjelman luonnonsuojelubiologiset kriteerit. Kriteeriyöryhmä 2003. Suomen ympäristö 634.
- Etelä-Suomen, Oulun läänin länsiosan ja Lapin läänin lounaisosan metsien monimuotoisuuden turvaamisohjelma. 2002. Etelä-Suomen metsien suojelutoimikunnan mietintö. 27.6.2002. 53 s.
- Gustafsson, L., Uimonen, J. & Nummi, T. 2005. Luonnonarvokauppa 2005. Luonnonarvokaupan kokeilun vuosiraportti. Moniste 16 s. + liite. [Verkkajulkaisu] Saatavissa: [www.mmm.fi/metsou/uudet\\_suojelun\\_keinot/luonnonarvokauppa/LAK-raportti\\_2005.pdf](http://www.mmm.fi/metsou/uudet_suojelun_keinot/luonnonarvokauppa/LAK-raportti_2005.pdf) [Viitattu 2006].
- Harkki, S., Savola, K., & Walsh, M. (toim.) 2003. Palaako elävä metsä? Metsien suojelun tavoitteita 2000-luvun Suomessa. BirdLife Finland. Yliopistopaino. Helsinki, 112 s.
- Heikkinen, R., Puntila, P., Virkkala, R. & Rajasärkkä, A. 2000. Suojelualueverkoston merkitys metsälajistolle: lehtojen putkilokasvit, metsien lahoppukovakuoriaiset, havu- ja sekametsien linnut. Suomen ympäristö 440.
- Hiedanpää, J. 2002. European-wide conservation versus local well-being: the reception of the Natura 2000 Reserve Network in Karvia, SW-Finland. *Landscape and Urban Planning* 61: 113–123.



- Horne, P. 2006. Forest owners' Acceptance of Incentive Based Forest Policy Instruments in Forest Biodiversity Conservation - A Choice Experiment Based Approach. *Silva Fennica*. 40: 169–177.
- Horne, P., Koskela, T. & Ovaskainen, V. (toim.) 2004. Metsänomistajien ja kansalaisten näkemykset metsäluonnon monimuotoisuuden turvaamisesta. *Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja* 933. 110 s.
- Hukkinen, J. 1999. *Institutions of Environmental Management: Constructing mental models and sustainability*. Routledge. 226.
- Juutinen, A. 2005. Luonnonarvokaupan kustannustehokkuus: kokeiluhanke Lounais-Suomen metsäkeskuksen alueella. *Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja* 2/2005: 163–174.
- Juutinen, A., Horne, P., Koskela, T., Matinaho, S., Mäntymaa, E. & Mönkkönen, M. 2005. Metsänomistajien näkemyksiä luonnonarvokaupasta: kyselytutkimus luonnonarvokaupan kokeiluhankkeeseen osallistuneille. *Metlan työraportteja* 18. 57 s. [Verkkajulkaisu] Saatavissa: <http://www.metla.fi/julkaisut/workingpapers/2005/mwp018.pdf> [Viitattu 2006].
- Kittredge, D. B. 2005. The cooperation of private forest owners on scales larger than one individual property: international examples and potential application in the United States. *Forest Policy and Economics* 7: 671–688.
- Lehtonen, E., Kuuluvainen, J., Pouta, E., Rekola, M. & Li, C-Z 2003. Non-market benefits of forest conservation in southern Finland. *Environmental Science & Policy* 6: 195–204.
- Metsä soikoon! Tietoa päättäjille Etelä-Suomen metsien suojelusta. WWF 2002. 24 s.
- Metsien suojelun tarve Etelä-Suomessa ja Pohjanmaalla 2000. Etelä-Suomen ja Pohjanmaan metsien suojelun tarve -työryhmän mietintö. Ympäristöministeriö. *Suomen ympäristö* 437, 283.
- Mäki-Hakola, M. & Toropainen, M. 2005. Metsien suojelun vaikutukset tuotantoon ja työllisyyteen – alueellinen ja valtakunnallinen panos-tuotosanalyysi. PTT:n raportteja N:o 194.
- Pimm, S. L., Russell, G. J., Gittleman, J. L. & Brooks, T. M. 1995. The future of biodiversity. *Science* 269: 347–350.
- Walsh, M. & Hanski, I. 2004. How Much, How to? Practical tools for Forest Conservation. BirdLife European Task Force. Latvia. 48.
- Virkkala, R. 1996. Metsien suojelualueverkon rakenne ja kehittämistarpeet – ekologinen lähestymistapa. *Suomen Ympäristö* 16.
- Wolf, S. A. & Primmer, E. 2006. Between incentives and action: an assessment of biodiversity conservation competencies for multifunctional forest management in Finland. *Painossa*.



# LUKU 6.

## EKOLOGISIA NÄKÖKULMIA MONIMUOTOISUUDEN TURVAAMISESSA VALTAKUNNALLISESTI JA ALUEELLISESTI

Jari Kouki, Janne S. Kotiaho ja Pekka Punttila

Tässä luvussa tarkastellaan niitä alueellisia ja ajallisia ekologisia tekijöitä, jotka vaikuttavat Etelä-Suomen metsien monimuotoisuuden suojelun mahdollisuuksiin, edellytyksiin ja seurauksiin. Aiemmissa luvuissa samoja asioita on sivuttu ja käsitelty empiiristen tapaustutkimusten kautta erikseen sekä suojelualueiden (luku 2) että talousmetsien (luku 4) näkökulmasta. Lähtökohta tässä luvussa on, että monimuotoisuuden suojelun ekologisesti parhaat ratkaisut yhdistävät sekä talousmetsien että suojelualueiden myönteiset vaikutukset. Lisäksi käsitellään erilaisia alueellisia ja ajallisia ilmiöitä, jotka ovat muovanneet metsien ekologisia ominaisuuksia. Ne saattavat vaikuttaa vielä vuosikymmenien ajan metsien paikallisiin ominaisuuksiin ja lajien elinmahdollisuuksiin.

### 6.1 Johdanto

Vaikka Etelä-Suomi sijoittuu kokonaisuudessaan yhteen pääkasvillisuusvyöhykkeeseen, vaihtelevat alueen ekologiset ominaisuudet merkittävästi. Vaihtelu aiheutuu luontaisista, elinympäristöjen ja ekosysteemien luonteenpiirteistä, jotka kytkeytyvät pääasiassa seudun ilmastoon ja viljavuuteen. Ekologisten ominaisuuksien vaihtelu on kuitenkin osittain seurausta myös ihmisen toiminnasta: eri alueiden maankäyttö on ollut erilaista ja aiheuttanut selviä, ekologisesti olennaisia eroja alueiden vallitseviin luonnonoloihin. Maankäytön vaihtelun takia myös metsien eliölajiston ja elinympäristöjen monimuotoisuus vaihtelee tavalla, joka heijastaa ihmisen vaikutusta. Erilaisen maankäytön seurauksena myös metsien eliölajiston ja monimuotoisuuden suojelun ongelmat ja tehokkaat ratkaisut edellyttävät alueiden välisten erojen huomioimista monimuotoisuuden suojelussa.

Yleisesti tarkasteltuna Etelä-Suomen luonnonalueiden ja erityisesti metsien käyttö on ollut erittäin intensiivistä jo vuosikymmenien, paikoin jopa vuosisatojen ajan. Vaikka metsien alkuperäinen puulajikoostumus on valtaosin säilynyt samanlaisena vuosisatojen tai -tuhansien ajan, ovat metsien ekologisesti tärkeät rakennepiirteet muuttuneet ratkaisevasti etenkin viimeisen 50–100 vuoden aikana (Kouki ym. 2001, Löfman ja Kouki 2001, 2003).

Ylivoimaisesti suurin osa maan eteläisen osan metsistä on edelleen voimaperäisen metsätalouden aluetta, ja suojelualueiden osuus Etelä-Suomen alueen metsien pinta-alasta on keskimäärin vain noin 1 %, ja joillakin seuduilla korkeintaan vain muutamia prosentteja (luku 2). Huomattava osa metsien eliölajistosta tulee toimeen myös talousmetsien olosuhteissa, mutta varsin suuri, usean sadan lajin joukko on sellaisia, joiden elinympäristöjä ei ilman erityistoimia pystytä ylläpitämään nykyisessä eteläsuomalaisessa

metsämaisemassa. Nämä lajit ovat viime vuosikymmeninä luokiteltu uhanalaisiksi (Rassi ym. 2001) tai ovat tulossa uhanalaisiksi sukupuuttovelan realisoituessa (Hanski 2000).

Toistaiseksi Etelä-Suomen metsät jakautuvat melko jyrkästi toisaalta puuntuotantoon tähtäävän metsätalouden alueisiin ja toisaalta suojelualueiden metsiin. Käytännössä kuitenkin ainakin osaa talousmetsistä hoidetaan tavalla, joka ei hyödynnä puuston kasvu- ja tuottomahdollisuuksia tehokkaimmalla mahdollisella tavalla. Lisäksi pieni osa Etelä-Suomen metsistä on mm. virkistysalueita, joilla hakkuiden voimakkuus on usein alhaisempi kuin muissa talousmetsissä (Metsien suojelun... 2002).

Eliölajiston elinmahdollisuuksiin voidaan vallitsevassa tilanteessa vaikuttaa sekä kehittämällä uusia metsänhoidon keinoja talousmetsissä että perustamalla riittävän laaja ja ekologisilta ominaisuuksiltaan monipuolinen metsien suojelualueverkosto maan eri osiin. Suojelun menetelmät ovat ennemminkin toisiaan täydentäviä kuin vaihtoehtoisia. Molemmat keinot aiheuttavat väistämättä seurauksia, joilla on ekologisten vaikutusten lisäksi myös sosiaalisia ja taloudellisia vaikutuksia (luvut 2, 5 ja 7). Kummankin monimuotoisuuden suojelukeinon toteutus edellyttää joka tapauksessa muutoksia metsien käytön intensiivisyydessä, mikä merkitsee muutosta vallitseviin maankäytön muotoihin tai maankäytön voimaperäisyyteen. Kustannustehokkaisiin ja sosiaalisesti hyväksyttäviin ratkaisuihin pääseminen edellyttää ekologisen tiedon tehokasta hyödyntämistä.

## 6.2 Ajalliset näkökulmat

Metsien puuvarojen käytön voimakkuus on vuosisatojen ja -kymmenien aikana vaihdellut eri puolilla Etelä-Suomea. Voimakas puuntuotanto käynnistyi koko Etelä-Suomen alueella vasta 1940-luvulla tai sen jälkeen. Varhaisemmat metsien käyttömuodot – kuten kaskiviljely tai puiden poltto tervaksi – olivat jo tätä ennen laajalle levinneitä, mutta niiden vaikutus metsien rakenteeseen ja ekologiisiin ominaisuuksiin ei ilmeisesti ollut yhtä kattava ja voimaperäinen kuin tehokkaalla puuntuotannolla (Huttunen 1997, Aarnio 1999, Lehtonen ja Pitkänen ja Huttunen 1999, Kouki ym. 2001).

Ekologiselta kannalta yksi merkittävimmistä historiallisista ilmiöistä oli ns. metsätalouden nollaraja (Lihtonen 1949, ks. myös Punttila ym. 2005b), jonka takaa ei ollut taloudellisesti kannattavaa korjata puustoa teollisuuden tarpeisiin. Nollarajan takaiset alueet sijaitsivat mm. nykyisen Maanselän alueella Pohjois-Karjalan itäosissa ja Kainuussa. Nämä seudut tulivat tehokkaan, avohakkuisiin perustuvan metsätalouden alueiksi vasta toisen maailmansodan jälkeen, kun puun kuljetus vesitse ja maanteitse kehittyi ja kun alueelle rakennettiin tiheä metsäautotieverkosto.

Lyhyt metsien intensiivisen käytön historia on todennäköisin syy siihen, että näillä seuduilla, jotka säilyivät runsaspuustoisina 1800-luvun lopulle ja paikoin jopa 1950-luvulle asti (Lihtonen 1949, Kalliola 1966), yhä edelleen on varsin monipuolinen metsälajisto. Erityisesti kuolleeseen puuhun sidoksissa olevat lajit ovat kyenneet säilymään alueella runsaampina kuin muissa osissa Etelä-Suomea. Alue on lähes yhtenevä aarnioissa elävien kääpien nykyisen levinneisyysalueen kanssa (Kotiranta ja Niemelä 1996).

Historialliset erot Etelä-Suomen metsien käytön intensiivisyydessä ovat luoneet tilanteen,

jossa nykyinen lajisto- ja myös suojelupotentiaali vaihtelee maan eri osissa. Tämän seurauksena yhtä suurilla suojeluponnistuksilla – oli kyse talousmetsien käsittelystä tai suojelualueista – näytetään saavan hyvinkin erilainen vaikutus maan eri osissa.

*Virkkala ym. (T75)* selvittivät erityyppisten luonnonmetsän rakennepiirteiden palauttamisen vaikutuksia lajistoon eri osissa maata. Tulosten mukaan samanlaiset toimenpiteet tuottavat ylivoimaisesti parhaan lajistovaikutuksen itäisen Etelä-Suomen alueella, kun taas lännessä esim. uhanalaisia lajeja ei käsitellyille alueille juuri ilmaantunut. Kouki ja Väänänen (2000) selvittivät 50 hehtaarin kokoisten vanhojen metsien suojeluohjelmaan sisältyvien suojelualueiden kykyä ylläpitää monipuolista metsälinnustoa, kun alueiden eristyneisyys Venäjän metsistä vaihteli (ks. myös Mönkkönen ym. 2000). Lajisto oli monipuolisimmillaan lähellä valtakunnan itäistä rajaa ja heikkeni selvästi jo noin 50 kilometrin etäisyydellä rajasta: lajimäärä putosi niillä alle puoleen.

Edellä mainitut tulokset viittaavat siihen, että historialliset erot metsien käytössä maantieteellisesti eri alueilla vaikuttavat eri alueiden kykyyn ylläpitää ja palauttaa lajistoa (esim. Junninen ym. 2006, ks. myös Punttila ym. 2005b, Punttila 2005). METSO-ohjelman uudet suojelukeinot eivät nykyisellään ota näitä seikkoja riittävästi huomioon. Ohjelman kriteeristön mukaisesti esim. ostettavien suojelukohteiden arvioinnissa käytetään vain tämänhetkisiä ekologisia ominaisuuksia.

Paitsi historialliset vaikutukset myös populaatioiden ajallisen dynamiikan sekä luontaisen metsäsuikkession ominaispiirteet vaikuttavat lajien esiintymisen mahdollisuuksiin. On esitetty, että jonkun sinänsä sopivan alueen populaatio saattaa olla pitkällä aikajänteellä vähenemässä esim. eristyneisyyden seurauksena ja että lajin sukupuutto tapahtuu lähes vääjäämättä tulevaisuudessa. Ilmiötä, jossa sukupuutto on erittäin todennäköinen mutta sukupuuttoon johtava prosessi on vasta käynnissä, on kutsuttu sukupuuttovelaksi (Tilman ym. 1994, Hansi 2000, Hanski 1994, tietolaatikko 2.3). Valtaosa sukupuuttovelka-väitteestä perustuu teoreettisiin ja simuloituihin tuloksiin, mutta ilmiö on viime vuosina saanut myös selvää empiiristä tukea, kun on tutkittu puronvarsien kasvilajistoa (*Selonen ja Kotiaho T60*) sekä pienten metsäsaarekelaikkujen populaatioiden ja yhteisöjen muutoksia (Lindborg ja Eriksson 2004, Berglund ja Jonsson 2005, Helm ym. 2006). Tulosten mukaan eristykseen joutuneet ja pienialaiset saarekkeet pystyvät jonkin aikaa ylläpitämään suhteellisen korkeaa lajimäärää, mutta muutaman vuosikymmenen kuluessa niiden lajimäärä supistuu, kun sukupuuttoprosessi etenee.

Vielä voimakkaampi vaikutus kohdistuu suojeltaviin populaatioihin, jos suojelualueiden metsäsuikkessio muuttaa metsien ominaispiirteitä niin, että sopivat elinympäristöt niiltä häviävät. Näin saattaa tapahtua esimerkiksi pienillä suojelualueilla, joilla metsien luontainen puustoa ja elinympäristöjä monipuolistava häiriödynamiikka ei enää toimi. Eteläisen Suomen suojelualueilla on jo nyt havaittavissa, että haapapuut tulevat lähivuosikymmeninä häviämään, koska metsäpaloja ei alueilla ole mutta myös koska kasvanut hirvikanta aiheuttaa tavanomaista korkeamman kuolleisuuden haavan taimille (Kouki ym. 2004). Jos haapa metsäsuikkession myötä häviää suojelualueelta, häviävät samalla myös kymmenet tai sadat lajit, jotka elävät vain haapapuissa.

Uusien METSO -keinojen vaikutusta populaatioiden pitkäaikaiseen selviämiseen ei ole tutkittu. Suojelusopimukset ovat kuitenkin ongelmallisia kahdesta syystä: sopimusalueet ovat kokeilualueilla yleensä olleet varsin pienikokoisia ja pirstoutuneita (keskikoko

Lounais-Suomen ja Satakunnan kokeilualueilla on 9,4 ha, ks. luku 5) ja lisäksi sopimusten määräaikaisuus voi johtaa tilanteeseen, jossa populaatioiden pitkäjänteinen suojele samalla paikalla ei ole mahdollista. Kokeilualueiden selvitysten mukaan noin puolet sopimuksen tehneistä maanomistajista on varmasti halukkaita uusimaan sopimuksen ensimmäisen 10 vuoden jälkeen (*Juutinen ym. T16*). Mikäli suojeleusopimusta ei jatketa, on lajin säilyminen alueella riippuvainen lähiseudulla tarjolla olevista sopivista elinympäristöistä, joille yksilöt voisivat levittäytyä. Sopivien alueiden saatavuutta voidaan yrittää varmistaa sekä suojelealueilla että talousmetsissä, mutta uudet suojelekeinot eivät nykyisellään tarjoa erityisiä valmiuksia tähän.

## 6.3 Alueelliset näkökulmat

Alueelliset ekologiset näkökulmat monimuotoisuuden suojeleussa liittyvät pääasiassa kahteen seikkaan. Eri kasvillisuusvyöhykkeitä, -lohkoja ja kasvillisuustyyppejä edustavia eliöyhteisöjä tulee saada riittävässä määrin suojeleun piiriin. Kullakin seudulla talousmetsien ja suojelealueiden monimuotoisuusvaikutukset tulee yhdistää niin, että toteutus on ekologisesti tehokas ja taloudellinen. Näin voidaan välttää pirstoutumisen ja eristyneisyyden aiheuttamat haitalliset vaikutukset. Tätä teemaa ovat monipuolisesti käsitelleet Kurttila ja Jokimäki (2002) ja niitä käsitellään tämän raportin luvussa 7.

Metsien suojelealueverkosto ei ole nykyisessä laajuudessaan useiden tutkimusten mukaan riittävän kattava suojeleutavoitteiden saavuttamiseksi (luku 2), joten talousalueiden luonnonhoidolla on hyvin suuri merkitys suojeleutavoitteiden onnistumisessa tai epäonnistumisessa. Suojele- ja talousalueita onkin tarkasteltava toisiaan täydentävänä kokonaisuutena.

Taloukkytössä olevien metsien hoito-ohjeita on merkittävästi uudistettu viimeisen kymmenen vuoden aikana. Valtaosa uudistuksista on tehty sen varmistamiseksi, että talousmetsien biologinen monimuotoisuus säilyisi aiempaa paremmin. Tavoitteena on useimmiten ollut joidenkin uhanalaisten metsälajien elinmahdollisuuksien parantaminen. Talousmetsien uusia hoitokeinoja on esitelty aiemmin luvussa 4.

Toimivan ja tehtävänsä täyttävän suojelealueverkon laajuuteen vaikuttaa talousalueiden laatu ja talousmetsissä tehtävät luonnonhoitotoimet ja niiden aste, esimerkiksi säästöpuiden koko, puulajivalikoima ja määrä sekä arvokkaiden elinympäristöjen (metsä- ja luonnonsuojelelakien määrittelemät kohteet, metsäsertifioinnin FFCS -kohteet ja muut arvokkaat luontokohteet) määrä ja niiden laatuun ja luonnontilaisuuteen vaikuttavat toimenpiteet kuten poimintahakkuut. Mitä pienemmäksi metsien suojelealueverkon pinta-alaosuus jää, sitä suurempi huomio on kiinnitettävä talousmetsien luonnonhoidon laatuun ja siellä säästettävän puuston ja avainbiotooppien määrään. Lupaavia lähestymistapoja talousmetsämaiseman laadun parantamisessa ovat Metsähallituksen alue-ekologinen suunnittelu (Hallman ym. 1996, Heinonen ym. 2004) ja yksityismetsien luonnonhoitohankkeet, joiden avulla voidaan mm. toteuttaa tilarajojen ylittävien arvokkaiden kohteiden säilyttäminen (Soininen 2005). Nämä lähestymistavat parantavat sekä itse kohteiden laatua että alueiden kytkytyneisyyden astetta lajiston kannalta (ks. luku 4).

Metsämaiseman laatua voidaan parantaa ennallistamalla suojelealueiden metsiä sekä

laajentamalla suojelualueiden (lajistollisten ydinalueiden) kokoa luonnontilaisen kaltaisilla tai sellaisiksi ennallistetuilla talousmetsillä, jotta pystyttäisiin estämään uusien lajien sukupuutot ja uhanalaistumiskehitys ja jotta edistettäisiin heikentyneiden vaateliiden lajien populaatioiden palautumista elinkelpoisiksi (Etelä-Suomen... 2000, Ennallistaminen suojelualueilla... 2003, Punntila 2005, Punntila ym. 2005a, ks. myös luku 3). Vastaavasti suojelualueiden ulkopuolella talousmetsien luonnonhoitotoimilla voidaan parantaa suojelualueiden kytkeytyneisyyttä eli talousmetsissä voidaan mahdollistaa vaateliiden lajien leviäminen suojelualueiden muodostamien lajistollisten ydinalueiden välillä.

Ekologisista lähtökohdista ja uhanalaisten metsälajien hyvinkin erilaisten elinympäristövaatimuksien takia on selvää, että sen enempää talousmetsien uudet hoitokeinot kuin suojelualueetkaan eivät yksinään ole ainoa monimuotoisuuden edellytyksiin vaikuttava tekijä. Olennaista on arvioida, miten suojelualueet ja talousmetsät yhdessä vaikuttavat metsälajiston asemaan. Tarkastelut tulisi tehdä lajitasolla niin, että kunkin lajin tai lajiryhmän ekologiset tarpeet arvioidaan. Vaikka tietyt suojellut tai lievässä talouskäytössä olevat alueet – kuten metsälain mainitsemat erityisen tärkeät elinympäristöt – saattavat itsessään olla hyvinkin pieniä (Kotiaho ja Selonen 2006) ja lajeille riittämättömiä, niiden esiintyminen laajojen suojelualueiden läheisyydessä voi lisätä niiden arvoa lajiston kannalta. Nämä kohteet voivat lisätä alueiden kytkeytyneisyyttä (*Ovaskainen T44*) tai parantaa talousmetsähabitaaatin laatua (*Moilanen T37*), jolloin ympäristön mahdollisuus ylläpitää lajistoa paranee.

Toistaiseksi on vain yksittäisiä tutkimuksia, joissa on pyritty arvioimaan suojelualueiden ja talousmetsien samanaikaista vaikutusta uhanalaisten lajien elinympäristöjen kannalta. Tällainen arviointi on haasteellista, koska uhanalaisia lajeja voi kullakin seudulla olla satojakin eri lajeja, joiden elinympäristövaatimuksia tulisi verrata seudun metsien tämänhetkiseen ja tulevaisuuden rakenteeseen sekä suojelualueilla että talousmetsissä.

Lieksassa Patvinsuon kansallispuiston ja Ruunaan luonnonsuojelun alueen välisellä seudulla on tarkasteltu suuruudeltaan noin 13 000 hehtaarin aluetta, jossa talousmetsien ja suojelualueiden merkitystä kaikkien uhanalaisten ja silmälläpidettävien lahoppulajien kannalta on arvioitu seuraavan 60 vuoden aikana. Tutkimuksen päätulokset on esitetty tietolaatikossa 6.1. Tulosten mukaan talousmetsien merkitys erityisesti mäntylahoppuuhun sidoksissa olevien lajien kannalta paranee huomattavasti jo nykyisten metsänhoitosuosituksen myötä eivätkä lajit näytä olevan kovin riippuvaisia pelkästään suojelualueista. Sen sijaan kuuseen ja lehtipuihin sidoksissa olevien lajien tulevaisuus ei näytä yhtä valoisaalta, sillä niiden elinympäristöt tulevat talousmetsissä olemaan hyvin vähäisiä eivätkä sopivat alueet todennäköisesti kykene ylläpitämään lajistoa ilman nykyistä merkittävämpiä lievennyksiä hakkuissa tai ilman uusia suojelualueita.

Vastaavanlainen tarkastelu puustotunnusten osalta on tehty Kolin kansallispuiston noin 3 000 hehtaarin alueelta (Nieminen 2006). Tulosten mukaan kansallispuiston nykyiset lahoppumäärät ovat keskimäärin varsin alhaisia, noin 5,5 m<sup>3</sup>/ha kaikilla metsä-, kitu- ja joutomaalla. Puiston keskimääräiset lahoppumäärät eivät tule kasvamaan tavoiteltuun 30 m<sup>3</sup>/ha seuraavien 20 vuoden aikana ilman ennallistavia toimia, ja 60 vuodenkin kuluessa lahoppumäärät kasvavat vain 32,7 m<sup>3</sup>:iin/ha. Lisäksi Kolilla niin kuin monilla muillakin suojelualueilla (Kouki ym. 2004) on uhkana etenkin lehtilahoppuun selvä väheneminen tai häviäminen lähivuosikymmeninä. Eräitä lahoppuun turvaamisen kannalta merkittäviä ongelmia on esitetty lisää *Kotiahon ym. (T23)* tiivistelmässä.

Edelliset alueelliset tarkastelut tukevat näkemystä, jonka mukaan suojelualueiden ja talousmetsien merkitys vaihtelee sen mukaan, mitä erityistä rakennepiirrettä laji tai lajiryhmä edellyttää. On haastavaa määritellä, onko jokin metsäseutu ekologiselta laadultaan riittävä: vastaus riippuu siitä, mitä lajeja alueella esiintyy luontaisesti ja mitkä niistä halutaan suojella. Metsäseutujen tarkastelut ovat aina tapauskohtaisia, ja analyysien tulokseen vaikuttavat vallitsevat kasvupaikkatyypit, metsien nykyinen ikä- ja kehitysluokkarakenne sekä luonnontilaisuus (lahopuuston määrä) ja alueella potentiaalisesti elävien (uhanalaisten) lajien elinympäristövaatimukset. Tarkastelut eivät kuitenkaan ole ylivoimaisia, ja niiden osuutta tulisi selvästi lisätä osana monipuolista monimuotoisuuden suojelun suunnittelua.

## 6.4 Päätelmät

Viime vuosina kehittyneet metsänhoitosuositukset, uusittu metsälaki sekä valtioneuvoston Etelä-Suomen metsien suojelua koskeva periaatepäätös ja siihen liittyvät uudet suojelukeinot ja kokeiluhankkeet tarjoavat eräitä kokonaan uusia lähestymis- ja menettelytapoja, joilla metsien ekologisen monimuotoisuuden suojelua voidaan tehostaa. Uusien menetelmien tavoitteita ja niiden soveltamisohjeita ei aina ole asetettu ekologisista lähtökohdista, ja siksi niiden tuloksetkaan eivät suoraan käänny ekologisten tavoitteiden kannalta tehokkaiksi toimenpiteiksi. Etelä-Suomen metsien monimuotoisuuden suojelun suurimmat ekologiset haasteet liittyvät kolmeen pääkysymykseen ja näkökulmaan:

1. Onko metsien suojelualueiden verkosto riittävän kattava, ekologisesti laadukas ja alueellisesti edustava?
2. Miten metsien sukkessio- ja häiriödynamiikka muuttaa suojelualueiden rakennetta lähivuosikymmeninä erityisesti pienillä suojelualueilla, ja vaikuttavatko nämä muutokset uhanalaisten lajien kykyyn esiintyä elinvoimaisina populaatioina suojelualueilla?
3. Mikä on suojelualueiden ja talousmetsien yhteisvaikutus uhanalaisten metsälajien populaatioiden turvaamisessa ja mitkä lajit kykenevät elämään myös talousmetsien olosuhteissa? Onko suojelu- ja talousmetsien muodostama kokonaisuus ekologisilta ominaisuuksiltaan erilainen maan eri osissa ja vaikuttavatko erot esim. luonnonarvokaupan edellytyksiin eri osissa maata?

METSO -ohjelman uudet keinot ja kehittyvät metsänhoitokäytännöt saattavat tarjota tehokkaita keinoja myös edellä mainittujen haasteiden ratkaisemiseksi, mutta toistaiseksi kokeiluhankkeet ovat olleet varsin pieniä ja alueellisesti suppeita, jotta edellä mainittuja kriittisiä kysymyksiä olisi voitu kattavasti arvioida. Kokeiluhankkeiden tulosten mukaan suojelun piiriin saadaan keskimäärin alle kymmenen hehtaarin kohteita. Ekologisen tiedon perusteella pienet kohteet ovat monessa suhteessa ongelmallisia, eivätkä tarjoa pitkäaikaista turvaa lajistolle. Sen sijaan ne voivat toimia sopivina suojelualueina sellaisille lajiryhmille, jotka kykenevät elämään pienillä alueilla eivätkä ole riippuvaisia sukkession myötä muuttuvasta resurssista. Myös seudullisen edustavuuden takaaminen voi olla hankalaa, ellei uusien keinojen yhteydessä kehitetä samalla myös uusia suojelualueiden suunnittelu- ja kohteiden tarjousjärjestelmiä. METSO -toimiin kuuluva yhteistoimintaverkosto saattaisi tarjota hallinnollisen työvälineen tällaisen tarkastelun ja siihen kytkeytyvän suojelusuunnittelun toteutukseen.

Talousmetsien ja suojelualueiden pitkäaikaisen ja samanaikaisen vaikutuksen arvioiminen uhanalaisten lajien populaatioiden turvaamisessa on tärkeää (tietolaatikko 6.1 ja *Tikkanen T67*). Tällainen tarkastelu edellyttää aiempaa parempaa ja yksityiskohtaisempaa käsitystä metsien tämänhetkisistä luontotyypeistä ja muusta ekologisesta laadusta, puuston ja muun lajiston sukkessiodynamiikasta suojelualueilla ja talousmetsissä (Rouvinen ja Kouki 2002, Lampainen ym. 2004, Wallenius ym. 2004 Uotila ym. 2005, Uotila ja Kouki 2005, Junninen ym. 2006, Lilja ym. 2006,) sekä yksityiskohtaista tietoa lajien elinympäristövaatimuksista (Tikkanen ym. 2006) ja niiden kyvystä asuttaa ja levittäytyä eristyneille ja usein pienialaisille elinympäristölaikuille. Etenkin levintäkyky on niin huonosti tunnettu, että sen vaikutuksia suojelualueiden toimivuuteen ei yleensä voida arvioida (*Ovaskainen T44, Virkkala T75*).

## Kiitokset

Kiitämme Mikko Kurttilaa käsikirjoitusta koskevista rakentavista parannusehdotuksista, sekä Auli Immosta tiivistelmän *Kotiaho ym. T25* laskennan tarkistuksesta. Tietolaatikon 6.1 (julkaisematonta) tutkimustyötä on rahoittanut Ympäristöministeriön Ympäristöklusteri III -tutkimusohjelma (YM13/221/2004) sekä Suomen Akatemia (109044). Kiitämme Timo Pukkalaan Monsu-ohjelmiston käyttömahdollisuudesta puustotunnusten laskemisessa tietolaatikkoon 6.1. Janne Kotiaho on saanut rahoitusta YM:n Ympäristöklusterista, MMM:n MOSSE tutkimusohjelmasta sekä Suomen Akatemian Evoluutiotutkimuksen huippuyksiköstä.

## TIETOLAATIKKO 6.1

### Uhanalaisen lahoppulajiston kattava ja tehokas turvaaminen: suojelun mahdollisuudet ovat sekä talous- että suojelumetsissä

\*Jari Kouki, Olli-Pekka Tikkanen, Tero Heinonen ja Jukka Matero

Oheiseen kuvaan on koostettu päätulokset selvityksestä, jossa arvioitiin talousmetsien ja suojelualueiden tarjoamia elinympäristöjä uhanalaisille lahoppulajeille nyt (kuva A v. 2005) ja 60 vuoden kuluttua (kuva B). Aineisto on julkaisematon.

Tutkimusalueena on noin 13 000 hehtaarin metsäseutu Lieksassa Ruunaan luonnonsuojelualueen eteläpuolella. Alue on mäntyvaltainen, ja talousmetsiä on voimakkaasti uudistettu viimeisten vuosikymmenien aikana. Suojelualueita, jotka ovat pääasiassa vanhojen metsien suojeluohjelmaan sisältyviä ekologisesti hyvälaatuisia ja edustavia metsiä, on tutkimusalueesta noin 10 %.

Tutkimusta varten kaikki seudulla mahdollisesti esiintyvät 126 uhanalaista ja silmälläpidettävää lahoppuusta riippuvaista eliölajia - pääasiassa kovakuoriaisia ja kääväkkäitä - luokiteltiin ensin niiden elinympäristövaatimusten mukaan. Elinympäristövaatimukset kuvattiin lajien edellyttämällä lahoppuun laaduilla (koko, lahoaste, puulaji, puun asento jne.) ja määrillä. Aineiston tuottamiseen osallistui 24 eri lajiryhmien asiantuntijaa (ks. menetelmät julkaisussa Tikkanen ym. 2006). 126 lajia luokiteltiin sen jälkeen 27 ryhmään, joissa lajien elinympäristövaatimukset olivat lähes samanlaiset. Nämä ryhmät on esitetty oheisessa kuvassa tunnuksilla G01-G27, ja kustakin ryhmästä on valittu yksi tyyppilaji, joka on mainittu ryhmän tunnuksen jälkeen. Ryhmät on oheisessa kuvassa jaoteltu lisäksi isäntäpuulajin mukaisiin pääryhmiin (havupuu-, mänty-, kuusi-, lehtipuu-, haapa- ja koivu-lajit, luokat kuvien A ja B välissä).

Kuvassa A on kullekin lajiryhmälle soveliaan elinympäristön määrä vuonna 2005. Suojelualueet ja talousmetsät on eritelty. Kuvasta nähdään, että tutkimusalue tarjoaa jonkin verran (yleensä selvästi alle 5% koko 13 000 hehtaarin alueesta) soveliaista elinympäristöä lähinnä havupuilla tai vain männyllä eläville lajeille. Huomattava osa soveliaasta elinympäristöstä on suojeltujen alueiden ulkopuolella, esim. uppokeiju-, vyöpiiloseppä- ja salokääpä-ryhmien kohdalla selvästi yli 50 %. Seudun talousmetsien lahoppumäärät ovat metsien käyttöhistorian takia maan keskitasoa korkeammat (VMI-9), minkä johdosta myös lahoppulajeille on talousmetsissä tavannaista enemmän sopivia elinympäristöjä.

Kuvassa B on ennuste eri ryhmien elinympäristön määrästä vuonna 2065 samalla alueella. Harmaa, korkein pylväs on alueen kasvupaikkatyyppien jakauman ja puulajien kasvu- ja lahoamisnopeuden määräämä luontainen habitaattipotentiaali. Kyseessä on siis hehtaarimäärä, joka maksimissaan voi alueelle syntyä 60 vuoden aikana, kun lähtötilanteen määrää tämänhetkinen puuston rakenne. Koska alue on luontaisesti karu ja mäntyvaltainen, on ymmärrettävää, että nimenomaan männyssä eläville lajeille potentiaali on suurin. Sen sijaan esim. kuusella elävien lajien kannalta alue on huono, koska kuusivaltaisia metsiä on vähän.

Kuvaan B on merkitty myös suojelualueiden osuus v. 2065 olettaen, että suojelualueiden määrä ja sijainti ovat samat kuin v. 2005. Suojelualueille ei ole sisällytetty ennallistamistoimia, vaan ainoastaan luontainen sukkessio ilman isoja häiriöitä, kuten metsäpaloja tai myrskytuhoja.

Punaisilla ja vihreillä pylväillä on merkitty talousmetsien tarjoamat elinympäristöt kahden eri metsänkayttöskenaarion seurauksena. Skenaarit ovat "Nykyiset metsänhoito-ohjeet" ja "Monimuotoisuus-painotus". Nykyisten metsänhoito-ohjeiden vallitessa noudatetaan vain tällä hetkellä suositeltuja talousmetsien hoito-ohjeita. Monimuotoisuus-painotuksessa kiinnitetään erityistä huomiota siihen, että lajien elinympäristöjä esiintyisi myös talousmetsissä mahdollisimman kustannustehokkaina, eli niiden vaikutus puuntuotantoon olisi mahdollisimman pieni suhteessa monimuotoisuuden lisäykseen. Monimuotoisuus-skenaario alentaa alueen hakkuuennustetta ja puuntuotannon arvoa 5-10 % verrattuna tilanteeseen, jossa toimittaisiin nykyisten ohjeiden mukaisesti.

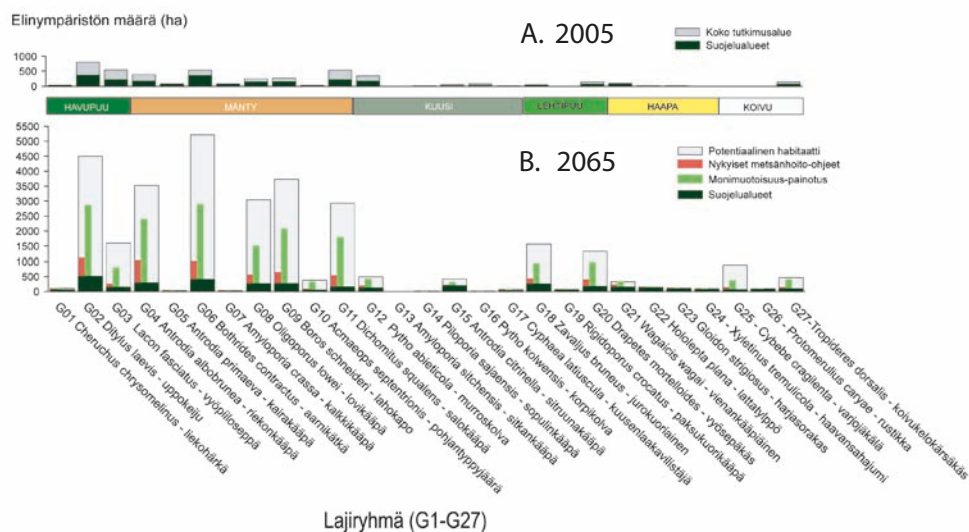
Kuvasta havaitaan, että talousmetsien mahdollisuudet tarjota uhanalaisille ja silmälläpidettäville lajeille ovat merkittävät, vaikka metsät säilyisivätkin talouskäytössä, mutta vain osalle lajeista. Seudun erityspiirteiden vuoksi lähinnä männyssä elävät lajit, mutta myös eräät lehtipuu- ja koivulajit voisivat jatkossa menestyä paremmin. Lisäksi havaitaan, että nykyisten metsähoitosuosittelujen avulla vain muutamat lajiryhmät saavat nykyistä laajempia elinympäristöjä (esim. riekonkääpä- ja aarnikätkä-ryhmät), mutta monille lajeille alueen talousmetsät muuttuvat nykyistä huonommiksi (esim. vyöpiiloseppä- ja murroskolva-ryhmät). Mikäli puuntuotannosta



tingitään 5-10 % ("Monimuotoisuus-painotus", vihreät pylväät), tilanne on kokonaan toinen, ja varsin monet ryhmät (ehkä kymmenen 27:sta) saavat nykyistä laajemmat elinmahdollisuudet. Osa lajeista on kuitenkin edelleen täysin riippuvaisia suojelumetsistä (etenkin haapalajiryhmät G21-G24). Näiden lajien tulevaisuus alueella on vakavasti uhattuna ilman suojelualuelaajennuksia tai vielä vähennyksiä talousmetsien puuntuottotavoitteissa. Suojelualueiden ennallistaminen saattaa parantaa eräiden haapalajien mahdollisuuksia, mutta nykyinen ja vuodelle 2065 oletettu 10 % suojeluste ei lopulta voi tarjota kovin laajoja elinmahdollisuuksia millekään ryhmälle, joka on kokonaan riippuvainen suojelualueista.

Analyyysi osoittaa, että suojelualueiden ja talousmetsien osuutta lajien elinympäristöinä tulee ja voidaan ainakin alustavasti - niin kuin ohessa - arvioida samanaikaisesti. Tällä seudulla kummankaan maankäyttötyypin vaikutusta metsien monimuotoisuuden suojelussa ei olisi yksinään voitu käyttää kokonaisvaltaisen, kaikki lajit ja tulevaisuuden vaihtoehdot kartoittavan metsien monimuotoisuuden arvioimisessa. Oheisiin Monsu-suunnitteluohjelmiston avulla tehtyihin mallilaskelmiin sisältyy myös koko joukko vielä huonosti tunnettuja tekijöitä. Etenkin puiden kuoleminen dynamiikka myöhäisissä sukessiovaiheissa ja kuolleen puuston lahoamisprosessi ovat edelleen liian huonosti tunnettuja, jotta laskelmia voitaisiin pitää yksityiskohdissaan luotettavina. Ongelma koskee toistaiseksi kaikkia metsäsuunnitteluohjelmistoja. Tarjoamamme yleiskuva lajien elinympäristövaatimusten kirjosta ja suojelu- ja talousmetsien myötävaikutuksesta monimuotoisuuden suojelussa on kuitenkin epäilemättä varsin luotettava.

Lopuksi on syytä huomata, että oheisen laskelman perusteella monien lajiryhmien elinympäristön määrä tulee tutkimusalueella lähivuosikymmeninä lisääntymään. Tämä ei ensisijaisesti ole seurausta uusista metsänhoito-suosituksista, vaan heijastaa luultavimmin kyseisen alueen historian vaikutusta: alueen metsiä uudistettiin 1960-1980-luvuilla voimaperäisin ja laajoin avohakkuin. Niiden seurauksena metsien tarjoamat elinympäristöt olivat 1990-luvulla niin alhaisia, että siitä oli vain yksi tie eteenpäin ja tämä oli tie ylöspäin. Koska puusto nyt ikääntyy, lajien elinmahdollisuudet paranevat jo osittain tämänkin takia. Oheisen analyysin avulla ei voida ennustaa, kompensoiko ennustettu kehityskulku sen sukupuuttovelan, joka seudulla on menneinä vuosikymmeninä hyvin luultavasti syntynyt, ja pystyykö seutu tulevaisuudessa ylläpitämään kaikkien lajien elinvoimaisia populaatioita edes monimuotoisuutta painottavassa metsien käyttöskenaariossa. Analyyysi liittyy tarjolla olevan elinympäristön määrään, ei sen riittävyyteen kullekin lajille.



Lähde (c): Kouki, Tikkanen, Heinonen & Matero, julkaisematon aineisto

\* Jari Kouki, Joensuun yliopisto, PL 111, 80101 Joensuu, jari.kouki@joensuu.fi  
 Olli-Pekka Tikkanen, Joensuun yliopisto, olli-pekka.tikkanen@joensuu.fi  
 Tero Heinonen, Joensuun yliopisto, tero.heinonen@joensuu.fi  
 Jukka Matero, Joensuun yliopisto, PL 111, 80101 Joensuu, jukka.matero@joensuu.fi

# KIRJALLISUUS

- Aarnio, J. 1999. Kaskiviljelystä metsätöihin. Tutkimus Pielisjärven kruunumetsistä ja kruununmetsätorppareista vuoteen 1910 (From slash-and-burn cultivation to forest work: research on the crown forests of the municipality of Pielisjärvi and tenant farmers on crown forest land up until 1910; in Finnish with English summary). Department of Geography. University of Joensuu, 202 s.
- Berglund, H. & Jonsson, B. G. 2005. Verifying an extinction debt among lichens and fungi in northern Swedish boreal forests. - *Conservation Biology* 19: 338–348.
- Ennallistaminen suojelualueilla. 2003. Ennallistamistyöryhmän mietintö. Suomen ympäristö 618: 1–220.
- Hallman, E., Hokkanen, M., Juntunen, H., Korhonen, K.-M., Raivio, S., Savela, O., Siitonen, P., Tolonen, A. & Vainio, M. 1996. Alue-ekologinen suunnittelu. Metsähallituksen metsätalouden julkaisuja 3/1996. Metsähallitus.
- Hanski, I. 2000. Extinction debt and species credit in boreal forests: modelling the consequences of different approaches to biodiversity conservation. *Annales Zoologici Fennici* 37: 271–280.
- Heinonen, P., Karjalainen, H., Kaukonen, M. & Kuokkanen, P. (toim.) 2004. Metsätalouden ympäristöopas. Metsähallitus.
- Helm, A., Hanski, I. & Partel, M. 2006. Slow response of plant species richness to habitat loss and fragmentation. *Ecology Letters* 9: 72–77.
- Junninen, K., Similä, M., Kouki, J. & Kotiranta, H. 2006. Assemblages of wood-inhabiting fungi along the gradients of succession and naturalness in boreal pine-dominated forests in Fennoscandia. *Ecography* 29: 75–83.
- Kalliola, R. 1966. The reduction of the area of forests in natural condition in Finland in the light of some maps based upon national forest inventories. *Annales Botanici Fennici* 3: 442–448.
- Kotiaho, J. S. & Selonen, V. A. O. 2006. Metsälain erityisen tärkeiden elinympäristöjen kartoituksen laadun ja luotettavuuden analyysi. Suomen Ympäristö.
- Kotiranta, H. & Niemelä, T. 1996. Uhanalaiset käävät Suomessa (Threatened polypores in Finland 2nd revised edition, in Finnish with English summary). Suomen ympäristökeskus. Edita.
- Kouki, J. & Väänänen, A. 2000. Impoverishment of resident old-growth forest bird assemblages along isolation gradient of protected areas in eastern Finland. *Ornis Fennica* 77: 145–154.
- Kouki, J., Arnold, K. & Martikainen, P. 2004. Long-term persistence of aspen - a key host for many threatened species - is endangered in old-growth conservation areas in Finland. *Journal for Nature Conservation* 12: 41–52.
- Kouki, J., Löfman, S., Martikainen, P., Rouvinen, S. & Uotila, A. 2001. Forest fragmentation in Fennoscandia: linking habitat requirements of wood-associated threatened species to landscape and habitat changes. *Scandinavian Journal of Forest Research Suppl.* 3: 27–37.
- Kurttila, M. & Jokimäki, J. 2002. Aluetason spatiaaliset tavoitteet metsäsuunnittelussa. *Metsätieteen aikakauskirja* 2/2002: 115–129.
- Lampainen, J., Kuuluvainen, T., Wallenius, T. H., Karjalainen, L. & Vanha-Majamaa, I. 2004. Long-term forest structure and regeneration after wildfire in Russian Karelia. *Journal of Vegetation Science* 15: 245–256.
- Lehtonen, H. & Huttunen, P. 1997. History of forest fires in eastern Finland from the fifteenth century AD - the possible effects of slash-and-burn cultivation. *The Holocene* 7: 223–228.
- Lihtonen, V. 1949. Piirteitä valtion metsätaloudesta. *Silva Fennica* 66: 1–46.
- Lilja, S., Wallenius, T. & Kuuluvainen, T. 2006. Structural characteristics and dynamics of old *Picea abies* forests in northern boreal Fennoscandia. *EcoScience* 13: 181–192.
- Lindborg, R. & Eriksson, O. 2004. Historical landscape connectivity affects present plant species diversity. *Ecology* 85: 1840–1845.
- Löfman, S. & Kouki, J. 2001. Fifty years of landscape transformation in managed forests of southern Finland. *Scandinavian Journal of Forest Research* 16: 44–53.
- Löfman, S. & Kouki, J. 2003. Scale and dynamics of a transforming forest landscape. *Forest Ecology and Management* 175: 247–252.
- Metsien suojelun luokittelun ja tilastoinnin yhtenäistämistyöryhmä. 2002. Maa- ja metsätalousministeriö. 73 s.

- Metsien suojelun tarve Etelä-Suomessa ja Pohjanmaalla. 2000. Etelä-Suomen ja Pohjanmaan metsien suojelun tarve -työryhmän mietintö. Suomen ympäristö 437. 284 s.
- Mönkkönen, M., Huhta, E., Mäkelä, J. & Rajasärkkä, A. 2000. Pohjois-Suomen vanhojen metsien linnusto ja metsämaiseman muutos (Effects of forest fragmentation on bird assemblages in northern Finnish old forest reserves, Oulanka-Paanajarvi area as a reference). *Linnut-vuosikirja 1999*: 91–96.
- Nieminen, E. 2006. Lahopuusta riippuvaisten lajien elinmahdollisuudet Kolin kansallispuistossa nyt ja tulevaisuudessa: Ennuste lahopuun määrällisistä ja laadullisista muutoksista vuosina 2003–2006. Joensuun yliopisto, metsätieteellinen tiedekunta, metsäympäristön hoidon ja suojelun pro gradu. 92 s.
- Pitkänen, A. & Huttunen, P. 1999. A 1300-year forest-fire history at a site in eastern Finland based on charcoal and pollen records in laminated lake sediment. *The Holocene* 9: 311–320.
- Punntila, P. 2005. Liite 3. Täydennyksiä metsäelinympäristöjä käsittelevään kappaleeseen 3.2. Teoksessa: Hildén, M., Auvinen, A.-P. & Primmer, E. (toim.). Suomen biodiversiteettiohjelman arviointi. Suomen ympäristö 770. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. ss. 222–227.
- Punntila, P., Penttilä, R., Heikkilä, R., Kotiranta, H., Siitonen, J. ja Virkkala, R. 2005a. Landscape effects on species recovery in forest restoration. - In: Siitonen, J. (ed.) Saproxylic species in Fennoscandian forests - gathering ecological knowledge for applied use. 3rd Nordic Saproxylic Network meeting, Lammi Biological Station, 7th - 9th December, 2005. Abstracts invited papers, voluntary papers and posters. p. 25. Finnish Forest Research Institute, Vantaa Research Centre. 39 s.
- Punntila, P., Virkkala, R., Auvinen, A.-P., Toivonen, H., Kaipainen, H., Söderman, G. & Mannerkoski, I. 2005b. Metsät. Teoksessa: Hildén, M., Auvinen, A.-P. & Primmer, E. (toim.). Suomen biodiversiteettiohjelman arviointi. Suomen ympäristö 770. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. ss. 37–51.
- Rassi, P., Alanen, A., Kanerva, T. & Mannerkoski, I. (toim.) 2001. Suomen lajien uhanalaisuus 2000. Ympäristöministeriö ja Suomen ympäristökeskus.
- Rouvinen, S. & Kouki, J. 2002. Spatiotemporal availability of dead wood in protected old-growth forests: A case study from boreal forests in eastern Finland. *Scandinavian Journal of Forest Research* 17: 317–329.
- Soininen, T. 2005. Metsäluonnon hoitohankkeet. Metsäluonnon hoitohankkeiden opastus ja koordinointi - projekti. Loppuraportti.
- Tikkanen, O.-P., Martikainen, P., Hyvärinen, E., Junninen, K. & Kouki, J. 2006. Red-listed boreal forest species of Finland: associations with forest structure, tree species, and decaying wood. *Annales Zoologici Fennici* 43.
- Tilman, D., May, R., Lehman, C. & Nowak, M. 1994. Habitat destruction and the extinction debt. *Nature* 371: 65–66.
- Uotila, A., Hotanen, J. P. & Kouki, J. 2005. Succession of understory vegetation in managed and seminatural Scots pine forests in eastern Finland and Russian Karelia. *Canadian Journal of Forest Research-Revue Canadienne De Recherche Forestiere* 35: 1422–1441.
- Uotila, A. & Kouki, J. 2005. Understorey vegetation in spruce-dominated forests in eastern Finland and Russian Karelia: Successional patterns after anthropogenic and natural disturbances. *Forest Ecology and Management* 215: 113–137.
- Wallenius, T. H., Kuuluvainen, T. & Vanha-Majamaa, I. 2004. Fire history in relation to site type and vegetation in Vienansalo wilderness in eastern Fennoscandia, Russia. *Canadian Journal of Forest Research-Revue Canadienne De Recherche Forestiere* 34: 1400–1409.

# LUKU 7.

## MONIMUOTOISUUDEN TURVAAMISEN OHJAUSKEINOT JA YHTEISKUNNALLISET VAIKUTUKSET

Mikko Kurttila, Jari Kuuluvainen ja Leena Leskinen

Tässä luvussa tarkastellaan suojelun taloudellisia ja sosiaalisia vaikutuksia yhteiskunnassa. Talousvaikutuksia tarkastellaan hyvinvoinnin talousteorian ja sosiaalisia vaikutuksia sosioekologisen järjestelmän dynamiikan näkökulmista. Vaikutukset riippuvat paitsi suojelun määrästä, siis esimerkiksi tiukasti suojeltujen metsien pinta-alasta tai suojeltujen kasvupaikkojen ja kasvi- ja eläinlajien määrästä, myös siitä mitä ohjauskeinoja valitun suojelun tason saavuttamiseksi käytetään. Suojelun keinoja, kuten tiukkaa suojelua, ennallistamista, talousmetsien luonnonhoitoa sekä METSO -ohjelman uusia keinoja, on käsitelty tämän kirjan aiemmissa luvuissa. Tässä luvussa esitetään ohjauskeinojen yhteenveto sekä tarkastellaan lisäksi informaatio-ohjausta ja hyvän hallintokäytännön merkitystä monimuotoisuuden edistämässä.

### 7.1 Johdanto

Metsien monimuotoisuuden suojelun tason ja suojelun keinojen valinta on viimekädessä yhteiskuntapoliittinen päätös. Yksi hyvinvoinnintaloustieteen perustuloksista on, että vapaasti toimivat markkinat eivät tuota kansalaisten hyvinvointia maksimoivaa määrää julkishyödykettä, jollainen myös metsien monimuotoisuus on. Pyrittäessä löytämään kansalaisia parhaiten palveleva metsien puuntuotannon ja monimuotoisuuden suojelun yhdistelmä, julkisen vallan puuttuminen markkinoiden toimintaan on välttämätöntä. Kuinka hyvin valittu suojelun taso ja sen saavuttamiseksi käytetty keinovalikoima palvelee yhteiskunnan jäseniä, riippuu keskeisesti siitä kuinka paljon informaatiota metsä- ja ympäristöpolitiikan suunnittelijalla on käytettävissään silloin kun päätöksiä suojelusta ja siihen käytettävistä resursseista tehdään.

### 7.2 Monimuotoisuuden turvaamisen taloudelliset vaikutukset

#### 7.2.1 Taloudellisesti optimaalinen suojelun taso ja suojelun vaikutukset markkinoille ja tulonjakoon

Metsien monimuotoisuuden turvaamisen vaikutuksia voidaan tarkastella yhteiskunnallisen hyöty-kustannusanalyysin kehikossa, joka perustuu taloustieteen hyvinvointiteoriaan (Ollikainen ja Kouki 2006). Tavoitteena on löytää metsien (monimuotoisuuden) suojelun taso, jolla suojelun hyötyjen ja kustannusten erotus on mahdollisimman suuri. Tällä suojelun tasolla viimeinen suojeltu metsähehtaari tuottaa yhteiskunnalle täsmälleen saman määrän hyötyä kuin sen suojelemisesta aiheutuu kustannuksia.

Metsien monimuotoisuuden turvaamisen hyödyt ovat pääosin markkinattomia, suoraan kansalaisten kokemaan hyvinvointiin vaikuttavia ns. olemassaolohyötyjä, joihin voidaan lukea myös perinnönjättömotiivi. Nykyisen sukupolven hyvinvointiin vaikuttaa tietoisuus siitä, että metsien monimuotoisuus turvataan myös tuleville sukupolville. Suojelulla voi kuitenkin olla vaikutusta myös ulkoilusta, metsästyksestä, kalastuksesta yms. toiminnoista saatavaan hyötyyn. Suojelun kustannukset muodostuvat pääasiassa saamatta jäävistä puuntuotannon tuloista. Tällaiset menetykset korvataan metsänomistajille perinteisessä tiukassa suojelussa yleensä täysimääräisesti, ja METSON uusia keinoja käytettäessä maanomistajan kanssa sovittuina palkkioina tai korvauksina. Monista metsälain alaisista kohteista, kuten erityisen tärkeistä elinympäristöistä, korvausta ei yleensä makseta.

Yhteiskunnalle puunmyyntitulojen menetys, ts. metsänomistajille maksettavat korvaukset suojelusta, ovat aidosti suojelun kustannus kansantaloudelle. Mikäli suojelu heikentää puuntarjontaa ja puuraaka-aineen hinnat kohoavat, merkitsee suojelu metsäteollisuudelle kohonneita tuotantokustannuksia. Jos työllisyys metsätaloudessa ja metsäteollisuudessa tämän vuoksi laskee eikä korvaudu muilla sektoreilla on tämä laskettava suojelun aiheuttamaksi kustannukseksi. Se, kuinka suuret vaikutukset ovat, riippuu Suomessa keskeisesti paitsi suojelun laajuudesta, myös siitä kuinka suuri osa kotimaisen puuntarjonnan supistumisesta pystytään korvaamaan tuontiraaka-aineella (ks. luku 2). Monimuotoisuuden turvaaminen voi tietysti rajoittaa myös metsän muuta kuin puuntuotantokäyttöä ja vaikuttaa metsänomistajien talouteen tai suoraan heidän metsästä kokemaan hyötyyn. Suojelulla on siis väistämättä vaikutusta tulonjakoon eri sektoreiden, alueiden ja kansalaisryhmien välillä esimerkiksi työllisyyden ja yritysten kannattavuuden muutosten seurauksena. Myös suojelusta saatavat hyödyt voivat erota kansalaisryhmittäin (Pouta ym. 2004, Horne ym. 2004a).

Monimuotoisuuden turvaamisen tasosta ja korvauksista päätettäessä on siis pyrittävä arvioimaan myös tulonjakovaikutuksia ts. vaikutuksia metsäteollisuuden tuotantoon, puumarkkinoille ja työllisyyteen. Suorien vaikutusten ohella tärkeitä ovat kerrannaisvaikutukset metsäsektorin ulkopuolelle sekä kansantalouden tasolla että alueellisesti. Poliittiseen päätöksentekoon tulonjaonmuutokset ja työllisyys vaikuttavat keskeisesti. Metsien suojelu Suomessa on laajinta alueilla, joilla myös työttömyys on suurinta. Metsätaloudessa ja metsäteollisuudessa menetetyt työpaikat eivät näin välttämättä korvaudu työtilaisuuksilla muilla sektoreilla, jolloin suojelun takia menetetyt työtilaisuudet on otettava huomioon suojelun kustannuksina. Uusi suojelualue voi kuitenkin olla tehokkuusnäkökulmasta perusteltu, koska kustannukset koko kansantalouden tasolla jäävät kansalaisten kokemia hyötyjä pienemmiksi. Paikallisesti puunmyyntitulojen menetykset ja työllisyysvaikutukset voivat sensijaan olla saatuja paikallisia hyötyjä suuremmat. Lisäksi usein on vaikea löytää poliittisesti toteutettavissa olevia keinoja, joiden avulla suojeluhankkeesta hyötyvät voisivat korvata häviäjille aiheutuvat tappiot.

## **7.2.2 Monimuotoisuuden turvaamisen taloudellinen tehokkuus**

Etelä-Suomen metsien suojelun kansantaloudellisesta tehokkuudesta on melko vähän teoreettisesti perusteltua empiiristä hyöty-kustannusanalyysiä. Leppänen ym. (2000, 2005) tutkivat tiukan suojelun aiheuttamia puunmyyntitulojen menetyksistä johtuvia suoria kustannuksia ja suojelun vaikutuksia puumarkkinoille ja työllisyyteen.

Tiukan suojelun suorat vaikutukset yksityismetsänomistajien puunmyyntituloihin arvioitiin tutkimuksessa noin 230–520 miljoonaksi euroksi metsäalan prosenttiyksikön suojelun lisäystä kohti, riippuen puuston rakenteesta (iästä). Metsämaan hankinnasta valtiolle aiheutuva kustannus on Leppäsen ym. (2005) mukaan suojeltua hehtaaria kohti 2 600– 5200 euroa (ks. myös *Hannelius T2, Tuuri ja Hannelius T70*).

Lehtonen ym. (2003) ja Horne ym. (2004a) (ks. myös Kuuluvainen ym. 2002, Pouta ym. 2004, Lehtonen ym. 2005a, 2005b) puolestaan selvittivät suomalaisten kotitalouksien maksuhalukkuutta Etelä-Suomen ja Pohjanmaan metsien monimuotoisuuden suojelun lisäämisestä. Kiinnostavaa tuloksissa oli maksuhalukkuusestimaattien lisäksi mm. se, että 75-80 % Suomen kansalaisista katsoi monimuotoisuuden suojelun tason nostamisen lisäävän heidän omaa hyvinvointiaan.

Lehtosen ym. (2003) mukaan kotitalouksien maksuhalukkuuden keskiarvoksi saatiin seuraavan kymmenen vuoden aikana 120-262 euroa/vuosi/kotitalous riippuen lisäsuojeluvaihtoehdosta ja estimointimenetelmästä. Suppean suojeluohjelman vaihtoehdossa sopimussuojelua ja luonnonsuojelualueita lisättäisiin kumpiakin 2 prosenttiin Etelä-Suomen metsien pinta-alasta, lisäksi suojelun vaikutuksista kuvattiin vastaajille neuvonnan ja koulutuksen sekä suojeltujen luontotyyppien lisäys. Mediaanimaksuhalukkuus ns. suppeasta suojeluohjelmasta oli 74 euroa. Toisin sanoen puolet suomalaisista oli Lehtosen ym. (2003) mukaan valmis hyväksymään kyseisen suojeluohjelman, jos sen kustannukset kotitaloudelle seuraavien kymmenen vuoden aikana olisivat 74 euroa/vuosi.

Maksuhalukkuusestimaatteihin hyvinvointimuutosten kuvaajina on kuitenkin aina syytä suhtautua varauksellisesti, koska niihin vaikuttavat mm. kyselyn ajankohta, kyselyssä kansalaisille tarjottu informaatio yms. tekijät. Horne ym. (2004a) estimoivat Etelä-Suomen metsien suojelun lisäämisen aiheuttavat hyvinvointivaikutukset Lehtosta ym. (2003) alhaisemmiksi. Hornen ym. (2004a) mukaan kotitaloudet olivat valmiit maksamaan suojelua lisäävästä hankkeesta 70 euroa/vuosi (mediaani 20 euroa/vuosi) seuraavan 10 vuoden aikana. Jaettaessa vastaajat metsien hyötykäyttöä korostaviin ja metsien aineettomia arvoja korostaviin, vastaavat luvut olivat hyötykäyttöä korostaville 51 euroa (mediaani 5 euroa) ja aineettomia arvoja korostaville 90 euroa (mediaani 45 euroa). Lehtosta ym. (2003) alemmat maksuhalukkuusestimaatit saattavat johtua mm. siitä, että Hornen ym. (2004a) kyselyyn vastaajille kerrottiin, että suojelu voi vaikuttaa työllisyyteen lisäävästi tai vähentävästi. Myös suojelun keinoilla oli em. tutkimusten mukaan selvä vaikutus kansalaisten suojelusta saamaan hyötyyn. Hornen ym. (2004b) mukaan metsänomistajat katsoivat toivottavimmaksi suojelutavaksi maanomistajan näkökulmasta tilan suojelullisesti arvokkaiden metsäalueiden määräaikaisen rauhoituksen palkkiota vastaan. Tämän vaihtoehdon hyväksyi yli 60 % suomalaisista metsänomistajista.

Leppäsen ym. (2002) ja Lehtosen ym. (2003) tutkimuksista saatuihin suojelun rajahyötyihin ja -kustannuksiin perustuen Kuuluvainen ja Ollikainen (2004) arvioivat, että tehokkaan tiukan suojelun pinta-ala olisi Etelä-Suomessa ja Pohjanmaalla noin 500 000 ha. Tämä vastaa noin 5 prosenttia alueen metsäpinta-alasta, ja on nykyistä Etelä-Suomessa ja Pohjanmaalla suojeltua metsäpinta-alaosuutta suurempi. Mikäli esimerkiksi METSO -ohjelman vapaaehtoiset keinot tulevat valtiolle tiukkaa suojelua edullisemmaksi, voi optimaalinen suojeluala olla suurempi kuin maan lunastukseen perustuvassa tiukassa suojelussa (luku 5).

Tiukasti suojeltujen metsien pinta-alan lisääminen Etelä-Suomessa 500 000 hehtaariin vaikuttaa tutkimusten mukaan puumarkkinoiden toimintaan ja sektorin työllisyyteen. Tulonjako- ja markkinavaikutuksia on käsitelty tämän raportin luvuissa 2 ja 5. Seuraavassa tarkastellaan vielä lyhyesti näitä suojelun markkina- ja työllisyysvaikutuksia.

### 7.2.3 Suojelun puumarkkina- ja työllisyysvaikutukset

Suojelun tasosta ja keinoista päätettäessä taloudellisen tehokkuuden ohella olisi syytä tuntea päätösten vaikutukset markkinoille ja työllisyyteen kansantalouden tasolla ja alueellisesti, koska näistä vaikutuksista seuraavat pitkälti suojelun vaikutukset tulonjakoon. Tulonjaon muutokset puolestaan vaikuttavat suoraan kansalaisten hyvinvointiin ja mm. siihen kuinka oikeudenmukaiseksi valtiovallan toimenpiteet monimuotoisuuden turvaamiseksi koetaan.

Metsien suojelu ei kosketa ainoastaan Suomea, vaan on mahdollista, että koko Euroopan Unionin alueen (EU/EFTA) maiden metsien suojelua laajennetaan. Jos suojelua lisätään 3–5 prosentilla (osuus metsien puustosta), on vaikutus puumarkkinoiden toimintaan tai metsäteollisuustuotteiden hintoihin ja kulutukseen Euroopan tasolla varsin pieni (Kallio ym. 2006). Suojelun aiheuttaman kantohintojen nousun vuoksi metsänomistajien tulot kasvavat jonkin verran, vastaavasti metsäteollisuustuotteiden kulutuksen kasvu hidastuu, mutta ei merkittävästi. Suojelun ulottaminen Itä-Euroopan siirtymätalouksiin ei vaikuttanut tuloksiin merkittävästi. Kallio ym. (2006) olettivat 3–5 prosentin suojelun lisäyksen toteutuvan kokonaisuudessaan vuonna 2008. Todellisuudessa vaikutukset jäänevät siis vielä vaimeammiksi, koska suojelua poliittisista syistä tuskin pystytään toteuttamaan näin nopeasti ja mallissa oletetussa laajuudessa.

Leppänen ym. (2000) ja Linden ja Uusivuori (2000) analysoivat suojelun puumarkkinavaikutuksia dynaamisen ekonometrisen mallin avulla olettaen, että 10 % metsien kasvupotentiaalista poistuu kertaluonteisesti puuntuotannosta metsien tiukan suojelun vuoksi. Tästä aiheutuu puumarkkinoille vuosittain vaihdettujen puumäärien lasku noin 4 prosentilla, ja vastaavasti kantohinnat jäävät noin 4 % korkeammiksi kuin ilman suojelua.

Mäki-Hakolan (2004) Suomen puumarkkinoita kuvaavalla numeerisella tasapainomallilla tehdyn tarkastelun mukaan erityisesti uusien suojelun keinojen aiheuttamat vaikutukset näyttäisivät puumarkkinoilla jäävän varsin kohtuullisiksi. Enimmillään vuotuiset hakkuut tarkastelujaksolla 2001–2008 vähenisivät uusia suojelukeinoja käytettäessä vain runsaan prosentin verran maksimisuojeluskenarioissa, jossa Etelä-Suomen ja Pohjanmaan metsien suojeluala nostetaan 2,2 prosentista 10 prosenttiin. Perinteinen luonnonsuojelulakiin perustuva edellisen laajuinen vuonna 2004 toteutettu suojelu olisi ko. vuonna laskenut hakkuumääriä noin prosentilla kantohintojen noustessa noin 4 %. Vuonna 2008 metsätalouden tuotanto tässä vaihtoehdossa olisi noin 2 % pienempi kuin ilman lisäsuojelua. Tukkipuun markkinoille vaikutuksista kohdistuu kolme neljäsosaa ja loput kuitupuumarkkinoille. Vaikutusten vaimeus johtuu pääosin jatkuvasti kasvavasta puuvarannosta, ja siitä että vapaaehtoiset suojelun keinot kohdistuvat todennäköisemmin suojelumyönteisten metsänomistajien metsiin, joista osa jäisi joka tapauksessa metsätalouden ulkopuolelle.



Kallio ja Hänninen (2006) tarkastelivat suojelun vaikutuksia metsäteollisuuden tuotantoon ja puumarkkinoille hieman pidemmällä aikavälillä. Suomen metsien puuntuotantopinta-alaa pienentävän metsien lisäsuojelun oletettiin tapahtuvan vuonna 2009 ja sen vaikutuksia tarkasteltiin vuoteen 2020 saakka. Ilman lisäsuojelua sahatavaran tuotanto vuonna 2020 on 17 % vuoden 2004 tuotantoa pienempi, massa- ja paperiteollisuuden tuotanto ja kuitupuun hakkuut sen sijaan pysyvät lähes vakioina. Kallion ja Hännisen (2006) mukaan suojelun lisääminen vaikuttaa erityisesti sahatukin tarjontaan, jonka hinta laajimmassa lisäsuojeluvaihtoehdossa (5 % metsäalasta) on noin 4 % ja kuitupuun hinta noin 5 % korkeampi vuonna 2015 kuin ilman lisäsuojelua. Sahatavaran tuotanto supistuisi noin 5 %, sen sijaan massa- ja paperiteollisuuden tuotantomääriin suojelu ei juurikaan vaikuta. Työllisyysvaikutukset kohdistuvat lähinnä metsätalouteen, jos kotimaisen puuntarjonnan väheneminen pystytään korvaamaan tuontipuulla (Mäki-Hakola ja Toropainen 2005). Tällöin metsätalouden työpaikkoja maksimisuojeluskenaariossa, jossa metsämaan pinta-alasta Etelä-Suomessa suojellaan yhteensä 10 %, menetetään runsaat 300 ja muilla toimialoilla vajaan 60 työllisen verran. Jos Etelä-Suomen metsien pinta-alasta suojellaan 5 %, vaikutus työllisyyteen jää runsaaseen 100 työlliseen, jos tuonti korvaa suojelun aiheuttaman tarjonnan menetyksen. Mikäli ainoastaan kuitupuun ja hakkeen tarjonnan supistuminen voidaan korvata tuonnilla tulevat työllisyysvaikutukset suuremmiksi. Koko maan tasolla menetetään 10 prosentin suojelun tapauksessa noin 1 400 työpaikkaa, joista vajaa puolet metsätaloudessa.

#### **7.2.4 Talousmetsien luonnonhoito ja elinympäristöjen ennallistaminen**

Edellä kuvatut metsien suojelun hyvinvointivaikutukset koskevat pääasiassa tiukasti suojeltuja ja METSON uusien keinojen avulla suojeltuja metsiä. Talousmetsien suojelutoimenpiteistä, esimerkiksi pienialaisten erityisen tärkeiden elinympäristöjen (metsälakikohteet) suojelusta, säästöpuiden jättämisestä hakkuualoille, lahopuun määrän lisäämisestä tai ennallistamisesta, aiheutuvista hyvinvointivaikutuksista tutkimustuloksia on niukalti.

Yksityismetsien tärkeiden elinympäristöjen vaikutusta kansalaisten metsien suojelusta kokemaan hyötyyn ei ole tutkittu. Niiden pinta-ala on noin 0,5 % yksityismetsien kokonaispinta-alasta eli noin 75 000 ha, yhtiöiden mailla on noin 11 000 ja Metsähallituksen mailla noin 43 000 ha erityisen tärkeitä elinympäristöjä, joiden puuston kokonaisarvoksi on arvioitu noin 179 miljoonaa euroa (luku 4). Kun metsien kokonaispuustosta korjataan vuosittain alle 3 %, ja suhteellisen osuuden voisi olettaa olevan sama myös arvokkailla elinympäristöillä, jos niiden hakkuut sallittaisiin, suojelun vaikutus metsänomistajien kantorahatuloihin jää keskimäärin ottaen häviävän pieneksi, eikä suojelulla ole myöskään vaikutusta puumarkkinoiden toimintaan.

Säästöpuiden kokonaistaloudellinen merkitys on todennäköisesti erityisen arvokkaita elinympäristöjä suurempi. Koskela ym. (2004, 2005) arvioivat yhteiskunnallisesti optimaalisen säästöpuiden määrän olevan noin 9 m<sup>3</sup>/ha, eli noin 20 järeää runkoa hehtaarilla. Tämä on suurempi kuin nykyinen 5-10 rungon käytäntö. Laskelmissa käytettiin Poudan (2005) estimoimaa kansalaisten maksuhalukkuutta säästöpuiden lisäämisestä, joka oli 40 euroa hehtaarille (luku 4). Säästöpuidenkaan vaikutukset puumarkkinoille eivät todennäköisesti ole merkittäviä.



Lahopuuston määrä ei nykyisillä luonnonhoidon keinoilla tule merkittävästi lisääntymään, ja lisäpanostus lahopuuston lisäämiseen on ilmeisesti tarpeen. Kustannustehokkuus edellyttäne lahopuuston tuottamisen alueellista keskittämistä. Lisätutkimus kokonaistaloudellisista hyödyistä ja kustannuksista on kuitenkin tarpeen. Koskela ym. (2005) suosittelevat kannustavien ohjauskeinojen käyttöä säästöpuiden lisäämiseksi. Voisi olettaa, että niitä tarvitaan myös lahopuun määrän lisäämiseksi talousmetsissä (ks. luku 4).

Yksi keino monimuotoisuuden turvaamisessa on ennallistaminen. Metsähallituksen suojelualueilla osana METSO -ohjelmaa on aloitettu ennallistamisohjelma (luku 3). Ohjelman kustannusarvio vuosille 2003-2012 on noin 12 miljoonaa euroa. Ennallistamista voidaan tehdä myös talousmetsissä Metsälain 6 § nojalla. Ennallistettavat pinta-alat ovat pieniä, vuosina 2003–2005 yhteensä noin 6 000 ha, joten puuntuotantoon tai puumarkkinoille niillä ei ole vaikutusta. Luonnonsuojelualueiden ennallistamisen kustannustehokkuutta parantaa se, että kustannukseksi lasketaan vain suorat toimenpiteestä aiheutuvat kustannukset. Talousmetsiä ennallistettaessa kustannukseksi lasketaan myös puuntuotannolliset menetykset, jotka on yksityismetsissä korvattava metsänomistajalle. Ennallistamisen vaikutuksia kansalaisten hyvinvointiin ei ole tutkittu.

### 7.2.5 Luonnonarvokaupan ja maanvuokrauksen kustannustehokkuus

Määräaikaisiin sopimuksiin perustuvan luonnonarvokaupan edullisuus yhteiskunnalle riippuu keskeisesti sovelletusta korkokannasta (Juutinen 2005, Juutinen ym. 2005, *Juutinen ym. T17*) eikä METSO:n uusien keinojen edullisuus perinteiseen maanlunastukseen verrattuna tästä syystä ole itsestään selvä (luku 5). Suojeluun käytettävissä olevien varojen ollessa niukkoja luonnonarvokaupalla on mahdollista saavuttaa tuloksia nopeammin kuin maan ostoilla. Vaikka luonnonarvokauppa on metsänomistajien ja kansalaisten mielestä hyväksyttävä keino (Lehtonen ym. 2003, Horne ym. 2004a, Horne 2006, *Horne ym. T6, Koskela ym. T22*), on todennäköistä, että suojelun tason merkittävä nostaminen esim. 5 prosentin tasolle vaatisi myös pysyvän suojelun lisäämistä. Määräaikaiseen suojeluun liittyy myös monia epävarmuustekijöitä. *Juutisen ym. (T17)* mukaan haasteena on nimenomaan eri suojelun keinojen yhdistäminen siten, että taloudellisesti tehokas ja sosiaalisesti hyväksyttävissä oleva suojelun taso saavutetaan.

### 7.2.6 Suojelun aluetaloudelliset ja paikalliset vaikutukset

Vaikka suojelun vaikutusten kansantalouteen arvioidaan valtakunnan tasolla jäävän suhteellisen vähäisiksi, alueellisesti suojelulla saattaa olla suhteellisen merkittäviäkin vaikutuksia. Suojelun ja metsiin perustuvan matkailun aluetaloudellisia vaikutuksia ovat tutkineet mm. Saarinen ym. (1996), Kniivilä ja Saastamoinen (2002) ja Kniivilä ym. (2002) (ks. myös Kangas ym. 1998, Ovaskainen ym. 1999a, 1999b).

Kniivilä ym. (2002) (ks. myös Kniivilä ja Saastamoinen 2002) tarkastelivat suojelun taloudellisia vaikutuksia suojelun yhteiskunnallisen optimaalisuuden näkökulmasta Ilomantsissa, Pohjois-Karjalassa. Tarkastelun kohteena olivat Petkeljärven ja Patvinsuon kansallispuistojen tuottamat hyödyt ja kustannukset. Suojelun suorat hyödyt arvioitiin ehdollisen arvottamisen menetelmällä ja niihin lisättiin turismin ja suojelun aikaansaamat tulot alueella. Suojelun kustannukset aiheutuivat menetetyistä kantorahatuloista sekä metsäsektorin menetetyistä työpalkoista ja yrittäjien menettämistä voitoista. Tulosten

mukaan suojelun hyödyt koko Pohjois-Karjalan alueelle arvioituna olivat selvästi kustannuksia suuremmat, sen sijaan Ilomantsin kunnan alueella kustannukset ylittivät suojelun hyödyt. Vaikka tulokset koskevat vain yhtä aluetta, tilanne on todennäköisesti samantyyppinen monilla muilla alueilla, joilla on suuria tiukasti suojeltuja metsäalueita. Tämä merkitsee sitä, että suojelun toteutuksessa on tärkeää kiinnittää huomiota siihen miten alueelle syntyvät kustannukset pystytään kompensoimaan laajemmalla alueella tai valtakunnan tasolla syntyvillä hyödyillä. Suojelun oikeudenmukaisuus tuntuisi siis edellyttävän alueiden välisiä tulonsiirtoja.

Luontomatkailun synnyttämiä tuloja ovat tutkineet mm. Saarinen ym. (1996) ja *Huhtala* (77). Matkailun tuloilla on merkittävä asema erityisesti Pohjois-Suomen kuntien taloudessa. Morrin (2004) mukaan Enontekiön, Inarin ja Utsjoen kuntien kotitalouksien tuloista vuosina 2000-2002 noin 44 % saatiin matkailusta, 30 % porotaloudesta, 35 % metsätaloudesta ja loput luontaiselinkeinoista. Tutkimusten perusteella on kuitenkin vaikea arvioida miten metsien monimuotoisuuden suojelun uudet keinot vaikuttavat luontomatkailuun ja alueiden tulonmuodostukseen.

Mäki-Hakola ja Toropainen (2005) tutkivat Etelä-Suomen metsien suojelun tuotanto- ja työllisyysvaikutuksia paitsi koko valtakunnan tasolla myös metsäkeskuksittain. Suojelun vaikutusten jakautuminen Etelä-Suomen metsäkeskusten alueille riippuu odotetusti nykyisestä suojelun laajuudesta, puuntuotannon tasosta ja tuontipuun asemasta alueella. Esimerkiksi Kaakkois-Suomessa, jossa metsäsektorin tuotanto ja työllisyys ovat tutkituista alueista suurimmat, jäävät suojelun vaikutukset kuitenkin suhteellisen vähäisiksi. Absoluuttisesti suurimmat talous- ja työllisyysvaikutukset ovat Pohjois-Savossa, jos suojelun seurauksena menetetty puun tarjonta pystytään kokonaisuudessaan korvaamaan tuontipuulla. Jos ainoastaan kuitupuun ja hakkeen tarjonta on mahdollista korvata tuontipuulla, vaikutukset ovat suurimmat Lounais-Suomessa.

## 7.3 Sosiaalinen kestävyys ja sosiaaliset vaikutukset

### 7.3.1 Kansallisen ja alueellisen tason numeeriset sosiaaliset vaikutukset

Edellä käsiteltiin eräitä numeerisia sosiaalisia vaikutuksia, joilla tarkoitetaan asiayhteydestään eli paikallisesta sosiaalisesta yhteisöstä irrallisia sosiaalisia vaikutuksia. Termi vastaa Sairisen ja Kohlin (2004) käsitettä välittömät sosiaaliset muutokset (social change). Numeerisia sosiaalisia vaikutuksia mitataan usein erilaisin indikaattorein, joiden oletetaan kuvaavan yhteiskunnallisen päätöksenteon kannalta keskeisiä ja kiinnostavia sosiaalisia muutoksia (Juurola ja Karppinen 2003, Sairinen ja Kohl 2004). Numeerisista sosiaalisista vaikutuksista on mahdollista tuottaa kansallisen ja aluetason tunnuslukuja. Menetelminä ovat muun muassa panostuotomallit, kyselyt, maksuhalukkuustutkimukset sekä harrastaja- ja käyttäjämäärien arviointi. Metsien käytön numeerisina sosiaalisina vaikutuksina esitetään yleensä muutokset tulonjakoon, työllisyyteen, maisemaan sekä monikäyttömahdollisuuksiin, kuten metsien virkistyskäyttöön, metsästyksen, virkistyskalastukseen ja luonnontuotteiden keräilyyn.

Numeerisiin sosiaalisiin vaikutuksiin kuuluvat tulonjako- ja työllisyysvaikutukset sekä maksuhalukkuuskyselyjen tulokset käsiteltiin taloudellisten vaikutusten yhteydessä. Nämä vaikutukset liittyivät ainakin tiukkaan suojeluun ja uusien keinojen käyttöön. Lisäksi on olemassa käyttäjätietoa laajoista tiukan suojelun alueista, kuten kansallispuistoista.

Näissä yleisimmät virkistyskäyttömuodot ovat eräretkeily, virkistyskalastus, maastohiihto ja luonnontarkkailu. Kansallispuistojen kävijämäärät ylittävät miljoonan vuosittain (luku 2).

### 7.3.2 Paikalliset sosiaaliset vaikutukset ja sosiaalinen kestävyys

Paikalliset sosiaaliset yhteisöt muodostuvat yksilöistä, perheistä, naapuruksista, organisaatioista ja muista yhteisöihin kuuluvista ja siihen vaikuttavista ryhmistä (Sairinen ja Kohl 2004, *Hiedanpää ja Jokinen T5*). Kansantalouden tasolla sosiaalisen toiminnan koordinaatio, kuten hallinto ja resurssien jako, toimii eri tavoin kuin paikalliset vuorovaikutussuhteet. Hallinnon perusrakenne on keskitetty ja hierarkkinen (*Jokinen T12*). Numeeristen sosiaalisten vaikutusten, kuten työllisyyden, mittaaminen arvioi hallinnon ja politiikan keinojen toteuttamisen vaikutuksia paikalliseen yhteisöön vain rajoitetusti. Esimerkiksi saman suuruinen työllisyyden muutos voi merkitä aivan erilaista kehitystä kahdessa eri yhteisössä.

Sosiaalinen kestävyys ja sosiaaliset vaikutukset konkretisoituvat paikallisten luonnonvarojen käytön käytäntöjen muuttumisen kautta (esim. Jokinen 2005). Metsien käytön sosiaalisen kestävyuden arviointi pitäisi aloittaa tunnistamalla sosioekologisen järjestelmän vuorovaikutussuhteita ja sopeutumisprosesseja (*Jokinen T12, Leskinen ym. T29*). Vertailemalla paikallisyhteisöjen kehityspolkuja, voidaan arvioida niiden sosiaalista kestävyyttä. Esimerkiksi metsätalouden tehostamisen aiheuttama työttömyys Pohjois-Karjalan pienviljelijä-metsurikylissä oli sosiaalisesti kestänyt, sillä korvaavia työtilaisuuksia ei paikallisesti pystytty tarjoamaan muilta toimialoilta. Tästä yleisestä kehityskulusta poikkeavana esimerkkinä voidaan nähdä Ruunaan pienviljelijä-metsurikylälle tarjoutuneen kehityspolun lopputulema. Lieksassa sijaitsevalla Ruunaan kylällä retkeilyalueen perustamispäätöksen myötä vuonna 1987 syntyi elinvoimainen paikallinen matkailuyrittäjyys (Eisto 2004). Matkailu ei kuitenkaan sellaisenaan korvannut menetettyjä maa- ja metsätalouden työpaikkoja, vaan aiheutti rakenteellisia muutoksia. Luontomatkailun elinkeinoyhteisö kasvoi kyläyhteisön rinnalle, osin sen korvaten. Nykyään kylän elämä on rytmittynyt uudelleen vilkkaan matkailijoiden värittämän kesän ja hiljaisen talven muovaamaksi kahdeksi vuodeksi. Myös paikallisuus on muuttunut lieksalaiseksi paikallisuudeksi, koska monet matkailuyritysten työntekijät asuvat Lieksassa, josta kulkevat Ruunaalla sijaitsevalle työpaikalle (Eisto 2004). Paikallinen sosioekologinen järjestelmä ei palaudu alkuperäiseen tilaan vaan sen elinvoimaisuus säilyy vain rakenteellisten muutosten kautta. Ruunaan pienviljelijä-metsurikyläkään ei palautunut sellaiseksi, kuin se 1950-luvulla kukoistuskautellaan oli. Elinvoimaisuuden takasi retkeilyalueen perustamisen mahdollistama positiivinen kehityspolku. Jos Ruunaan tapauksessa olisi 1980-luvulla valittu metsätalouden tehostamisen ja vesivoiman rakentamisen kehityspolut, jotka tunnettiin hyvinvointia lisäävinä keinoina sotien jälkeisessä Suomessa, Ruunaan kylä olisi luultavasti tähän päivään mennessä autioitunut.

Kansallispuistojen ja muiden suuria alueiden suojelualueiden perustaminen voi aiheuttaa huomattavia paikallisia sosiaalisia vaikutuksia (luku 2). Metsien talouskäyttöön perustuvien sosiaalisten verkostojen ja taloudellisen toiminnan olisi tällöin vetäydyttävä tai sopeuduttava. Sopeutuminen voisi merkitä matkailuelinkeinon yleistymistä, mutta tähän vaikuttaa myös paikallisten yhteisöjen kyky tuottaa luonnon lisäksi maaseudun kulttuurin, maisemien ja sosiaalisen ympäristön vetovoimatekijät. Ruunaan esimerkistä

nähdään, miten rakenteellisten muutosten kautta suojelu- ja retkeilyalue voi muodostua uudeksi resurssiksi ja myös edistää paikallisen yhteisön kehitystä. Joka tapauksessa suojelu lähes väistämättä muuttaa alueen sosiaalista ja taloudellista rakennetta. Ennallistamisen, talousmetsien luonnonhoidon ja ns. uusien keinojen mahdolliset sosiaaliset vaikutukset (luvut 3–5) voisivat liittyä uudenlaiseen paikalliseen luontopalvelujen tuotantoon ja siihen liittyvään yrittäjyyteen. Tämä merkitsee laadullista muutosta metsätalouden toiminnassa, joka voisi korvata puuntuotanto- ja korjuutoimintaa maaseutuyhteisöissä. Toisaalta tämän kehityksen heikkous voi olla, että syntyy samanlainen riippuvuus yhteiskunnan tuista kuin metsätaloudessa on syntynyt. Paikallinen kehitys edellyttäisikin, että tuet alkuvaiheessa auttaisivat syntymään tai vahvistaisivat sellaisia esimerkiksi luontomatkailun tai maatalouden paikallisia elinkeinoja, jotka jatkossa osoittautuisivat myös ilman tukia selviäviksi elinkeinoksi.

Miten sitten politiikkakeinoin voisi olla mahdollista edesauttaa paikallisesti sosiaalisesti kestävää kehitystä? Eräs keino tähän voisi olla välittäjä, joka toimisi hierarkisesti toimivan hallinnon ja paikallisen dynaamisen sosioekologisen järjestelmän välissä. Esimerkiksi yhteistoimintaverkoston hankevetäjä tai perinteinen metsäneuvoja (mahdollisesti täydennyskoulutuksen jälkeen) voisi toimia tämän tyyppisenä välittäjänä. Välittäjä toimisi tulkkina metsänomistajan paikallisen tiedon ja henkilökohtaisen suojeluintressin sekä hallinnon ja politiikan ohjauskeinojen välillä. Metsänomistajan intressi on paikallisen sosioekologisen prosessin tulos ja siten hänen argumenttinsa perustuvat virkistyskäyttöön, metsänhoitokäytäntöihin ja maisemallisiin tekijöihin (Ovaska 2006, *Paloniemi ym. T45*). Metsänomistaja on myös omaksunut asiantuntijoiden ekologista tietoa esimerkiksi, jos hänen maillaan on kerrottu olevan liito-oravan elinympäristö.

Politiikan ohjauskeinoja edustavat muun muassa luonnonsuojelubiologiset kriteerit, jotka edustavat valtakunnalliseen edustavuuteen pyrkivää tietoa. Tapauskohtaisesti välittäjä voi onnistua liittämään paikallisen tiedon ja luonnonsuojelubiologiset kriteerit niin, että suojelusopimus (esimerkiksi luonnonarvokauppa) toteutuu (Ovaska 2006). Metsänomistaja, joka tekee suojelualoitteen, on voimaantunut eli luottaa omiin kykyihinsä ja vaikutusmahdollisuuksiinsa suojelun suhteen (*Paloniemi ym. T46*). Jos sopimus syntyy, hän myös valtautuu, eli saa toimintakykyä ja -mahdollisuuksia. Kun valtautumista tapahtuu riittävän monen metsänomistajan kohdalla, syntyy mahdollisesti myös paikallisia positiivisia sosiaalisia vaikutuksia, jotka edistävät sosiaalista kestävyyttä.

METSON uusien keinojen kokeiluhankkeiden kohdalla ei ole vielä havaittu merkittävää metsänomistajien välistä yhteistoimintaa tai uusien esimerkiksi luonnonhoitoalan yritysten syntymistä (luku 5). Paikallislähtöisiä kehittämishankkeita on kuitenkin meneillään (Hakila 2006). Myös metsänomistajien yhteistoiminnan kehittyminen on jatkossa mahdollista, sillä vastaavaa on tapahtunut muun muassa puun energiakäytön edistämistoiminnan tukemana (Leskinen 2006a, Leskinen ym. 2006). Paikalliset sosioekologiset sopeutusprosessit, joille on ominaista sosiaalisen kestävyuden vahvistuminen, ovat tärkeitä myös siksi, että niiden kautta uudet elinkeinot ja sektorit saavat alkunsa. Laajentuessaan ne saavuttavat volyymin, jonka myös hierarkinen hallinto pystyy havaitsemaan ja tilastoimaan. Tuore esimerkki on 1990-luvulla yksittäisinä paikallisina hankkeina alkanut pienen mittakaavan lämpöyrittäjyystoiminta (*Leskinen ym. T29*), joka vuonna 2005 oli jo laajentunut 300 laitoksen ja suurkiinteistön lämmitystoiminnaksi ja päässyt myös tilastoinnin piiriin (Ylitalo 2006).

## 7.4 Monimuotoisuuden turvaamisen ohjauskeinot ja sertifiointi

### 7.4.1 Ohjauskeinot

Edellisissä luvuissa (2-5) on esitelty keinoja, joilla konkreettisesti vaalitaan metsien monimuotoisuutta. Nämä edustavat normi-, informaatio- ja taloudellista ohjausta taulukon 7.1 mukaisesti. Normiohjaus perustuu lain mukaisiin määräyksiin ja informaatio-ohjaus ohjeisiin, joiden noudattaminen on vapaaehtoista. Taloudellista ohjausta puolestaan voidaan harjoittaa tukemalla suojelutoimenpiteitä täyden tai osittaisen kustannusvastaavuuden mukaisesti. Tuki voidaan kohdistaa samansuuruisena kaikille, tai vaihtelevan suuruisena harkinnanvaraisiin kohteisiin metsänomistajan anomuksesta. Kaikille kohdistettava tuki edistää koko maassa yhteisiä monimuotoisuuden suojelun tavoitteita, erityistuilla puolestaan voidaan tavoitella alueellisesti tai tilakohtaisesti herkimpien alueiden laajamittaisempaa suojelua. Mikäli tuki korvaa suojelun kustannukset vain osittain, metsänomistajan suojelumotiivit ja rahoitustilanne vaikuttavat siihen, kuinka laajana suojelu toteutuu.

Luvuissa 2-5 käsiteltyjen keinojen lisäksi monimuotoisuuteen vaikuttaa käytännössä ainakin kolme muuta tekijää. Ensiksi, informaatio-ohjaukseen kuuluvien metsäsuunnittelun ja -neuvonnan näkökulmat tuovat esille sen, että on olemassa erilaisia menettelytapoja, joilla em. keinot käytännössä saadaan toimimaan. Toiseksi monimuotoisuuden edistämisen työkalujen menestyksekkääseen käyttöön vaikuttavat toimintaperiaatteet, työnjako, kilpailuttaminen ja muut käytännöt, jotka julkinen hallinto omaksuu ohjauskeinoja käyttäessään. Kutsumme tätä kokonaisuutta tässä yhteydessä hyväksi hallintomenettelyksi. Kolmanneksi monimuotoisuuden suojeluun vaikuttaa puumarkkinaosapuolien keskinäiseen sopimukseen perustuva metsien sertifiointi, joka edustaa vapaaehtoista monimuotoisuuden turvaamista. Sertifioinnissa tapahtuvat monimuotoisuuden turvaamisen muutokset voivat yllättävästi lisätä valtion tarvetta turvata monimuotoisuutta. Esimerkiksi vuonna 2005 tehdyn sertifiointikriteerien muutoksen myötä omaehtoisen suojelun piiriin siirtyy arvokkaita elinympäristöjä noin 140 000 ha (luku 4). Tämä voi aiheuttaa suojelun lisäämispaineen valtionhallinnolle. Tässä luvussa keskitytään valtionhallinnon näkökulmasta kahteen keskeiseen monimuotoisuuden turvaamisen onnistumiseen vaikuttavaan tekijään, metsäsuunnittelun ja -neuvonnan keinoihin sekä hyvään hallintomenettelyyn. Näiden vaikutukset riippuvat kuitenkin keskeisesti myös siitä, kuinka kannustaviksi metsänomistajat suojelun määrällisen ja taloudellisen ohjauksen kokevat (Kuuluvainen ja Ollikainen 2004).

Taulukko 7.1. Yhteenveto raportissa käsitellyistä monimuotoisuuden turvaamisen keinoista jaoteltuna normi-, informaatio- ja taloudelliseen ohjaukseen.

Turvaamiskeino	Luku	Ohjaukeinoon tyyppi	Volyymi
Tiukasti suojellut metsät	2	Normiohjaus	1 665 000 ha <sup>1</sup>
Ennallistaminen,			
- metsät	3	Taloudellinen ohjaus	5 945 ha <sup>2</sup>
- suot			4 871 ha <sup>2</sup>
Lakikohteet	4	Normiohjaus	130 000 ha <sup>3</sup>
Metsänhoitosuosituksen mukainen talousmetsien luonnonhoito (käytännöt: muut pienialaiset arvokkaat elinympäristöt, monimuotoisuudelle tärkeät rakennepiirteet talousmetsissä, esim. säästöpuut luontokohteissa ja hakkuualoilla yht.)	4	Informaatio-ohjaus (sertifiointi)	4,1 m <sup>3</sup> /ha <sup>4</sup>
Ympäristötuki ja luonnonhoitohankkeet	4	Taloudellinen ohjaus	1 915 kpl <sup>5</sup> 305 kpl <sup>5</sup>
Luonnonarvokauppa ja tarjouskilpailu	5	Taloudellinen ohjaus	1 057 ha <sup>6</sup>
Yhteistoimintaverkostot	5	Informaatio-ohjaus	265 ha <sup>7</sup>
Metsäneuvonta	7	Informaatio-ohjaus	217 370 henkilöä <sup>8</sup>
Yksityismetsien metsäsuunnittelu			1 094 530 ha <sup>9</sup>
- josta tilakohtaisia	7	Informaatio-ohjaus	755 190 ha <sup>9</sup>
			vuonna 2005 tehdyt

1 Tiukasti suojellut metsät, metsä- ja kitumaa yhteensä. Metsien suojelun luokittelun ... 2002.

2 Vuoden 2005 loppuun mennessä ennallistetut metsät ja suot. Luku 3.

3 Metsälain erityisen tärkeät elinympäristöt kaikkien omistajaryhmien metsissä. Luku 4.

4 Vuoden 2005 Luonnonhoidon laadun arvioinnin mukainen hakkuualoille ja luontokohteille säästetty puusto yhteensä. Tapion vuosikirja 2005.

5 Vuonna 2005 voimassa olleet ympäristötukisopimukset sekä valmistuneet ja keskeneräiset luonnonhoitohankkeet. Tapion vuosikirja 2005.

6 Luonnonarvokaupan ja tarjouskilpailun kokeiluhankkeissa vuoden 2005 lopussa sopimusten piirissä oleva pinta-ala yhteensä. Luku 5.

7 Yhteistoimintaverkoston kokeiluhankkeissa vuoden 2005 lopussa sopimusten piirissä oleva pinta-ala. Luku 5.

8 Metsänomistajille annettu henkilökohtainen ja ryhmäneuvonta yhteensä vuonna 2005. Tapion vuosikirja 2005.

## 7.4.2 Metsäsuunnittelu ja metsänomistajan neuvonta monimuotoisuuden edistämässä

Nykytilanteessa noin puolet metsänomistajista pitäisi hyväksyttävänä määräaikaista suojelusopimusta maillaan (*Horne ym. T6*) ja noin 30 % olisi valmis osallistumaan luonnonarvojen suojeluun liittyvään yhteistoimintaan (*Koskela ym. T22*). Metsänomistajien suhtautumiseen ja käytännön ratkaisuihin voidaan vaikuttaa kannustimien ja informaatio-ohjauksen, kuten koulutuksen, neuvonnan ja osallistamisen avulla (*Paloniemi ym. T46 ja T47*). Positiiviset kokemukset esim. luonnonarvokaupasta ja niiden leviäminen metsänomistajien joukossa lisäävät metsänomistajien myönteistä suhtautumista luonnonsuojeluun. Positiivisen kokemuksen taustalla olevia tekijöitä ovat mm. neuvojan luotettava maine, taloudelliset kannustimet sekä metsänomistajan oma toimivalta, valtautuminen (*Paloniemi ym. T46*). Myös metsänomistajien yhteistyötä monimuotoisuuden turvaamisessa voidaan edistää neuvonnalla. Viime vuosien aikana Keski-Suomessa toteutetuissa luonnonhoitohankkeissa on havaittu, että arviolta 80–

90 % metsänomistajista on valmis osallistumaan useiden tilojen alueelle sijoittuviin monimuotoisuuden edistämishankkeisiin. Usein tämä edellyttää, että hanke esitellään ja perustellaan omistajalle henkilökohtaisen neuvonnan kautta (Tiitinen-Salmela 2006)\*. Yksityismetsissä on siten mahdollisuuksia myös laajempialaiseen monimuotoisuuden turvaamiseen.

Tiedon lisäämisellä sekä neuvojan ja metsänomistajan kohtaamisella on merkitystä monimuotoisuuden turvaamisen onnistumisessa. Metsäsuunnittelulla hankitaan metsävaratietoa ja tuotetaan toimenpidevaihtoehtoja. Metsäsuunnittelun painopiste on kuitenkin edelleen vahvasti puuntuotannossa, joka myös määrittelee suurelta osin kuvioittaisen inventoinnin toteutuksen ja kuvioiden toimenpide-ehdotukset. Tyypillistä metsäsuunnitteluun sisältyvää monimuotoisuuden huomioimista on arvokkaiden elinympäristöjen ja muiden erillishavaintojen tunnistaminen ja merkitseminen kuviokarttaan. Arvokkaat elinympäristöt rajataan usein omiksi pieniksi kuvioiksi ja niillä tai niiden lähellä tehtävät käsittelyt suunnitellaan siten, etteivät luontoarvot vaarannu.

Metsävaratiedon avulla neuvojan on mahdollista löytää sellaiset kohteet, jotka voivat olla monimuotoisuuden turvaamisen kannalta arvokkaita ja kohdistaa neuvonta erityisesti näiden kohteiden omistajiin. Lisäksi metsäsuunnittelun tuottaman metsävaratiedon, suunnittelumenetelmien ja päätöstuen työkaluista on apua, kun vaihtoehtoista kerrotaan ja niiden vaikutuksia havainnollistetaan metsänomistajalle, jonka tavoitteiden näkökulmasta voidaan suunnitella koko tilan tasolla vaihtoehtoisia tapoja edistää monimuotoisuutta (*Kurttila ym. T25*). Metsämaiseman ekologista laatua voidaan kuvata numeerisesti normaalisti suunnittelussa käytössä olevien puustotietojen avulla (*Hurme ym. T9, Pukkala ja Kurttila T52, Tikkanen ym. T67*). Kun kuviotietoa täydennetään paikkatiedolla (kohteiden sijaintia kuvaava naapuruustieto), on kohteiden keskinäiseen sijaintiin vaikuttavien ns. spatiaalisten tavoitteiden käyttö mahdollista (esim. *Kurttila 2001, Pukkala ja Kurttila T52*). Niiden avulla voidaan pyrkiä esimerkiksi muodostamaan tietynlaisia rakennepiirteitä sisältävien metsiköiden kokonaisuuksia tai hajauttamaan tai kokoamaan avohakkuualat suunnittelualueelle (*Hurme ym. T9*). Monimuotoisuuden edistäminen voi onnistua pienillä puuntuotannollisilla menetyksillä mikäli monimuotoisuusresurssien määrän (esim. vanhojen metsien pinta-alan) lisäämisen sijasta tavoitellaan parannuksia kohteiden keskinäisessä sijoittumisessa (*Kurttila ym. 2002, Tikkanen ym. T67, Hurme ym. T9*). Parhaiten ne soveltuvat käytettäväksi suurehkoilla suunnittelualueilla ja suunnittelutilanteissa, jossa suunnittelujakso on useiden vuosikymmenten pituinen. Kohteiden sijaintiin liittyvät tarkastelut ovat yksityismetsissä parhaiten toteutettavissa ns. aluesuunnittelussa, jolloin toimenpiteiden ja resurssien sijaintien koordinointi yli tilanrajojen on mahdollista (*Pykäläinen ym. T56, Pukkala ja Kurttila T52, Kurttila ja Pukkala 2003*).

Vaihtoehtoisten metsäsuunnitelmien hyvin suuren määrän vuoksi metsäsuunnittelussa tulisi käyttää optimointia tehokkaiden suunnitelmavaihtoehtojen tuottamisessa. Optimoinnin avulla voidaan myös havainnollistaa suunnittelualueen metsien tuotantomahdollisuuksia ja eri tavoitteiden - esimerkiksi puuntuotannon ja monimuotoisuuden - välisiä riippuvuuksia (*Tikkanen ym. T67*). Paitsi suurilla suunnittelualueilla, tuotantomahdollisuuksien havainnollistaminen eri tavoin olisi tärkeää myös normaalissa yksityismetsien metsäsuunnittelussa. Mikäli tilan hakkuumahdollisuuksia ei aiota käyttää suunnittelukaudella täysimääräisesti, voi edellä

\* Puhelinhaastattelu 25.4.2006



mainittu tarkastelu osoittaa, että monimuotoisuuden panostaminen vaikuttaa vain vähän puuntuotantoon (*Tikkanen ym. T67*). Suunnitelmavaihtoehtojen joukosta metsänomistaja voi valita omia tavoitteitaan parhaiten vastaavan suunnitelman esim. monikriteerisiä päätöstukimalleja hyödyntäen (*Leskinen ym. T30, Store T66*).

Vuosittain yksityismetsien metsäsuunnittelu kattaa yli miljoona hehtaaria ja suunnitelmia tehtiin esimerkiksi vuonna 2005 yli 12 000 tilalle (taulukko 7.1, Tapion vuosikirja 2005). Huomattava määrä metsänomistajia osallistuu vuosittain myös erilaisiin neuvontatilaisuuksiin. Erityisesti metsäsuunnittelu on omistajan koko tilaan kohdistuva neuvonta- ja päätöksentekotilanne ja se tarjoaa siten merkittäviä mahdollisuuksia monimuotoisuusnäkökulmien tarkasteluun. Metsäsuunnittelussa siirryttäneen lähiaikoina metsävaratiedon keruussa ainakin jossakin määrin uusien kaukokartoitukseen perustuvien inventointimenetelmien käyttöön (esim. Paananen ja Uutera 2003, Kangas ym. 2006) ja kattavasta maastotyönä tehtävästä alueinventoinnista luovutaan. Uusien inventointitekniikoiden avulla on kuitenkin mahdollista havaita rakenteeltaan harvinaisia metsäalueita ja jopa seurata niiden muutoksia (*Maltamo ym. T32*). Metsäsuunnittelu ja metsäneuvonta tarjoavat siten jatkossakin merkittäviä mahdollisuuksia monimuotoisuuden turvaamiseen.

### 7.4.3 Hyvä hallintomenettely

Yleinen yhteiskunnan kehitys, jonka piirteitä on nähtävissä myös METSO -ohjelman toimintamalleista, on hallinnon pyrkimys luoda edellytyksiä toivotunlaisen toiminnan aikaansaamiselle ja asettaa aiempaa vähemmän rajoituksia (Hajer 1995, Jokinen 2004). Julkishallinnossa onkin käyty läpi laajempaa hallintotavan muutosta (Sairinen ja Kohl 2004). Tavoitteena on mm. toiminnan haittavaikutusten ja byrokratian vähentäminen, julkisten palveluiden kansalais- ja asiakaslähtöisyyden kehittäminen, hallinnon tehostaminen sekä siirtyminen normiohjauksesta informaatio-ohjaukseen.

Hallinnolle yleinen kehitys on lisännyt paineita mm. osallistumismahdollisuuksien, oikeudenmukaisuuden, läpinäkyvyyden sekä kustannusvaikuttavuuden sisällyttämiseksi osaksi monimuotoisuuden edistämisen ohjaukskeinoja. Tämä asettaa vaatimuksia mm. lainsäädännölle ja viralliselle ohjeistukselle. Esimerkiksi määräaikaisten suojelusopimusten keskeyttämisestä, automaattisesta raukeamisesta määräajan jälkeen ja mahdollisista karenssiajoista lienee tarpeellista säätää lailla. Liian väljässä lain säätämisessä ja lain täydentämisessä erilaisilla asetuksilla, päätöksillä, määräyksillä ja suosituksilla on omat riskinsä. Tuloksena voi olla epäselvä järjestelmä, jonka seuranta on vaikeaa tai mahdotonta ja joka ei noudata perustuslain vaatimusta siitä, että yksilön oikeuksien ja velvollisuuksien perusteista on säädettävä lailla (*Määttä ym. T40*). Yksityismetsätalouden tuista tuttujen ongelmien välttämiseksi tarvitaan siis monimuotoisuuden turvaamiskeinojen kehittämiseksi myös oikeudellisia (*Kokko ym. T20*) ja hallinnollisia innovaatioita.

Oikeudenmukaisuuden ja läpinäkyvyyden kannalta ei ole yhdentekevää millaiseksi hallinnon organisaatioiden välinen työnjako muodostuu. On vältettävä tilanteita, joissa viranomaisen on ratkaisemassa ristiriitatilanteita, joissa se on itse yhtenä osapuolena (*Raitio T57*). Esimerkiksi metsänomistajien neuvonnan ja metsäsuunnittelun toteuttajia voivat tulevaisuudessa entistä useammin olla esimerkiksi metsäpalveluyrittäjät ja metsänhoitoyhdistykset. Myös metsänomistajat toivoivat metsänhoitoyhdistysten toteuttavan monimuotoisuuden neuvontaa mieluummin kuin ympäristöviranomaisten



(Paloniemi ym. T46, Primmer ja Keinonen T51).

Ympäristö- ja luonnonvarakonfliktien ratkaiseminen edellyttää eri hallinnonalojen ja organisaatioiden lisääntyvää yhteistyötä. Toimiva yhteistyö nähdään uusien organisaatioiden perustamista lupaavampana tapana kehittää ympäristöpolitiikan toteutusta (Meadowcroft 2002). Organisaatiot ovat mm. uusien keinojen kokeiluhankkeissa verkostoituneet, oppineet ja luoneet käytäntöjä, joita suojelukeinojen käytännön toteuttaminen vaatii (luku 5, Primmer ja Keinonen T51). Tämä on tärkeää siinäkin mielessä, että eri metsätoimijat, kuten myös eri metsänomistajat, tulkitsevat ekologista kestävyyttä eri tavoin (Vierikko ym. T74, Karppinen T19, Ovaska 2006).

Monimuotoisuuden turvaamista yhteistyönä toteuttavien organisaatioiden muodostaman verkoston voidaan nähdä olevan sellainen sosiaalinen yhteisö, jossa tapahtunutta oppimista voidaan pitää sosiaalisena vaikutuksena. Sosiaalinen vaikutus on tässä tapauksessa tapahtunut hallintokoneistossa itsessään. Tätä ei siten pidä arvioida politiikan sosiaalisena vaikutuksena tai sosiaalisen kestävyuden edistysaskeleena, vaan pikemminkin hallinnon kehittymisenä ja mahdollisena tehostumisena. Poliitikalla tavoiteltavat sosiaaliset muutokset ulottuvat hallinnon ulkopuolisiin toimijoihin, kuten metsänomistajiin, kyliin tai yrityksiin.

## 7.5 Päätelmät

Tutkimusten mukaan suojelun vaikutukset metsäsektorin tuotantoon, työllisyyteen ja puumarkkinoille jäävät ehkä pelättyä pienemmiksi. Sen sijaan monimuotoisuuden suojelun ohjauskeinojen valinnan suhteen johtopäätösten teko on vaikeampaa. Periaatteessa suojelun tasoa voidaan nostaa parantamalla jo tällä hetkellä suojeltujen alueiden laatua, jolloin tehtävät ennallistamistoimet aiheuttavat ainoastaan valtiontaloudellisia kustannuksia ja tarjoavat paikallisesti työmahdollisuuksia. Ennallistamistoimet olemassa olevilla suojelualueilla eivät enää aiheuta puuntuotannon menetyksiä tai niistä johtuvia kerrannaisvaikutuksia.

Perinteisen tiukan suojelun mukaisesti toteutettu suojelupinta-alan lisäys aiheuttaa suurimmat positiiviset ja negatiiviset kerrannaisvaikutukset. Uusien METSO -keinojen käyttö näyttäisi aiheuttavan tiukkaa suojelua pienempiä tuotanto- ja työllisyysvaikutuksia. Vaikka uusia keinoja pidetään laajasti hyväksyttävänä, liittyy niihin sekä taloudellisia että ekologisia epävarmuustekijöitä. Haasteena on valita eri suojelun keinojen yhdistelmä siten, että ekologisten kriteerien lisäksi taloudellisesti tehokas ja sosiaalisesti hyväksyttävissä oleva suojelun taso saavutetaan (Juutinen ym. T17).

Suojelun laajuuden ohella ohjauskeinojen valinnalla on selvästi vaikutusta suojelusta koettuun hyötyyn. Sekä kansalaiset yleensä että metsänomistajat arvostavat METSO -ohjelman esittämiä uusia ohjauskeinoja perinteistä maan ostoon ja lunastukseen perustuvaa suojelua enemmän. Hyödyistä ja kustannuksista tehtyjen tutkimusten perusteella Etelä-Suomen metsien yhteiskunnallisesti optimaalinen suojelupinta-ala on nykyistä suurempi. Tulokset ovat kuitenkin alustavia, ja ympäristöpoliittisen päätöksenteon tueksi tarvitaan lisää teoreettisesti perusteltua hyöty-kustannus analyysiä, jossa tulisi mm. eritellä vaihtoehtoisin tavoin toteutetun suojelun hyötyjä ja kustannuksia. Myös metsäverotuksen muutoksen vaikutus metsien monimuotoisuuteen kaipaakaan lisää

tutkimusta (Uusivuori ym. 2006, *Uusivuori ym. T71*). Myyntitulojen verotus tekee metsien muun kuin puuntuotantokäytön aiempaa edullisemmaksi. Se saattaa siis vaikuttaa erityisesti pienten metsätilojen siirtymiseen puuntuotannon ulkopuolelle, ja toimii siis käytännössä välillisenä kannustimena myös monimuotoisuuden suojelun lisäämiselle.

Muut kuin perinteiset tiukan suojelun keinot tarvitsevat onnistuakseen metsäneuvontaa ja –suunnittelua. Nämä keinot tarvitsevat lisää resursseja tai nyt käytössä olevien resurssien uudelleenallokointia. Lisäksi tulee ratkaista tähän liittyviä hallinnollisia ongelmia, joita ovat esim. mitkä tahot antavat metsänomistajille monimuotoisuusneuvontaa ja mikä on näiden tahojen rahoitus. Ohjauskeinojen kehittämisen tavoitteena tulee olla luonnon – ei hallinnon – monimuotoisuuden lisääminen.

Asenteiden muokkaus ja tiedon lisääminen metsänomistajien, metsänomistajia neuvovien tahojen sekä ympäristöviranomaisten keskuudessa on tarpeen. Metsäsuunnittelun kehittämisen tuloksena suunnittelussa maastotyöhön käytettyjä resursseja voi vapautua ja niitä voidaan käyttää esimerkiksi metsänomistajien neuvontaan, jossa puuntuotannon lisäksi voidaan entistä aktiivisemmin ottaa esille myös omistajan tai yhteiskunnan tavoitteiden mukainen monimuotoisuuden edistäminen. Samoin on mahdollista harkita julkisten tukien uudelleen suuntaamista. Voitaisiin tavoitella ainakin tilannetta, jossa monimuotoisuuden edistämistä markkinoidaan omistajille yhtä innokkaasti kuin metsätalouden edistämishankkeita (esim. Leskinen 2006b).

Monimuotoisuuden turvaamisen paikalliset sosiaaliset vaikutukset syntyvät sopeutumisprosessina, hierarkkisen hallinnon ja paikallisen sosioekologisen järjestelmän vuorovaikutuksena. Toivottavia paikallisia vaikutuksia ei voida siten tarkoituksellisesti tuottaa. Sen sijaan alustavien tutkimustulosten perusteella vaikuttaa siltä, että monipuolisilla taloudellisten ohjauskeinojen valikoimilla voidaan luoda mahdollisuuksia paikallisille positiivisille sopeutumisprosesseille. Näissä prosesseissa erilaisten paikallisten sosiaalisten yhteisöjen tai metsänomistajien ja hallinnon välillä toimivien välittäjien rooli on merkittävä. Samalla julkisen vallan ohjauskeinojen olisi myös tuotettava ekologista monimuotoisuutta ja oltava mahdollisimman yksinkertaisia. Aihe vaatiikin lisätutkimusta myös näkökulmasta, jossa ekologista ja sosiaalista dynamiikkaa tarkastellaan samassa yhteydessä (*Leskinen ym. T29*).

## Kiitokset

Kiitämme tämän luvun aikaisempiin versioihin saaduista hyödyllisistä kommentteista, joita ovat antaneet Jakob Donner-Amnell, Maarit Kallio, Markku Ollikainen, Pekka Ollonqvist, Riikka Paloniemi, Eva Primmer, Taru Peltola ja Kaisa Raitio.

## KIRJALLISUUS

- Eisto, I. 2004. Metsien oikeudenmukaisen monikäytön mahdollisuus. Julkaisussa: Lehtinen, A. & Rannikko, P. (toim.). Leipäpuusta arvopaperia. Kustannusosakeyhtiö Metsälehti, Hämeenlinna. s. 173-195.
- Hajer, M.A. 1995. The Politics of Environmental Discourse. Ecological Modernization and the Policy Process. Clarendon Press, Oxford. 332 s.
- Hakila, R. 2006. Johdatus Lumomaahan. Luonnon monimuotoisuus ja maaseudun kehittäminen. Pyhäjärvi-instituutin julkaisuja, Sarja A nro 29. 84 s.
- Horne, P. 2006. Forest owners' Acceptance of Incentive Based Forest Policy Instruments in Forest Biodiversity

Conservation - A Choice Experiment Based Approach. *Silva Fennica*. 40: 169-177.

- Horne, P., Karppinen, H. & Ylinen, E. 2004a. Kansalaisten mielipiteet metsien monimuotoisuuden turvaamisessa. Teoksessa: Horne, P. Koskela, T. ja Ovaskainen, V. (toim.). *Metsänomistajien ja kansalaisten näkemykset metsäluonnon monimuotoisuuden turvaamisessa*. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 933. Helsinki.
- Horne, P., Koskela T., Ovaskainen, V., Karppinen, H. & Naskali, A. 2004b. Metsänomistajien suhtautuminen yksityismetsien monimuotoisuuden turvaamiseen ja sen toteutuskeinoihin. Teoksessa: Horne, P. Koskela, T. ja Ovaskainen, V. (toim.). *Metsänomistajien ja kansalaisten näkemykset metsäluonnon monimuotoisuuden turvaamisessa*. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 933. Helsinki.
- Jokinen, A. 2004. Metsänomistajien osallisuus ja puunkasvun politiikka. Julkaisussa: Lehtinen, A. & Rannikko, P. (toim.). *Leipäpuusta arvopaperia*. Kustannusosakeyhtiö Metsälehti, Hämeenlinna. s. 145-172.
- Jokinen, P. 2005. Sosiaalinen kestävyys ja ympäristöpolitiikka maaseudun kehityksessä. *Maaseudun uusi aika* 2/2005: 46-52.
- Juurola, M. & Karppinen, H. 2003. Sosiaalinen kestävyys ja metsien käyttö. *Metsätieteen aikakauskirja*(2): 129-142.
- Juutinen, A. 2005. Luonnonarvokaupan kustannustehokkuus: kokeiluhanke Lounais-Suomen metsäkeskuksen alueella. *Metsätieteiden aikakauskirja* 2/2005: 163-174
- Juutinen, A., Mäntymaa, E., Mönkkönen, M. & Svento, R. 2005. Voluntary agreements in protecting private owned forests in Finland - To buy or to lease? (käsikirjoitus).
- Kallio, M. & Hänninen, R. 2006. Metsien suojelun vaikutuksista metsäsektorille. Teoksessa: Hetemäki, L., Harstela, P., Hynynen, J., Ilvesniemi, H. & Uusivuori, J. (toim.). *Suomen metsiin perustuva hyvinvointi*. Metlan työraportteja. 26: 150-153.
- Kallio, A.M.I., Moiseyev, A. & Solberg, B. 2006. Economic impacts of increased forest conservation in Europe: A forest sector model analysis. *Environmental Science and Policy*. Painossa.
- Kangas, K., Ovaskainen, V. & Pajuoja, H. 1998. Virkistyspalveluiden merkitys aluetaloudelle: Teijon retkeilyalueen tulo- ja työllisyysvaikutukset. *Metsätieteen aikakauskirja - Folia Forestalia* 4/1998: 505-512.
- Kangas, J., Uuttera, J., Wathén, M., Haapasalo, E., Laamanen, R., Soimasuo, J., Suutarla, T. & Ärölä, E. 2006. Käyttäjien näkökulmia uuden sukupolven metsätietojärjestelmän kehittämiseksi. *Metsätieteen aikakauskirja* 1/2006: 54-59.
- Kniivilä, M. & Saastamoinen, O. 2002. The Opportunity costs of forest conservation in a local economy. *Silva Fennica* 36:853-865.
- Kniivilä, M., Ovaskainen, V. & Saastamoinen, O. 2002. Costs and Benefits of forest conservation: regional and local comparisons in Eastern Finland. *Journal of Forest Economics* 8: 131-150.
- Koskela, E., Ollikainen, M. & Pukkala T. 2004. Biodiversity Conservation in Boreal Forests: Optimal Rotation Age and Volume of Retention Trees. Helsinki Center of Economic Research, Discussion Paper No. 2.
- Koskela, E., Ollikainen, M. & Pukkala T. 2005. Biodiversity Policies in Commercial Boreal Forests: Optimal Design of Subsidy and Tax Combinations. Department of Economics and Management, Discussion Paper No. 6.
- Kurttila, M. 2001. The spatial structure of forests in the optimization calculations of forest planning - a landscape ecological perspective. *Forest Ecology and Management* 142(1-3): 129-142.
- Kurttila, M. & Pukkala, T. 2003. Combining holding-level economic goals with spatial landscape-level goals in the planning of multiple ownership forestry. *Landscape Ecology* 18(5): 529-541.
- Kurttila, M., Pukkala, T. & Loikkanen, J. 2002. The performance of alternative spatial objective types in forest planning calculations: a case for flying squirrel and moose. *Forest Ecology and Management* 166: 245-260.
- Kuuluvainen J. & Ollikainen, M. 2004. Monimuotoisuus ja yhteiskunnan hyvinvointi. Teoksessa: Kuuluvainen, T., Saaristo, L., Keto-Tokoi, P., Kostamo, J., Kuuluvainen, J., Kuusinen, M., Ollikainen, M. & Salpakivi-Salomaa, P. (toim.) *Metsän kätöksissä - Suomen metsäluonnon monimuotoisuus*, 315-325. Edita. Helsinki.
- Kuuluvainen, J., Lehtonen, E., Pouta, E., Rekola, M. & Li, C-Z. 2002. Etelä-Suomen ja Pohjanmaan metsien suojelun hyötyjen taloudellinen arvottaminen. *Helsingin yliopisto. Tutkimusraportteja* 22. 43 s. + liitteet.
- Lehtonen, E., Kuuluvainen, J., Pouta, E., Rekola, M. & Li, C-Z. 2003. Non-market benefits of forest conservation in southern Finland. *Environmental Science and Policy* 6(3): 195-204.

- Lehtonen, E., Kuuluvainen, J., Ovaskainen, V., Pouta, E. & Rekola, M. 2005. Influence of logit model assumptions on estimated willingness to pay for forest conservation in southern Finland. University of Helsinki, Department of Forest Economics, Reports 35.
- Lehtonen, E., Kuuluvainen, J., Li, C.-Z., Pouta, E. & Rekola, M. 2005. Preference uncertainty in contingent valuation: case of forest conservation in southern Finland. University of Helsinki, Department of Forest Economics, Reports 37.
- Leppänen, J., Linden, M., Uusivuori, J., Toropainen, M. & Pajuoja, H. 2000 Metsien suojelun taloudelliset ja sosiaaliset vaikutukset. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 775. 119 s.
- Leppänen, J., Linden, M., Uusivuori, J. & Pajuoja, H. 2005. The private cost and timber market implications of increasing strict forest conservation in Finland. *Forest Policy and Economics* 7: 71-83.
- Leskinen, L.A. 2006a. Adaptation of the regional forestry administration to national forest, climate change and rural development policies in Finland. manuscript submitted in *Small-scale Forest Economics, Management and Policy*.
- Leskinen, L.A. 2006b. Kunnostusojituksen yhteishankkeista mallia myös monikäytön yhteistoimintaan. Teoksessa: Jalonen, R., Hanski, I., Kuuluvainen, T., Nikinmaa, E., Raitio, K., Tahvonen, O., Pelkonen, P. & Puttonen, P. (toim.) . Uusi metsäkirja. Tutkijoiden metsäpalaverin loppujulkaisu. Helsinki. Gaudeamus. (Tulossa).
- Leskinen, L.A., Peltola, T. & Åkerman, M. 2006. Puuenergia, metsätalouden toimintakentän muutos ja sosiaalinen kestävyys. *Metsätieteen aikakauskirja* 2/2006:293–304.
- Linden, M. & Uusivuori, J. 2000. Economic Analysis of Forest Conservation: The Finnish Experience. *Kansantaloustieteen laitoksen keskustelualoitteita*. 494.
- Morri, P. 2004. Luonnonkäyttömuotojen merkitys Ylä-Lapin kotitalouksissa. *Kansantaloudellisen metsäekonomian pro-gradututkimus*. Helsingin Yliopisto. Metsäekonomian laitos. Helsinki. 80 s. + Liitteet.
- Meadowcroft, J. 2002. Politics and scale: some implications for environmental governance. *Landscape and urban planning* 61(2-4): 169-179.
- Metsien suojelun luokittelun ja tilastoinnin yhtenäistämistyöryhmän muistio. 2002. Työryhmämuistio MMM 2002: 15.
- Mäki-Hakola, M. 2004. Metsien suojelun vaikutukset puumarkkinoilla - mallitarkastelu. Pellervon taloudellisen tutkimuslaitoksen työpapereita. 73. 53 s.
- Mäki-Hakola, M & Toropainen M. 2005. Metsien suojelun vaikutukset tuotantoon ja työllisyyteen. Alueellinen ja valtakunnallinen panos-tuotosanalyysi. Pellervon taloudellisen tutkimuslaitoksen raportteja. 194. 128s.
- Ollikainen, M., & Kouki, J. 2006. Monimuotoisuuden suojelun talous ja ekologia: suojelun määrä, kustannustehokkuus ja ohjauskeinot. Teoksessa: Jalonen, R., Hanski, I., Kuuluvainen, T., Nikinmaa, E., Raitio, K., Tahvonen, O., Pelkonen, P. & Puttonen, P. (toim.) . Uusi metsäkirja. Tutkijoiden metsäpalaverin loppujulkaisu. Helsinki. Gaudeamus. (Tulossa).
- Ovaska, S. 2006. Asiantuntijatiedon ja paikallistiedon kohtaamisen ongelmat. *Pro gradu -työn käsikirjoitus*. 85 s.
- Ovaskainen, V., Horne, P. & Sievänen, T. 1999a. Evon ja Teijon retkeilyalueiden kävijät ja kävijätyytyväisyys kesäkaudella 1996. *Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja* 726. 78 s.
- Ovaskainen, V., Horne, P. & Sievänen, T. 1999b. Nuuskion ja Seitsemisen kansallispuistojen virkistyskäyttö kesäkaudella 1996: kävijät ja kävijätyytyväisyys. *Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A* 107. 77 s.
- Paananen, R. & Uutera, J. 2003. Uuden suunnittelujärjestelmän ratkaisuvaihtoehtoja. Teoksessa: Saramäki, J., Tikkanen, J. & Heino, E. (toim.) *Yksityismetsien suunnittelun uudet tuulet. Seminaari Ylivieskassa 26.11.2003*. *Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja* 900. 64 s.
- Pouta, E. 2005. Sensitivity to scope of environmental regulations in contingent valuation of forest cutting practices in Finland. *Forest Policy and Economics* 7 (4): 539-550.
- Pouta, E., Lehtonen, E., Kuuluvainen, J. & Rekola, M. 2004. Etelä-Suomen metsien suojelun kannatus - metsänomistajat ja muu väestö. *Julkaisussa: Horne, P., Koskela, T. & Ovaskainen, V. Metsänomistajien ja kansalaisten näkemykset metsäluonnon monimuotoisuuden turvaamisesta. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja* 933: 18-19.

Saارين, J., Keränen, A. & Sepponen, P. 1996. Luonnon vetovoimaisuuteen perustuvan matkailun taloudelliset vaikutukset paikallistasolla: esimerkkinä Saariselän matkailu. Teoksessa: Saارين, J. & Järviluoma, J. (toim.). Luonto virkistys- ja matkailuympäristönä. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 619: 79-92.

Sairinen, R. & Kohl, J. 2004. Sosiaalisten vaikutusten arviointi - tavoitteista konkreettiseen sisältöön. Julkaisussa: Sairinen, R. & Kohl, J. (toim.). Ihminen ja ympäristön muutos. Sosiaalisten vaikutusten arvioinnin teoriaa ja käytäntöjä. Yhdyskuntasuunnittelun tutkimus- ja koulutuskeskuksen julkaisuja B 87. Teknillinen korkeakoulu, Yhdyskuntasuunnittelun tutkimus- ja koulutuskeskus, Espoo. s. 9-40.

Tapion vuositilastot 2005. Tapio 2005. 57 s.

Uusivuori, J., Kuuluvainen, J. & Lin, J. 2006. Forest taxation in Multiple-Stand Forestry with in Situ Preferences. University of Helsinki. Department of Forest Economics. Reports 38. 32. p.

Ylitalo, E. 2006. Puupolttoaineiden käyttö energiantuotannossa 2005. Metsätalastiedote 820. Metsäntutkimuslaitos.



## LUKU 8.

# KANSALLISET JA KANSAINVÄLISET TOIMINTAYMPÄRISTÖN MUUTOKSET

Maarit Kallio, Jari Niemelä ja Anssi Niskanen

Tässä luvussa tarkastellaan metsäluonnon biodiversiteetin turvaamiseen kytkeytyviä metsäalan toimintaympäristön muutoksia ja tulevaa kehitystä, sekä arvioidaan tulevan kehityksen mahdollisia vaikutuksia metsien suojeluun ja suojelukeinoihin.

## 8.1 Johdanto

Muutostekijät on seuraavassa ryhmitelty sen mukaan liittyvätkö ne pääpiirteissään poliittisiin, taloudellisiin, sosiaalisiin, teknologisiin tai ympäristöllisiin muutoksiin taikka ihmisten arvoihin. Tämä ns. PESTEV -luokittelu avaa mahdollisuuden ennakoita tulevaisuutta systemaattisesti ja useasta näkökulmasta (mm. Mannermaa 1999). Käytännössä luokittelu on harkinnanvarainen ja häilyvärajainen. Muutostekijät ovat myös kytkeytyneet toisiinsa, joten niiden yksiselitteinen erottelu ei ole mahdollista. Esimerkiksi bioenergian käytön lisääminen on paitsi poliittinen, myös teknologinen ja taloudellinen kysymys, kun taas sen seuraukset voivat olla ekologisia.

Teknologinen osaaminen, ilmasto, yhteiskunta sekä ihmisten arvot ja asenteet muuttuvat jatkuvasti. Nämä muutokset vaikuttavat metsätalouteen, metsien suojeluun ja suojelutarpeeseen tulevaisuudessa. Siksi metsien suojelun tavoitteista ja keinoista päätettäessä on syytä pyrkiä ennakoimaan tulevan kehityksen suuntaa. Esimerkiksi ilmastonmuutos tulee vaikuttamaan niin metsien rakenteeseen kuin lajistoon. Siksi metsien suojelukin on sopeutettava muuttuvaan ilmastoon.

## 8.2 Poliittiset muutostekijät

Kansainväliset sopimukset vaikuttavat oleellisesti metsäalan toimintaympäristöön. Eräs merkittävimmistä metsäluonnon suojeluun vaikuttavista kansainvälisistä poliittisista sopimuksista on *biologista monimuotoisuutta koskeva YK:n yleissopimus* (Handbook of... 2001), jonka Suomi ratifioi vuonna 1994. Sopimus edellyttää toimia luonnon monimuotoisuuden turvaamiseksi. Suomen biologista monimuotoisuutta koskeva kansallinen toimintaohjelma vuosille 1997–2005 ja uusittu ohjelma vuosille 2006–2016 osoittavat suuntaviivat yleissopimuksen toteuttamiselle maassamme.

Uusi kansallinen toimintaohjelma linjaa Suomen osalta niitä toimenpiteitä, joilla pyritään pysäyttämään biodiversiteetin väheneminen vuoteen 2010 mennessä. On kuitenkin nähtävissä, ettei tämä EU:n tavoite toteudu, ellei monimuotoisuuden ylläpitoon panosteta merkittävästi nykyistä enemmän (esim. Hildén ym. 2005), mikä aiheuttaa suuria haasteita Suomen biodiveriteettistrategialle.

Toinen merkittävä kansainvälinen sopimus on Kioton ilmastopopimus, joka velvoittaa



Suomea supistamaan kasvihuonekaasujen päästöjä ilmakehään. Euroopan Unionin alueella alkanut päästökauppa muuttaa energialähteiden kilpailuasemaa suosien puun tai puupohjaisen energian käyttöä. Tämän seurauksena uusiutumattomia (öljy, hiili) tai hitaasti uusiutuvia (turve) raaka-aineita korvataan puupohjaisilla energialähteillä eli metsähakkeella, kannoilla sekä aines- ja jätepuulla.

Euroopan komission hyväksymässä Euroopan kestävän kehityksen strategiassa (Green Paper... 2004) biopolttoaineiden vähimmäisosuudet kaikista liikennepolttoaineista olisivat tavoitteen mukaan 5,75 % vuonna 2010. Vuoteen 2020 mennessä tavoite olisi korvata jopa 20 % nykyisin kulutetusta bensiinistä ja dieselöljystä biopolttoaineilla ja muilla korvaavilla polttoaineilla, kuten vedyllä. Työryhmä liikenteen biopolttoaineiden tuotannon ja käytön edistämiseksi Suomessa pitää kolmen prosentin osuutta biopolttoaineiden käytölle Suomessa realistisena tavoitteena vuoteen 2010 mennessä (Liikenteen biopolttoaineiden... 2006).

Bioenergian käytön lisäämisellä on useita kytköksiä biodiversiteetin tasoon ja sen turvaamiseen. Energiakäyttö kilpailee osasta ensiharvennuspuuta massanvalmistuksen kanssa. Toisaalta energiakäyttö voi myös korvata mahdollisesti alenevaa puun kysyntää massanvalmistuksessa. Energiapuun kasvava kysyntä saattaa aiheuttaa nousupainetta kantohintoihin ja siten nostaa valtion metsänomistajalle maksamia suojelukorvauksia.

Energiapuun korjuu harvennuksista kokopuukorjuuna sekä metsähakkeen eli hakkuutähteiden ja kantojen kerääminen metsistä energiakäyttöön päätehakkuiden yhteydessä aiheuttavat maaperässä ravinnevajausta, mm. typen ja boorin puutetta (Hetemäki ym. 2006). Energiapuun korjuun vaikutukset metsien biodiversiteettiin voivat myös olla kielteiset. Vaikka järeä lahopuu on vaateliamman lajiston monimuotoisuudelle arvokkainta, myös energiapuun korjuun yhteydessä katoava pieniläpimittainen lahopuu ja kantojen poisto heikentävät eräiden lahoppuuriippuvaisten lajien säilymistä talousmetsissä (esim. Kruys ja Jonsson 1999, Nordén ym. 2004, luku 4).

Kaikkiaan metsähakkeen ja energiapuun korjuun vaikutukset voivat tulevaisuudessa olla vakavassa ristiriidassa biodiversiteetin turvaamisen tavoitteen kanssa. Asiaa koskevia tutkimuksia tarvitaan, sillä hakkuutähteiden korjuun ja kantojen noston ekologisista vaikutuksista tiedetään vielä liian vähän. On myös tutkittava miten energiapuun kasvatusta voidaan sisällyttää metsänkasvatusketjun osaksi taloudellisesti ja ekologisesti optimaalisella tavalla.

Jos metsänomistajille aletaan tulevaisuudessa maksaa korvauksia metsiin sitoutuvasta hiilestä, voitaisiin harvennushakkuita vähentämällä tai niistä luopumalla samanaikaisesti lisätä hiilensidontaa ja edistää lahoppuulajiston monimuotoisuutta (Ahtikoski ym. 2006, *Tikkanen ym. T67*).

Biodiversiteettisopimuksen, ilmastopoliittisten sekä ilmasto- ja energiapoliittisten ratkaisujen lisäksi metsäalan toimintaan vaikuttavat useat muut poliittiset muutostekijät. Yksi merkittävimmistä on heikkenevän huoltosuhteen ja kansainvälisen verokilpailun seurauksena korostunut tavoite tehostaa julkisen sektorin toimintaa. Kehityksen seurauksena myös metsätalouden julkisen tuen kohdentuminen ja määrä saattavat tulevaisuudessa muuttua (Kolström 2005). Jo nyt on suunnitelmassa leikkauksia muun muassa kestävän metsätalouden työmäärärahoihin vuoteen 2011 mennessä.



Julkisen vallan ohjaus ja tuki keskittyvät mahdollisesti jatkossa aiempaa enemmän kohteisiin, joissa markkinamekanismi ei toimi. Tällaisia kohteita ovat mm. metsien suojeleminen ja metsänomistajien neuvonta. Jos tukea kohdennetaan entistä tarkemmin juuri monimuotoisuuden turvaamiseen, on näillä muutoksilla positiivinen vaikutus metsäbiodiversiteettiin. Jos taas tukea siirretään pois monimuotoisuuden turvaamisesta tai suunnataan kohteisiin, joilla on biodiversiteetin turvaamiselle kielteisiä heijastusvaikutuksia, saattaa monimuotoisuus kärsiä (Naskali ym. 2006).

Nähtäväksi jää muuttuuko metsätalouden julkinen tuki ympäristötukipainotteisemmaksi, vai kanavoitanko metsäympäristön suojelemaan uutta rahoitusta. Joka tapauksessa tavoite julkisen sektorin toiminnan tehostamisesta korostaa tarvetta kehittää kustannustehokkaita keinoja myös biodiversiteetin suojelemaan.

### 8.3 Taloudelliset muutostekijät

Metsäteollisuuden kotimaisen puun kysyntä ja tuontipuun saatavuus määräävät talousmetsien käytön intensiteetin ja raakapuun hinnan tulevaisuudessakin puun energiankäyttöä voimakkaammin. Raakapuun kysyntä heijastuu metsien monimuotoisuuden suojelemaan tarpeeseen, kustannuksiin sekä ohjauskeinojen valintaan.

Suomen metsäteollisuus on etupäässä vientiteollisuutta, jonka tulevaisuuden määräävät globaali markkinakehitys sekä Suomen kilpailukyky tuottajana. Useat markkinoilla meneillään olevat rakenteelliset muutokset tukevat oletettua, jonka mukaan metsäteollisuustuotanto Suomessa supistuu ensi vuosikymmenellä ja siten myös puun teollinen käyttö saattaa supistua (Hetemäki ym. 2006). Toisaalta kasvava puuenergian kysyntä sekä mahdolliset tuontipuun saatavuuden rajoitukset saattavat jopa kasvattaa kotimaisen puun käyttöä.

Monien perinteisten metsäteollisuustuotteiden kulutus kasvaa varsin hitaasti Suomen päävientimarkkinoilla Länsi-Euroopassa. Esimerkiksi sahatavaran kulutuksen kasvu on Suomen sahatavaraviennin päämarkkina-alueilla noin 0,8 % vuodessa ja painopaperien kulutus on pysynyt lähes ennallaan kuluvalle vuosikymmenellä (European Forest... 2005).

Sahateollisuuden tuotantokapasiteetti on kasvanut huomattavasti Itä-Euroopassa ja Venäjällä, mutta myös Länsi-Euroopassa. Kehitys on aiheuttanut ylitarjontaa ja laskenut sahatavaran hintoja. Kysynnän kasvua nopeamman kapasiteetin kasvun ja sen myötä sahatavaran alenevan hintatrendin on odotettu jatkuvan. Samalla kiristyvän kilpailun odotetaan johtavan suomalaisen sahatavaran tuotannon supistumiseen seuraavan kymmenen vuoden aikana (Hänninen ym. 2006, *Hänninen ja Kallio T11*). Tästä seuraisi kotimaisen tukkipuun kysynnän väheneminen, kun taas paperiteollisuus joutuisi korvaamaan menetetyt sahatavaran raakapuulla. Kysynnän pienenemisestä aiheutuvaa tukkipuun hinnan laskua jarruttaa ainakin lähitulevaisuudessa tukkipuuvarannon, erityisesti kuusitukin niukkuus (Nuutinen ym. 2005).

Odotuksia hitaampi paperin kysynnän kasvu Länsi-Euroopassa on synnyttänyt paperin tuotantoon liikakapasiteettia. Ylitarjonnan purkamiseksi paperikoneita tultaneen lähivuosina sulkemaan myös Suomessa (Hetemäki ym. 2006). Tähän johtaisi myös

mahdollinen Euroopan paperinviennin vähittäinen supistuminen. Eurooppa on ollut paperin nettoviejä ja vienti erityisesti Aasiaan on ollut merkittävää. Kiinan avauduttua ulkomaisille investoinneille tuottajat ovat lisänneet ja lisäävät siellä voimakkaasti tuotantokapasiteettiaan, vaikka alueen omat puuvarat eivät riitäkään tuotannon perustaksi. Paperia on logistisesti kannattavinta tuottaa lähellä markkinoita, vaikka kuituraaka-ainetta jouduttaisiinkin tuomaan.

Sellun tuotanto on kasvussa alueilla, joissa lyhyiden kiertoaikojen plantaasipuuta on saatavilla. Istutusmetsien puuvaroihin perustuvat sellutehtaat kilpailevat investointikohteena ennen kaikkea Venäjän ja Itä-Euroopan kanssa lykäten näille alueille tehtäviä investointeja (Moiseyev ym. 2006). Pidemmällä tähtäimellä istutusmetsäkäyttöön sopivasta maasta tulee olemaan niukkuutta, eikä esimerkiksi Aasia tule saavuttamaan omavaraisuutta puukuitujen tuotannossa (Moiseyev ym. 2006). Siten myös boreaalisen metsävyöhykkeen hitaammin kasvavien puukuitujen käyttö kasvaa pitkällä tähtäimellä myös kemiallisessa metsäteollisuudessa. Tämä aiheuttaa erityisiä paineita lähialueidemme metsien biodiversiteetille, mikäli puukuitujen käytön lisäys tapahtuu Venäjän luonnon monimuotoisuuden kannalta tärkeillä metsäalueilla. Myös metsien suojelu Suomessa voi aiheuttaa "hakkuiden vuotoa" erityisesti Venäjälle (Mayer ym. 2006, *Kallio ym. T18*), kun suojelun aiheuttama kotimaisen puun tarjonnan väheneminen korvataan ainakin osittain puun tuonnilla.

Eryteisesti itärajan tuntumassa sijaitsevat Venäjän metsät ovat tärkeitä myös omien metsiemme biodiversiteetin kannalta. Ympäristöviranomaiset tekevät tällä hetkellä yhteistyötä Venäjän viranomaisten kanssa rajaseudun metsien suojeluasioissa (Finnish Russian... 2003). Suomen metsien lisäsuojelun aiheuttaman mahdollisen hakkuvuodon takia yhteistyön tarve korostuu, kun kotimaan metsien tulevaa suojelua suunnitellaan.

Jos sellutehdasinvestoinnit perustuvat lähivuosisikymmeninä ensivaiheessa istutusmetsiin ja myöhemmässä vaiheessa Venäjän laajoihin raakapuuvaiheisiin, kotimaisen selluteollisuuden puun kysynnän ei odoteta olennaisesti kasvavan lähitulevaisuudessa. Mikäli myös arviot sahateollisuuden tuotannon taantumisesta samanaikaisesti toteutuvat, kotimaisen puun kysyntä vähenee, mikä vähentää raakapuun hakkuita ja alentaa pidemmällä tähtäimellä myös hintoja. Silloin aiempaa enemmän metsäalueita voisi jäädä intensiivisen talouskäytön ulkopuolelle ilman, että puunsaanti vaarantuisi jäljelle jääneillä tuotantolaitoksilla. Puun hintojen lasku alentaisi myös biodiversiteetin turvaamisen kustannuksia. Muutokset tuontipuun saatavuudessa ja puun tuonnissa ovat kuitenkin avainasemassa tässä kehityksessä, koska ne vaikuttavat merkittävästi kotimaisen puun kysyntään ja hintatasoon. Jos puun tuonti jostain syystä vähenisi suhteellisesti enemmän kuin suomalaisen metsäteollisuuden ainespuun tarve, esimerkiksi tuontitullien tai muiden rajoitusten vaikutuksesta, kotimaan talousmetsien käytön intensiteetti ei vähenekään tai se voi jopa kasvaa.

On huomattava, että sekä metsäteollisuuden tulevaan tuotannon määrään Suomessa että tuontipuun saatavuuteen liittyy epävarmuutta. Esimerkiksi nykyisenkaltaisen metsäteollisuuden tuotannon on eri selvityksissä arvioitu Suomessa seuraavan noin 10–15 vuoden aikana joko vähenevän merkittävästi (Hetemäki ym. 2006), pysyvän suurin piirtein ennallaan (Kärkkäinen 2005), tai kasvavan hieman (Suomen metsäteollisuuden... 2005).

Jos kotimaan hakkuiden nykyvolyymi jäisi vallitsevaksi seuraavan noin 30 vuoden ajaksi,

Suomen puuvaranto kasvaisi laskelmien perusteella huomattavasti, keskimäärin 22 miljoonaa kuutiometriä vuodessa vuoteen 2035 mennessä (Nuutinen ja Hirvelä 2006). Silloin puuvaranto mahdollistaa metsien lisäsuojelun, vaikka metsäteollisuuden puun tarve jopa hieman kasvaisi.

## 8.4 Sosiaaliset muutostekijät

Yksityismetsänomistajakunnan rakenne tunnetaan maassamme melko hyvin ja sen kehitys on myös melko hyvin ennakoitavissa. Metsänomistajakunta ikääntyy niin Suomessa (Karppinen ym. 2002), kuin koko Euroopassa (Houllier ym. 2005). Vaikka maaseudulla asuvat metsänomistajat ovat jo nyt keskimäärin varsin iäkkäitä, laajempi metsänomistajakunnan kaupungistuminen sukupolvenvaihdosten kautta ei toteutune vielä seuraavan 10–20 vuoden aikana. Metsänomistajien vapaa-ajan lisääntyminen aiheuttanee sen, että kaupunkilaisten metsänomistajien osa-aikainen asuminen metsänomistustiloilla tulee yleistymään (Karppinen ym. 2002).

Lyhyellä ja keskipitkällä ajanjaksolla (vuoteen 2020 saakka) metsänomistajien metsätaloudellinen käyttäytyminen ei ilmeisesti oleellisesti muutu (Karppinen ym. 2002), vaan puuntuotanto säilynee tärkeänä tavoitteena valtaosalle metsänomistajista. Kun suuret ikäluokat aikanaan luopuvat metsistään, erityisesti 2020-luvun loppupuolella ja 2030-luvulla, saattaa tapahtua suurempia rakenteellisia muutoksia (Karppinen ym. 2002, Ruohola ym. 2004). Kun uusien omistajien yhteys maaseutuun on heikompi kuin maaseudulla varttuneilla omistajilla, voivat metsänomistuksen tavoitteet ja metsien käyttö muuttua merkittävästikin (Rantala ym. 2006). Mahdollisesti osa uusista metsänomistajista korostaa nykyisiä metsänomistajia enemmän metsien käytön aineettomia arvoja, kuten luonnonsuojelua.

Metsänomistuksen pirstoutuminen sukupolvenvaihdoksissa tulee pienentämään tilakokoja entisestään. Tämä paitsi lisää puukaupan kustannuksia myös vaikeuttaa laajempien metsäkokonaisuuksien hankintaa biodiversiteetin suojeluun, koska neuvotteluja jouduttaisiin käymään useiden mahdollisesti kaukana tilastaan asuvien metsänomistajien kanssa. Pienialaisten suojelukohteiden hankinnassa vastaavaa ongelmaa ei synny. Metsätalouden kannalta liian pienet tilakoot saattavat toisaalta kannustaa metsäomistajia tarjoamaan maitaan suojeltavaksi erityisesti, jos metsätalouden tuloilla ei ole omistajille suurta merkitystä.

Luontomatkailulla tarkoitetaan kaikkea luontoon tukeutuvaa matkailua (Ohjelma luonnon... 2002). Luonnon virkistyskäytön ja luontomatkailun kehittämistyöryhmä (VILMAT –työryhmä) on arvioinut, että luontomatkailu kasvaisi vuoteen 2010 noin 8 % vuodessa (Ohjelma luonnon... 2002). Vaikka tätä kasvulukua on arvioitu joissakin yhteyksissä kriittisesti (Koivula ym. 2005), on luontomatkailu nopeasti kasvava elinkeino Suomessa. Tämä korostaa erityisesti maisemanhoidon tärkeyttä metsien käytöstä päätettäessä.

Luontomatkailun kasvaessa paineet metsätalousmaan ja suojelualueiden matkailukäytölle kasvavat. Tällöin merkittävät metsäluonnon elinympäristöt saattavat muodostua suosituiksi käyntikohteiksi. Matkailun ja luontokohteiden suojelun yhteensovittamisen merkitys kasvaa erityisesti, jos vaarana on, että matkailutuloja tavoiteltaessa

unohdetaan suojelutoimenpiteiden perimmäinen tarkoitus tai aliarvioidaan matkailun haittavaikutuksia (Koivula ym. 2005, *Siikamäki ym. T63*). Toisaalta luontomatkailun lisääntyminen voi suunnata joidenkin metsien käyttöä nimenomaan tähän tarkoitukseen talouskäytön sijasta. Tällaisilla alueilla monimuotoisuutta voitaisiin esimerkiksi ennallistamistoimilla pyrkiä lisäämään.

Metsien virkistyskäyttöön vaikuttavat pitkälti samat tekijät kuin luontomatkailuun: väestön ikärakenne, koulutus- ja tulotaso sekä käytettävissä oleva vapaa-aika (Sievänen 2005). Tapahtumassa olevat muutokset, kuten kaupungistuminen, tulotason nousu, vapaa-ajan määrän kasvu joissakin ammatti- ja ikäryhmissä sekä väestön ikääntyminen lisäävät tarvetta muuttaa erityisesti taajamien ja matkailun kannalta vetovoimaisten alueiden käyttöä matkailu- ja virkistyskäyttöpainotteisemmaksi (Sievänen 2005). Luonnonsuojelualueiden käyttöpaine erityisesti asutuskeskusten läheisyydessä saattaa tätä kautta kasvaa.

Väestön ikääntyminen ja suurten ikäluokkien eläköityminen on Suomen työmarkkinoiden sotienjälkeisen ajan suurin rakennemuutos. On arvioitu, että työikäisten (15–64 -vuotiaat) määrä supistuu noin 300 000 henkilöllä vuodesta 2000 vuoteen 2030 (Työvoima 2020... 2003).

Suurten ikäluokkien eläköityminen yhdessä maaltamuuton ja alhaisen työssäpysymisen kanssa aiheuttaa erityisiä haasteita metsätalouden suorittavan työvoiman saatavuuteen. On arvioitu, että vuonna 2020 metsätalouden työvoiman tarve (koneenkuljettajat ja metsurit) olisi noin 3 000 henkilötyövuotta suurempi kuin työvoiman tarjonta. Työvoimapula pahenee, jos metsäenergian käyttö lisääntyy merkittävästi (Työvoiman saatavuus... 2004). On odotettavissa, että metsäluonnon monimuotoisuuden suojelemiseksi tehtävät ennallistamis- ym. työt tulevat kohtaamaan samanlaisia työvoiman saatavuusvaikeuksia kuin metsätaloudenkin työt. Asialla on myös kääntöpuolensa. Metsien suojelun kustannuksista keskusteltaessa painotetaan usein suojelun mahdollisesti aiheuttamia kielteisiä työllisyysvaikutuksia metsätalouteen ja mekaaniseen metsäteollisuuteen. Mikäli tulevaisuuden ongelmana onkin työvoiman saatavuus eikä työn puute, metsien suojelun negatiiviset työllisyysvaikutukset eivät ole tulevaisuudessa niin merkittäviä rajoitteita metsien suojelulle kuin nykyisin.

Väestön ikääntyminen lisää terveydenhuollon ja vanhushuollon palveluiden kysyntää. Jos Suomessa ei pystytä ylläpitämään nopeaa talouskasvua, hyvinvointiyhteiskunnan rakenteiden ylläpitäminen voi sitoa kasvavan osan valtion budjettirahoituksesta jo 2010-luvulla (Vartia ja Ylä-Anttila 2003). Tällöin syntyy paineita suunnata mm. elinkeino- ja ympäristötukia hyvinvointipalvelujen kustannuksiin. Tämä voi heikentää valtion mahdollisuutta osallistua kestäväan metsätalouden rahoitukseen tai metsien monimuotoisuuden turvaamisen kustannuksiin.

## 8.5 Teknologiset muutostekijät

Suomelle on haaste pysyä teknologisen kehityksen kärjessä tilanteessa, jossa muutkin kansakunnat pyrkivät samaan (Vartia ja Ylä-Anttila 2003). Myös metsäalan kilpailukyvyllä osaamis pohjan säilyttäminen ja vahvistaminen ovat tulevaisuudessa avainkysymyksiä (Paperiteollisuus – Toimialan... 2006). Keskeistä on uusien tuote- ja palveluinnovaatioiden

kehittäminen sekä toimivien asiakas-käyttäjäsuhteiden muodostaminen (Niskanen 2005).

Puupohjaisten polttoaineiden tuotanto tuo metsäklusterille luontevan tavan liittoutua muiden klustereiden, erityisesti kemian ja energian kanssa, jolloin rajapintaan syntyy uusia innovaatioita ja tuotantotoimintaa. Bioenergia-alan tutkimus- ja kehityspanostus on ollut kuluvalle vuosikymmenellä vahvassa kasvussa ja tulee edelleen kasvamaan. Alan tekninen kehitys liittyy koko ketjuun metsänkasvatuksesta puupohjaisten biopolttoaineiden käyttöön. Myös massa- ja paperiteollisuudella katsotaan olevan merkittäviä mahdollisuuksia integroitua biopolttoaineiden tuotantoon (Liikenteen biopolttoaineiden... 2006, Kurkela 2006, Hetemäki ym. 2006). Metsien ekologian ja biodiversiteetin turvaamisen näkökulmasta asiaan liittyviä tärkeitä kysymyksiä ovat esimerkiksi tietotaito energiapuun ja ainespuun kasvatuksen yhdistämiseksi, ja luontoa säästävien korjuutekniikoiden kehittäminen.

Metsäsektorilla on meneillään muitakin kuin bioenergiaan liittyviä kehityshankkeita, mutta niistä useimpien vaikutus metsiemme käyttöön ja monimuotoisuuteen on oletettavasti vähäisempi kuin bioenergian kehityshankkeilla. Yhtenä kehitysalana mainittakoon kuitenkin paperiteollisuudessa kehiteltävät ratkaisut, jotka pyrkivät joko eukalyptussellun tai kuitusaannoltaan sellua edullisemmän kemimekaanisen massan käytön lisäämiseen paperintuotannossa. Kummassakin tapauksessa on kysymys suomalaista puuta säästävästä teknologiasta. Suomalaisyhtiöillä on sekä jo valmistuneita että meneillään olevia eukalyptussellutehdashankkeita Etelä-Amerikassa. Mikäli plantaasimetsien sellu korvaa enenevässä määrin koivusellua paperin tuotannossa Suomessa, koivusellun tuotantokapasiteettia voidaan sulkea tai siirtää havusellun tuotantoon, kuten on jo pienessä määrin tapahtunut. Tällöin koivukuitupuun käyttö supistuisi, ja paitsi tuontikoivun myös kotimaisen koivukuitupuun kysyntä oletettavasti vähenisi. Tämän johdosta koivun kasvatusta saattaisi vähentyä, mikä voisi pitkällä aikavälillä olla metsien monimuotoisuuden kannalta haitallista.

## 8.6 Ekologiset muutostekijät

Monet yllä käsitellyt muutostekijät vaikuttavat joko suoraan tai välillisesti ekologisiin muutoksiin ja niiden hallintaan. Erityisesti kohdassa Poliittiset muutostekijät käsitellyt muutokset ovat tällaisia. Eräs merkittävä biodiversiteetin turvaamisen ongelma maassamme on suojelun alueellinen epätasapaino eli suojelualueiden puute Etelä-Suomessa (luvut 2 ja 6). Tilanne on tunnistettu ja ekologinen tarve sekä tieteelliset perustelut Etelä-Suomen, Oulun läänin ja Lapin läänin lounaisosan metsiensuojelualueiden edustavuuden parantamiselle on esitetty muun muassa niin sanotussa ESSU-mietinnössä (Metsien suojelun... 2000). Luonnonsuojelulakiin perustuvan suojeluohjelman tarpeesta näille puutealueille päätetään vuonna 2007 METSO -ohjelman vaikutusten arvioinnin perusteella.

Lähivuosina talousmetsien käsittelyn aiheuttamat paineet metsäluonnolle sekä metsikkö- että aluetasolla säilynevät nykyisellään jo vaikutusten ekologisista viiveistä johtuen. Nykyisin metsänhoidon vaikutukset ulottuvat melko samankaltaisina ja osittain kaavamaisina lähes koko metsäalaan lukuun ottamatta suojelualueita (Kuuluvainen ym. 2004). Onkin arvioitu, että nykyisenlaisen metsänhoidon vallitessa uhanalaisten metsälajien määrä kasvaa nisäkkäitä lukuun ottamatta kaikissa muissa eliöryhmissä

vuoteen 2010 mennessä (Hildén ym. 2005). Erityisen selvää uhanalaisuuden lisääntymisen arvioidaan olevan joissakin hyönteisryhmissä, joista käynnissä oleva tutkimus tullee tuottamaan lisää tietoa lähivuosina (Hildén ym. 2005). Myös hävinneiden lajien määrän arvioidaan kasvavan useissa eliöryhmissä.

Lahopuu on erityisen tärkeä rakennepiirre monille metsälajeille. Lahopuuston määrää on ryhdytty kohottamaan myös talousmetsissä, mutta lyhyellä aikavälillä lahopuun määrä pysyy alhaisena. Siten lahopuulla elävien lajien häviämistodennäköisyys on merkittävä myös lähitulevaisuudessa eikä näiden lajien uhanalaisuudessa ole havaittu muutosta myönteiseen suuntaan (Hildén ym. 2005). Pidemmällä ajanjaksolla lahopuun lisääminen edesauttaa lahopuulajiston selviämistä talousmetsissä. Empiirisen aineiston ja metsäsuunnitteluohjelman avulla tehdyn tutkimuksen mukaan talousmetsien merkitys erityisesti mäntylahopuuhun sidoksissa olevien lajien kannalta paranee huomattavasti jo nykyisten metsänhoitosuosituksen myötä seuraavan 60 vuoden kaudelle (luku 6, *Tikkanen ym. 2007*). Sen sijaan kuuseen ja lehtipuihin sidoksissa olevien lajien tulevaisuus ei näytä yhtä valoisaalta.

Myös monet pienialaiset elinympäristöt ovat vaarassa supistua edelleen lähivuosina. Esimerkiksi lehtometsät (erityisesti vanhat lehdot), harjujen ja paisterinteiden metsät sekä puustoiset perinnemaisemat (hakamaat ja lehdesniityt) ovat hoidon ja ennallistamisen tarpeessa (Hildén ym. 2005). Koska suurin osa lehdoista on suojelualueiden ulkopuolella (Virkkala ym. 2000), lehtojen ennallistaminen ja hoito vaativat kannustimien luomista metsänomistajille.

Voidaan arvioida, että ensi vuosikymmenellä myös lähivuosina käynnistettävät metsien suojelun ja talousmetsien hoidon toimenpiteet alkavat tuottaa tulosta ja metsänkäsittelyn aiheuttamat paineet metsäluonnolle sekä metsikkö- että aluetasolla oletettavasti vähenevät. Esimerkiksi jo aloitetut ja lyhyellä aikavälillä yleistyvät keinot lahopuuston määrän kasvattamiseksi talousmetsissä alkavat tuottaa korkeampia lahopuumääriä, mikä tullee heijastumaan positiivisesti lahopuulajiston säilymismahdollisuuksiin myös talousmetsissä (luku 6).

Voidaan myös olettaa, että metsänhoidon kaavamaisuus vähenee lähivuosina ja metsätalouden toimenpidesuositukset sekä tutkimustiedon hyödyntäminen vähentävät monimuotoisuuteen kohdistuvia kielteisiä paineita. Esimerkiksi uudet metsänhoidon suositukset (Hyvän metsänhoidon... 2006) osoittavat suuntaa tällaisille muutoksille. Samoin uusimpien monimuotoisuuden turvaamista ja metsävarojen taloudellista hyödyntämistä koskevien tutkimustulosten yhdistäminen ja soveltaminen käytäntöön etenee mm. MOSSE-tutkimusohjelman avulla.

Tarkasteltaessa metsäalan ekologisia muutoksia kokonaisuutena on nähtävissä, että lähimmän 10 vuoden aikana luonnonsuojelualueiden ennallistamistoimenpiteiden toteutus ja ennallistettujen ympäristöjen hoito on laajentunut, talousmetsien monimuotoisuuden turvaamiskeinoja vakiinnutettu, suojelualueverkostoa on laajennettu erityisesti Etelä-Suomessa ja suojelualueita kehitetty uhanalaisia lajeja suosiviksi (esim. ennallistaminen). Näiden toimenpiteiden seurauksena on olettavissa, että monien metsälajien uhanalaistumiskehitys on hidastunut ja uhanalaisten metsälajien määrän kasvu pysähtynyt. Mahdollisesti joidenkin lajien kannat ovat kääntyneet kasvuun. Nämä ovat uuden kansallisen biodiversiteettistrategian tavoitteita ja voidaan olettaa, että mikäli

yllämainitut toimenpiteet metsäluonnon monimuotoisuuden turvaamiseksi toteutuvat monien metsälajien uhanalaistumiskehitys hidastuu.

Pitkällä ajanjaksolla (vuosina 2020–2030) puuston tilavuus ja kasvu lisääntyvät tehtyjen metsänhoitotoimenpiteiden seurauksena, mikä mahdollistaa puun käytön lisäämisen noin 15 prosentilla paitsi kuusen osalta, jonka kestävä hakkuumäärä pienenee noin 15 prosentilla (Nuutinen ym. 2005). Myös muualla Euroopassa puuston määrä ja vuotuinen kasvu lisääntyvät (Houllier ym. 2005), jolloin vuonna 2050 metsien vuotuinen tilavuuskasvu on arviolta 240–330 miljoonaa m<sup>3</sup> korkeampi kuin hakkuut vuonna 2000 (400 miljoonaa m<sup>3</sup>) (Nabuurs ym. 2003). Tämä puuston määrän kasvu mahdollistaa puun käytön voimakkaankin lisäämisen erityisesti Länsi- ja Keski-Euroopassa. Toisaalta hakkuista suurempi kasvu antaa mahdollisuuksia entistä parempaan monimuotoisuuden huomioimiseen.

Pidemmällä aikavälillä jo tällä hetkellä käynnissä oleva puuston ja metsiköiden rakenteen muutos jatkuu siten, että uudistuskypsien metsien määrä kasvaa, samoin harvennus- ja hakkuukypsien turvemaiden määrä (Harstela 2005). Kasvava osa hakkuukertymästä tulee seuraavien vuosikymmenten aikana harvennus- ja turvemaiden hakkuista, mikä vaikuttanee vähemmän haitallisesti monimuotoisuuteen kuin varttuneiden, uudistuskypsien metsien hakkuut.

Kaukaisessa tulevaisuudessa (vuoden 2030 jälkeen) puuston tilavuus ja kasvu lisääntyvät paitsi tehtyjen metsänhoitotoimenpiteiden myös ilmastonmuutoksen takia. Suomen keskilämpötila nousee 2–5 °C seuraavan sadan vuoden aikana ja sadanta voi kasvaa 15 prosentilla. Pelkästään ilmastonmuutoksen vaikutus voi nostaa metsien kasvua 10–15 % (Kellomäki ja Laukkanen 2005). Tämä puuston kasvu ja määrä mahdollistavat puun käytön lisäämisen. Tällöin esimerkiksi puun energiakäyttö todennäköisesti kasvaa. Toisaalta metsämaan ravinnetasapaino voi häiriintyä ja metsämaan tuotto heikentyä, mutta tästä tutkimustieto on puutteellista. Lisäksi maan heikon routaantumisen takia myrskyjen tuhovoima kasvaa.

Metsien puulajisuhteet muuttuvat ilmastonmuutoksen seurauksena. Lehtipuut menestyvät entistä paremmin Etelä-Suomessa, kuusi Keski-Lapissa ja mänty Pohjois-Lapissa. Joidenkin hyönteislajien, kuten ruskomäntypistiäisen ja kirjanpainajan aiheuttamien tuhojen riski voi kasvaa. Joitakin lajeja, esim. mäntyankeroinen ja havununna voi levitä Suomeen. Boreaalisten havumetsähabitaattien vaihtuminen osittain jopa lauhkean vyöhykkeen lehtimetsähabitaateiksi muuttaa luonnon monimuotoisuutta (Kellomäki ja Laukkanen 2005). Vaikka ilmastonmuutos parantaa joidenkin lajien ja elinympäristöjen runsautta, se on joillekin lajeille olemassaolon uhka. Kylmään ilmastoon sopeutuneiden lajien ohella vaarassa ovat sellaiset lajit, joiden luontainen leviämiskyky on heikko (Pöyry ja Toivonen 2005). Onkin tarvetta arvioida, mitkä erityisesti Suomessa elävät lajit kärsivät ilmastonmuutoksesta ja ottaa nämä huomioon suojelutoimenpiteistä päätettäessä. Ilmaston lämpenemisen aiheuttama lajien elinympäristöjen siirtyminen etelä-pohjoissuunnassa korostaa entisestään tarvetta toisiinsa kytkeytyneiden luonnonsuojelualueiden luomille ekologisille käytäville.



## 8.7 Muutokset arvoissa

Metsä on tärkeä osa suomalaisuuden kuvaa ja niitä kulttuurisia prosesseja, joiden avulla kuvaa Suomesta kansakuntana on rakennettu (Rinne kangas ja Anttonen 2006). Edelleenkin metsä muodostaa merkittävän viitepisteen suomalaisessa elämänmuodossa, mutta metsään kohdistuvat arvot muuttuvat – joskin melko hitaasti.

Ympäristöarvojen korostuminen yhteiskunnassa näkyy mm. EU:n poliittisessa päätöksenteossa. Taloudellisten (esimerkiksi taloudellinen kasvu) ja sosiaalisten (esimerkiksi työllisyys ja maaseudun kehittäminen) tavoitteiden rinnalle on nostettu ympäristöön ja kestäväan kehitykseen liittyviä poliittisia tavoitteita (ilmastonmuutoksen hillitseminen, luonnon monimuotoisuuden ylläpitäminen).

Koska Suomi on usealla tavalla sitoutunut eurooppalaisiin tavoitteisiin metsien käyttöä ohjaavissa politiikoissa, vaikuttavat ympäristöllisten arvojen ja tavoitteiden korostuminen eurooppalaisessa politiikassa myös suomalaisten metsien käyttöön ja suojeluun. Metsien käyttöä koskevassa päätöksenteossa tulevaisuudessa korostuu ympäristöön ja kestäväan kehitykseen liittyvät arvot ja tavoitteet (Houllier ym. 2005).

Yleiseurooppalainen ympäristöarvojen korostuminen poliittisessa päätöksenteossa parantaa metsien monimuotoisuuden turvaamiseen tähtäävien toimien hyväksyttävyyttä ja toteutettavuutta Suomessa niin lyhyellä kuin pitkällä aikavälillä.

Uusiutuvien luonnonvarojen käyttöön liittyvien myönteisten arvojen on oletettu ja odotettu antavan kilpailuetua paitsi puuenergialle myös puusta valmistetuille tuotteille (Forest-Based Sector... 2005). Esimerkiksi rakennusmateriaaliksi valmistettuna puu voi toimia hiilen varastona, mikä omalta osaltaan hillitsee ilmastonmuutosta. Jos puun kysyntä materiaalina lisääntyy, aiheuttaa se toisaalta paineita metsien käytön taloudelliseen tehostamiseen ja puun hintojen nousuun. Tämä voisi aiheuttaa vapaaehtoisin suojelusopimuksiin liittyneiden metsänomistajien haluttomuutta jatkaa määräaikaista suojelusopimuksia, vaikka jatkaminen voisi olla ekologisin perustein toivottavaa. Toisaalta voidaan ajatella, että jos puun mahdollisesti lisääntyvä suosio kanavoituisi puusta valmistettujen tuotteiden hintoihin, puun parantuneesta ympäristöimagosta saataisiin välillisesti rahoitusta metsien suojeluun.

Puun käytön uusien mahdollisuuksien on uskottu syntyvän pitkälti puun hyvien ympäristöominaisuuksien ansiosta. On jopa toivottu, että puun ja metsien käyttö voisi toimia esimerkkitoimialana kestäväan kehityksen tavoitteeseen pääsemiseksi Euroopassa (Forest-Based Sector... 2005). Metsien monimuotoisuuden suojelulla on keskeinen asema tämän tavoitteen saavuttamiseksi. Haasteena onkin integroida monimuotoisuuden suojelu metsätaloudellisiin tavoitteisiin. Metsien suojelun aiheuttamat mahdolliset kiistat saattaisivat toisaalta myös vahingoittaa puun imagoarvoa, mutta vapaaehtoisuuteen perustuvat suojelukeinot voivat ehkäistä niiden syntymistä.

Oikeudenmukaisuuden tavoitteet saattavat olla keskeinen haaste metsäalan myönteiselle kehitykselle tulevaisuudessa. Oikeudenmukaisuudelle keskeistä on se, että metsät tuottavat jatkossakin laajasti hyvinvointia kansalaisille (Donner-Amnell ym. 2006). Tämä on erityisen tärkeää koska niin valtionmetsät kuin yksityisessä omistuksessa olevat

metsät ovat – osin jokamiehenoikeuksiin perustuen – lukuisten ihmisten elinympäristö, toimeentuloturva ja virkistysmaisema. Metsien käytölle on lisäksi tyypillistä suuret tuotantomäärät, moninaiset yhteydet eri tuotannon tekijöihin, kuten työvoimaan ja kuljetukseen, sekä metsien kasvatuksen pitkä, jopa ylisukupolvinen aikajänne. Muun muassa näistä syistä metsät ja niiden käyttöä koskeva päätöksenteko ovat lähellä jokaista suomalaista.

Metsäalalle on keskeistä se, että kansalaiset hyväksyvät metsien käyttöpäätökset oikeudenmukaisiksi ja perustelluiksi sekä se, että metsien käytöstä syntyvät hyödyt jakautuvat oikeudenmukaisesti metsänomistajille, kansalaisille, yrityksille ja yhteiskunnalle. Lisäksi on tärkeää, että metsien käyttö muuttuu ihmisten tarpeiden ja arvostusten mukana (Saastamoinen ym. 2006). Tätä taustaa vasten myös metsien monimuotoisuuden suojele voidaan katsoa osaksi metsien käytöstä syntyvien hyötyjen oikeudenmukaista ja kansalaisten keskuudessa hyväksyttyä jakautumista.

## 8.8 Päätelmät

Useat yhteiskunnassamme meneillään olevat muutokset vaikuttavat siihen, miten metsiämme käytetään ja hoidetaan tulevaisuudessa, ja miten tarve ja edellytykset suojata biodiversiteettiä kehittyvät. Muun muassa metsien virkistyskäytön ja luontomatkailun lisääntyminen sekä mahdollinen metsänhoitosuosituksen muutos metsien hiilensidontaa ja monimuotoisuutta paremmin huomioivaan suuntaan ovat muutoksia, jotka sopivat hyvin yhteen biodiversiteetin turvaamisen kanssa. Myös yhteiskunnassa vallitsevat asenteet ja arvot ovat osittain kehittymässä ympäristömyönteisempään suuntaan. METSO -ohjelman uusien keinojen myötä myös metsänomistajien asenteet monimuotoisuuden turvaamista kohtaan ovat muuttumassa myönteisemmiksi.

Metsien biodiversiteettiin vaikuttavista ympäristötekijöistä merkittävin lienee ilmastomuutos, joka tuonee mukanaan biodiversiteetin kannalta sekä kielteisiä että myönteisiä asioita. Ilmastomuutoksen huomioiminen tuo oman lisänsä suojelevaihtoehtojen ekologisten ja taloudellisten ulottuvuuksien hahmottamiseen.

Taloudelliselta kannalta merkittävin metsien biodiversiteetin suojeleluun vaikuttava ja sitä vaikeuttava tekijä lienee valtion odotettavissa oleva, väestön ikääntymisestä johtuva kiristynyt rahoitustilanne. Sen sijaan Suomen metsäsektorilla ei liene tulevilla vuosikymmenillä näköpiirissä sellaista tuotannon volyymin kasvua, joka vaikeuttaisi suojeleluun tai nostaisi sen kustannuksia nykytasosta. Pikemminkin kehitys voi olla päinvastainen, kun metsät kasvavat selvästi kotimaista puunkäyttöä enemmän. Merkittävänä epävarmuustekijänä on kuitenkin tuontipuun saatavuus. Puupolttoaineita suosiva energiapolitiikka ja energian hinnan nousu tuottavat haasteen integroida energiapuun kasvatusta metsien kasvatukseen tavalla joka yhdistää taloudelliset tavoitteet ekologiseen kestävyYTEEN.

## KIRJALLISUUS

Ahtikoski, A., Horne, P. & Kokko, K. 2006. Hiilinielujen ja biodiversiteetin turvaamisen ohjauskeinojen yhteensovittaminen. Teoksessa: Valsta, L., Ahtikoski, A., Horne, P., Karttunen, K., Kokko, K., Melkas, E., Pingoud, K., Pohjola, J. & Uusivuori, J. 2006. Puu ilmastomuutoksen hillitsijänä, Loppuraportti. Helsingin yliopisto, Metsäekonomian laitos,

Tutkimusraportteja 39. 57 s.

- Donner-Amnell, J., Hellström, E., Rannikko, P. & Valtanen, E. 2006. Metsäalan sosiaalinen kestävyys – konkretisoiteja ja toimenpide-ehdotuksia. Teoksessa: Saatamoinen, O., Donner-Amnell, J. ja Rantala, T. (toim.). 2006. Näkökulmia metsäalan sosiaaliseen kestävyYTEEN ja sen tulevaisuuteen. Joensuun yliopisto, metsätieteellinen tiedekunta. Tiedonantoja 168. 101–138 s.
- European Forest Sector Outlook Study. 1960-2000-2020. 2005. Main report. Geneva timber and forest study paper 20. FAO. United Nations. Geneva. 235 s.
- Finnish Russian nature conservation cooperation 2003. Ympäristöministeriö ja Suomen Ympäristökeskus. 34 s.
- Forest-Based Sector Technology Platform. 2005. [www-sivusto] Saatavissa: <http://www.forestplatform.org/> [Viitattu 2006]
- Green Paper: Towards a European Strategy for the Security of Energy Supply. 2004. [Verkkodokumentti] Euroopan komissio. Saatavissa: [http://europa.eu.int/comm/energy\\_transport/en/lpi\\_lv\\_en1.html](http://europa.eu.int/comm/energy_transport/en/lpi_lv_en1.html) [Viitattu 2006]
- Handbook of the convention on biological diversity. 2001. Secretariat of the Convention on Biological Diversity. Earthscan Publications Ltd, London.
- Harstela, P. 2005. Puun saatavuus turvaa metsäsektorin menestystä. Teoksessa: Niskanen, A. (toim.). Menestyvä metsäala ja tulevaisuuden haasteet. Kustannusosakeyhtiö Metsälehti Oy. 25–37 s.
- Hetemäki, L., Harstela, P., Hynynen, J., Ilvesniemi, H., & Uusivuori, J. (toim.) 2006. Suomen metsiin perustuva hyvinvointi 2015. Katsaus Suomen metsäalan kehitykseen ja tulevaisuuden vaihtoehtoihin. Metlan työraportteja 26. 250 s. [Verkkojulkaisu] Saatavissa: <http://www.metla.fi/julkaisut/workingpapers/2006/mwp026.pdf> [Viitattu 2006]
- Hilden, M., Auvinen, A.-P. & Primmer E. (toim.) 2005. Suomen biodiversiteettiohjelman arviointi. Suomen ympäristö 770. 251 s.
- Houllier, F., Novotny, J., Päivinen, R., Rosén, K., Scarascia-Mugnozza, G. & von Teuffel, K. 2005. Future research strategy for a knowledge based forest cluster: An asset for sustainable development. A vision paper of European National Forest Research Institutes. European Forest Institute. Discussion Paper 11. 50 s.
- Hyvän metsänhoidon suositukset. Tapio 2006. 95 s.
- Hänninen, R., Toppinen, A. & Verkasalo, E. 2006. Puutuoteteollisuuden kehitystrendit vuoteen 2015 ja toimialan SWOT-tarkastelu. Taustapaperi lukuun 2.2.3. Puutuoteteollisuus. Teoksessa: Hetemäki, L. ym. (toim.) 2006. Suomen metsiin perustuva hyvinvointi 2015. Metlan työraportteja 26. 250 s. [Verkkojulkaisu] Saatavissa: <http://www.metla.fi/julkaisut/workingpapers/2006/mwp026.pdf> [Viitattu 2006]
- Karppinen, H., Hänninen, H. & Ripatti, P. 2002. Suomalainen metsänomistaja 2000. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 852. 84 s.
- Kellomäki, S. & Laukkanen, S. 2005. Ekologinen kestävyys, ympäristömuutos ja metsätalous – Metsäalan tulevaisuusfoorumin ympäristöryhmän loppuraportti. Joensuun yliopisto, metsätieteellinen tiedekunta. Tiedonantoja 164. 71 s.
- Koivula, E., Saatamoinen, O., Hentinen, L., Loikkanen, T., Määttä, M., Peltonen, A., Saarinen, J. & Tyrväinen, L. 2005. Metsät ja luontomatkailu: Nykytila ja kehittämistarpeita. Teoksessa: Koivula, E. ja Saatamoinen, O. (toim.). 2005. Näkökulmia luontomatkailuun ja sen tulevaisuuteen. Joensuun yliopisto, metsätieteellinen tiedekunta. Tiedonantoja 165. 7–61 s.
- Kolström, T. 2005. Metsätalouden toimijoiden roolit. Teoksessa: Niskanen, A. (toim.). Menestyvä metsäala ja tulevaisuuden haasteet. Kustannusosakeyhtiö Metsälehti Oy. 96–108 s.
- Kruys, N. & Jonsson, B. G. 1999. Fine woody debris is important for species richness on logs in managed boreal spruce forests of northern Sweden. Canadian Journal of Forest Research 29: 1295–1299.
- Kurkela, E. 2006. Uudet bioenergiatekniikat - lisää kilpailukykyä metsäsektorille. Esitelmä metsäpäivillä 31.3.2006, Helsinki.
- Kuuluvainen, T., Saaristo, L., Keto-Tokoi, P., Kostamo, J., Kuuluvainen, J., Kuusinen, M., Ollikainen, M. & Salpakivi-Salomaa, P. (toim.) 2004. Metsän kätöksissä. Suomen metsäluonnon monimuotoisuus. Edita, Helsinki. 381 s.
- Kärkkäinen, M. 2005. Maailman metsäteollisuus. Metsäkustannus. 355 s.
- Liikenteen biopolttoaineiden tuotannon ja käytön edistäminen Suomessa. 2006. Kauppa- ja teollisuusministeriö. Työryhmän mietintö. KTM julkaisu 11/2006. 138 s.
- Mannermaa, M. 1999. Tulevaisuuden hallinta: Skenaariot strategiatyöskentelyssä. Ekonomia. 227 s.
- Mayer, A.L., Kauppi, P. E., Tikka, P.M. & Angelstam, P.K. 2006. Conservation implications of exporting domestic wood

- harvest to neighboring countries. *Environmental Science and Policy* 9 (2006). 228–236.
- Metsien suojelun tarve Etelä-Suomessa ja Pohjanmaalla. 2000. Etelä-Suomen ja Pohjanmaan metsien suojelun tarve -työryhmän mietintö. Ympäristöministeriö. Suomen ympäristö 437. Helsinki. Oy Edita Ab. 284 s.
- Moiseyev, A., Solberg, B. & Kallio, A.M.I. 2006. Impacts on the European forest sector of forest plantation investments in Asia and Latin America. Käsikirjoitus.
- Nabuurs, G.J., Päivinen, R., Pussinen, A. & Schelhaas, M.J. 2003. Development of European Forests until 2050. A projection of forest resources and forest management in 30 countries. European Forest Institute Research Report, Volume 15. Brill, Boston, Leiden, Köln. 242 s.
- Naskali, A., Hiedanpää, J. & Suvantola, L. 2006. Biologinen monimuotoisuus talouskysymyksenä. Käsikirjoitus.
- Niskanen, A. 2005. Kehittämistarpeet metsäalalla. Teoksessa: Niskanen, A. (toim.). Menestyvä metsäala ja tulevaisuuden haasteet. Kustannusosakeyhtiö Metsälehti Oy. 109–115 s.
- Nordén, B., Ryberg, M., Götmark, F. & Olausson, B. 2004. Relative importance of coarse and fine woody debris for the diversity of wood-inhabiting fungi in temperate broadleaf forests. *Biological Conservation* 117: 1–10.
- Nuutinen, T., Hirvelä, H. & Salminen, O. 2005. Alueelliset hakkuumahdollisuudet Suomessa. Metlan työraportteja 13. 73 s. [Verkkójulkaisu] Saatavissa: <http://www.metla.fi/julkaisut/workingpapers/2005/mwp013.htm> [Viitattu 2006]
- Nuutinen, T. & Hirvelä, H. 2006. Hakkuumahdollisuudet Suomessa valtakunnan metsien 10. inventoinnin perusteella. *Metsätieteen aikakauskirja* 1B/2006: 223–237.
- Ohjelma luonnon virkistyskäytön ja luontomatkailun kehittämiseksi. Ympäristöministeriö 2002. Suomen ympäristö 535. 47 s.
- Paperiteollisuus – Toimialan tilanne ja tulevaisuuden haasteet. 31.5.2006. [Verkkodokumentti] Paperiteollisuuden tulevaisuustyöryhmä. 2006. Saatavissa: [http://www.metsateollisuus.fi/files/newsletter/Paperiteollisuus\\_loppuraportti\\_31-05-2006FINAL.pdf](http://www.metsateollisuus.fi/files/newsletter/Paperiteollisuus_loppuraportti_31-05-2006FINAL.pdf) [Viitattu 2006]
- Pöyry, J. & Toivonen, H. 2005. Climate change adaptation and biological diversity. FINADAPT Working Paper 3. Finnish Environment Institute Mimeographs 333. Edita-Prima Oy. Helsinki. 46 s.
- Rantala, T., Hakkarainen, J., Karppinen, H. & Korhonen-Salapuro, P. 2005. Metsien käytön sosiaalisen kestävyys- ja tulevaisuuden haasteet. Teoksessa: Saastamoinen, O., Donner-Amnell, J. & Rantala, T. (toim.). Näkökulmia metsäalan sosiaaliseen kestävyys- ja sen tulevaisuuteen. Joensuun yliopiston metsätieteellisen tiedekunnan tiedonantoja 168: 11–52.
- Rinne kangas, R. & Anttonen, V. 2006. Arjen metsäajattelusta asiantuntijatietoon. Käsikirjoitus.
- Ruohola, H., Ripatti, P., Rämö, A.-K. & Toivonen, R. 2004. Yksityismetsien puukaupan rakenne. Työtehosteuran raportteja ja oppaita 11. 58 s.
- Saastamoinen, O., Donner-Amnell, J. & Rantala, T. (toim.) 2006. Näkökulmia metsäalan sosiaaliseen kestävyys- ja sen tulevaisuuteen. Joensuun yliopisto, metsätieteellinen tiedekunta. Tiedonantoja 168. 139 s.
- Sievänen, T. 2005. Luonnon virkistyskäytön ja luontomatkailun tulevaisuudenkuvia. Teoksessa: Koivula, E. ja Saastamoinen, O. (toim.) 2005. Näkökulmia luontomatkailuun ja sen tulevaisuuteen. Joensuun yliopisto, metsätieteellinen tiedekunta. Tiedonantoja 165. 62–80 s.
- Suomen metsäteollisuuden tulevaisuudennäkymät ja niiden vaikutus puuntuotantostrategioihin. 2005. [Verkkodokumentti] Jaakko Pöyry Consulting. Saatavissa: <http://www.mmm.fi/julkaisut/metsatalous/310505raportti.pdf> [Viitattu 2006]
- Työvoima 2020 loppuraportti: Osaamisen ja täystyöllisyyden Suomi. 2003. Työvoimaministeriö.
- Työvoiman saatavuus metsätaloudessa. 2004. [Verkkodokumentti] Jaakko Pöyry Consulting. Saatavissa [http://www.metsafoorumi.fi/dokumentit/tyovoima\\_raportti.pdf](http://www.metsafoorumi.fi/dokumentit/tyovoima_raportti.pdf) [Viitattu 2006]
- Vartia, P. & Ylä-Anttila, P. 2003. *Kansantalous 2028*. Elinkeinoelämän tutkimuslaitos ETLA (B204) ja Taloustieto Oy. ISBN 951-628-393-4. 335 s.
- Virkkala, R., Korhonen, K.T., Haapanen, R. & Aapala, K. 2000. Metsien ja soiden suojelutilanne metsä- ja suokasvillisuusvyöhykkeittäin valtakunnan metsien 8. inventoinnin perusteella. Suomen ympäristö 395: 1–49.







# TUTKIMUSTIIVISTELMÄT



# ETELÄ-SUOMEN JA POHJANMAAN METSIENSUOJELUN HYÖTYJEN TALOUELLINEN ARVOTTAMINEN

Emmi Haltia\*, Jari Kuuluvainen<sup>a</sup> ja Eija Pouta<sup>b</sup>

Tutkimushankkeessa arvioitiin sitä, kuinka paljon suomalaiset kokevat hyötyvänsä Etelä-Suomen ja Pohjanmaan metsien suojelusta. Tutkimuksen päätavoite oli selvittää kotitalouksien kokemien metsien suojeluhuötyjen taloudellinen arvo mittaamalla kansalaisten ilmaisemaa maksuhalukkuutta. Suojeluhuötyjen rahallisen arvon määrittäminen tekee ne yhteismitallisiksi suojelun kustannusten kanssa. Mahdollisimman luotettavan ja monipuolisen kuvan saamiseksi hankkeessa käytettiin kahta markkinattomien hyötyjen arvottamiseen tarkoitettua menetelmää. Lisäksi arvioitiin erilaisten suojelukeinojen vaikutusta koettuihin hyötyihin, sekä selvitettiin suojeluun liittyviä asenteita ja uskomuksia.

Tutkimuksen aineisto kerättiin postikyselynä. Kyselyssä käytetyt menetelmät, joilla 3000 kansalaisen suojeluvastauksia mitattiin, olivat ehdollisen arvottamisen menetelmä ja valintakoe<sup>1</sup>. Vastausprosentti kyselyssä oli noin 50 %. Kyselylomakkeen keskeinen kysymys oli valitseeko vastaaja lisäsuojelun, jos siihen liittyy tietyn suuruinen kotitaloudelle aiheutuva veronkorotus. Aineistoa analysoitiin useilla erilaisilla vastaajien valintojen mallittamiseen soveltuvilla monimuuttujamenetelmillä. Valintamallien avulla voitiin myös laskea keskimääräinen maksuhalukkuus erilaajuisille suojeluohjelmille.

Tulosten mukaan 74 prosenttia vastaajista oli valmis maksamaan metsien suojelun tason nostamisesta, eli metsien lisäsuojelu lisäisi näiden henkilöiden hyvinvointia. Vastaajista 16 prosenttia kannatti lisäsuojelua, mutta ei ollut valmis maksamaan siitä. Viisi prosenttia piti lisäsuojelua yhdentekevänä ja viisi prosenttia haitakkeena, eli kannatti suojelun vähentämistä.

Mediaanimaksuhalukkuus oli 74 €, eli puolet suomalaisista olisi valmis hyväksymään ehdotetun lisäsuojelun, jos se aiheuttaisi 74 euron korotuksen vuotuisen verotukseen kymmenen vuoden ajanjaksolla. Ehdotettu lisäsuojelu nosti Etelä-Suomen metsien suojelutasoa nykyisestä noin kahdesta prosentista seitsemään prosenttiin ja lisäsi metsänomistajien neuvontaa. Maksuhalukkuuden keskiarvoksi saatiin 120-262 €/vuosi/kotitalous riippuen esitetystä lisäsuojeluvaihtoehdosta ja käytetystä mallittamismenetelmästä. Alhaisimman keskimääräisen maksuhalukkuuden, 120 €, tuotti malli, jossa maksimi maksuhalukkuutta rajoitettiin vastaajan tuloilla<sup>2</sup>. Lähes samaan maksuhalukkuuslukuun päädyttiin myös ei-parametrisella keskiarvolla<sup>2</sup>. Arvioon keskimääräisestä maksuhalukkuudesta vaikuttaa merkittävästi oletus vastaamatta jättäneiden maksuhalukkuudesta<sup>3</sup>. Jos oletettiin, että kyselyyn vastaamatta jättäneet eivät olisi olleet valmiita maksamaan lisäsuojelusta, olisi keskimääräiseksi maksuhalukkuudeksi tullut 147 €. Jos taas noudatettiin tavanmukaista oletusta, että vastaamatta jättäneiden

\* Metsäekonomian laitos, PL 27, 00014 Helsingin yliopisto, sähköposti: emmi.haltia@helsinki.fi

<sup>a</sup> Helsingin yliopisto, <sup>b</sup> Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus

maksuhalukkuus on sama kuin vastanneilla, saatiin keskimääräiseksi maksuhalukkuudeksi 262 €. Todellinen maksuhalukkuus sijoittuu todennäköisesti näiden kahden luvun väliin. Vastaajilta kysyttiin arvottamiskysymyksen jälkeen valinnan varmuutta ja aineistoa analysoitiin mallilla, jossa epävarmuus on huomioitu ja epävarmuutta on selitetty vastaajakohtaisilla tekijöillä<sup>4</sup>. Keskimääräinen maksuhalukkuus ei poikennut merkittävästi perinteisen mallin tuottamasta maksuhalukkuudesta, eikä epävarmuus näyttänyt vääristävän muilla malleilla estimoitua keskiarvoestimaattia. Tulosten mukaan maksuhalukkuutta mittaavaan valintatehtävään vastaamiseen liittyi kuitenkin melko paljon epävarmuutta, eikä raja suojelun tai nykytilan tukemisen välillä ollut vastaajille yksiselitteinen.

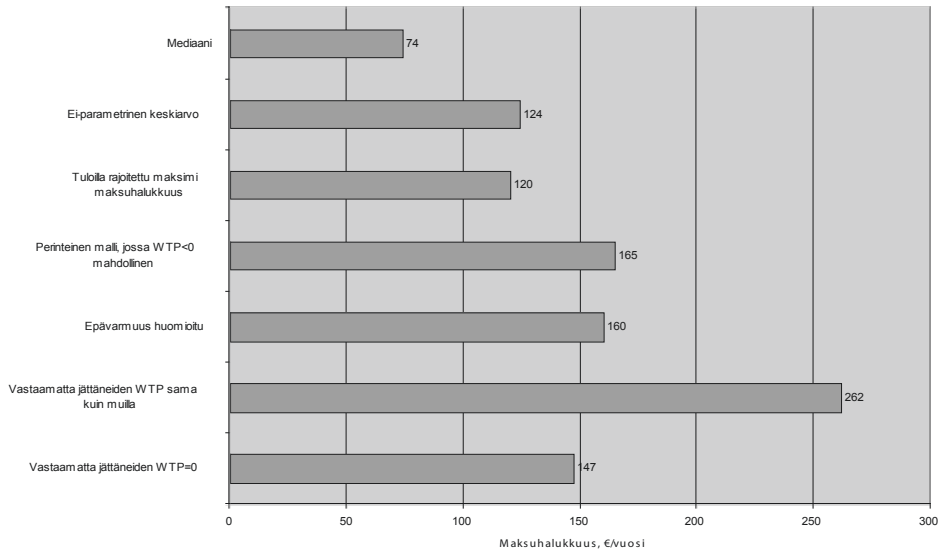
Kuvassa 2 on esitetty lisäsuojelun toteuttamistapojen vaikutuksia maksuhalukkuuteen<sup>5</sup>. Tulosten mukaan yhden prosenttiyksikön lisäys suojelusopimusten kattamassa metsäpinta-alassa lisäsi maksuhalukkuutta keskimäärin 5,5 €, kun taas yhden prosenttiyksikön lisäys perinteisten valtion omistamien suojelualueiden kattavuudessa lisäsi maksuhalukkuutta 4,2 €. Metsänomistajien ympäristöpainotteisen neuvonnan ja koulutuksen lisäämisen vaikutus maksuhalukkuuteen ei ollut tilastollisesti merkitsevää. Yhden uhanalaisen lajin turvaaminen 50 vuoden kuluessa nosti maksuhalukkuutta 0,3 €.

Osa vastaajien valinnoista ilmensi erittäin myönteisiä suojeluasenteita, sillä jopa 40 % kannatti lisäsuojelua myös korkeimmalla veronkorotuksen tasolla (300 €). Vastaajat ovat todennäköisesti halunneet ilmaista myönteisen kantansa lisäsuojelua kohtaan ja ovat jättäneet veronkorotuksen tason vähemmälle huomiolle. Tällaisia valintoja ei kuitenkaan voida katsoa kuvaavan realistisesti suojelun koettuja hyötyjä.

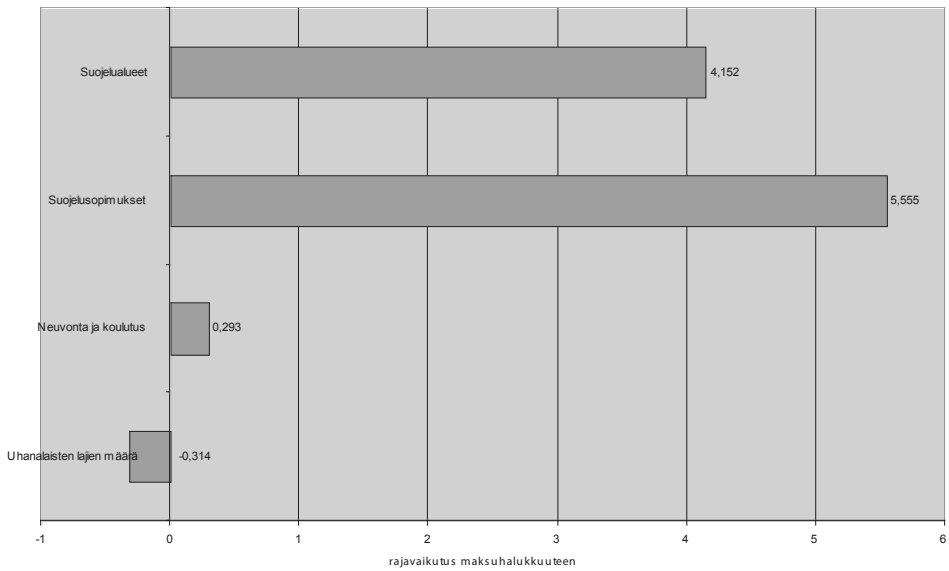
Tulosten perusteella voidaan sanoa, että suomalaiset suhtautuivat metsien lisäsuojeluun myönteisesti kyselyvuonna 2002. Vastaajat suhtautuvat kuitenkin kriittisesti siihen, että suojelun kustannukset kohdistuisivat veronmaksajille. Valtaosa vastaajista on sitä mieltä, että metsäteollisuuden ja puutuotteiden käyttäjien tulisi vastata suurimmasta osasta lisäsuojelun kustannuksia<sup>6</sup>. Vastaajat ovat myös jonkin verran epävarmoja vastauksissaan eivätkä ole aina ottaneet huomioon esim. budjettirajoitettua maksuhalukkuuskysymykseen vastatessaan.

Taulukko 1. Metsien lisäsuojelun kokeminen hyödykkeenä tai haitakkeena

	Hyödyke		Yhdentekevää	Haitake
	josta maksaisi	josta ei maksaisi		
	% vastaajista			
Metsien lisäsuojelu on vastaajalle	73,8	15,8	5,5	4,9
Luottamusvälit (95 %)	± 6,4	± 5,2	± 3,2	± 3,2



Kuva 1. Keskimääräiset maksuhalukkeudet (WTP) metsiensuojelun lisääntymisestä laskettuna erilaisilla oletuksilla.



Kuva 2. Eri suojelukeinojen vaikutus keskimääräiseen maksuhalukkuuteen valintakokeen perusteella.

## KIRJALLISUUS

- <sup>1</sup> Kuuluvainen, J., Lehtonen, E., Pouta, E., Rekola, M. & Li, C-Z. 2002. Etelä-Suomen ja Pohjanmaan metsien suojelun hyötyjen taloudellinen arvottaminen. Helsingin yliopisto, Metsäekonomian laitos. Tutkimusraportteja 22.
- <sup>2</sup> Lehtonen, E., Kuuluvainen, J., Ovaskainen, V., Pouta, E. & Rekola, M. 2005. Influence of logit model assumptions on estimated willingness to pay for forest conservation in southern Finland. Helsingin yliopisto, Metsäekonomian laitos. Tutkimusraportteja 35.
- <sup>3</sup> Lehtonen, E., Kriström, B. & Ranneby, B. On the treatment of non-response data in contingent valuation. Käsikirjoitus.
- <sup>4</sup> Lehtonen, E., Kuuluvainen, J., Li, C.-Z., Pouta, E. & Rekola, M. 2005. Preference uncertainty in contingent valuation: case of forest conservation in southern Finland. Helsingin yliopisto, Metsäekonomian laitos. Tutkimusraportteja 37.
- <sup>5</sup> Lehtonen, E., Kuuluvainen, J., Pouta, E., Rekola, M. & Li, C-Z. 2003. Non-market benefits of forest conservation in southern Finland. *Environmental Science and Policy* 6(3): 195–204.
- <sup>6</sup> Pouta, E., Lehtonen, E., Kuuluvainen, J. & Rekola, M. 2004. Etelä-Suomen metsien suojelun kannatus – metsänomistajat ja muu väestö. Teoksessa: Horne, P., Koskela, T. & Ovaskainen, V. Metsänomistajien ja kansalaisten näkemykset metsäluonnon monimuotoisuuden turvaamisesta. *Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja* 933: 18–19.

## SUOJELUKOhteiden HANKINNAN KUSTANNUKSET

Simo Hannelius\*

METSO-monimuotoisuusohjelma on painottunut metsäalueisiin maamme eteläosassa, jossa biodiversiteetti on suurinta. Tämän viljavimman osan asutus on varhaisinta, talouskäyttö on vanhinta ja maa-alueet on aikanaan jaettu yksityiseen omistukseen. Suojelun edistäminen keskittyy näiden omistajien pienialaisiin kohteisiin. Etelä-Suomessa valtion maat ja suuri osa metsäyhtiöidenkin alueista sijaitsee karummilla vedenjakajilla kuin aikanaan asutetut ja yksityisille isojaosta alkaen luovutetut maat.

Tutkimuksessa kartoitetaan erilaisilla tavoilla suojelualueiden hankinnasta aiheutuvat kustannukset valtiolle ja sen organisaatioille. Työssä on kerätty tietoa alueiden hankinnasta aiheutuvista kustannuksista lukuun ottamatta luonnonarvokauppaa. Luonnonarvokaupan kokeiluvaiheen kustannuksista on jo aiempia tietoja, joita käytetään hyväksi myös tämän tutkimuksen vertailuissa<sup>1</sup>.

Monimuotoisuuden turvaamisen keinoina tarkastellaan alueen (1) lunastusta valtiolle, (2) hankintaa vapaaehtoisella kiinteistökaupalla, (3) ympäristötukea metsän biologisen monimuotoisuuden ylläpitämiseksi ja (4) luonnonarvokauppaa. Kahdessa ensin mainitussa valtiosta tulee alueen omistaja ja kohde jää pois pysyvästi taloustoiminnasta. Näistä maksetaan markkina-arvon mukainen kauppahinta. Kahdessa jälkimmäisessä, metsänomistajan kanssa sopimus tehdessä, metsäinen alue otetaan pois välittömästi talouskäytöstä, mutta sopimusajan jälkeinen käyttö jää omistajan ratkaistavaksi. Silloin maankäytön vaihtoehtoina ovat sopimuksen jatkaminen edelleen korvausta vastaan, alueesta luopuminen vapaaehtoisella kiinteistökaupalla, lunastaminen tai metsän metsälakien mukainen käyttö.

### Aineistot

Maanmittauslaitoksen viranomaistehtävänä on toteuttaa lunastuksia. Tästä aiheutuvat kustannustiedot on saatu vuoden 2000 jälkeen tehdyistä suojelualueiden lunastustoimituksista. Valtioneuvosto on delegoinut alueiden ostot Metsähallitukselle, joka hankkii suojeluun soveltuvia maita ympäristöhallinnon kanssa vapaaehtoisin kaupoin. Kustannukset Metsähallituksen Laatumaan tekemistä kiinteistökaupoista ovat vuosilta 2003–2005. Metsäkeskukset myöntävät ympäristötukea kestävän metsätalouden rahoituslain mukaan. Tästä prosessista suunnittelun, maasto- ym. töineen aiheutuvat kustannustiedot on saatu Keski-Suomen metsäkeskuksesta vuosilta 2004 ja 2005.

### Lunastus Maanmittauslaitoksen virkatyönä

Luonnonsuojelulain mukaisesti suojeltavan alueen lunastustoimituksesta aiheutuvat kustannukset (lunastuslain 11. luvun mukaan) tulevat hakijan, valtion, maksettaviksi kuten myös kohteen korvaus. Kohdevalinnat perustuvat ympäristöhallinnon tekemiin luontokartoituksiin. Lunastukseen päädytään lähinnä silloin, kun kohdetta ei ole saatu

\* Metsäntutkimuslaitos, PL 18, 01301 Vantaa, sähköposti: simo.hannelius@metla.fi

hankittua vapaaehtoisella kaupalla. Toimituskustannuksia syntyy maastotöistä ja metsäalueen puuston mittauksista tai tämän työn tilaamisesta metsäalan organisaatiolta (kiinteistön rajaaminen ja maastotyöt, mahdolliset kartoitukset sekä näihin tarvittavien henkilöiden palkat, erilaiset matka- ja kuljetuskustannukset, uskotuille miehille ja asiantuntijoille maksettavat palkkiot). Kohteen arvioinnissa käytetään ensi sijassa kauppa-arvomenetelmää, jossa tarkoituksessa on haettava vastaavista kiinteistöistä tehdyistä luovutuksista kauppahintatietoja ja kerättävä näitä kuvaavia taustatietoja. Kiinteistöarvioinnissa tarvitaan Maanmittauslaitoksen ylläpitämää kauppahintarekisteriä. Kiinteistön arviointi on toimituksessa haastavin, luonteeltaan puolueettomuutta ja läpinäkyvyyttä edellyttävä viranomaistehtävä, eikä lunastustoimikunta ole sidottu arvioinnissaan asianosaisten vaatimuksiin<sup>2,3,4</sup>.

Taulukko 1. Maanmittauslaitoksen rekistereistä kootut tiedot alueiden lunastuksista suojelutarkoituksiin Etelä- ja Pohjois-Suomesta vuosilta 2000–2005.

Tunnus	Etelä-Suomi	Pohjois-Suomi	Koko maa
Lunastusten lukumäärä, kpl	18	24	42
Pinta-ala keskim., ha	17,7	48,3	35,2
Pinta-ala min., ha	0,8	0,8	0,8
Pinta-ala maks., ha	28	550	550
Lunastuskorvaus keskim., €/ha	4 333	429	1 271
Lunastuskorvaus min., €/ha	230	91	91
Lunastuskorvaus maks., €/ha	30 000	6 269	30 000
Toimituskustannus keskim. €/ha	315	86	135
Toimituskustannus min., €/ha	129	16	16
Toimituskustannus maks., €/ha	2 291	2696	2 696
Toim.kust./korvaus keskim., %	7,3	20	10,6

Pohjois-Suomeen on luettu kolme pohjoisinta maakuntaa. Toimituksen kustannukset oikeuden valvontakustannuksineen on niin ikään suhteutettu korvauksiin. Suojelukohteet vaihtelevat paljon pinta-aloiltaan, lunastuskorvauksiltaan ja toimitusten kustannuksiltaan. Pohjois-Suomessa on lunastettu myös laajoja soisia alueita. Niissä sekä korvaukset että toimituskustannukset ovat jääneet merkittävästi pienemmiksi kuin Etelä-Suomen metsää kasvavilla alueilla. Toimituskustannusten suhde lunastuskorvauksiin sen sijaan on pohjoisissa kohteissa suurempi kuin maan eteläosissa.

### Vapaaehtoinen kiinteistökauppa Metsähallituksen kanssa

Metsähallitus hankkii suojelualueita valtioneuvoston vahvistamien ohjelmien mukaan yhteistyössä ympäristökeskusten kanssa. Jälkimmäisillä on aluevastuu. Edellisen vahvuutena ovat neuvottelut, metsätaloudellisten arvojen arviointi ja kiinteistökaupan toteuttaminen ja jälkimmäisten kohdevalinta sekä suojelubiologisten seikkojen kartoitus. Monet yksityiset metsänomistajat suhtautuvat suojeluarvoja omaavien kohteidensa vaihtamiseen valtion metsätalousmaahan myönteisesti. Tätä on pidetty parempana kuin luovutetusta tilasta saatavaa kauppahintaa. Vaihdoista on kuitenkin aiheutunut Metsähallitukselle kaksinkertainen kiinteistöarvioinnillinen työmäärä tavanomaisen kiinteistön hankintaan verrattuna.

Aluehankintaa maan vaihtoiheen tekee lähinnä Metsähallituksen Laatumaa, joka laskuttaa ympäristöministeriöltä työstä aiheutuneet kustannukset. Laatumaan asiantuntijoilla on käytössään markkinatietoa metsätiloista ja niistä maksetuista hinnoista sekä hallinnassaan metsävaratunnusten arvioinnin ja kiinteistöluovutusten rutiinit. Metsätiloista luopuneet yksityiset metsänomistajat ovat pitäneet Metsähallitusta asiantuntevana ja luotettavana kauppakumppanina<sup>5</sup>.

Taulukko 2. Metsähallituksen Laatumaan suojelualuehankinnat vapaaehtoisin kiinteistökaupoin ja tästä aiheutuneet kustannukset 2003–2005.

Vuosi	Lukumäärä, kpl	Pinta-ala, ha keskim.	Hankintakust., €/ha
2003	264	21,6	320
2004	378	20,2	244
2005	347	18,2	246

Metsähallitus maksoi näiden kolmen vuoden aikana Etelä-Suomen kaupoissa yhteensä 22,6 milj. euroa ja 2 585 euroa hehtaarilta. Pohjois-Suomessa maksettiin 5,22 milj. euroa ja 585 euroa hehtaarilta. Etelä-Suomen työstä laskutettiin ympäristöministeriötä noin 11 prosenttia kauppahinnasta ja Pohjois-Suomessa 53 prosenttia kauppahinnasta. Koko maassa hankinnan kustannus oli noin 19 prosenttia suojelukohteiden kauppahinnoista.

On huomattava, että Metsähallitus hankkii luonnonsuojelualueiden oston tarvittavaa rahoitusta valtion maaomaisuutta myymällä. Myös ympäristöministeriö myöntää tähän tarkoitukseen budjettivaroja. Vuonna 2004 ja sitä aiemmin maiden myynneistä ja vaihdoista aiheutuneet kustannukset on luettu mukaan edellä mainittujen luonnonsuojelualueiden hankintaan. Maaomaisuutta myytiin muun muassa tontteina. Kustannusten jakoa eri toimintojen, ostot suojeluun ja ostot ja myynnit metsätalouteen, vaihdot sekä tonttikauppa, on vaikea selvittää tarkasti kirjanpidosta.

### **Metsäkeskukset kartoittavat ympäristötukikohteita**

Kestävän metsätalouden rahoituslain<sup>6</sup> mukaisia ympäristötuen saannin ehtoja on vuosittain tarkistettu. Tuki määräytyy metsälle lasketun hakkuuarvon perusteella, ja sen tuli olla vuonna 2005 vähintään 4000 euroa tai yli 4 prosenttia haltijan saman kunnan alueella omistamien kaikkien metsien hakkuuarvosta. Metsäkeskusten asiantuntijat arvioivat tämän suuruuden tilan metsäsuunnitelmätiedoista. Maa- ja metsätalousministeriö on päättänyt tuen ehdot vuosittain. Tuki koostuu peruskorvauksesta, hakkuuarvokorvauksesta ja muusta korvauksesta. Viimeisimpään sisältyvät arviointi-, maastoon merkintä, yms. töistä aiheutuvat kustannukset. Hakkuuarvon laskennassa puusto hinnoitellaan pinta-alaverotusta varten lasketun puukuutiometrin keskikantohintojen (3 vuoden keskiarvo) mukaan. Ympäristötuesta tehdään sopimus metsänomistajan kanssa 10 vuoden ajaksi ja summa maksetaan yleensä yhdellä suorituksella sopimuskauden alkaessa.

Ympäristötukikohteiden kartoituksessa selvitetään, onko alue biologisesti riittävän monimuotoinen ja onko sillä tärkeitä, suojeltavia ominaispiirteitä. Korvauksen laskemiseksi



puuston tilavuuden luotettava arviointi on tärkeintä. Se arvioidaan silmävaraisella relaskoopiarviointilla, jossa kiinnitetään huomio tilavuuteen vaikuttaviin tunnuksiin, puuston pohjapinta-alaan ja keskipituuteen. Relaskoopikoealat valitaan systemaattisella otannalla. Puutavaralajien suhteilla ei ole merkitystä, koska puusto hinnoitellaan alueellisella keskihinnalla, puukuutiometrille lasketun kantohinnan mukaan.

Taulukko 3. Keski-Suomen metsäkeskuksen rahoittamien ympäristötukikohteiden pinta-alat ja työstä aiheutuneet kustannukset nimellishinnoin vuosina 2004 ja 2005 (vuoden 2005 aineistoon sisältyy myös kohteista tehtyjä suunnitelmia, joiden rahoituspäätöksiä ei ollut lopullisesti vahvistettu).

Vuosi	Lukumäärä, kpl	Pinta-ala, ha, keskim.	min.	maks.	Laadintakustannukset, €/ha		
					kesk.	min.	maks.
2004	43	3,9	0,1	41,2	334	53	1613
2005	48	3,6	0,3	11,9	263	50	980

### Yhteenveto ja johtopäätökset

Lounais-Suomen metsäkeskuksen kokeiluhankkeessa kerättiin tietoja luonnonarvokaupan kustannuksista<sup>1</sup>. Sopimuksia luonnonarvokaupoista tehtiin 31 kappaletta, niiden yhteinen pinta-ala oli 228 hehtaaria ja keskikoko 7,4 hehtaaria. Niistä oli maksettu palkkioina keskimäärin 1703 euroa hehtaarilta 10 vuoden ajanjaksolta, eli vuotuisena korvauksena oli 170 euroa hehtaarilta. Korvaukseen sisältyivät myös luontoarvot. Sopimusten laadinnasta, kohteiden etsinnästä, niiden arvioinneista, materiaaleista ym. kertyi keskimäärin kustannuksia 250 euroa hehtaaria kohden. Kun suojelukohteiden kokonaisarvoksi oli arvioitu 6 320 euroa hehtaarilta, hankintakustannuksen osuus tästä oli noin 4 prosenttia.

Suojelusopimusten laadinta, oli pa sen muotona ympäristötuki tai luonnonarvokauppa, maksaa kummassakin tapauksessa likimain yhtä paljon. Luonnonarvokaupoista aiheutui toteuttavalle organisaatiolle keskimäärin 250 euron ja ympäristötukikohteiden sopimuksista 260-330 euron hehtaarikustannus. Edellisen hieman pienempää kustannusta selittävät lähinnä erot kohteiden pinta-aloissa. Kartoitusten ja laadinnan kustannukset pinta-alayksikköä kohden kasvavat nopeasti alueen pienetessä. Luonnonarvokaupasta tehtyjen sopimusalojen keskikoko oli kaksinkertainen ympäristötukikohteisiin verrattuna. Kustannusten pysyminen samalla tasolla on ymmärrettävää, koska kohteiden hankinnat ja sopimusten laadinnat ovat samankaltaisia, niiden luontoarvoissa tuskin on merkittäviä eroja ja hankintaa toteuttaa sama organisaatio.

Metsähallituksen suojelualueiksi ostamat tilat olivat 2003-2005 keskimäärin noin 20 hehtaarin kokoisia. Tästä aiheutui organisaatiolle keskimäärin 240-420 euron hehtaarikustannus. Tähän on laskettu mukaan niin ikään maiden myynnit rahan hankkimisen tarkoituksessa, maiden vaihdoista aiheutunut kaksinkertainen arviointi työpanoksena ja maanmittaustoimituksista aiheutuneet kulut. Kaupanteosta aiheutuneiden kustannusten osuus maksetuista kauppahinnoista oli keskimäärin koko maassa lähes 20 prosenttia.

Lunastuslakiin perustuvat suojelumaiden hankinnat sen sijaan ovat vaativia ja tarkkuutta

edellyttäviä viranomaistöitä. Kohteiden kiinteistöarvioinnin tulee olla läpinäkyvää ja perustua pääasiassa markkinaperäiseen hintainformaatioon. Työn vaativuutta korostaa se, että sen laadusta voidaan valittaa käräjäoikeuksien maa- ja metsäoikeuteen ja sieltä erikseen edelleen, mikäli saadaan valituslupa, korkeimpaan oikeuteen. Maan eteläosassa toimituksista aiheutui keskimäärin 315 euron hehtaarikustannus valtiolle. Pohjois-Suomessa, missä kohteiden koot vaihtelivat paljon ja olivat merkittävän suuria, toimituskustannus jäi noin neljännekseen Etelä-Suomeen verrattuna. Näiden lunastuskohteiden pinta-alat olivat yli kaksinkertaisia luonnonarvokaupan sopimusalueisiin verrattuna.

Eteläosassa maata lunastustoimituksesta aiheutunut kustannus oli runsaat seitsemän prosenttia korvaussummasta ja pohjoisessa vastaavasti 20 prosenttia. On selvää, että lunastuksesta syntyy suurempi kustannus kuin vapaaehtoisuuteen perustuvissa hankinnoissa. Toisaalta lunastus on valtiontaloudelle yksi ja ainutkertainen kustannus, mutta suojelusopimusten uusimisista ym. muista tulevista järjestelyistä aiheutuu myöhemmin lisäkustannuksia.

## KIRJALLISUUS

- <sup>1</sup> Juutinen, A. 2005. Luonnonarvokaupan kustannustehokkuus: kokeiluhanke Lounais-Suomen metsäkeskuksen alueella. Metsätieteen aikakauskirja 2/2005: 163–174.
- <sup>2</sup> Hannelius, S. 2006. Puustoisien metsäomaisuuden lunastuskorvauksen arviointi. Teoksessa: Suomen Kiinteistöarviointiyhdistys 25 vuotta. s. 161–192.
- <sup>3</sup> Sadeharju, S. 2006. Maanmittauslaitoksen korvausarviointimenettelyn laadun varmistaminen. Teoksessa: Suomen Kiinteistöarviointiyhdistys 25 vuotta. Suomen Kiinteistöarviointiyhdistys ry. Helsinki. s. 109–114.
- <sup>4</sup> Toimitusmenettelyn käsikirja. Maanmittauslaitos. 31.5.2000. 166 s.
- <sup>5</sup> Hannelius, S. 2000. Metsähallituksen metsätalakaupat 1998. Metsähallituksen metsätalouden julkaisuja 34. 57 s.
- <sup>6</sup> Laki kestävän metsätalouden rahoituksesta (12.12.1996/1094).

# PIENTEN SUOJELULEHTOJEN MERKITYS PUTKILOKASVEILLE

Risto Heikkinen\*, Juha Pykälä<sup>a</sup> ja Heikki Toivonen<sup>a</sup>

Etelä-Suomen metsälajiston suojele rakentuu suurelta osin pienten suojelualueiden (ja muiden pienikokoisten kohteiden kuten metsälakikohteiden) varaan. Tutkimustietoa näiden keinojen tehosta on niukasti. Pienten luonnonsuojelualueiden merkitystä vaateliiden lajien esiintymien säilyttämisessä voidaan selvittää toistamalla aiemmin tehdyt lajistoseelvitykset. Inventointien tuloksia vertailemalla saadaan tietoa hävinneiden ja säilyneiden lajipopulaatioiden määristä. Hankkeessa ”Pienten suojelualueiden ja avainbiotooppien merkitys metsäkasveille ja jäkälille” tällä menetelmällä selvitettiin pienten suojelualueiden mahdollisuuksia lehtokasvien populaatioiden säilyttämisessä.

## Aineisto ja menetelmät

Vuosina 2004–2005 inventoitiin uudelleen 88 lehtoa, joiden lehtokasvilajistosta kerättiin 1980-luvulla valtakunnallisen lehtojensuojeluohjelman valmistelun aikana hyvät esiintymätiedot. Tässä hankkeessa tutkittiin, miten moni aiemmin havaituista lehtokasvipopulaatioista oli säilynyt 20 vuoden ajan. Inventoinneissa arvioitiin myös lehdon ja sen lähiympäristön luonnontilaisuutta, maankäyttöä ja muita kasvipopulaatioiden säilyvyyteen vaikuttavia ekologisia tekijöitä.

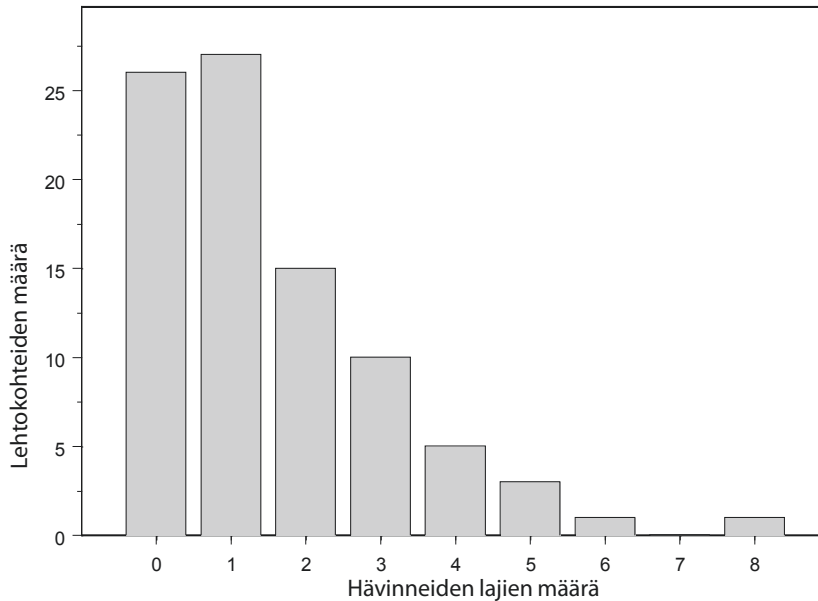
Tutkitut lehdot jakaantuivat laajalle alueelle Etelä-Suomeen. Eniten kohteita oli Uudellamaalla (39 kohdetta), Pirkanmaalla (20 kohdetta) ja Hämeessä (17 kohdetta). Kohteista 52 oli luonnonsuojelualueeksi rauhoitettuja lehtoja tai vielä toteuttamattomia lehtojensuojeluohjelman kohteita, ja 36 rauhoittamattomia maakunnallisesti/paikallisesti arvokkaita lehtoja. Rauhoittamattomat lehdot muodostivat normaalin metsätalouden piiriin kuuluvan verrokkiaineiston; niiden tulisi periaatteessa säilyä metsälain tai hyvän metsänhoidon periaatteiden nojalla. Valtaosa tutkituista lehdoista (50 kohdetta) oli kohderajaukseltaan alle 2 hehtaarin kokoisia. Suurin lehto oli 9 hehtaarin ja pienin 0,2 hehtaarin kokoinen.

## Tulokset

1980-luvulla havaitut lehtokasvien esiintymät olivat useimmiten säilyneet. Useista lehdoista löydettiin uudelleen joko kaikki (26 lehtoa; 30 %) lehtokasvilajien populaatiot, tai vain yksi tai kaksi lajia (42 lehtoa; 48 %) jäi löytymättä (kuva 1). Osalla kohteista löydettiin lajeja, joita ei oltu havaittu ensimmäisissä inventoinneissa. Toisaalta kymmenessä lehdossa oli hävinnyt enemmän kuin neljä lajia. Nämä olivat yleensä avohakattuja ja/tai ojitettuja lehtoja, tai pieniä, vahvasti ihmisvaikutteisista ja tulokaslajeille alttiita kohteita taajama-asutuksen tuntumassa. Kosteusoloiltaan muuttuneissa kohteissa joidenkin lehtokasvipopulaatioiden koko oli selvästi pienentynyt. Lehdoista, joista kaikki lajipopulaatiot löydettiin uudelleen, oli suurin osa luonnontilaisia ja edustavana

\* Suomen ympäristökeskus, PL 140, 00251 Helsinki, sähköposti: risto.heikkinen@ymparisto.fi

<sup>a</sup> Suomen ympäristökeskus



Kuva 1. Tutkituista lehtokohteista löytymättä jääneiden lehtokasvien esiintymien määrä per lehtojen määrä.

säilyneitä kohteita. Toisaalta ihmisvaikutus ja hakkuut eivät kaikissa kohteissa johtaneet lehtokasvien häviämisiin. Lehtorajauksen koon ja hävinneiden lajien määrän välillä ei ollut merkittävää korrelaationsuhdetta ( $r_s = -0,069$ ,  $p = 0,525$ ). Tämä voi johtua siitä, että monesti lehtokasvillisuus jatkui vaihtelevassa määrin kohderajauksen ulkopuolelle. Lehtolajeja, joilta oli hävinnyt ainakin yksi populaatio oli 49 kappaletta. Runsaimmin löytymättä jäi seuraavien lajien esiintymiä: kevätlinnunherne (8 esiintymää), korpisorsimo (7), taikinamarja (7), kevätlinnunsilmä (5), korpisara (5), lehtomatara (5) ja imikkä (5).

### Johtopäätökset

Putkilokasvien esiintymien säilyttämistä varten perustetut suojelualueet ovat usein pienikokoisia<sup>1,2</sup>. Tämän tutkimuksen perusteella useimmat lehtokasvien populaatiot säilyvät ainakin 20 vuoden aikajänteellä pienikokoisissa suojelulehdoissa, etenkin jos kohteiden luonnontilaisuudessa ei tapahdu suuria muutoksia. Onkin arvioitu, että pienikokoiset kasvipopulaatiot voivat suotuisissa oloissa säilyä vuosikymmenien tai vuosisatojen ajan<sup>3,4,5</sup>. Tämä perustuu tiettyihin kasvien ominaisuuksiin, kuten esimerkiksi siemenpankki, pitkä-ikäisyys, kasvullinen lisääntyminen ja dormanssi<sup>6</sup>. Luontaisissa oloissa lehtokasvien populaatiokoon muutokset ovat hitaita<sup>7</sup>. Myös epäsuotuisissa oloissa kasvipopulaatiot häviävät usein vasta huomattavan aikaviiveen jälkeen<sup>7,8</sup>. Osa lajeista, joilla tässä tutkimuksessa oli useita lajipopulaatioiden mahdollisia häviämisiä, ovat "oikullisesti" esiintyviä ja pitkäikäisen siemenpankin omaavia lajeja (esim. korpisorsimo ja lehtomatara). Niillä maaperässä saattaa olla itämiskykyisiä siemeniä jäljellä.

Pienten kasvipopulaatioiden kykyä säilyä suotuisissa olosuhteissa useiden vuosikymmenien ajan ei voi yleistää muihin eliöryhmiin. Esimerkiksi perhosilla ja

nisäkkäillä on havaittu voimakasta populaatioiden hävikkiä suojelualueilla ja arviot elinvoimaisten populaatioiden vaatimista suojelualueiden pinta-aloista vaihtelevat tuhansista hehtaareista tuhansiin neliökilometreihin<sup>9,10,11</sup>. Pienet kasvipopulaatiotkin ovat häviämislle alttiita niihin liittyvien demografisten ja geneettisten riskien takia<sup>12</sup>. Tämän ja muutamien aiempien tutkimusten<sup>13,14</sup> perusteella myös kasvuolojen voimakas muuttuminen esimerkiksi ojitusten ja avohakkuiden seurauksena voi johtaa lehtokasvien taantumiseen ja paikallispopulaatioiden häviämiseen.

## KIRJALLISUUS

- <sup>1</sup> Heikkinen, R.K. 2002. Complementarity and other key criteria in the conservation of herb-rich forests in Finland. *Biodiversity and Conservation* 11: 1939–1958.
- <sup>2</sup> Götmark, F. & Nilsson, C. 1992. Criteria used for protection of natural areas in Sweden 1909–1986. *Conservation Biology* 6: 220–231.
- <sup>3</sup> Inghe, O. & Tamm, C.O. 1985. Survival and flowering of perennial herbs. IV. The behaviour of *Hepatica nobilis* and *Sanicula europaea* on permanent plots during 1943–1981. *Oikos* 45: 400–420.
- <sup>4</sup> Nilsson, S.G. & Eriksson, L. 1992. Conservation of plant and animal populations in theory and practice. Teoksessa: Hansson, L. (toim.). *Ecological principles of nature conservation*. Conservation ecology series: Principles, practices & management. Elsevier Applied Science. London. s. 71–112.
- <sup>5</sup> Nicole, F., Brzosko, E. & Till-Bottraud, I. 2005. Population viability analysis of *Cypripedium calceolus* in a protected area: longevity, stability and persistence. *Journal of Ecology* 93: 716–726.
- <sup>6</sup> Higgins, S.I., Pickett, S.T.A. & Bond, W.J. 2000. Predicting extinction risks for plants: environmental stochasticity can save declining populations. *Trends in Ecology and Evolution* 15: 516–520.
- <sup>7</sup> Eriksson, O. & Ehrlén, J. 2001. Landscape fragmentation and the viability of plant populations. Julkaisussa: Silvertown, J. & Antonovics, J. (toim.). *Integrating ecology and evolution in a spatial context*. Blackwell Science, Oxford. s. 157–175.
- <sup>8</sup> Helm, A., Hanski, I. & Pärtel, M. 2005. Slow response of plant species richness to habitat loss and fragmentation. *Ecology Letters* 9: 72–77.
- <sup>9</sup> Warren, M.S. 1993. A review of butterfly conservation in Central Southern Britain: I. protection, evaluation and extinction on prime sites. *Biological Conservation* 64: 25–35.
- <sup>10</sup> Goldingay, R. & Possingham, H. 1995. Area requirements for viable populations of the Australian gliding marsupial. *Biological Conservation* 73: 161–167.
- <sup>11</sup> Gurd, D.B., Nudds, T.D. & Rivard, D.H. 2001. Conservation of mammals in eastern North American wildlife reserves: how small is too small? *Conservation Biology* 15: 1355–1363.
- <sup>12</sup> Rytteri, T. & Kettunen, T. (toim.) 1997. *Uhanalaiset kasvimme*. Suomen ympäristökeskus. Kirjayhtymä Oy. Helsinki. 335 s.
- <sup>13</sup> Elofsson, M. & Gustafsson, L. 2000. Uncommon vascular plant species in an East-Central Swedish area – a comparison between young and old stands. *Nordic Journal of Botany* 20: 51–60.
- <sup>14</sup> Lahtonen, T. 2000. Hakkuun vaikutus lehtolajistoon Tampereen Valkaman norolehdossa. *Talvikki* 24: 29–40.

# MARKKINAPERUSTAISEN BIODIVERSITEETIN SUOJELUN JA KESTÄVÄN KÄYTÖN OIKEUDENMUKAISUUS JA TASAPUOLISUUS

Juha Hiedanpää\*

Taloustieteessä elää vahvana kaksi oletusta: (i) mikäli omistus- ja käyttöoikeudet määritellään kunnolla, saatetaan valvotusti voimaan ja oikeuksien vaihto sallitaan, markkinat syntyvät väistämättömästi ja (ii) hinnat muodostuvat sitä tehokkaammaksi, mitä vapaammat markkinat ovat<sup>1</sup>. Riippumatta siis siitä, ymmärretäänkö biodiversiteetti julkis-, klubi- tai yksityishyödykkeenä tai ekosysteemien tuottamana sivutuotteena<sup>2,3</sup>, selkeästi määritellyt oikeudet ja velvollisuudet lieventävät ulkoisvaikutuksia. Mutta aivan yhtä selvästi valtasuhteet, kyvyttömyys, tiedon epäsymmetriat ja ongelmalliset kaupankäynnin tavat heikentävät markkinoiden toimintaa<sup>4,5</sup>.

Markkinoiden epätäydellisyys on myös biodiversiteettisopimuksen selkeäsanainen taustaoletus ja lähtökohta. Tämä käy ilmi tavasta, jolla sopimuksessa korostetaan monimuotoisuuden suojelusta, hoidosta ja käytöstä koituvien hyötyjen ja haittojen oikeudenmukaista jakoa: täydellisillä markkinoilla tällaisia seikkoja ei erikseen tarvitsisi korostaa. Suomenkielinen sopimusteksti puhuu oikeudenmukaisuudesta ja tasapuolisuudesta, kun englanninkielisessä tekstissä käytössä ovat sanat reilu (fair) ja tasa-arvoinen (equitable).<sup>6</sup> Olen taipunut suomalaisen sanankäytön kannalle, sillä vasta syntymässä olevien markkinoiden kohdalla oikeudenmukaisuus (lainmukaisuus) ja tasapuolisuus ovat tarkoituksenmukaisemmat kriteerit. Jälkimmäiset soveltuvat paremmin jo vakiintuneiden institutionaalisten järjestelyjen toimivuuden ja vaikuttavuuden arviointiin.

Markkinaperustaisen biodiversiteetin suojelun ja kestäväen käytön kannalta oikeudenmukaisuuden ja tasapuolisuuden ehtoja voi olla lukuisia. Tutkimusteni perusteella nostan esiin seuraavat: (i) Kauppa on standardoitu. (ii) Toimijat saavat ja voivat vapaasti astua markkinoille ja poistua sieltä. (iii) Toimijoilla on halu ja kyky toimia markkinoilla. (iv) Täytäntöönpano ja konfliktien sovittelu.<sup>2</sup>

## Standardoitu kauppa

Markkinoiden oikeudenmukaisuus ja tasapuolisuus edellyttävät standardoidun tuotteen. Oikeudenmukaisilla ja tasapuolisilla markkinoilla myös kaupanteon tavat ovat standardoituja.<sup>4</sup>

Luonnon monimuotoisuus ei voi olla läpeensä standardoitu tuote, vaikka joitain luonnon osia, piirteitä tai toimintoja voidaan tuotteistaa. Esimerkiksi luonnonarvokaupan kohteiden on täytettävä Etelä-Suomen metsien monimuotoisuusohjelman asettamat luonnonsuojelubiologiset kriteerit.<sup>7</sup> Aivan samoin erilaiset sertifiointi- ja laatujärjestelmät

\*Turun yliopisto, Satakunnan ympäristöntutkimuslaitos, Konttorinkatu 1, 28900 Pori, sähköposti: juha.hiedanpaa@uta.fi

pyrkivät varmistamaan sen, että biodiversiteetti yksityishyödykkeenä (sertifioituna puutavarana) tai klubihyödykkeenä (luontomatkailukohteena) täyttävät niille asetetut laatukriteerit. Näin potentiaaliset ostajat voivat etukäteen tarkistaa, mitä ostavat, ja myyjät ovat etukäteen tietoisia, millaisia kriteerejä heidän tarjoamilleen tuotteille ja palveluille asetetaan. Sama pätee monimuotoisuuden julkishyödykkeenä, esimerkiksi kiintiökaupan yhteydessä.

### **Vapaa pääsy ja poistuminen**

Oikeudenmukaisten ja tasapuolisten markkinoiden ulkoinen edellytys on, että toimijat voivat ja saavat vapaasti astua markkinoille ja vetäytyä niiltä pois.<sup>8</sup>

Toimijoilla voi olla niin positiivinen kuin negatiivinen vapaus suhteessa markkinoihin.<sup>9,10</sup> Jälkimmäisen mukaan toimijoilla on vapaus astua markkinoille ostamaan ja myymään biodiversiteettituotteita ja -palveluja. Vapauden laji on neutraalia yhteiskunnallisten päämäärien suhteen. Toimija saa esimerkiksi osallistua opastetulle linturetelle ja nauttia sillä tavoin hänelle tarjotusta klubihyödykkeestä tai hän saa tuottaa luomuruista kansainvälisille markkinoille – tai olla tuottamatta. Positiivisessa vapaudessa toimijoiden ei vain sallita astua markkinoille, vaan he voivat myös luottaa siihen, että yhteiskunta aktiivisesti tukee ja kannustaa heidän pyrkimyksiään. Positiivinen vapaus perustuu yhteisöllisten ja yhteiskunnallisten tuki- ja kannustejärjestelmien varaan ja niissä korostuvat sen hetkiset painotukset yhteisestä hyvästä ja oikeasta. Osallistuminen esimerkiksi luonnonarvokaupan kokeiluhankkeeseen on positiivisen vapauden harjoittamista.

### **Kyvyt**

Oikeudenmukaisten ja tasapuolisten markkinoiden sisäinen edellytys on, että toimijoilla on motivaatiota ja kykyä toimia markkinoilla.<sup>9,10</sup>

Mitä suuremmalla joukolla on motivaatio ja kyky toimia markkinoilla, sitä varmempaa, ettei yhdelläkään toimijalla ole kohtuuttomasti vaikutusvaltaa tuotteisiin tai niiden hintaan. Tämä pätee myös biodiversiteetistä kumpuaviin tuotteisiin ja palveluihin. Esimerkiksi luomutuotemarkkinoilla on perinteisesti ollut pulaa niin kysynnästä kuin tarjonnasta. Luonnonarvokaupassa puolestaan ostajat ovat vähissä. Ostajia on käytännössä vain yksi, valtio, jolla on myös tieto valita monimuotoisuusarvoiltaan tarkoituksenmukaiset kohteet. Vaikka tieto luonnonarvokaupasta on levinnyt potentiaalisille myyjille, suurimmalle osalle kauppa on vielä outoa ja biodiversiteetin hinnoitteluperusteet hämärän peitossa<sup>11</sup>. Motivaatiota alkaisi olla, kyky puuttuu.

### **Täytäntöönpano ja konfliktien sovittelu**

Markkinat eivät toimi oikeudenmukaisella ja tasapuolisella tavalla, ellei valtiolta voimallaan ja kurinpitokoneistollaan takaa omistus- ja käyttöoikeuksien ja muiden sovittujen pelisääntöjen kunnioittamista.<sup>12</sup>

Biodiversiteettisopimus antaa valtioille suvereenin oikeuden hyödyntää ja suojella luonnon monimuotoisuutta. Kansallisvaltioiden on samalla taattava monimuotoisuuden liittyvät omistus- ja käyttöoikeudet ja ratkaistava biodiversiteetin hyödyntämiseen liittyvät ristiriidat<sup>13</sup>. Natura 2000 –alueiden suunnittelussa ja toimeenpanossa, metsiensuojelussa



ja esimerkiksi liito-oravan suojelussa on kohdattu riitoja. Markkinaperustaiset menettelyt ovat yksi mahdollinen välitysmekanismi riitaisten julkisten ja yksityisten intressien yhteensovittamiseksi<sup>14</sup>. Näillä markkinoilla valtio on samanaikaisesti osapuoli, kumppani ja päältä katsova suvereeni.

## Lopuksi

Markkinaperustaisten lähestymistapojen oikeudenmukaisuus- ja tasapuolisuusehdot ovat vaativat. Järkevät käytännölliset kokeilut ja niiden kriittinen arviointityö auttavat kehittämään menetelmiä ja lähestymistapoja. Tähän METSO-ohjelman (2002–2007) kokeiluhankkeet kiinnostavalla tavalla pyrkivät.<sup>15</sup>

## KIRJALLISUUS

- <sup>1</sup> Bishop, M. 2004. *Essential Economics*. London. Profile Books, 210.
- <sup>2</sup> Hiedanpää, J. 2005, "Gloaalitalous ja biodiversiteetti: kohti markkinaperustaista monimuotoisuutta?" *Kosmopolis* 2005/3.
- <sup>3</sup> Polski, M. 2005. "The Institutional Economics of Biodiversity, Biological Materials, and Bioprospecting." *Ecological Economics* 53: 543–557.
- <sup>4</sup> OECD 2003. *Harnessing Markets for Biodiversity*. Paris. OECD 2003, 28–29.
- <sup>5</sup> Naskali, A., Hiedanpää, J. & Suvantola, L. 2006. *Biologinen monimuotoisuus talouskysymyksenä*. Helsinki. Suomen ympäristö (ilmestyy).
- <sup>6</sup> The convention on Biological Civesity 1992, 1 artcle. [Verkkodokumentti]. Saatavissa: <http://www.biodiv.org/convention/convention.shtml>. [viitattu 2006].
- <sup>7</sup> Etelä-Suomen metsien monimuotoisuusohjelman luonnonsuojelubiologiset kriteerit. 2003. Helsinki. Suomen ympäristö 634, 13–32.
- <sup>8</sup> Sen, A. 1993. "Markets and Freedoms: Achievements and Limitations of the Market in Promoting Individuals Freedoms". *Oxford Economic Papers*, 45, 519–541.
- <sup>9</sup> Sen, A. 2001. *Development as Freedom*. Oxford. Oxford University Press.
- <sup>10</sup> Rihani, S. 2002. *Complex Systems Theory and Development Practice*. London. Zed Books.
- <sup>11</sup> Juutinen, A., Horne, P, Koskela, T., Matinaho, S., Mäntymaa, E. & Mönkkönen, M. 2005. Metsänomistajien näkemyksiä luonnonarvokaupasta: kyselytutkimus luonnonarvokaupan kokeiluhankkeeseen osallistuneille. Metsäntutkimuslaitoksen työraportteja 18. [Verkkojulkaisu]. Saatavissa: <http://www.metla.fi/julkaisut/workingpapers/2005/mwp018.htm>. [Viitattu 2006].
- <sup>12</sup> Sened, I. 1997. *The Political Institution of Private Property*. Cambridge. Cambridge University Press, 123.
- <sup>13</sup> Asetus biologista monimuotoisuutta koskevan yleissopimuksen voimaansaattamisesta. 1994. (78/1994), 27 Artikla. [Verkkodokumentti] Saatavissa: <http://www.finlex.fi/fi/sopimukset/sopteksti/1994/19940078>
- <sup>14</sup> Brack, D. (toim.) 1998. *Trade and Environment: Conflict or Compatibility?* London. The Royal Institute of International Affairs.
- <sup>15</sup> Etelä-Suomen metsien monimuotoisuusohjelma METSO (2002–2007) [www-sivusto]. Saatavissa: <http://www.mmm.fi.metso>. [Viitattu maaliskuu 2006].

## SOSIAALINEN METSÄTALOUESSA

Juha Hiedanpää\* ja Ari Jokinen<sup>a</sup>

Sosiaalisen kestävyuden määrittely on yrityksistä huolimatta pysynyt epämääräisenä. Ymmärrys ekologisten systeemien rakenteellisten ja toiminnallisten ominaisuuksien merkityksestä sen sijaan on vankistunut, mihin FIBRE (1997–2002) ja MOSSE (2003–2006) -tutkimusohjelmilla on ollut suuri vaikutus. Tutkimusohjelmien yhteiskuntatieteelliset painotukset ovat kuitenkin jääneet varsin ohuiksi, mikä on ollut omiaan pitämään myös ymmärryksen sosiaalisista järjestelmistä pinnallisena. Metsätalouden sosiaalinen kestävyys ymmärretään yhä edelleen metsänomistajan vapaudeksi yleisesti hyväksytyyn metsänhoitoon ja kansalaisten jokamiehen oikeudeksi virkistäytymiseen ja maisemaan<sup>1</sup>. Määritelmä ei tee kunniaa sosiaaliselle monimuotoisuudelle<sup>2</sup>.

Sosiaalinen on vuorovaikutuksen ja kanssakäymisen historiallinen ja jatkuvasti muuntuva muodostelma. Se tarkoittaa ihmisten keskinäistä toimintaa joko suoraan tai välittyneesti. Metsänomistaja ei muodosta ”sosiaalista” metsänsä kanssa, mutta esimerkiksi karjansa kanssa hän voi sellaisen muodostaa<sup>3</sup>. Metsä voi toisaalta toimia välittäjänä ihmisryhmien välillä ja koota heidät osaksi samaa sosiaalista<sup>4</sup>. Esimerkiksi arvokas vanha metsä kykenee kokoamaan osapuolet yhteen, ja tuolloin sosiaalinen voi saada varsin monenlaisia muotoja. Myös erilaiset institutionaaliset järjestelyt voivat yhdistää ihmisiä, esimerkiksi lakisäätöisen alueellisen metsäohjelman laadinta. Ajanoloon suora vuorovaikutus ja ympäristön välityksellä tapahtuva kanssakäyminen kasaantuvat käytännöiksi, tavoiksi ja traditioiksi<sup>5</sup>.

Sosiaalisella on aina tilannekohtainen rakenteensa, toimintonsa ja tarkoituksensa. Rakenne on spontaani, toiminnot itseohjautuvia ja tarkoitus suuntautuneisuutta. Piirteet kietoutuvat toisiinsa. Esimerkiksi paikallisessa metsätaloudessa on monenlaisia toimijoita tuottamassa monenkirjavia tuloksia ja vaikutuksia, jotka alati muuttavat ja rakentavat sosiaalista. Muutos on sisäistä, satunnaista ja lopputuloksen kannalta pääosin tahatonta. Muutos on kompleksinen myös sen vuoksi, että entistä useammin globaalit ilmiöt kiinnittävät paikallisen sosiaalisen ennustamattomalla tavalla itseensä<sup>6,7</sup>. Vaikka lainsäädännöllä, politiikoilla ja ohjelmilla pönkitetään tarkoituksenmukaisia sosiaalisia rakenteita ja ohjataan toiminnan tuloksia ja vaikutuksia kohti virallisesti hyväksytyjä päämääriä, se ei tätä sosiaalisen ensisijaista luonteenpiirrettä muuta. Virallinen vaikuttaminen sisäistyy aina osaksi sosiaalista.

Sosiaalisen saama tämänkaltainen luonnollisen vahva asema ei suinkaan osoita virallisen vaikuttamisen kyvyttömyyttä, vaan edellyttää sosiaalista metsätalouden hallintaa. Erityisesti yksilöllistyneet ja vapaat toimijat ovat sosiaalisen ominaisuus, jonka välityksellä metsätaloutta hallinnoidaan – tällä hallinnoimisen tavalla on takanaan pitkäikäinen aikaisempi kehityshistoria<sup>8,9</sup> ja sen varassa suomalainen metsätalous on kehittynyt. Koska painotus on ollut varsin yksipuolisesti taloudessa, sosiaalinen on hallinnoinnissa ja metsäpolitiikassa korvautunut sosioekonomisella, joka puolestaan uhkaa kaventua pelkäksi yksityistaloudeksi. Sosioekonomisen rinnalle on tuotu sellaisia sisällöltään tärkeitä käsitteitä kuin oikeudenmukaisuus ja tasa-arvoisuus, mutta ne eivät

\* Turun yliopisto, Satakunnan ympäristöntutkimuslaitos, Konttorinkatu 1, 28900 Pori, sähköposti: juha.hiedanpaa@uta.fi

<sup>a</sup> Pirkanmaan ympäristökeskus/Tampereen yliopisto

ole kyenneet laventamaan ymmärrystä sosiaalisesta. Pikemminkin ne ovat hämärtäneet sosiaalisen olemusta, lisänneet sen sulkeutuneisuutta ja vahvistaneet metsäpolitiikan voimattomuutta. Nähtävästi on tultu käännekohtaan, jossa tarvitaan sosiaalisen uudenlaista määrittelyä, ikään kuin sosiaalisen keksimistä uudelleen.

Nykyperiaatteiden mukaan taloudenpidon ja uusien virallisten järjestelyjen tulee olla sosiaalisesti kestäviä. Mitä ihmettä tämä voisi tarkoittaa? Kestävyys on sitä, että tarkastelun alla olevan entiteetin olemassaolon kannalta kriittiset ominaisuudet pysyvät yllä tai vahvistuvat riippumatta siinä itsessään tai sen ympäristössä tapahtuneista muutoksista. Esimerkiksi metsäluonnon monimuotoisuuden elintärkeät rakenteelliset ja toiminnalliset ominaisuudet kestävät ja säilyvät ajasta toiseen. Sama pätee sosiaaliseen kestävyYTEEN. Sosiaalinen kestävyys on sosiaalisten rakenteiden, toimintojen ja tarkoitusten kestämistä ja säilymistä ajassa. Toisin sanoen vaikka toimijoita tulee ja menee, toimintoja kuolee ja syntyy ja tarkoitukset täyttyvät ja niitä luodaan, sosiaalisen elintärkeät piirteet säilyvät.

Yleensä sosiaalisen kestävyYDEN arvioinnin katsetaso asetetaan liian ylös ja sosiaalisten vaikutusten merkitystä arvioidaan virallisten järjestelyjen asettamia kriteerejä vasten, joita ovat esimerkiksi relevanssi, vaikutus, vaikuttavuus, kustannusvaikuttavuus, hyväksyttävyyS, kannustavuus, läpinäkyvyys, oikeudenmukaisuus, joustavuus, ennakoitavuus ja pysyvyys<sup>10</sup>. Nämä sinänsä tärkeät politiikkaohjelmien yleiset arviointiperusteet vahvistavat vallitsevaa yksipuolista käsitystä sosiaalisesta jonakin kiinteänä, pysähtyneenä, jähmeäntaipuisana, myötäilevänä ja ennen kaikkea julkisena.

Jos katsetaso sen sijaan asetetaan julkisen asemasta sosiaaliseen, arvioitava tilanne näyttäytyy erilaisena, sillä tuolloin sosiaalisia rakenteita, toimintoja ja tarkoituksia tarkastellaan niiden *oman rakenteen ja dynamiikan* ehdoilla. Tuolloin sosiaalisen kestävyYDEN arviointi ei kilpisty ohjelmalliseen rationalisointiin. Käytännössä tämä tarkoittaa sitä, että sosiaalinen kestävyys määrittyy erilaisten rakenteellisten yhdistelmien ja toiminnallisten assosiaatioiden jatkuvaksi tulemiseksi<sup>11-14</sup>. Rakenteelliset yhdistelmät viittaavat olemassa olevien resurssien ja pääoman lajien uudelleen käyttöön, ja toiminnalliset assosiaatiot puolestaan viittaavat potentiaaliin toimijaverkostoihin, jotka luovat uusia ajattelu- ja toimintatapoja. Esimerkkinä tästä käy luonnonarvokauppa ja siitä kehkeytynyt Lumomaa -ohjelmäsopimus. Niissä molemmissa monimuotoisuuden säilyttämistä tarkastellaan toimintana, jota luonnehtii paikallinen luonnontuntemus, vapaaehtoinen sopiminen, aktiivinen luonnonhoito, paikallinen luontopalvelujen tuotanto sekä paikallisista ja alueellisista organisoituneista toimijoista koostuva tausta- ja tukiverkosto<sup>15,16</sup>. Sosiaalinen kestävyys on mahdollisuutta kytkeytyä, määritellä ja tuottaa hyvinvointia uudennlaisissa piireissä alati uudennlaisilla tavoilla. KestävyYDEN arviointi on tuolloin tilannekohtaisten yhdistelmien ja assosiaatioiden vaikutusten arviointia.

## KIRJALLISUUS

- <sup>1</sup> Kansallinen metsäohjelma 2010. Maa- ja metsätalousministeriön julkaisu 2/1999. Helsinki. Maa- ja metsätalousministeriö. s. 28.
- <sup>2</sup> Hiedanpää, J. 2004. Making environmental policies reasonable: a study of the consequences of social diversity for regional forest policy of SW Finland. Acta Universitatis Tamperensis 1030. Tampere. Tampereen yliopisto.
- <sup>3</sup> Wolch, J. & Emel, J. (toim.) 1998. Animal Geographies. London. Verso.
- <sup>4</sup> Latour, B. 2004. Politics of Nature: How to Bring the Sciences into Democracy. Cambridge. Harvard University Press.
- <sup>5</sup> Jokinen, A. 2004. Luonnonvarojen käytön ja dynamiikan hallinta yksityismailla. Acta Universitatis Tamperensis

1045. Tampere. Tampereen yliopisto.
- <sup>6</sup> Whatmore, S. 2002. *Hybrid Geographies: natures, cultures, spaces*. London. Sage.
- <sup>7</sup> Lehtinen, A. & Rannikko, P. (toim.) 2004. *Leipäpuusta arvopaperia: Vastuun ja oikeudenmukaisuuden haasteet metsäpolitiikassa*. Helsinki. Metsälehti Kustannus.
- <sup>8</sup> Dean, M. 1999. *Governmentality: Power and Rule in Modern Society*. London. Sage.
- <sup>9</sup> Rose, N. 1999. *Powers of Freedom: Reframing Political Thought*. Cambridge. Cambridge University Press.
- <sup>10</sup> Hildén, M., Auvinen, A.-P. & Primmer, E. (toim.), 2005. Suomen biodiversiteettiohjelman arviointi. Suomen ympäristö 770. Suomen ympäristökeskus, s. 22.
- <sup>11</sup> Dewey, J. 2006. *Julkinen toiminta ja sen ongelmat*. Tampere. Vastapaino.
- <sup>12</sup> Latour, B. 2005. *Reassembling the Social*. Oxford. Oxford University Press.
- <sup>13</sup> Schumpeter, J. 1963. *The Theory of Economic Development*. New York. Oxford University Press.
- <sup>14</sup> Åkerman, M. 2006. Tiedon tuotannon käytännöt ja ympäristöpoliittinen toimijuus. *Acta Universitatis Tamperensis* 1139. Tampere. Tampereen yliopisto.
- <sup>15</sup> Hakila, R. 2006. Johdatus Lumomaahan. Luonnon monimuotoisuus ja maaseudun kehittäminen. Pyhäjärvi-instituutin julkaisuja. Sarja A, nro 29. 84 s.
- <sup>16</sup> Gustafsson, L., Uimonen, J. & Nummi, T. 2006. Luonnonarvokauppa vuonna 2005. Luonnonarvokaupan kokeilun vuosiraportti. Pori. Lounais-Suomen metsäkeskus. [Verkojulkaisu]. Saatavissa: [http://www.mmm.fi/metso/uudet\\_suojelun\\_keinot/luonnonarvokauppa/LAK-raportti\\_2005.pdf](http://www.mmm.fi/metso/uudet_suojelun_keinot/luonnonarvokauppa/LAK-raportti_2005.pdf). [Viitattu 2006].

# LUONNONARVOKAUPPAAN OSALLISTUNEIDEN METSÄNOMISTAJIEN NÄKEMYKSIÄ SUOJELUVAIHTOEHTOJEN HYVÄKSYTTÄVYYDESTÄ

Paula Horne<sup>\*</sup>, Artti Juutinen<sup>a</sup>, Terhi Koskela<sup>b</sup>, Sari Matinaho<sup>a</sup>, Erkki Mäntymaa<sup>a</sup> ja Mikko Mönkkönen<sup>c</sup>

Kyselytutkimuksessa<sup>1</sup> selvitettiin Satakunnan luonnonarvokaupan kokeiluhankkeeseen osallistuneiden metsänomistajien näkemyksiä metsäluonnon monimuotoisuuden turvaamisesta, erilaisista suojelumenetelmistä ja niiden ehdoista sekä selvitettiin metsänomistajien mielipiteitä ja kokemuksia luonnonarvokaupasta. Kyselylomake lähetettiin kaikille vuosina 2003 ja 2004 luonnonarvokauppasopimuksen tehneille metsänomistajille (61) sekä luonnonarvokauppaan kohteen tarjonneille, mutta sopimukseen päätyttömille metsänomistajalle (76). Kyselyyn vastasi 65 prosenttia metsänomistajista. Luonnonarvokauppaan osallistuneita metsänomistajia verrattiin valtakunnallisen metsänomistaja-aineiston perusteella koko maan metsänomistajiin<sup>2</sup>. Vertailujen erot testattiin tilastollisesti  $X^2$ -testillä tai Fisherin tarkalla nelikenttätestillä.

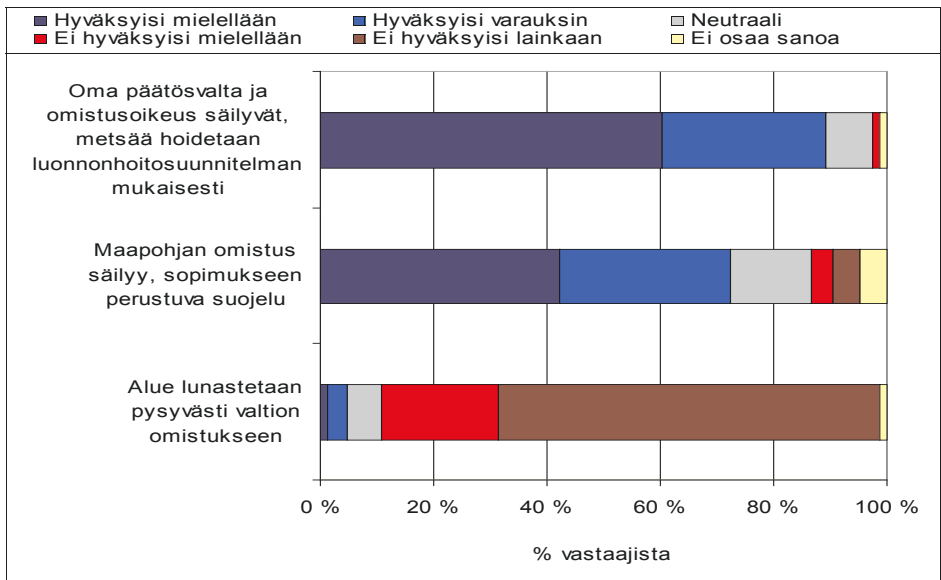
Luonnonarvokauppaan osallistuneiden metsänomistajien näkemykset erilaisista suojelumenetelmistä ja niiden ehdoista poikkesivat muutamilta osin metsänomistajista valtakunnallisesti<sup>2</sup>. Suojelun hyväksyttävyyteen ja metsänomistajien suojeluhalukkuuteen vaikuttavat metsänomistajan asenteiden ja tavoitteiden lisäksi mahdollisten valittavissa olevien suojelumenetelmien piirteet. Vastajat hyväksyivät yleisemmin suojeluvaihtoehdot, joissa kohteen omistusoikeus ja päätösvalta säilyvät, kun taas maan lunastus valtiolle ei saanut juuri kannatusta (kuva 1). Luonnonarvokauppaan osallistuneiden suhtautuminen esitettyihin suojeluvaihtoehtoihin poikkesi koko maan metsänomistajista ( $p$ -arvot  $\leq 0,001$ ) ja luonnonhoitosuunnitelmaan perustuva, omistusoikeuden säilyttävä vaihtoehto sekä sopimukseen perustuva, maapohjan omistuksen säilyttävä vaihtoehto koettiin selvästi useammin hyväksytyksi luonnonarvokauppaan osallistuneiden metsänomistajien keskuudessa.

Lähes 90 prosenttia luonnonarvokauppaan osallistuneista hyväksyisi määräaikaisen suojelusopimuksen, joka on purettavissa sovituin ehdoin (kuva 2), kun koko maan metsänomistajista noin puolet hyväksyisi tämän suojeluvaihtoehdon. Luonnonarvokauppaan osallistuneista noin puolet hyväksyi toistaiseksi voimassa olevan sopimuksen. Uutta omistajaa sitova määräaikainen sekä omistajan vaihtuessa raukeava määräaikainen sopimus saivat noin kaksi viidesosaa vastaajista taakseen.

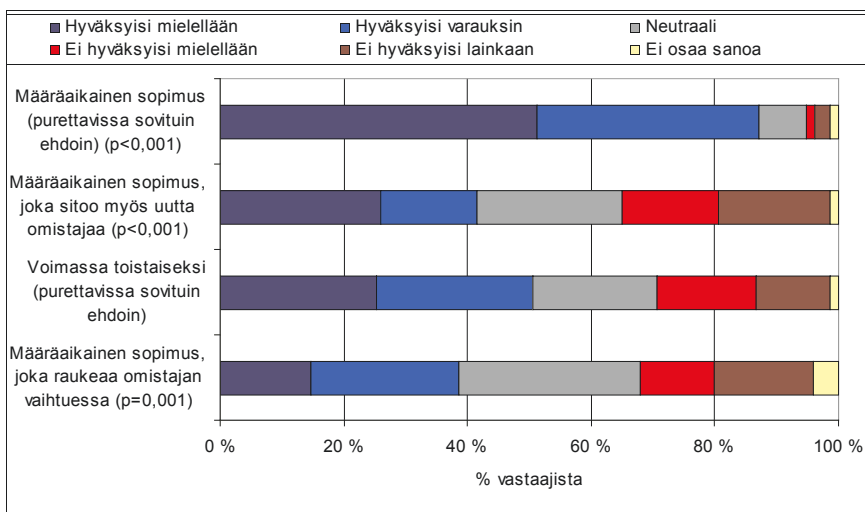
Luonnonarvokauppaan osallistuneet pitivät parhaana suojelusopimuksen palkkiomuotona rahallista palkkiota tai tukea, verohelpotus tai vaihto vastaavaan metsä-

<sup>\*</sup> Metsäntutkimuslaitos, Unioninkatu 40 A, 00170 Helsinki, sähköposti: paula.horne@metla.fi

<sup>a</sup> Oulun yliopisto, <sup>b</sup> Metsäntutkimuslaitos, <sup>c</sup> Jyväskylän yliopisto



Kuva 1. Suojelun vaikutus omistusoikeuteen ja päätösvaltaan, eri vaihtoehtojen hyväksyttävyyys.



Kuva 2. Sopimuksen voimassaolo ja sitovuus, eri vaihtoehtojen hyväksyttävyyys. Suluissa p-arvo verrattuna valtakunnalliseen metsänomistaja-aineistoon.

palstaan saivat vähemmän kannatusta. Rahallinen palkkio hyväksyttiin useammin luonnonarvokauppaan osallistuneiden (94 %) kuin koko maan metsänomistajien keskuudessa (61 %). Luonnonarvokauppaan osallistuneet pitivät palkkion määrittämisessä

hyväksyttävänä vaihtoehtona hieman useammin metsänomistajan itse tekemää tarjousta kuin ympäristökeskuksen tai metsäkeskuksen tekemää arviota. Sopimuksen pituutena yleisimmän kannatuksen sai kymmenen vuoden sopimus, jonka luonnonarvokauppaan osallistuneista hyväksyi yli neljä viidesosaa. Muut sopimuspituuden vaihtoehdot olivat 5, 20, 30 ja 100 vuotta. Valtakunnallisessa aineistossa kymmenen vuoden sopimuksen koki hyväksyttävänä kaksi viidesosaa metsänomistajista.

Suhtautumiseen suojelun toteuttamiseen omalla maalla vaikuttaa selvästi se, miten suojelu toteutetaan. Valtaosalle metsänomistajista sellaiset suojeluvaihtoehdot, joissa omistusoikeus säilyy, ovat ratkaisevasti hyväksyttävämpiä kuin maan myynti valtiolle. Lähes kaikki luonnonarvokauppaan osallistuneet pitivät omistusoikeuden ja päätösvallan säilymistä tärkeänä piirteenä arvioitaessa suojeluvaihtoehdon hyväksyttävyyttä. Tulosten perusteella metsänomistajat kokevat luonnonarvokaupan keskeiset piirteet – kohteen suojelusta saatavan rahallisen palkkion, omistusoikeuden säilyttämisen, suojelun määräaikaisuuden ja kymmenen vuoden sopimusjakson – pääsääntöisesti hyväksyttävinä suojelumenetelmän piirteinä.

## KIRJALLISUUS

- <sup>1</sup> Juutinen, A., Horne, P., Koskela, T., Matinaho, S., Mäntymaa, E. & Mönkkönen, M. 2005. Metsänomistajien näkemyksiä luonnonarvokaupasta: kyselytutkimus luonnonarvokaupan kokeiluhankkeeseen osallistuneille. Metlan työraportteja 18. [Verkkajulkaisu]. Saatavissa: <http://www.metla.fi/julkaisut/workingpapers/2005/mwp018.htm>. [Viitattu 2006].
- <sup>2</sup> Horne, P., Koskela, T. & Ovaskainen, V. (toim.). 2004. Metsänomistajien ja kansalaisten näkemykset metsäluonnon monimuotoisuuden turvaamisesta. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 933. 110 s.



# PALLAS-OUNASTUNTURIN KANSALLISPUISTON VIRKISTYSKÄYTÖN PAIKALLISTALOUDELLISET VAIKUTUKSET

Maija Huhtala\*

Suojelualueille kohdistuva luontomatkailu aikaansaa kohdealueella ja sen lähiympäristössä suotuisia taloudellisia vaikutuksia lisääntyneiden tulojen ja työpaikkojen muodossa, mutta näiden vaikutusten suuruutta on tutkittu melko vähän. Vaikutusten arviointiin ei myöskään ole yhtä yleisesti hyväksyttyä menetelmää. Suomessa luonnon virkistyskäyttöön perustuvan matkailun aluetaloudellisia vaikutuksia on tutkittu mm. Saariselällä<sup>1</sup>, Teijon retkeilyalueella<sup>2</sup>, Kuhmossa<sup>3</sup>, Ruunaan retkeilyalueella<sup>4</sup> sekä Saaristomeren kansallispuistossa<sup>5</sup>. Pallas-Ounastunturin kansallispuistossa tehdyssä tapaustutkimuksessa<sup>6</sup> tavoitteena oli selvittää kävijöiden rahankäyttöä alueella sekä testata aluetaloudellisten vaikutusten arviointia USA:ssa käytössä olevalla kävijätutkimuksiin ja panos-tuotostaulukoihin perustuvalla menetelmällä<sup>7</sup>. Tutkimuksen taustalla on pyrkimys luoda järjestelmä, jolla virkistyskäyttöalueiden aluetaloudellisia vaikutuksia voitaisiin jatkossa arvioida luotettavasti ja vertailukelpoisesti.

Rahankäyttötietoja Pallas-Ounastunturin kansallispuistossa kerättiin menopäiväkirjamenetelmällä. Päiväkirjalomake jaettiin vuoden 2004 aikana 1142 kävijälle ja vastausprosentiksi muodostui 64 %. Rahankäyttötietoja verrattiin myös alueella aiemmin tehtyyn Metsähallituksen kävijätutkimukseen. Tulosten avulla laskettiin kansallispuistokävijöiden kulutuksesta aiheutuvat aluetaloudelliset vaikutukset tuloihin, työllisyyteen, palkkoihin ja verotuloihin. Vaikutusten laskentaan käytettiin mallia, jossa kerrotaan keskenään vuotuinen kävijämäärä, kävijöiden keskimääräinen kulutus alueella sekä panos-tuotostaulukoista johdetut kerrannaisvaikutuksia kuvaavat kertoimet. Kerrannaisvaikutuksia, eli välillisiä ja johdettuja vaikutuksia, syntyy matkailijoita palvelevien yritysten tehdessä välituotehankintoja ja työllistäessä paikallisia. Mallia muunnettiin Suomen oloihin sopivaksi alueellistamalla maakunnallinen panos-tuotostaulukko sijaintiosamäärämenetelmällä (ks. esim.<sup>8</sup>).

Metsähallituksen arvion mukaan Pallas-Ounastunturin kansallispuistossa käy vuosittain 100 000 henkeä, joista 60 000 kesä- ja 40 000 talviaikaan. Rahankäyttötutkimuksen mukaan kukin tutkimusalueen ulkopuolelta tuleva kävijä käytti alueella matkansa aikana talvella keskimäärin 365 ja kesällä 185 euroa. Yhteensä alueen ulkopuolelta tulevat kansallispuistokävijät kuluttivat alueella vuoden aikana noin 24,3 miljoonaa euroa. Eniten rahaa alueella käytettiin majoittumiseen (32 % omatoimimatkaajien rahankäytöstä) ja vähittäiskauppaostoksiin (32 %) sekä ravintoloihin ja kahviloihin (19 %). Tutkimusalueeseen kuului kansallispuiston lisäksi puiston välitön lähiympäristö sisältäen kylät, joissa matkailijat todennäköisesti majoittuivat tai tekivät hankintoja. Menopäiväkirjamenetelmän ja Metsähallituksen kävijätutkimuksen vertailu osoitti, että molemmat menetelmät mittaavat matkaan liittyvää kokonaisrahankäyttöä yhtä hyvin, mutta alueellisesta rahankäytöstä kävijätutkimusmenetelmä tuottaa aliarvioita.

\* Metsäekonomian laitos, PL 27, 00014 Helsingin yliopisto, sähköposti: maija.huhtala@helsinki.fi

	Tulovaikutukset, t€	Työpaikat, htv	Palkkatulo, t€	Verotulo, t€
Välittömät	9 568	145,2	2 740,00	521,5
Välilliset	2 559,30	18,3	366,8	69,8
Johdetut	--	--	341,8	65,2
Yhteensä	12 127,30	163,5	3 448,50	656,5

Taulukko 1. Kansallispuistokävijöiden rahankäytöstä aiheutuneet paikallistaloudelliset vaikutukset.

Taulukossa 1 on esitetty kansallispuistokävijöiden rahankäytöstä alueelle aiheutuvat välittömät ja välilliset tulo-, työllisyys-, palkka- ja verotulovaikutukset sekä matkailusta työllistyneiden kulutuksesta aiheutuvat johdetut palkka- ja verotulovaikutukset. Keskimäärin matkailijan jättämä euro 1,27-kertaistui aluetaloudessa.

Pallas-Ounastunturin kansallispuistomatkoilun aluetaloudelliset vaikutukset ovat paikallisesti mittavat ja antavat positiivisen kuvan luonnon virkistyskäyttöön perustuvan matkailun taloudellisista vaikutuksista. Alueen koosta ja suuresta kävijämäärästä johtuen vaikutukset ovat huomattavasti muilla alueilla laskettuja vaikutuksia suuremmat, tosin vertailua vaikeuttaa tutkimusmenetelmien erilaisuus. Tuloksia ei voida yleistää kaikkiin kansallispuistoihin, sillä puistot eroavat sijainniltaan, kävijämääriltään ja vetovoimatekijöiltään huomattavasti<sup>9</sup>. Tutkimusmenetelmän jatkokehityksen kannalta tutkimus tulisi toistaa erityyppisillä suojelualueilla. Tällaisenaan menetelmä mahdollistaa erityisesti välittömien vaikutusten arvioinnin. Oletettavasti myös kerrannaisvaikutukset ovat oikeansuuntaisia, vaikkakin panos-tuotostaulukoiden alueellistaminen luo tuloksiin epätarkkuutta. Aluetaloudellisten vaikutusten arviointijärjestelmän luomista helpottaisi, mikäli saatavilla olisi ajantasaisia seutukuntakohtaisia panos-tuotostaulukoita.

## KIRJALLISUUS

- Saarinen, J., Keränen, A. & Sepponen, P. 1996. Luonnon vetovoimaisuuteen perustuvan matkailun taloudelliset vaikutukset paikallistasolla: esimerkkinä Saariselän matkailu. Teoksessa: Saarinen, J. ja Järviluoma, J. (toim.). Luonto virkistys- ja matkailuympäristönä. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 619:79–92.
- Kangas, K., Ovaskainen, V. & Pajujoja, H. 1998. Virkistyspalveluiden merkitys aluetaloudelle: Teijon retkeilyalueen tulo- ja työllisyysvaikutukset. Metsätieteen aikakauskirja – Folia Forestalia 4/1998: 505–512.
- Rinne, P. 1999. Luontomatkoilun aluetaloudelliset vaikutukset Kuhmassa. Tiedonantoja 93. Joensuun yliopisto. Metsätieteellinen tiedekunta. 107 s.
- Eisto, I. 2003. Ruunaan retkeilyalueen kävijät ja paikallistaloudelliset vaikutukset. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja A:143. 76 s.
- Berghäll, J. 2006. Saaristomerien kansallispuiston aluetaloudelliset vaikutukset. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A:153. 65 s.
- Huhtala, M. 2006. Pallas-Ounastunturin kansallispuistokävijöiden rahankäyttö ja paikallistaloudelliset vaikutukset. Käsikirjoitus Metlan työraportteja -sarjaan.
- Stynes, D.J., Propst, D.P., Chang, W.-H. & Sun, Y.Y. 2000. Estimating National Park Visitor Spending and Economic Impacts; The MGM2 Model. [Verkkodokumentti]. Michigan State University. Saatavissa: <http://www.prr.msu.edu/MGM2/MGM2.pdf> [Viitattu 8.2.2006].
- McCann, P. 2001. Urban and Regional Economics. Oxford University Press. New York. 286 s.
- Puustinen, J., Neuvonen, M., Sievänen, T. & Pouta, E. 2006. Kansallispuistojen luokittelu vetovoimatekijöiden perusteella. Käsikirjoitus Metlan työraportteja -sarjaan.

# LÖYTYYKÖ LIITO-ORAVAN ASUTTAMISTA KUUSIVALTAISISTA METSISTÄ MYÖS MUITA UHANALAISIA LAJEJA?

Eija Hurme<sup>\*</sup>, Mikko Mönkkönen<sup>a</sup>, Anna-Liisa Sippola<sup>b</sup>, Hanna Ylinen<sup>c</sup> ja Mikko Pentinsaari<sup>c</sup>

Luonnon monimuotoisuuden säilymistä heijastavien lajien elinkykyisyys alueella voi helpottaa käytännön metsäsuunnittelua. Metsäsuunnittelussa onkin jo kokemusta indikaattorilajien käytöstä ympäristön laadun mittarina, eli tietyt hyvin tunnetut lajit ilmentävät esimerkiksi lehtoa tai vanhaa metsää. Suoraan toisten lajien esiintymisestä kertovat lajit vaikuttavat silti olevan harvassa<sup>1</sup>.

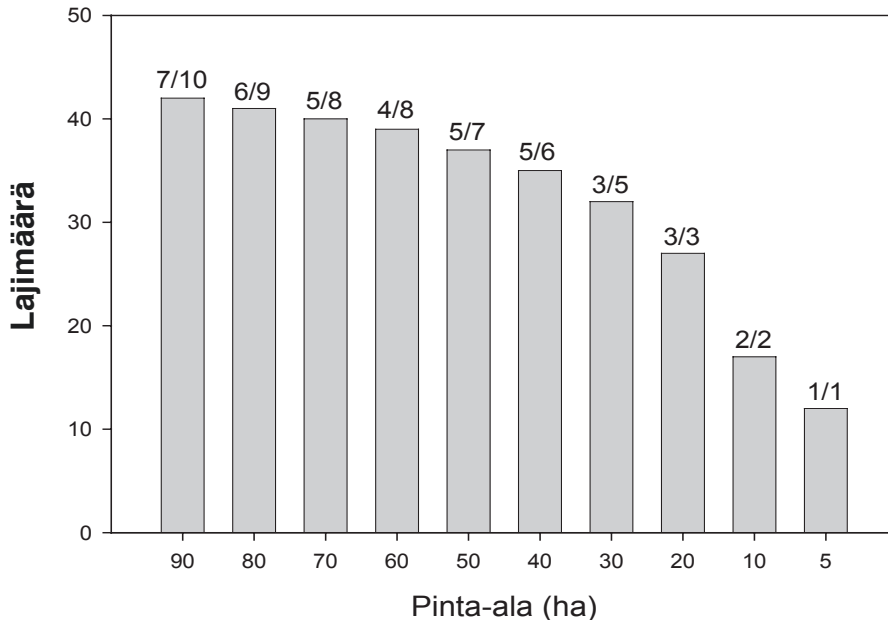
Sateenvarjolaji voidaan määritellä lajiksi, joka on yleisesti ottaen suhteellisen vaatelia elinympäristönsä laadun suhteen ja sen yksilöiden elinalueet ovat suuret<sup>1</sup>. Tällöin laajalle, tietynlaiselle elinalueelle sisältyisi samalla myös muiden lajien elinympäristöjä. Esimerkiksi Suomessa valkoselkätikka<sup>2</sup> ja metso<sup>3</sup> on ehdotettu sateenvarjolajeiksi. Tarkastelimme tässä tutkimuksessa liito-oravan mahdollista roolia luonnon monimuotoisuuden sateenvarjolajina<sup>2</sup>. Liito-oravan asuttamisessa varttuneissa kuusivaltaisissa sekametsissä<sup>4,5</sup> on usein muillekin eliöryhmille tärkeää kuollutta puustoa<sup>6</sup>. Yksilöiden elinpiirit ovat myös kooltaan useita hehtaareja<sup>4</sup>, ja ne sijaitsevat yhtenäisemmillä metsäalueilla<sup>3</sup>.

Testasimme ennustetta, jonka mukaan liito-oravan asuttamisessa metsissä asuu myös muita samankaltaista elinympäristöä tai sen osaa vaativia metsälajeja<sup>7</sup>. Valitsimme tutkimukseemme Koillismaalta 20 varttunutta kuusivaltaista metsäkuviota (yhteensä 162 ha), joista 12 oli liito-oravan asuttamia. Lajistosta keskityimme vain uhanalaisiin ja indikaattorilajeihin, jotka edustivat kovakuoriaisia, kääväkkäitä ja puun rungoilla kasvavia jäkäliä. Selvitimme jokaiselta metsäkuviolta kääväkäs- ja jäkälälajiston tutkimuslinjoja pitkin. Mittasimme tutkimuslinjojen osilta myös lahoppuuston ominaisuudet. Kovakuoriaisia pyydystimme noin puolen vuoden ajan puihin ja kääpien ympärille asetetuilla pyydyksillä, ja etsimme kovakuoriaisia sekä niiden toukkia tutkien kuolleet puut jokaiselta kuviolta.

Löysimme 20 metsäkuviolta yhteensä 42 uhanalaiseksi tai indikaattoriksi luokiteltua kääväkäs-, jäkälä- ja kovakuoriaislajia. Tulostemme mukaan liito-oravan asuttamalla metsäkuvioilla oli enemmän lahoppuustoa kuin asumattomilla kuviolla. Asutuilla kuviolla esiintyi enemmän kääpälajeja kuin asumattomilla kuviolla, mutta jäkälien ja kovakuoriaisten suhteen ero ei ollut selvästi havaittavissa. Selvitimme myös optimointianalyysillä, mikä on pienin kuvioyhdistelmä tai pinta-ala tutkimuksemme 20 kuvion joukossa, jolla saadaan kaikki lajit edustetuiksi oletetulle suojelualueelle. Jotta kaikki 42 lajia esiintyvät edes kerran, tarvitaan 10 kuviota, jotka kattavat noin 90 hehtaaria (kuva 1). Kun suojeluun käytettävissä oleva resurssi pienenee, lajimäärä laskee. Liito-oravan asuttamien kuvioiden osuus suojelluista kuviosta on sitä suurempi, mitä pienempi määrä kuviota suojellaan (kuva 1). Suojelusuunnittelussa liito-oravan esiintymistä voidaan mahdollisesti käyttää aluevalinnan kriteerinä silloin, kun käytettävissä olevat resurssit sallivat suojella vain pienen osan kohteista.

<sup>\*</sup> Biologian laitos, PL 3000, 90014 Oulun yliopisto, sähköposti: eija.hurme@oulu.fi

<sup>a</sup> Jyväskylän yliopisto, <sup>b</sup> Lapin yliopisto, <sup>c</sup> Oulun yliopisto



Kuva 1. Mitä suurempi alue metsää voidaan suojella (pylväät), sitä suurempi on alueella elävien uhanalaisten lajien määrä (pylvään korkeus). Kaikki tutkimuksessamme löydetty uhanalaiset lajit (42 kpl) esiintyivät kymmenen optimointianalyysillä valitun metsäkuvion eli 90 hehtaarin alueella. Liito-oravan asuttamien kuvioiden osuus suojelluista kuvioista on sitä suurempi, mitä pienemmästä kuviomäärästä on kyse (ks. luvut pylväiden päällä: liito-oravan asuttamat kuviot / suojellut kuviot).

Liito-oravan rooli sateenvarjolajina ei vaikuta Koillismaan seudulla niin vahvalta, että sen elinympäristöt ilman muuta kertoisivat myös toisten vaatelioiden lajien esiintymisestä. Liito-oravan esiintyminen voi kuitenkin antaa suuntaa varttuneiden, kuusivaltaisten metsien lajistosta, ja jossain määrin heijastaa uhanalaisten kääpien esiintymistä<sup>7</sup>. Tämän yhteyden merkitys korostuu metsäsuunnittelussa, mikäli suojelun piiriin on mahdollista ottaa vain pieni pinta-ala varttunutta kuusivaltaista metsää. Liito-oravan elinympäristöjen peruspiirteet ovat samankaltaiset koko Suomessa, joten sama yhteys voi olla löydettävissä myös muualta maastamme. Ehdotamme, että liito-oravaa voisi metson ohella pitää metsäisten maisemien ja kulkuyhteyksien mallilajina yhtenäisten elinympäristöverkostojen suunnittelussa: liito-orava voi osoittautua käyttökelpoiseksi metsäsuunnittelun työrukkaseksi hahmoteltaessa tulevaisuuden suuntia laajoille alueille.

## KIRJALLISUUS

- 1 Roberge, J.-M. & Angelstam, P. 2004. Usefulness of the umbrella species concept as a conservation tool. *Conservation Biology* 18: 76–85.
- 2 Martikainen, P., Kaila, L. & Haila, Y. 1998. Threatened beetles in white-backed woodpecker habitats. *Conservation Biology* 12: 293–301.
- 3 Pakkala, T., Pellikka, J. & Lindén, H. 2003. Capercaillie Tetrao urogallus – a good candidate for an umbrella species in taiga forests. *Wildlife Biology* 9: 309–316.
- 4 Hanski, I. K., Stevens, P., Ihalempiä, P. & Selonen, V. 2000. Home range size, movements, and nest-site use in the Siberian flying squirrel (*Pteromys volans*). *Journal of Mammalogy* 81: 798–809.

- <sup>5</sup> Mönkkönen, M., Reunanen, P., Nikula, A., Inkeröinen, J. & Forsman, J. 1997. Landscape characteristics associated with the occurrence of the flying squirrel *Pteromys volans* in old-growth forests of northern Finland. *Ecography* 20: 634–642.
- <sup>6</sup> Reunanen, P., Mönkkönen, M. & Nikula, A. 2002. Habitat requirements of the Siberian flying squirrel in northern Finland: comparing field survey and remote sensing data. *Annales Zoologici Fennici* 39: 7–20.
- <sup>7</sup> Hurme, E., Mönkkönen, M., Ylinen, H., Sippola, A.-L. & Pentinsaari, M. The role of the Siberian flying squirrel as an umbrella species in northern boreal forests. *Käsikirjoitus*.



## LIITO-ORAVALLE SOVELTUVIEN METSIEN ARVIOINTI TÄNÄÄN JA TULEVAISUUDESSA

Eija Hurme<sup>\*</sup>, Mikko Mönkkönen<sup>a</sup>, Mikko Kurttila<sup>b</sup>, Tero Heinonen<sup>c</sup>, Timo Pukkala<sup>c</sup>, Ari Nikula<sup>b</sup>, Vesa Nivala<sup>b</sup>, Pasi Reunanen<sup>d</sup>, Taru Heikkinen<sup>a</sup> ja Maarit Ukkola<sup>d</sup>

Alueellisen metsäsuunnittelun tavoitteisiin kuuluvat sekä luonnon monimuotoisuuden että metsätalouden säilyttäminen samoilla seuduilla. Talousmetsien käytön tärkein vaihe on metsäsuunnittelu, jossa useat erilaisetkin tavoitteet voidaan huomioida. Esimerkiksi lajin säilyminen alueella edellyttää elinkykyisten populaatioiden selviämistä ensisijaisesti sopivien elinympäristöjen riittävyuden ansiosta. Metsäisten elinympäristöjen säilyttäminen voi toisaalta vähentää metsätalouden tuloja. Tieto suunnittelussa huomioitavien lajien ekologiasta voi kuitenkin olla puutteellista tai hankalasti suoraan sovellettavissa, eikä suunnittelun käytäntökään aina ole kovin joustava.

Yksinkertaistimme asetelmaa tarkastelemalla luonnon monimuotoisuutta vain yhden lajin näkökulmasta. Valitsimme esimerkkilajiksi liito-oravan, jonka elintavoista ja -alueista on olemassa jo melko paljon tietoa<sup>1,2,3</sup>. Tavoitteemme oli selvittää liito-oravan suosimien elinympäristöjen eli varttuneiden kuusivaltaisten sekametsien esiintymisen arvioimista tänä päivänä laajoilla alueilla<sup>4</sup>, ja tarkastella seuraavien 60 vuoden ajalle suunniteltujen erilaisten metsänkäsittelytoimenpiteiden vaikutuksia niihin<sup>5</sup>.

Lähestyimme ongelmaa yhteistyössä Metsähallituksen kanssa pohtimalla metsäkuviotietojen käyttökelpoisuutta elinympäristöjen arvioimiseen ja paikannukseen<sup>4</sup>. Metsäkuviotietojärjestelmässä metsiköt pyritään rajaamaan mahdollisimman tasalaatuisiksi kuvioiksi muun muassa kasvupaikan, puuston iän ja puulajien esiintymisen mukaan. Kuvion keskimääräinen koko tutkimusalueellamme Koillismaalla vastaa liito-oravanaaraan elinpiirin keskimääräistä kokoa, noin kahdeksaa hehtaaria<sup>1</sup>. Tällöin ekologinen tieto eli liito-oravan esiintyminen on suoraan liitettävissä metsäkuvioille.

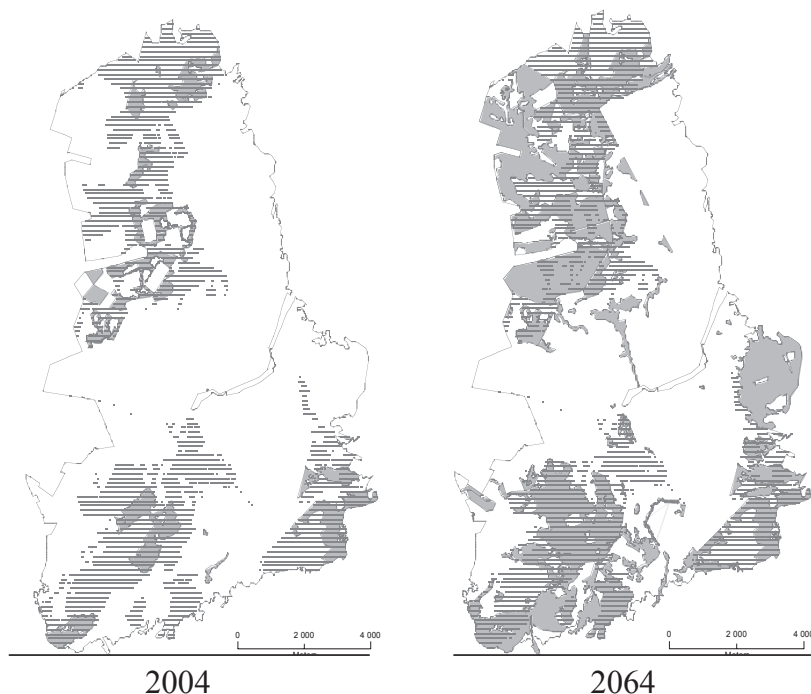
Havaitsimme, että lajin suosimia metsiä luonnehtivat peruspiirteet<sup>1,2,3</sup> löytyivät myös metsäkuviotiedoista<sup>4</sup>. Tutkimusalueellamme Koillismaalla asutut kuviot olivat pääasiassa kooltaan suurempia, ja niissä oli suurempi kuusen sekä lehtipuiden tilavuus kuin asumattomissa kuvioissa. Lisäksi asuttujen kuvioiden lähistöllä sijaitisi enemmän toisia sopivia metsäkuvioita. Rakensimme kuviotietojen perusteella neljä erilaista tilastollista mallia, joiden avulla ennustimme liito-oravan esiintymistä. Lajin esiintyminen kuvioilla voitiin ennustaa noin 70 % tarkkuudella. Testasimme mallien käyttökelpoisuutta Koillismaalla ja Kainuussa, ja havaitsimme niiden olevan tietyin varauksin sovellettavissa myös tutkimusalueen lähiseuduilla<sup>4</sup>.

Selvitimme myös sopivan elinympäristön mahdollista määrää ja sijoittumista tulevaisuudessa tarkastelemalla, miten erilainen metsien käyttö vaikuttaa liito-oravan elinympäristöön. Käytimme tähän Monsu-metsäsuunnitteluohjelmistoa<sup>6</sup>, jonka avulla voidaan simuloida metsiköiden puuston tulevaa kehitystä ja käsittelyjä. Ohjelmisto

<sup>\*</sup> Biologian laitos, PL 3000, 90014 Oulun yliopisto, sähköposti: eija.hurme@oulu.fi

<sup>a</sup> Jyväskylän yliopisto, <sup>b</sup> Metsäntutkimuslaitos, <sup>c</sup> Joensuun yliopisto, <sup>d</sup> Oulun yliopisto





Kuva 1. Jos ainoa alueellinen tavoite on maksimoida liito-oravalle sopivien varttuneiden kuusivaltaisten sekametsien (harmaana kartalla) määrää, metsäsuunnittelun laskelmien mukaan niiden määrä voi kolminkertaistua 60 vuoden aikana tällä 10 000 hehtaarin tutkimusalueella. Viivoitetuilla alueilla ei tehty hakkuita lainkaan.

sisältää laajan joukon optimointimenetelmiä, joiden avulla voidaan tuottaa alueen käytölle asetettujen tavoitteiden näkökulmasta tehokkaita metsäsuunnitelmaehdokkaita. Eri suunnitelmia voidaan näin ollen vertailla keskenään.

Suunnittelu tehtiin noin 10 000 hehtaarin alueelle Koillismaalla. Metsäkuvioiden käsittelyvaihtoehtoja olivat esimerkiksi harvennus ja päätehakkuu. Osalla kuvioista oli käyttörajoituksia eikä niitä hakattu lainkaan. Määrittelimme seuraavan 60 vuoden ajalle vaihtoehtoisia suunnitelmia, jotka poikkesivat toisistaan ekologisten ja taloudellisten tavoitteiden suhteen. Kussakin suunnitelmassa oli vain ekologisista, vain taloudellisista, tai todellisuutta paremmin vastaavasti molempia tavoitteita. Ekologisena tavoitteena oli maksimoida liito-oravan elinympäristön määrää alueella. Tämän tavoitteen toteutumisen arvioimiseen käytimme tutkimuksen alkuvaiheessa rakennettua ennustavaa mallia, jonka avulla kullekin kuviolle eri suunnitelmavaihtoehdossa laskettiin lajin esiintymisen todennäköisyys kuvion tunnusten (pinta-ala, kuusen ja koivun tilavuudet) sekä kuvion ympäristön laadun (sopivan elinympäristön määrä 500 m säteellä) perusteella<sup>4</sup>. Yli 50 % esiintymisen todennäköisyys tarkoitti lajille sopivaa metsää. Taloudellisena tavoitteena maksimoitiin hakkuumäärää kuutiometreinä.

Tulosten perusteella liito-oravan elinympäristöjen laatua ja sijoittumista laajalla alueella on mahdollista arvioida tänä päivänä<sup>4</sup>, ja se on mahdollista myös vuosikymmenien pituiselle ajanjaksolle<sup>5</sup>. Jokaisessa suunnitelmassa liito-oravalle sopivien metsien määrä



kasvoi tutkimusjakson aikana (kuva 1), ja uudet metsiköt sijoituivat lähelle jo olemassa olevia hyviä metsiköitä eli elinympäristöt muodostivat yhtenäisempiä kokonaisuuksia. Suunnitelmien vertailun keskeinen johtopäätös on se, että ekologiset tavoitteet, eli tässä tutkimuksessa liito-oravan elinkyvyn turvaaminen, eivät välttämättä johda hakkuumäärien vähentämiseen. Tulosten mukaan aluetason metsäsuunnittelussa kannattaa huomioida useita erilaisia tavoitteita samanaikaisesti. On edelleen hyvä muistaa, että laskennallisten menetelmien ja 60 vuoden aikajänteen vuoksi lähestymistapaamme sisältyy epävarmuustekijöitä. Tehtyjä suunnitelmia voidaan silti pitää suuntaa-antavina hahmotelmina, ja siten tulevaisuuden suunnittelun ja päätöksenteon tukena.

## KIRJALLISUUS

- <sup>1</sup> Hanski, I. K., Stevens, P., Ihalempiä, P. & Selonen, V. 2000. Home range size, movements, and nest-site use in the Siberian flying squirrel (*Pteromys volans*). *Journal of Mammalogy* 81: 798–809.
- <sup>2</sup> Mönkkönen, M., Reunanen, P., Nikula, A., Inkeröinen, J. & Forsman, J. 1997. Landscape characteristics associated with the occurrence of the flying squirrel *Pteromys volans* in old-growth forests of northern Finland. *Ecography* 20: 634–642.
- <sup>3</sup> Reunanen, P., Nikula, A., Mönkkönen, M., Hurme, E. & Nivala, V. 2002. Predicting occupancy for the Siberian flying squirrel in old-growth forests. *Ecological Applications* 12(4): 1188–1198.
- <sup>4</sup> Hurme, E., Mönkkönen, M., Nikula, A., Nivala, V., Reunanen, P., Heikkinen, T. & Ukkola, M. 2005. Building and evaluating predictive occupancy models for the Siberian flying squirrel using forest planning data. *Forest Ecology and Management*: 216: 241–256.
- <sup>5</sup> Hurme, E., Kurttila, M., Mönkkönen, M., Heinonen, T. & Pukkala, T. 2006. Maintenance of flying squirrel habitat and timber harvest: a species-specific spatial model in forest planning calculations. *Landscape Ecology*, (painossa).
- <sup>6</sup> Pukkala, T. 2004. Monikäytön suunnitteluohjelma Monsu. Ohjelmiston toiminta ja käyttö. Joensuun yliopisto, Metsätieteellinen tiedekunta. 72 s.

# TALOUSMETSIEN KULOTUKSIEN, SÄÄSTÖPUIDEN JA SUOJELUALUEIDEN ENNALLISTAMISPOLTTOJEN VAIKUTUKSET LAHOPUISTA RIIPPUVAISIIN KOVAKUORIAISIIN

Esko Hyvärinen\*, Jari Kouki<sup>a</sup> ja Petri Martikainen<sup>a</sup>

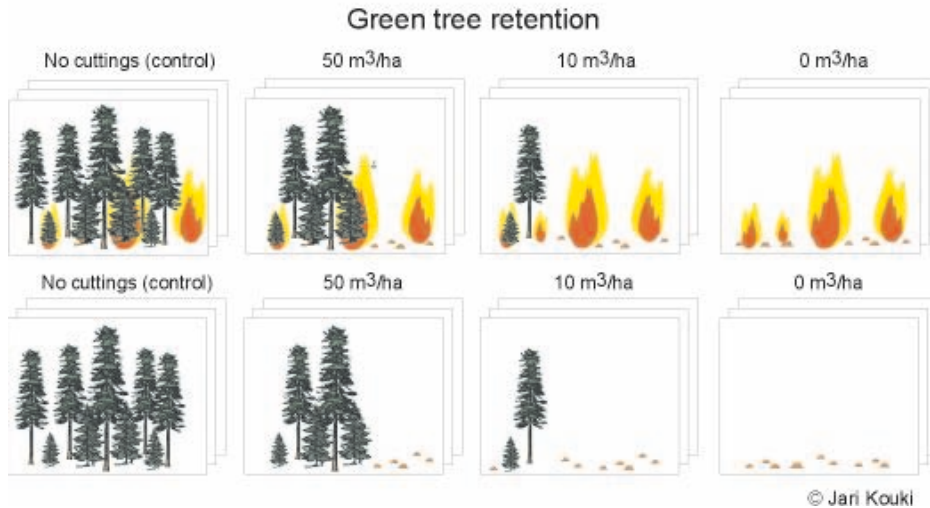
Lahopuusta riippuvaiset eli saproksyyliit lajit ovat voimakkaasti kärsineet tehometsätalouden aiheuttamista muutoksista metsien rakenteessa sekä maisema- että metsikötasolla. Monet näistä lajeista voisivat menestyä suojelualueiden ohella myös talousmetsissä, jos lajikohtaiset lahopuun määrälliset ja laadulliset vaatimukset täyttyisivät. Säästöpuumäärien nostamista ja kulotuksen lisäämistä on ehdotettu mahdollisina keinoina parantaa talousmetsien laatua ekologisesti kestävänsä metsätalouden periaatteen mukaisesti. Näiden keinojen käytön vaikutukset metsien eliöyhteisöihin tunnetaan kuitenkin puutteellisesti.

Säästöpuumäärien ja polton vaikutuksia kovakuoriaislajiin tutkittiin laajassa maastokoeasetelmassa Lieksan ja Ilomantsin alueella<sup>1</sup>. Kokeeseen kuului 24 mäntyvaltaista pääosin metsätalousalueilla sijaitsevaa 3-5 hehtaarin koelaa. Talvella 2000–2001 koelaloilla tehtiin hakkuukäsittelyt, joissa säästöpuita jätettiin 0, 10 tai 50 m<sup>3</sup> hehtaarille, kuudella koelalla puustoa ei käsitelty (kuva 1). Kaksitoista koelaa poltettiin 27.–28. kesäkuuta 2001, joten jokaista käsittelyparia toistettiin kolme kertaa. Kovakuoriaisnäytteitä kerättiin koelaloilta käsittelyjä edeltävänä kesänä sekä kahtena käsittelyjen jälkeisenä kesänä kattaen lähes koko kasvukauden. Näytteenotto toteutettiin vapaasti roikkuvilla ikkunapyydyksillä, joita sijoitettiin jokaiselle koelalle kymmenen kappaletta<sup>2</sup>. Kovakuoriaismateriaalia kertyi 153 449 yksilöä, jotka kuuluivat 1 160 lajiin. Analyysensä varten lajit luokiteltiin ekologisiin ryhmiin, joista tämän tutkimuksen kannalta keskeisin ryhmä on saproksyyliit eli lahopuusta riippuvaiset lajit. Näiden osuus aineistosta oli 68 307 yksilöä ja 402 lajia. Uhanalaisia ja silmälläpidettäviä lajeja oli 36 (1 442 yksilöä) sekä muuten harvinaisia 48 (665 yksilöä).

Hakkuu- ja polttokäsittelyt vaikuttivat voimakkaasti kovakuoriaisyhteisöihin sekä välittömästi käsittelyjen jälkeen<sup>3</sup> (kuva 2) että pidemmällä aikavälillä kahtena polttojen jälkeisenä kesänä<sup>4</sup>. Käsittelyillä oli positiivinen vaikutus saproksyylien lajien määrään, mutta käsittelyn intensiteetin kasvu voimisti muutosta lajiston koostumuksessa<sup>3</sup>. Korkeammat säästöpuumäärät säilyttivät yhteisöt lähempänä alkuperäisiä kuin pienet säästöpuumäärät ja poltto lisäsi lajiston vaihtumista merkittävästi. Poltolla oli positiivinen vaikutus uhanalaisten, silmälläpidettävien ja harvinaisten lajien määrään jo heti ensimmäisen kuukauden aikana polttojen jälkeen<sup>3</sup> ja pidemmällä aikavälillä polton lisäksi myös säästöpuumäärän vaikutus poltetuilla alueilla voimistui<sup>4</sup>. Metsäpaloista riippuvaisten lajien (esim. *Sphaeriestes stockmanni*, palojahkiainen) yksilömäärät

\* Joensuun yliopisto, Metsätieteellinen tiedekunta, PL 111 80101 Joensuu, sähköposti: esko.hyvarinen@joensuu.fi

<sup>a</sup> Joensuun yliopisto

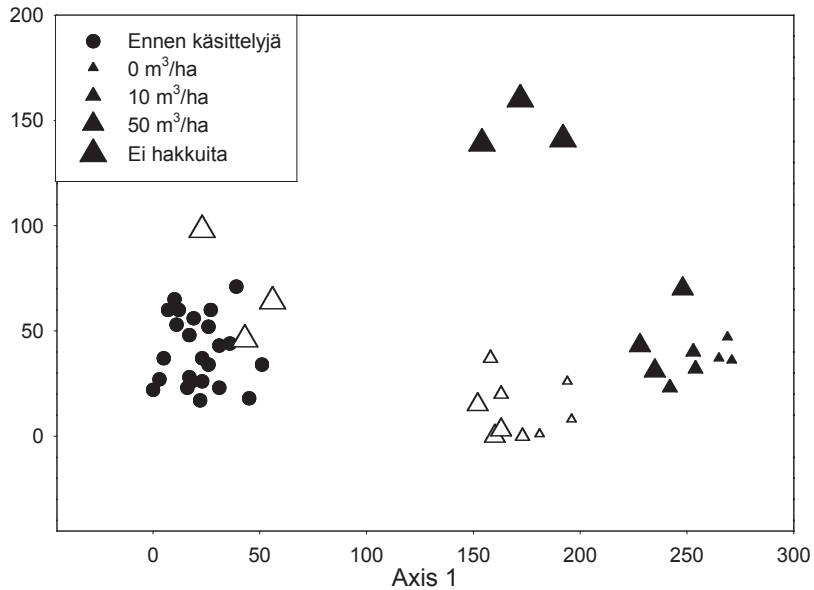


Kuva 1. Koeasetelma.

olivat huomattavasti korkeammat poltetuilla kuin polttamattomilla aloilla, mutta erot lajimäärissä eivät riippuneet näistä lajeista, koska niitä havaittiin pieninä yksilömäärinä myös polttamattomilta kohteilta<sup>3, 4</sup>. Polttamattomilla koealoilla uhanalaisten, silmälläpidettävien ja harvinaisten lajien määrä kääntyi laskuun toisena polton jälkeisenä vuonna kun taas poltetuilla aloilla lajimäärä edelleen kasvoi<sup>4</sup>. Lajimäärän kasvu oli suurin poltetuissa pystymetsissä. Toisena käsittelyjen jälkeisenä vuonna poltetuilla aloilla tavattiin keskimäärin noin neljä uhanalaista, silmälläpidettävää tai harvinaista lajia enemmän kuin polttamattomilla aloilla, ensimmäisenä vuonna ero oli noin kaksi lajia.

Tulokset osoittavat, että lahoppuusta riippuvaisten kovakuoriaislajien elinoloja voidaan merkittävästi parantaa talousmetsissä kasvattamalla säästöpuumääriä ja lisäämällä kulotusta säästöpuukohteilla. Myös uhanalaiset lajit löytävät erityisesti poltetuille alueille tehokkaasti ja säästetyt resurssit ovat näillä kohteilla heti lajiston hyödynnettävissä. Polttamattomilla alueilla säästöpuut säilyvät elossa pidempään ja tarjoavat resursseja saproksyyeille lajeille vasta myöhemmin puiden kuollessa eri syistä. Metsäpalot ovat boreaalisten havumetsien luontainen ja keskeinen häiriötekijä, josta hyötty suuri määrä lajeja, myös muita kuin metsäpaloista tiukasti riippuvaisia. Vaikka polttaminen aiheutti voimakkaan muutoksen lajijyhteisössä, ovat sen positiiviset vaikutukset talousmetsissä paljon suuremmat kuin tavalliseen lajistoon kohdistuvat ohimenevät haitat. Yleisesti metsissä esiintyvä lajisto asuttaa kohteet uudelleen nopeasti. Suojelualueilla, missä lajistollisia arvoja on enemmän, tulee polttamalla ennallistettävien alueiden valinnassa käyttää enemmän harkintaa. Erityisesti lähellä leviämislähteitä, kuten suojelualueita, säästöpuumääriä tulisi nykyisestä merkittävästi nostaa ja kulotusta lisätä. Näin metsätalousalueilla voitaisiin helposti tukea lajiston säilymistä metsämaisemassa ja erityisesti paahteisilla alueilla viihtyvät lahoppuusta riippuvaiset lajit saisivat lisää resursseja.

Nämä tutkimukset eivät ole saaneet rahoitusta MOSSE-tutkimusohjelmasta.



Kuva 2. Lahopuusta riippuvaisten kovakuoriaisyhteisöjen DCA-oordinaatio. Mustat kolmiot edustavat poltettujen ja valkoiset polttamattomien koealojen yhteisöjä käsittelyjen jälkeen.

## KIRJALLISUUS

- <sup>1</sup> [www-sivusto]. Saatavissa: [http://joyx.joensuu.fi/~jkouki/project\\_fire.htm](http://joyx.joensuu.fi/~jkouki/project_fire.htm). [Viitattu 2006].
- <sup>2</sup> Hyvärinen, E., Kouki, J. & Martikainen, P. 2006. A comparison of three trapping methods used to survey forest-dwelling beetles (Coleoptera). *European Journal of Entomology* 103: 397–407.
- <sup>3</sup> Hyvärinen, E., Kouki, J., Martikainen, P. & Lappalainen, H. 2005. Short-term effects of controlled burning and green-tree retention on beetle (Coleoptera) assemblages in managed boreal forests. *Forest Ecology and Management* 212: 315–332.
- <sup>4</sup> Hyvärinen, E., Kouki, J. & Martikainen, P. Fire and tree retention in conservation of red-listed and rare dead-wood dependent beetles in boreal forests. *Conservation Biology*, (painossa).

# METSIEN SUOJELUN LISÄÄMISEN TALOUDELLISIA VAIKUTUKSIA METSÄTEOLLISUUTEEN JA RAAKAPUUMARKKINOILLE

Riitta Hänninen<sup>a</sup> ja Maarit Kallio\*

Tutkimuksessa<sup>1</sup> tavoitteena oli analysoida, mitä vaikutuksia mahdollisella Etelä-Suomen metsien suojelun lisäämisellä olisi kotimaan metsäteollisuudelle ja puumarkkinoille. Suojelua tutkittiin eri vaihtoehtoilla olettaen, että 0 %, 0,5 %, 1 %, ..., 5 % Etelä-Suomen (Suomi pois lukien Lapin, Kainuun ja Pohjois-Pohjanmaan metsäkeskusten alueet) metsämaasta siirtyisi pois talouskäytöstä vuonna 2009. Suojeltavat hehtaarit kohdennettiin uudistuskypsyihin yksityismetsiin, joissa pääosan arvokkaimmista biotoopeista oletettiin esiintyvän. Suojelun oletettiin tapahtuvan kaikkien metsäkeskusten alueilla samassa suhteessa.

## Menetelmä ja oletukset

Tutkimusmenetelmänä on skenaarioanalyysi. Nykyistä tilannetta kuvataan perusskenaariolla ja skenaarioita, joissa suojelua lisätään, verrataan perusskenaarioon. Skenaariot luotiin metsäsektorin toimintaa simuloivan, talousteoriaan pohjautuvan alueellisen SF-GTM metsäsektorimallin<sup>2</sup> päivitetyllä versiolla. Skenaarioanalyysia on käytetty aiemmin mm. Bolkesjøn ym.<sup>3</sup>, Mäki-Hakolan<sup>4</sup> ja Kallion ym.<sup>5</sup> metsien suojelua koskevissa tutkimuksissa.

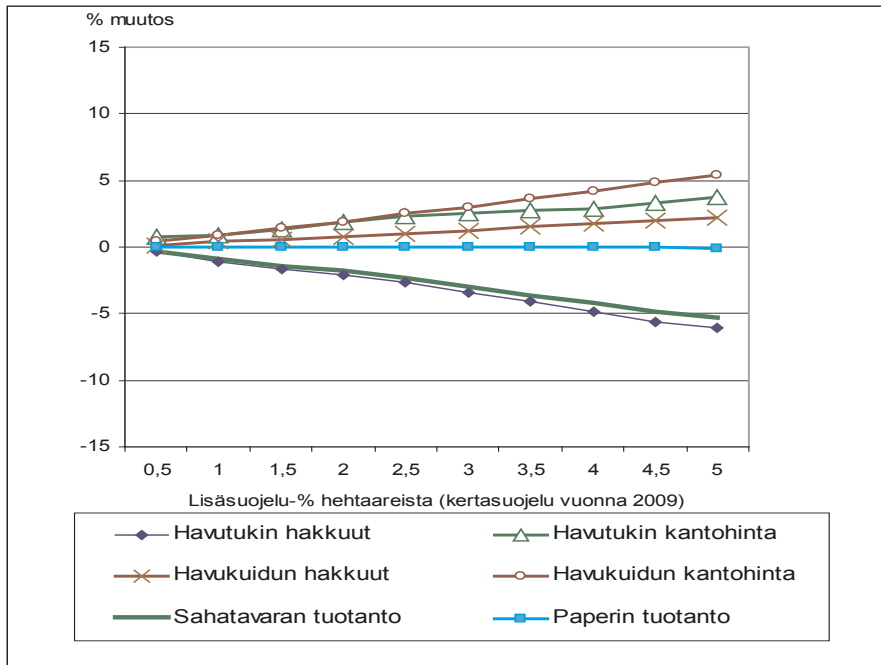
SF-GTM -mallissa yhdistyy metsäteollisuuden lopputuotteiden kysyntä ja tuotanto, puuntarjonta sekä metsävaranto. Metsävaranto muuttuu hakkuiden ja metsien kasvun seurauksena. Alueiden välillä käydään metsäsektorin hyödykkeiden kauppaa, mm. raakapuun kauppaa, eri metsäkeskusten välillä. Metsäkeskusten metsäteollisuustuotanto on eritelty tuotteittain ja tehtaittain ja metsätaloudesta tulevat tuotantopanokset puutavaralajeittain. Metsäteollisuuden ja metsänomistajien oletetaan maksimoivan voittoaan markkinoilla, joilla vallitsee täydellinen kilpailu.

Skenaariolaskelmat ovat ehdollisia mallin sisältämille monille oletuksille, joista seuraavassa mainitaan vain keskeisimpiä. Raakapuun tarjonnan oletettiin olevan hinnan suhteen yksikköjoustavaa, jolloin esimerkiksi puun hinnan 5 % nousu nostaisi puun tarjontaa 5 % muiden tekijöiden pysyessä muuttumattomina. Puun tarjonnan joustoksi puuvarojen suhteen oletettiin 0,5, joten tarjonta muuttuu metsävarojen muutosta vähemmän. Alle ykkösen olevaa varantojoustoa voidaan perustella sillä, että todennäköisesti ainakin osa metsänomistajista jättää metsiään osittain hakkaamatta niiden ympäristö- tai muiden arvojen vuoksi.

Raakapuun tuonti vaikuttaa olennaisesti laskelmiin suojelun vaikutuksista. Puun tuonnin oletettiin laskevan noin 15 miljoonaan kuutiometriin vuoteen 2008 mennessä ja jäävän

<sup>a</sup>Metsäntutkimuslaitos, Unioninkatu 40A, 00170 Helsinki, sähköposti: maarit.kallio@metla.fi

\* Metsäntutkimuslaitos



Kuva 1. Lisäsuojelun aiheuttamat muutokset (%) perusuraan suojeluprosenteittain vuonna 2015.

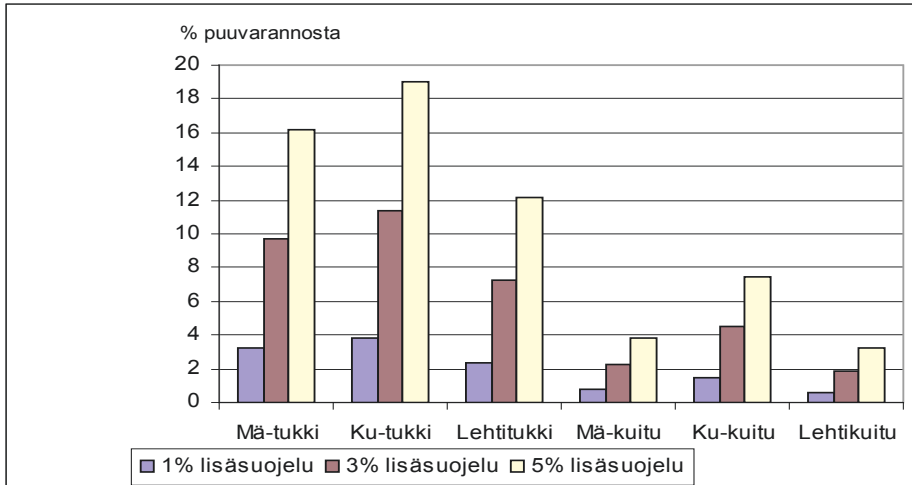
tälle tasolle. Laskun oletettiin kohdistuvan pyöreään puuhun. Hakkeen tuonnin oletettiin kasvavan noin viidenneksellä vuodesta 2005 Venäjälle tehtyjen sahaiinvestointien tuottaessa haketta myös Suomeen.

### Suojeluskenaariot

Metsien lisäsuojelun vaikutuksia metsäteollisuuden tuotantoon, hakkuisiin ja puun hintoihin vuonna 2015 (6 vuotta suojelun toteuttamisen jälkeen) on esitetty kuvassa 1 metsämaan eri suojeluprosenteille. Kuva 2 antaa käsityksen siitä, millaista puuston volyymia oletettu hehtaareiden suojelu vastaa, kun Etelä-Suomen metsähehtaareista suojellaan 1 %, 3 % tai 5 %. Muunnoksessa on käytetty uudistuskypsiens metsien keskitiheyttä ( $m^3/ha$ ) ja puutavaralajirakennetta Etelä-Suomen metsäkeskusten alueella VMI9:n mukaan. Kuvan 2 vertailussa on otettava huomioon, että VMI9:n jälkeen keskitiheys ja puuston rakenne on voinut muuttua paljonkin.

Kaikissa suojeluvaihtoehdoissa raakapuun hinnat ovat perustilannetta korkeampia (kuva 1). Nousun syynä on suojelun aiheuttama puun tarjonnan pieneneminen. Tukin hakkuut vähenevät suojelun lisääntyessä, mutta kuitupuuta hakataan jonkin verran enemmän, kun kotimaisen sahatavaran tarjonta vähenee sahatavaran tuotannon vähentyessä. Kuitupuuvarojen runsaus jarruttaa jonkin verran kuitupuun kantohinnan nousua.

Metsäteollisuudessa suojelun aiheuttama raakapuun hintojen nousu nostaa tuotantokustannuksia. Sahateollisuudessa raakapuu on merkittävä kustannuserä, joten sinne kohdis-



Kuva 2. Suojeluun siirtyvän puuston osuus koko maan vuoden 2005 puuvarannosta (pl. yhtiöiden metsät), kun 1 % 3 % tai 5 % Etelä-Suomen metsämaasta suojellaan ja suojelu kohdennetaan uudistuskypsiin metsiin (laskettu VMI9:n perusteella).

tuvat myös suurimmat vaikutukset. Sahatavaran tuotanto alenee 5 % lisäsuojelun tapauksessa noin 5 % perusuraan verrattuna vuonna 2015. Paperiteollisuudessa puun hinnan osuus kustannuksista on pienempi, eikä tuotanto muutu. Kustannusten nousu heikentää kuitenkin alan kannattavuutta ja siten myös mahdollisuuksia investointeihin, mikä voi johtaa pitemmällä aikavälillä tuotannon supistumiseen.

### Johdopäätöksiä

Suojelun lisääntyminen nostaa hieman sahatukin ja kuitupuun hintoja. Kun hakkuut eivät supistu samassa suhteessa, tämä lisää suojelun ulkopuolelle jäävien metsänomistajien tuloja. Suojelukorvausten avulla taas kompensoidaan hakkuutulojen menetykset niille metsänomistajille, joiden metsiä suojellaan. Sen sijaan metsäteollisuudelle suojelun lisääntyminen lisää kustannuksia, kun kantohinnat nousevat. Sahateollisuudelle kustannusvaikutukset ovat suhteellisesti paperiteollisuutta suuremmat.

Lisäsuojelun kohdistaminen alueellisesti, omistajaryhmittäin ja metsätyypeittäin toisella tavalla vaikuttaisi tuloksiin. Suojelu kohdennettiin tässä tarkastelussa uudistuskypsiin yksityismetsiin, mikä antaa useimmilla oletuksilla suurimmat taloudelliset vaikutukset. Käytännössä ekologisesti arvokkaimmat elinympäristöt eivät välttämättä ole runsaspuustoisimpia ja metsätaloudellisessa mielessä arvokkaimpia. Tähän viittaa myös *Vainikaisen ja Luquen (T72)* tuottama aineisto metsäkeskuksittaisista avainbiotoopeista, jota tullaan tarkastelemaan jatkotutkimuksessa. Tutkimuksen tulokset viittaavatkin siihen, että varsinkaan pienimuotoisella metsien suojelun lisäämisellä ei liene Suomen metsäsektorille valtakunnan tasolla kovin huomattavia vaikutuksia verrattuna siihen, mitä muut toimintaympäristön muutokset aiheuttavat. Paikalliset vaikutukset aluetalouteen voivat olla merkittävämpiä metsäsektorista riippuvaisimmilla alueilla.



## KIRJALLISUUS

- <sup>1</sup> Hänninen, R. & Kallio A. M. I. 2006. Economic impacts on the forest sector of increasing forest biodiversity conservation in Finland. Käsikirjoitus. 31 p.
- <sup>2</sup> Ronnila, M. 1995. Medium-term scenarios for the Finnish pulp and paper industry. International Institute of Applied Systems Analysis. IIASA WP-95-38. Laxenburg. 104 s.
- <sup>3</sup> Bolkesjø, T. F., Trømborg, E. & Solberg, B. 2005. Increasing Forest Conservation in Norway: Consequences for Timber and Forest Products Markets. *Environmental & Resource Economics* 31(1):95-115.
- <sup>4</sup> Mäki-Hakola, M. 2004. Metsien suojelun vaikutukset puumarkkinoilla – Mallitarkastelu. Pellervon taloudellisen tutkimuslaitoksen työpapereita n:o 73. 52 s. ISBN 952-5299-86-4.
- <sup>5</sup> Kallio, A.M.I., Moiseyev, A. & Solberg, B. 2006. Economic impacts of increased forest conservation in Europe: A forest sector model analysis. *Environmental Science and Policy* 9(2006):457–465.

## MITTAKAAVA METSÄTALouden KESTÄVYYDEN MÄÄRITTELYSSÄ

Ari Jokinen\*

Tutkimuksessa<sup>1</sup> tarkastellaan yksityismetsätaloutta ja sen vertailukohteena rantojen käyttöä lomarakentamiseen. Tavoitteena on analysoida, kuinka sosiaaliset ja ekologiset prosessit suhteutuvat toisiinsa luonnonvarojen käytössä yksityismailla, kun otetaan huomioon instituutioiden historiallinen kehitys ja kulttuuriset erityispiirteet. Perustana ovat Pirkanmaalla tehdyt tapaustutkimukset. Niissä on tutkittu metsien ja rantojen käytön ohjausta, metsänomistajien ja mökkiasukkaiden harjoittamia luonnonhoidon käytäntöjä sekä metsissä ja rannoilla tapahtuneita historiallis-ekologisia muutoksia. Myös luonnonvarapolitiikan muotoilu on tarkastelussa mukana. Tulosten perusteella paikallinen ja alueellinen mittakaava ovat varsin tärkeitä, kun määritellään metsätalouden sosiaalista ja ekologista kestävyttä. Mitä mittakaavan valinta tarkoittaa, on kuitenkin odotettua mutkikkaampi kysymys. Tulee näkyviin kaksi erilaista näkökulmaa, joiden välillä kestävyden arviointiperusteet poikkeavat toisistaan.

**Kestävyys vähittäisenä paranteluna.** Puuntuotannon perusrakenne noudattaa hyvin vahvasti lineaarisuutta. Kysymys on laaja-alaisesta, sadan viime vuoden aikana kehittyneestä hallintaperiaatteesta, jossa puuntuotannon tavoitteet on suoraviivaistettu ja yhdenmukaistettu kansantalouden kirjanpidosta alaspäin jokaiseen maakuntaan, metsätilaan ja niiden sisällä jokaiseen puuntuotannon pienimpään hallintayksikköön, metsikkökuvioon. Tämä perustuu taloudelliseen optimointiin ja metsien käytön keskitettyyn hallintaan. Metsätalouden viimeaikaiset ekologiset ja sosiaaliset uudistukset on voitu viedä nopeasti ja yhdenmukaisesti täytäntöön, kun ne on liitetty täydennyksinä tähän perusrakenteeseen.

Perusrakenne sisältää kolme merkittävää ominaisuutta. Metsät on muutettu päätehakkuiden avulla uudistettaviksi metsikkökuvioiksi, selvimmin 1950-luvulta alkaen. Tämä on ollut ratkaiseva muutos, sillä se mahdollistaa puuntuotannon nykyisen teknologian. Toiseksi, samaan aikaan ovat kehittyneet metsätalouden laajat luokittelujärjestelmät standardeineen. Sellaisia ovat vaikkapa metsätyypit, puuston kehitysluokat ja suojelubiologiset kriteerit, ja ne vaikuttavat metsikkökuvioiden välityksellä kuten muutkin metsätalouden toiminnot. Kolmanneksi politiikan muotoilu, päätöksenteko ja ohjaus perustuvat olennaisilta osiltaan tieteelliseen tietoon ja asiantuntijoiden valtaan.

Historiallisen kehityksensä seurauksena metsätalouden teknologinen järjestelmä sisältää voimakkaita polkuriippuvuuksia. Siitä aiheutuu erityinen haaste kestävyden tavoittelulle. Ilman radikaaleja parannuksia (systeemi-innovaatioita) metsätalouden sosiaalisen ja ekologisen kestävyden lisääminen saattaa jäädä näennäiseksi perustuessaan vain vanhojen käytäntöjen vähittäiseen paranteluun. Ongelma näkyy alueellisissa metsäohjelmissä. Niissä monet valtakunnalliset tavoitteet ja uudistukset on sovitettu maakunnallisiksi ilman että mittakaavalla olisi suurta merkitystä maakunnallisen erityislaadun esiintuojana. Tämä johtuu lineaarisesta hallintaperiaatteesta – mittakaavan

\* Pirkanmaan ympäristökeskus, PL 297, 33101 Tampere / Tampereen yliopisto, yhdyskuntatieteiden laitos, sähköposti: ari.jokinen@ymparisto.fi

muutokset tarkoittavat vain sarjaa erilaisia suurennussuhteita ja kertoimia. Alueellisesta tehdään valtakunnallisen lähes yhdenmukainen pienennös; kansantalouden etu samastetaan metsänomistajan eduksi; virkistyskäyttö yhtenäistetään numerosarjoiksi. Sama havainnollistuu metsien rakenteessa: kun ryhdytään loitontumaan yksittäisestä metsikkökuvioista, rinnakkaisten kuvioiden eri kehitysluokat tuovat aluksi vaihtelua, mutta hyvin nopeasti saavutetaan mittakaava, jossa metsämaiseman rakenne alkaa loputtomiin toistaa itseään.

**Kestävyys sosioekologisina prosesseina.** Edellä kuvattu hallintatapa peittää näkyvistä sen, että epälineaarisuus on sosiaalisten ja ekologisten ilmiöiden vallitseva piirre.<sup>2</sup> Esimerkiksi metsänomistajan läheinen suhde hoitamaansa metsään tuottaa vuorovaikutuksia, joissa ekologinen (puunkasvu ym.) ja sosiaalinen elementti (hoitorutiinit ja niiden kulttuurinen dynamiikka) menevät sisäkkäin, rakentavat toisiaan ja tuottavat omaleimaisia yhdistelmiä. Näitä käytäntöjä syntyy ”paikallisten metsäkulttuurien” piirissä. Vastaavasti kesämökkiläisten ohjaamattomat luonnonhoidon rutiinit tuottavat kertaantuessaan säännönmukaisuuksia, joilla on alueellisesti sekä biodiversiteettiä vahvistavia että heikentäviä seurauksia riippuen yhdysvaikutuksista muihin, eri vaiheissa kehittyneisiin luonnonkäytön kulttuurisiin tapoihin. Metsätalouden ja rantojen rakentamisen rinnakkainen kehitys ja niiden toisiaan vahvistavat syklit ovat puolestaan tuottaneet luontoa muuttavia yhteisvaikutuksia mittakaavoissa, jotka eivät noudattele kummarkaan politiikan alan ennakoimia ulottuvuuksia tai hallintorajoja. Taloudelliset tekijät ovat keskeisesti mukana kaikissa edellä mainituissa ilmiöissä, mutta toiminnan perustana olevat rationaalisuuden logiikat ovat usein kokonaan toisenlaiset kuin taloustieteen oletuksissa.

Sosiaaliset, ekologiset ja kulttuuriset prosessit solmiutuvat siis toisiinsa ja tuottavat oman mittakaavansa. Tämä on olennaista – mittakaava ei ole olemassa ennalta, vaan se syntyy historiallisesti kehittyvien prosessien tuottamana. Tällöin metsänomistajien monenkirjaisuus saattaaakin yllättäen olla tuottoisa voimavara metsätaloudessa. Näin syntyy myös alueellisuus. Se voi joidenkin ilmiöiden kohdalla olla sama kuin talouden, hallinnon ja politiikan määrittelemä totunnainen kokonaisuus, vaikkapa maakunta, mutta monessa tapauksessa rajaus piiryy yllätyksellisesti. Lisäksi on huomattava, että metsätalouden edellytyksiin voimakkaasti vaikuttavat merkitysrakenteet (symbolit, identiteetit ym.) muodostavat vastaavanlaisia itseorganisoituvia muodostelmia.<sup>3,4</sup>

On siis tapauskohtaisesti tunnistettava merkitykselliset mittakaavat (ajalliset ja tilalliset) ja niihin sisältyvät kehityskulut, jotta voidaan löytää hyödyllisiä sosiaalisen ja ekologisen kestävyuden lähtökohtia. Tämä johtaa asiantuntijuuden, yhteistoiminnan ja alueellisuuden uudenlaiseen määrittelyyn.<sup>5</sup>

## KIRJALLISUUS

<sup>1</sup> Jokinen, A. 2004. Luonnonvarojen käytön ja dynamiikan hallinta yksityismailla. Acta Universitatis Tamperensis 1045. Tampere University Press, Tampere. [Verkkojulkaisu]. Saatavissa: <http://acta.uta.fi>. [Viitattu 2006].

<sup>2</sup> Haila, Y. & Dyke, C. (toim.) 2006. How Nature Speaks: The Dynamics of the Human Ecological Condition. Duke UP, Durham.

<sup>3</sup> Bourdieu, P. 1985. The social space and the genesis of groups. *Theory and Society* 14: 723–744.

<sup>4</sup> Law, J. & Mol, A. 1995. Notes on materiality and sociality. *Sociological Review* 43(2): 274–294.

<sup>5</sup> Hajer, M.A. & Wagenaar, H. (toim.) 2003. *Deliberative Policy Analysis: Understanding Governance in the Network Society*. Cambridge UP, Cambridge.

## KÄÄVÄT METSÄLAIN ERITYISEN TÄRKEISSÄ SUOJELTAVISSA ELINYMPÄRISTÖISSÄ

Kaisa Junninen\* ja Jari Kouki<sup>a</sup>

Suomessa astui voimaan uusi metsälaki vuonna 1997. Yksi uuden lain ehkä eniten keskustelua herättäneistä kohdista on ollut sen 10 §, jossa luetellaan seitsemän erityisen tärkeää elinympäristöä. Näiden ns. "metsälakikohteiden" säästämisen tarkoituksena on edistää monimuotoisuuden säilymistä talousmetsissä, mutta toistaiseksi on olemassa hyvin vähän tutkimuksia, joissa olisi arvioitu, miten hyvin tämä tavoite toteutuu.

Tutkimuksessamme<sup>1</sup> selvitettiin metsälain erityisen tärkeiden elinympäristöjen merkitystä kääpälajiston monimuotoisuudelle. Lähes kaikki käävät ovat riippuvaisia kuolleista puista, ja metsätalouden aiheuttama lahoppuuston vähäisyys on tehnyt käävistä yhden metsiemme uhanalaisimmista lajiryhmistä.

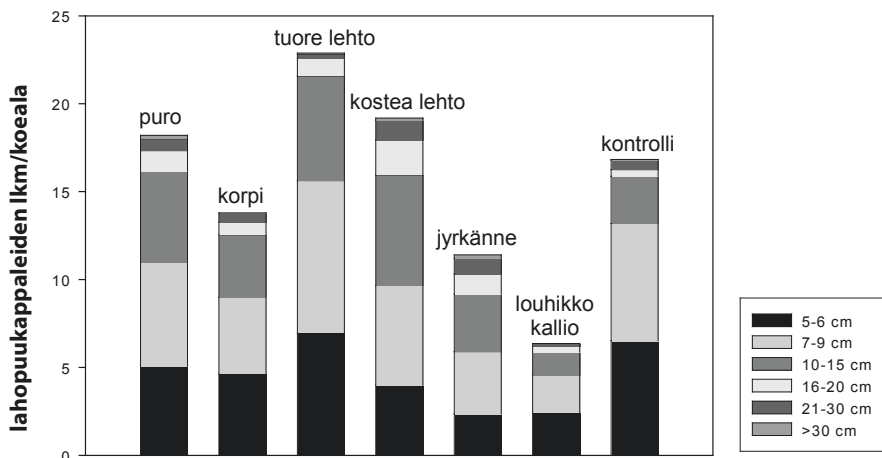
Tutkimusta varten Pohjois-Karjalan metsäkeskuksen alueen yksityismetsistä valittiin satunnaisesti 72 metsälakikohdetta, jotka edustivat kuutta eri elinympäristöä (12 kohdetta kutakin elinympäristöä): purot ja norot, rehevät korvet, tuoreet lehdot, kosteat lehdot, jyrkänteiden alusmetsät sekä louhikot ja kalliot. Verrokkimetsiksi valittiin 12 kuusi- tai koivuvaltaista tuoreen tai lehtomaisen kankaan talousmetsikköä. Kääpäinventoinnin yhteydessä mitattiin myös kohteiden lahoppuusto.

Kaikkiaan tutkimuksen metsälakikohteilta löytyi 93 kääpälajia (2077 havaintoa). Yleisimpiä olivat lehtipuilla kasvavat arinakääpä (*Phellinus igniarius* coll.) ja taulakääpä (*Fomes fomentarius*). Lajeista neljä on luokiteltu uhanalaisiksi: harjaskääpä (*Funalia trogii*), vuotikankääpä (*Antrodiaella americana*), rusakonkääpä (*Sarcoporia polyspora*) ja rustikka (*Protomerulius caryae*).

Metsälakikohteiden kääpälajisto oli keskimäärin runsaampaa kuin verrokkimetsissä, mutta uhanalaisia lajeja oli vähän. Kaikkein eniten lajeja löytyi lehdoista ja vähiten louhikoista. Tämä heijastaa suoraan eri elinympäristöjen lahoppuustoisuutta: lehdoissa oli keskimäärin eniten lahoppuita, kun taas louhikot saattoivat olla lähes puuttomia (kuva 1). Tilavuutena mitattuna kosteat lehdot olivat kaikkein lahoppuustoisin luontotyyppi. Keskimäärin metsälakikohteissa oli lahoppuuta 13 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> eli selvästi enemmän kuin Pohjois-Karjalan metsissä keskimäärin (4,5 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>, VMI9).

\* Joensuun yliopisto, Metsätieteellinen tiedekunta, PL 111, 80101 Joensuu, sähköposti: kaisa.junninen@joensuu.fi

<sup>a</sup> Joensuun yliopisto



Kuva 1. Metsälakikohteiden lähopuiden jakautuminen läpimittaluokkiin. Luvut ovat koealojen keskiarvoja. Kosteita lehtoja lukuun ottamatta kaikkien luontotyyppien lähopuista suurin osa oli läpimitaltaan alle 10 cm.

Vaikka metsälakikohteilta löydettyjen kääpien kokonaislajimäärä oli suuri (40 % Suomen lajistosta koealojen vain 11,4 hehtaarilla!), uhanalaisten lajien osuus kokonaislajimäärästä oli hyvin alhainen, jos sitä vertaa vaikkapa Pohjois-Karjalan vanhoissa luonnonmetsissä tehtyihin kääpäselvityksiin. Useimmissa luonnonmetsäinventoinneissa kääpien kokonaislajimäärä on suunnilleen sama tai vähän alhaisempi kuin metsälakitutkimuksessamme, mutta uhanalaisten lajien määrä on moninkertainen, yleensä yli 20 lajia. Metsälakikohteet pystyvät siis ylläpitämään useita yleisiä kääpälajeja, mutta uhanalaisten lajien suojelun kannalta niillä ei ole merkitystä, ainakaan luonnonmetsiin verrattuna.

Kääpälaajistojen samankaltaisuutta erityyppisissä metsälakikohteissa selvitettiin ordinaatiomenetelmillä. Lehtojen ja rehevien korpien kääpälaajistot olivat keskenään hyvin samankaltaisia, ja erosivat selvästi louhikko- ja kalliikohteiden, jyrkänneiden alusmetsien ja verrokkimetsien kääpälaajistoista. Yksinkertainen selitys eroille on kohteiden puulajikoostumus: lehdot ja korvet ovat lehtipuuvaltaisia, kun taas suurin osa muista kohteista on havupuuvaltaisia, ja tämä heijastuu suoraan kääpiin, joista useimmat ovat erikoistuneet lahottamaan joko lehti- tai havupuuta. Kääpien näkökulmasta metsälain suojaamia lehtoja ja korpia voidaan pitää lehtojensuojeluohjelman täydentäjinä, kun taas muut lakikohteet paikkaavat yksityismailla harvaksi jäänyttä vanhojen metsien suojeleohjelman verkostoa.

Voi olla, että tulevaisuudessa kääpien elinmahdollisuudet metsälakikohteissa paranevat, kun suurin osa kohteista jää kokonaan metsätaloustoimien ulkopuolelle ja lähopuun määrä vähitellen lisääntyy. Toisaalta metsälakikohteet ovat – jo lain määritelmän

mukaan – hyvin pienialaisia: talousmetsien kokonaispinta-alasta ne peittävät vain noin 0,5 %. Tällaisissa pienissä ja usein eristyneissä saarekkeissa sukupuuttojen riski on suuri, ja kääpien tulevaisuus riippuu paljon siitä, mitä lakikohteiden ympärillä olevissa metsissä tapahtuu. Metsälakikohteet saattavat hidastaa monien harvinaisten (mutta ei uhanalaisten) kääpälajien uhanalaistumiskehitystä, vaikka jo uhanalaisiksi ajautuneita kääpälajeja ne eivät auttaisikaan.

## KIRJALLISUUS

- <sup>1</sup> Junninen, K. & Kouki, J. 2006. Are woodland key habitats in Finland hotspots for polypores (Basidiomycota)? – Scandinavian Journal of Forest Research 21: 32–40.

## METSÄN HAKKUUN JA KULOTUKSEN VAIKUTUS KÄÄPÄLAJISTOON

Kaisa Junninen<sup>\*</sup>, Jari Kouki<sup>a</sup> ja Pertti Renvall<sup>b</sup>

Päätehakkualoille jätettävän säästöpuumäärän kasvattaminen ja kulotusten lisääminen ovat nykyisin ekologisesti kestävä metsänhoidon keskeisiä tavoitteita. Molempien toimenpiteiden uskotaan merkittävästi parantavan metsiemme lajiston selviämistä talousmetsissä. Aiheeseen liittyvää tutkimustietoa on kuitenkin toistaiseksi ollut tarjolla niukasti, eikä menetelmien lajistonsuojelullisesta tehokkuudesta tiedetä juuri mitään.

Lieksaan ja Ilomantsiin Pohjois-Karjalaan on perustettu laaja maastokoe, jonka tavoitteena on selvittää eri säästöpuumäärien ja polton vaikutuksia eri lajiryhmiin. Koasetelma on kuvattu tarkemmin tämän teoksen tutkimustiivistelmässä *Hyvärinen, Kouki ja Martikainen (T10)*. Tutkimusmetsiköissä on käynnissä myös kääpälajiston seuranta, jonka alustavia, lyhyen aikavälin tutkimustuloksia on koottu tähän tiivistelmään.

Kääpäaineisto kerättiin 1 hehtaarin laajuisilta koealoilta ennen koekäsittelyjä vuonna 2000 sekä vuosi (2002) ja neljä vuotta (2005) käsittelyjen jälkeen. Aineisto käsittää yli 11 400 havaintoa 104 kääpälajistista. Toistaiseksi aineistosta on vasta laskettu lajimääriä ja lajiston koostumusta on analysoitu ordinaatiomenetelmillä; yksityiskohtaiset analyysit ja käsikirjoituksen kirjoittaminen ovat tätä tiivistelmää koottaessa vielä kesken.

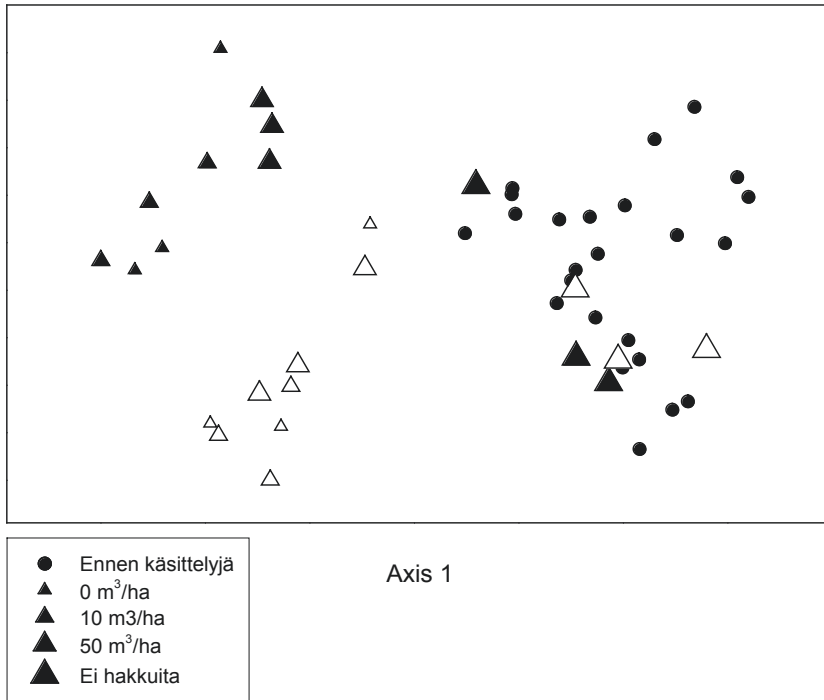
Hakkuu ja hakkuualueiden polttaminen muuttivat tutkimusmetsien kääpälajistojen koostumusta selvästi (kuva 1). Poltetuilla hakkuualueilla muutos näkyi jo vuosi käsittelyjen jälkeen, jolloin polttamattomien hakkuualueiden lajisto muistutti vielä paljon alkuperäistä koostumustaan. Neljä vuotta käsittelyjen jälkeen muutos oli selvä myös polttamattomilla hakkuualueilla, säästöpuumääristä riippumatta. Sen sijaan pystyyn poltettujen, hakkaamattomien kontrollimetsien lajisto ei ainakaan vielä neljässä vuodessa eronnut lainkaan polttamattomien kontrollimetsien lajistosta.

Hakkuu ja poltto ensin vähensivät koealueiden lajimääriä, mutta jo neljässä vuodessa kokonaislajimäärät olivat palanneet lähtötasolle. Polttamattomilla hakkuukohteilla lajien kokonaismäärät pysyivät jokseenkin tasaisina koko tutkimusjakson ajan, vaikka lajiston koostumus muuttuikin olennaisesti. Kääpien havaintomäärissä sen sijaan käsittelyjen vaikutus oli raju: poltetuilla hakkuualueilla havaintomäärät noin kymmenkertaistuivat ja polttamattomilla nelinkertaistuivat neljässä vuodessa lähtötilanteeseen verrattuna. Havaintomäärien kasvu selittyi suurimmaksi osaksi aidaskäävän (*Gloeophyllum sepiarium*) räjähdysmäisellä lisääntymisellä, etenkin poltetuilla hakkuukohteilla.

<sup>\*</sup> Joensuun yliopisto, Metsätieteellinen tiedekunta, PL 111, 80101 Joensuu, sähköposti: kaisa.junninen@joensuu.fi

<sup>a</sup> Joensuun yliopisto, <sup>b</sup> Kuopion luonnontieteellinen museo





Kuva 1. DCA-ordinaatio koalojen kääpälajistoista ennen koekäsittelyä (vuonna 2000; pyöreät symbolit) ja neljä vuotta käsittelyjen jälkeen (2005; kolmiot). Mustat kolmiot ovat poltettuja koaloja (n=12) ja valkoiset polttamattomia (n=12). Kolmion koko viittaa koalan säästöpuumäärään. Aidaskääpä (yli 4 000 havaintoa) on poistettu analyysistä.

Aidaskäävän lisäksi hakkuiden ja polton seurauksena selvästi runsastuneita lajeja olivat kelokääpä (*Antrodia sinuosa*), kantokääpä (*Fomitopsis pinicola*), punakääpä (*Pycnoporus cinnabarinus*), karvavyökääpä (*Trametes hirsuta*), männynkynsikääpä (*Trichaptum fuscoviolaceum*) ja silmällä pidettäväksi luokiteltu salokääpä (*Dichomitus squalens*). Polttamattomilla hakkuualoilla runsastuivat mm. rustokääpä (*Skeletocutis amorphia*), koivunhelttäkääpä (*Lenzites betulinus*) ja pinovyökääpä (*Trametes ochracea*). Uhanalaisten lajien määrää hakkuut vähensivät selvästi.

Yhteenvedona voidaan todeta, että ainakin lyhyellä aikavälillä hakkuut – säästöpuumääristä riippumatta – muuttavat metsän kääpälajiston koostumusta radikaalisti, ja hakatun alueen polttaminen korostaa tätä muutosta. Säästöpuiden vaikutus kääpälajistoon tulee näkyviin vasta myöhemmin, kun puut kuolevat ja kaatuvat kääville sopiviksi kasvualustoiksi. Tämä tapahtuu poltetuilla hakkuualueilla selvästi nopeammin kuin polttamattomilla.

## SUKKESSIOVAIHEEN JA LUONNONTILAISUUDEN VAIKUTUS METSÄN KÄÄVÄKÄSLAJISTOON

Kaisa Junninen<sup>\*</sup>, Maarit Similä<sup>a</sup>, Jari Kouki<sup>b</sup> ja Heikki Kotiranta<sup>c</sup>

Kääpien ja muiden lahopuista riippuvaisten sienten suojelusta puhuttaessa huomio on perinteisesti kiinnittynyt vanhoihin lahopuustoiisiin metsiin, ns. aarniometsiin. Nykyisenkaltaisessa talousmetsämaisemassa tällaiset vanhat, pitkään hoitamattomina olleet metsät ovatkin yleensä kaikkein lahopuustoisimpia paikkoja, joista löytyy myös rikkain kääväkäsrajasto. Luonnontilaisissa metsissä puolestaan metsäsukcession lahopuustoisin vaihe sijoittuu aivan metsikön kehityksen alkuun: myrskyn tai metsäpalon jäljiltä sukcession alussa metsässä voi olla kuollutta puuta jopa yli 200 m<sup>3</sup> hehtaarilla. Kuitenkin ylivoimaisesti suurin osa kääväkästutkimuksista on tehty vanhojen ikäluokkien metsissä, eikä nuorempien sukcessiovaiheiden kääväkäslajistoista tiedetä juuri mitään. Tutkimuksemme<sup>1</sup> tavoitteena oli tämän aukon paikkaaminen.

Tutkimusta varten perustettiin viiden (paitsi talousmetsissä neljän) sukcessiovaiheen koealasarjat (noin 7 v., 40 v., 70 v., 110 v. ja yli 150 v.) luonnontilaisuudeltaan kolmea eri tasoa edustaviin metsiin: luonnontilainen, luonnontilaisen kaltainen ja talousmetsä. Kustakin luonnontilaisuusasteen ja sukcessiovaiheen yhdistelmästä tutkittiin kolme erillistä metsikköä; paitsi 40-vuotiaista luonnonmetsistä emme onnistuneet löytämään kuin kaksi toistoa. Yhteensä koealoja oli siis 41, ja ne sijaitsivat mäntyvaltaisissa kuivahkon kankaan metsissä Lieksassa, keskiboreaalisen vyöhykkeen eteläosissa. Kääväkäsaaineistot kerättiin syksyllä 1999 ja 2002.

Yhteensä koealoilta saatiin 5 328 havaintoa kaikkiaan 195 kääväkäslajista. Ehkä hiukan yllättäen, metsän luonnontilaisuuden asteesta riippumatta, ensimmäinen, avohakkuun tai metsäpalon jälkeinen sukcessiovaihe oli kaikkein runsaslajisin: kokonaislajimäärät olivat noin kaksinkertaiset muihin sukcessiovaiheisiin verrattuna. Lisäksi luonnontilaisten ja luonnontilaisen kaltaisten metsien ensimmäiset sukcessiovaiheet poikkesivat lajistoltaan selvästi myöhemmistä sukcessiovaiheista. Uhanalaiset kääväkkäät puolestaan olivat täysin riippuvaisia metsän luonnontilaisuudesta: niitä löytyi luonnontilaisten metsien kaikista sukcessiovaiheista, mutta talousmetsistä ei ollenkaan. Muutenkin luonnontilaisten metsien ja talousmetsien lajistot poikkesivat toisistaan selvästi, ja luonnontilaisen kaltaisista metsistä löytyi molempien ääripäiden piirteitä.

Tutkimuksen tuloksista voidaan johtaa metsien hoitoon ja suojeluun liittyviä suosituksia:

1) Nykyisenkaltaiset talousmetsät eivät pysty ylläpitämään luonnonmetsien uhanalaista kääväkäslajistoa, joten on erittäin tärkeää, että luonnonsuojelualueiden verkosto on riittävän kattava tämän herimmän lajiston suojelemiseksi.

2) Suojelualueiden tulisi olla pinta-alaltaan riittävän isoja, jotta luonnon omat häiriöt,

<sup>\*</sup> Joensuun yliopisto, Metsätieteellinen tiedekunta, PL 111, 80101 Joensuu, sähköposti: kaisa.junninen@joensuu.fi  
<sup>a</sup> Metsähallitus, <sup>b</sup> Joensuun yliopisto, <sup>c</sup> Suomen ympäristökeskus

etenkin myrskyt ja metsäpalot, pystyisivät luomaan ja ylläpitämään luonnontilaisten ja lahpuustoisten sukkessiovaiheiden kirjoa, joka puolestaan takaisi monimuotoisen kääväkäsajiston säilymisen. Nuorien lahpuustoisten sukkessiovaiheiden lajistoa voidaan tukea myös jättämällä talousmetsien päätehakuissa runsaasti säästöpuita, joiden annetaan lahota metsässä loppuun saakka. Nykyisin talousmetsiin jätettävät säästöpuumäärät (5-10 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>) ovat kuitenkin liian alhaisia monipuolisen lajiston turvaamiseksi.

3) Myös talousmetsille tyypillisissä lahpuissa, kuten kannoissa ja hakkuutähteissä, elää lukuisia kääväkäsajajeja. Näiden lajien tulevaisuus saattaa olla uhattuna, jos energiapuun korjuu päätehakkuiden yhteydessä yleistyy.

## KIRJALLISUUS

<sup>1</sup> Junninen, K., Similä, M., Kouki, J. & Kotiranta, H. 2006. Assemblages of wood-inhabiting fungi along the gradients of succession and naturalness in boreal pine-dominated forests in Fennoscandia. *Ecography* 29: 75–83.

## METSÄNOMISTAJIEN NÄKEMYKSIÄ LUONNONARVOKAUPASTA

Artti Juutinen<sup>\*</sup>, Paula Horne<sup>a</sup>, Terhi Koskela<sup>a</sup>, Hanna Kumela<sup>a</sup>, Sari Matinaho<sup>b</sup>, Erkki Mäntymaa<sup>b</sup> ja Mikko Mönkkönen<sup>c</sup>

Tiivistelmässä esitetään johtopäätöksiä metsänomistajien kokemuksia ja näkemyksiä Satakunnan luonnonarvokaupasta selvittäneistä kysely<sup>1</sup>- ja haastattelututkimuksista<sup>2,3</sup>. Kyselytutkimuksessa selvitettiin luonnonarvokauppaan osallistuneiden metsänomistajien mielipiteitä ja kokemuksia luonnonarvokaupasta sekä yleisemmin heidän suhtautumistaan metsien suojeluun. Kyselylomake lähetettiin kaikille vuosina 2003 ja 2004 luonnonarvokauppasopimuksen tehneille metsänomistajille (61) sekä luonnonarvokauppaan kohteen tarjonneille, mutta sopimukseen päätyneille metsänomistajalle (76). Syynä sopimuksen syntymättä jäämiseen oli mm. se, ettei kohteessa ollut tarpeeksi luontoarvoja tai ettei yhteistä näkemystä hinnasta löytynyt<sup>4</sup>. Kyselyyn vastasi 65 prosenttia metsänomistajista. Luonnonarvokauppaan osallistuneita metsänomistajia verrattiin valtakunnallisen metsänomistajaineiston perusteella koko maan metsänomistajiin<sup>5</sup> sekä erikseen Lounais-Suomen metsänomistajiin. Vertailujen erot testattiin tilastollisesti  $X^2$ -testillä tai Fisherin tarkalla nelikenttätestillä. Haastattelututkimuksessa syksyllä 2003 selvitettiin 21 satakuntalaisen ja mikkeliäläisen metsänomistajan näkemyksiä luonnonarvokaupasta ja yleensä sopimussuojelusta. Satakuntalaisista haastatelluista 12 oli tarjonnut kohdetta tai tehnyt luonnonarvokauppasopimuksen, Mikkeliissä luonnonarvokauppaa ei ole kokeiltu. Litteroituja haastatteluja analysoitiin teemoittelemalla ja tyyppittelemällä<sup>6,7</sup>.

Sekä kysely- että haastattelututkimusten tulosten mukaan luonnonarvokauppaan ovat tässä vaiheessa lähteneet mukaan aktiivisesti metsätaloudessa toimivat suurten tilojen metsänomistajat, joilla on riittävä tietopohja ja koulutus arvioida oman tilansa mahdollisia luontokohteita ja osallistua uudenlaiseen toimintaan<sup>1,2,3</sup>.

Kyselyn perusteella yli 70 prosenttia vastaajista suhtautui metsien- ja luonnonsuojeluun myönteisesti. Kahden kolmasosan suhtautuminen luonnonsuojeluun oli luonnonarvokauppakokemuksen myötä muuttunut myönteisemmäksi. Jo ennen luonnonarvokauppaan osallistumistaan kyselyn vastaajista oli suojellut omaehtoisesti luontoarvoja maillaan selvästi suurempi osa (71 %) kuin valtakunnallisen kyselyn perusteella koko maan metsänomistajista (37 %). Metsänomistuksen tavoitteissa korostui monikäyttö.

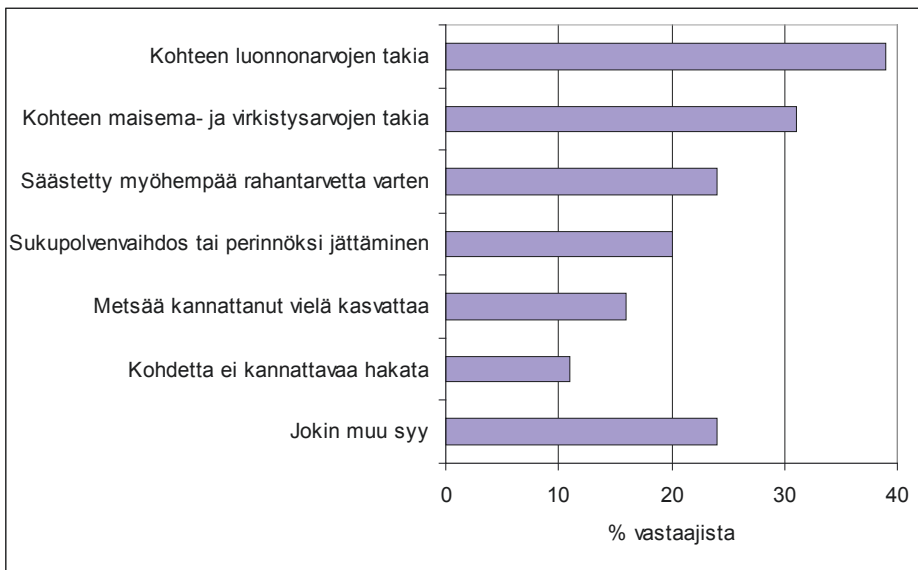
Yleensä ottaen metsänomistajat olivat tyytyväisiä luonnonarvokaupan toimintatapaan. Toiminnan vapaaehtoisuus, omistusoikeuden säilyminen ja palkkio lisäsivät suojelukeinon hyväksyttävyyttä. Osa metsänomistajista kuitenkin toivoi enemmän vaikutusmahdollisuuksia sopimukseen ja sen ehtoihin. Osallistumista luonnonarvokauppaan helpotti yhteistyö itselle läheisiksi toimijoiksi koettujen metsäviranomaisten kanssa.

<sup>\*</sup> Kansantaloustieteen laitos, PL 4600, 90014 Oulun yliopisto, sähköposti: artti.juutinen@oulu.fi

<sup>a</sup> Metsäntutkimuslaitos, <sup>b</sup> Oulun yliopisto, <sup>c</sup> Jyväskylän yliopisto

Kyselytutkimuksen perusteella tyytymättömyyttä esiintyi lähinnä niiden metsänomistajien joukossa, jotka eivät olleet tehneet sopimusta. Erityisinä ongelmakohtina nousivat esiin palkkiovaatimusten määrittämisen ja oman kilpailuaseman arvioinnin vaikeus. Kyselyn vastaajista 38 prosenttia ilmaisikin olevan tarvetta asiantuntijan avulle. Monien haastateltujen mukaan metsäammattilaisten tulisi informoida omistajaa tilan mahdollisista luonnonarvokauppakohteista.

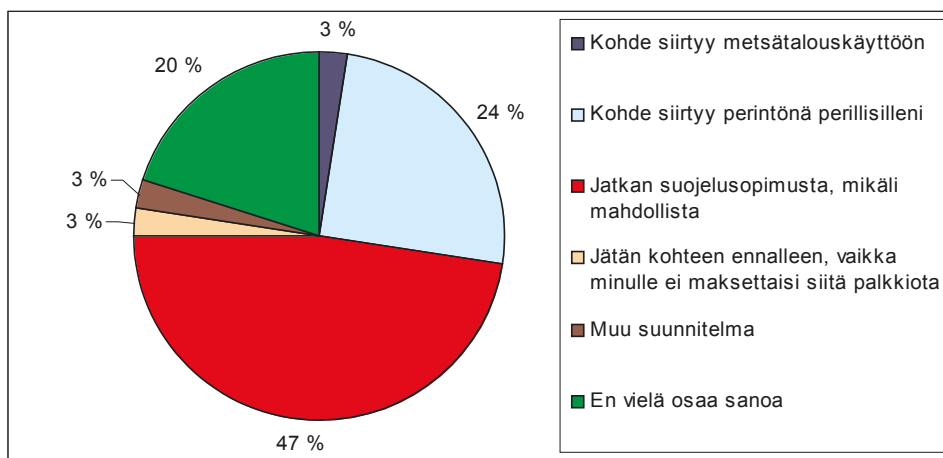
Metsänomistajilla oli monia syitä sille, miksi he olivat tähän asti säästäneet luonnonarvokauppakohteen hakkuilta (kuva 1). Tärkeimpinä syinä pidettiin kohteen luonnonarvoja tai maisema- ja virkistysarvoja. Sopimuksen tehneistä 66 prosenttia olisi hakannut kohteen tai sen osan seuraavan 10 vuoden aikana, jos suojelusopimusta ei olisi syntynyt. Samansuuntainen tulos saatiin myös haastattelututkimuksessa.



Kuva 1. Kohteiden hakkuilta säästymisen taustatekijät.

Luonnonarvokauppa perustuu metsänomistajien tekemiin tarjouksiin suojelukohteista ja siten metsänomistajien toivotaan esittävän oman hintapyyntönsä suojeluviranomaisen kanssa käytävissä neuvotteluissa<sup>8</sup>. Usein metsänomistajat eivät kuitenkaan esittäneet omaa hintapyyntöään neuvotteluiden alussa. Palkkion määrittelyn vaikeus rajoitti eniten halukkuutta arvioida palkkiota itse. Toisaalta osa sopimuksen tehneistä metsänomistajista kritisoi neuvottelumahdollisuuksien vähäisyyttä palkkion määräytymisessä. Tutkimuksissa nousi esille, että palkkio on useimmiten edellytys suojeluun osallistumiselle.

Suurin osa sekä kyselyn vastaajista että haastatelluista ilmoitti jatkavansa suojelusopimusta sopimuskauden päätyttyä, mikäli mahdollista (kuva 2). Vain harva ilmoitti kohteen siirtyvän metsätaloukseen. Kohdetta ei juurikaan aiottu suojella ilman palkkiota.



Kuva 2. Mitä suunnittelette tekevänne suojelukohteelle, kun sopimus päättyy (% vastaajista)?

Yksi keskeinen ongelma luonnonarvokaupan toimivuudelle on, miten myös passiivisemmat ja metsänsä heikommin tuntevat metsänomistajat saataisiin mukaan luonnonarvokauppaan erityisesti, jos toimintaa laajennetaan koko maan kattavaksi. Toinen ongelmakohta liittyy luonnonarvokaupan tehokkuuteen. Kyselytutkimuksessa saatiin viitteitä siitä, että metsänomistajat yrittävät neuvotella mahdollisimman suuren palkkion. Metsänomistajien ympäristömyönteisyys ei siten välttämättä realisoitu alhaisina palkkiovaateina. Metsänomistajat voivat käyttäytyä strategisesti ja yrittää neuvotella mahdollisimman suuren palkkion, koska viranomaisella ei ole käytössä kaikkea tietoa kunkin kohteen suojelun kustannuksista ja niiden omistajien asenteista<sup>9,10,11</sup>. Toisaalta haastattelututkimuksen perusteella palkkion määrä ei kuitenkaan ollut aina ratkaiseva, vaan osa koki pienemmänkin palkkion riittävänä tunnustuksena yhteiskunnalta arvokkaan ratkaisun tekemisestä.

Pääosa sopimuksen tehneistä olisi hakannut kohteen seuraavan kymmenen vuoden aikana ja vain noin kolmasosa olisi suojellut kohteen ilman sopimusta. Tulos viittaa siihen, että luonnonarvokaupassa saadaan aidosti lisättyä suojeltujen metsien pinta-alaa. Samalla kuitenkin maksetaan myös niiden kohteiden suojelusta, jotka olisi suojeltu korvauksetta joka tapauksessa. Suurin osa luonnonarvokaupan tehneistä metsänomistajista haluaisi jatkaa sopimustaan kauden päättyessä. Tulokset viittaavat siihen, että metsänomistajat eivät ole tarjonneet kohteita luonnonarvokauppaan ainoastaan lyhytnäköisessä ansaintamielessä, vaan haluaisivat todella säilyttää kohteet hakkuilta. Tulos on myönteinen luonnonarvokaupan jatkoa ajatellen. Sopimuksia on kyettävä uusimaan tai nykyisten sopimuskohteiden tilalle on saatava uusia vastaavia kohteita, jotta luontoarvot säilyvät määräraikaisessa suojelussa. Jos sopimuksia uusitaan määräajoin, tämä tarkoittaa valtion talouden kannalta pysyvää rahanmenoa.

## KIRJALLISUUS

- <sup>1</sup> Juutinen, A., Horne, P., Koskela, T., Matinaho, S., Mäntymaa, E. & Mönkkönen, M. 2005. Metsänomistajien näkemyksiä luonnonarvokaupasta: kyselytutkimus luonnonarvokaupan kokeiluhankkeeseen osallistuneille. Metsäntutkimuslaitoksen työraportteja 18. [Verkojulkaisu]. Saatavissa: <http://www.metla.fi/julkaisut/workingpapers/2005/mwp018.htm>. [Viitattu 2006].
- <sup>2</sup> Kumela, H. 2005. Metsänomistajien näkemyksiä Satakunnan luonnonarvokaupasta. Pro gradu -tutkielma. Bio- ja ympäristötieteiden laitos. Helsingin yliopisto. 80 s.
- <sup>3</sup> Kumela, H. & Koskela, T. 2006. Metsänomistajien näkemyksiä luonnonarvokaupan ja sen sopimusehtojen hyväksyttävyydestä. *Metsätieteen aikakauskirja* 2/2006: 257–270.
- <sup>4</sup> Gustafsson & Nummi, T. 2004. Luonnonarvokauppa vuonna 2004. Luonnonarvokaupan kokeilun vuosiraportti, Lounais-Suomen metsäkeskus, moniste 15 s + liite.
- <sup>5</sup> Horne, P., Koskela, T. & Ovaskainen, V. (toim.) 2004. Metsänomistajien ja kansalaisten näkemykset metsäluonnon monimuotoisuuden turvaamisesta. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 933. 110 s.
- <sup>6</sup> Eskola, J. & Suoranta, J. 1999. Johdatus laadulliseen tutkimukseen. 3. painos. Vastapaino. Jyväskylä. 268 s.
- <sup>7</sup> Hirsjärvi, S. & Hurme, H. 2000. Tutkimushaastattelu. Teemahaastattelun teoria ja käytäntö. Yliopistopaino. Helsinki. 213 s.
- <sup>8</sup> Juutinen, A. 2005. Luonnonarvokaupan kustannustehokkuus: kokeiluhanke Lounais-Suomen metsäkeskuksen alueella. *Metsätieteen aikakauskirja* 2/2005: 163–174.
- <sup>9</sup> Innes, R., Polasky, R. & Tschirhart, J. 1998. Takings, compensation and endangered species protection on private lands. *Journal of Economic Perspectives* 12: 35–52.
- <sup>10</sup> Polasky, S. & Doremus, H. 1998. When the trust hearts: Endangered species policy on private land with imperfect information. *Journal of Environmental Economics and Management* 35: 22–47.
- <sup>11</sup> Smith, R. & Shogren, J. 2002. Voluntary incentive design for endangered species protection. *Journal of Environmental Economics and Management* 43: 169–187.



## LUONNONARVOKAUPAN KUSTANNUS- TEHOKKUUS JA MAAN VUOKRAAMISEN EDULLISUUS YHTEISKUNNALLE

Artti Juutinen<sup>\*</sup>, Erkki Mäntymaa<sup>a</sup>, Mikko Mönkkönen<sup>b</sup>, Rauli Svento<sup>a</sup>

Tutkimuksissa tarkasteltiin luonnonarvokaupan kustannustehokkuutta<sup>1,2</sup>. Kustannustehokkuudella tarkoitetaan sitä, että suojeluviranomainen pyrkii turvaamaan luontoarvoja mahdollisimman kattavasti käytettävissä olevien varojen puitteissa<sup>3</sup>. Erityisesti tarkasteltiin ohjeellisesti tehokkaan kaupankäynnin piirteitä luonnonarvokaupan markkinoilla ja pohdittiin kuvailevasti kokeiluhankkeen toteutuksen vahvuuksia ja puutteita peilaamalla toteutunutta käytäntöä tehokkaan kaupankäynnin tunnusmerkkeihin. Lisäksi kehitettiin menetelmä maan hankinnan ja määräaikaisen suojelun edullisuuden vertaamiseksi ja arvioitiin luonnonarvokaupan kokeiluhankkeen edullisuutta yhteiskunnalle verrattuna valtion maan ostoon. Edullisuusvertailua varten kyseiset suojelukeinot saatettiin ajan suhteen yhteismitalliseksi olettamalla, että suojelusopimuksia voidaan uusia rajatta<sup>2</sup>.

Edullisuusvertailun aineistona oli 59 luonnonarvokaupan kokeiluhankkeeseen kuuluvaa metsikköä. Kohteista oli tiedot maksetuista palkkioista. Lisäksi tiedettiin kohteiden puustotiedot ja kasvupaikkatyypit, joiden avulla laskettiin jokaiselle metsikölle ostohinta summa-arvomenetelmällä. Näiden suorien kustannusten ohella edullisuusvertailussa otettiin huomioon hallinnointikustannukset. Maan vuokrauksen hallinnointikustannukset arvioitiin luonnonarvokaupan kokeiluhankkeen vastaavista kustannustiedoista. Maan oston hallinnointikustannukset puolestaan arvioitiin valtion suojelualueiden maan hankinnan vuosina 1997–2003 toteutuneiden kustannusten pohjalta. Maan oston hallinnointikustannukset ovat suuremmat kuin maan vuokrauksen, koska maan ostoon liittyy esimerkiksi virallistamiskustannuksia, kuten maanmittausmaksut, joita ei aiheudu maan vuokrauksessa.

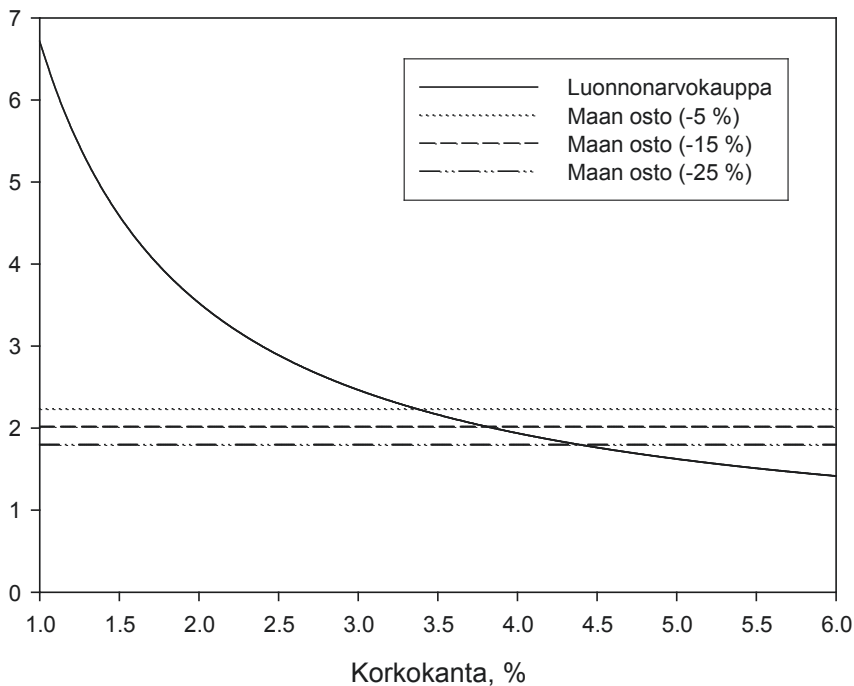
Tutkimuksessa osoitettiin, että luonnonarvokaupassa kysyntä ja tarjonta eivät määräydy puhtaasti tehokkaiden markkinoiden tunnusmerkkien mukaan<sup>1</sup>. Erityisesti ostajia on vain yksi, jonka seurauksena suojeluviranomainen voi maksaa kullekin metsänomistajalle erisuuruisen palkkion. Tämä on mahdollista, jos suojelusta aiheutuvat kustannukset eli puuntuotannon menetykset eivät ole samat eri kohteiden välillä ja/tai jos metsänomistajat arvostavat metsiään eri tavoin. Palkkioiden erisuuruus heijastaa myös suojelukohteiden eroja niiden biologisissa piirteissä eli suojelukohteet eivät käytännössä koskaan edusta täysin samanlaista hyödykettä. Yhteiskunnan näkökulmasta erisuuruiset palkkiot voivat johtaa kustannussäätöihin verrattuna maan hankintaan, jossa maksettava korvaus perustuu metsikön markkina-arvoon. Ympäristömyönteiset metsänomistajat voivat tyytyä palkkioon, joka on puuntuotannon menetyksiä alhaisempi<sup>4</sup>.

Maan oston ja vuokraamisen edullisuusvertailu osoitti, että luonnonarvokaupan kokeiluhankkeessa kustannukset ovat samaa tasoa kuin jos kyseiset kohteet olisi

<sup>\*</sup>Kansantaloustieteen laitos, PL 4600, 90014 Oulun yliopisto, sähköposti: artti.juutinen@oulu.fi

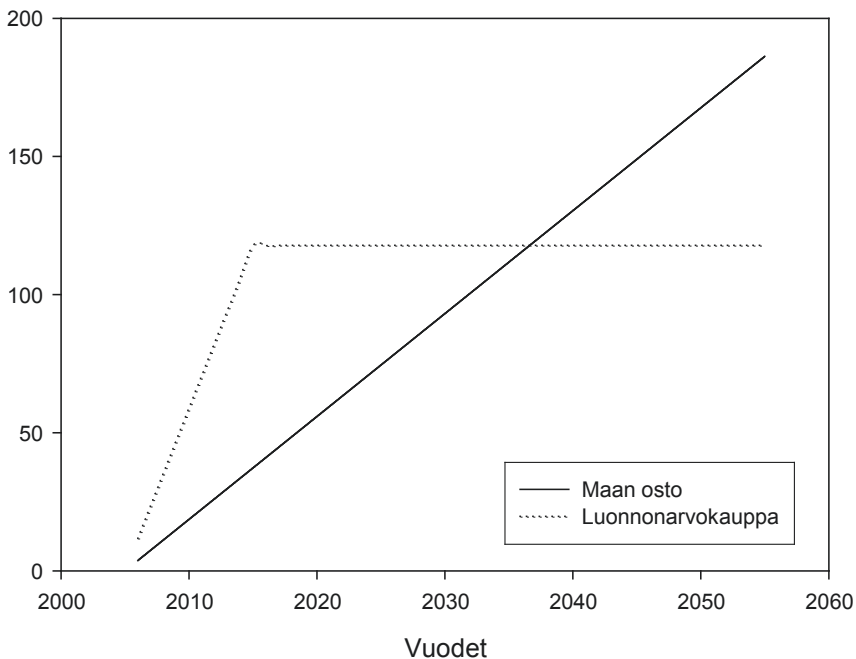
<sup>a</sup>Oulun yliopisto, <sup>b</sup>Jyväskylän yliopisto

ostettu valtiolle. Luonnonsuojelualueiden oston ja vuokraamisen kustannukset riippuvat kuitenkin valitusta korkokannasta sekä maanarvon laskennassa käytetystä kokonaisarvonkorjauskertoimesta (kuva 1). Maan vuokraus tulee yhteiskunnalle kalliimmaksi kuin maan osto, jos korkokanta on 3,1 prosenttia tai tätä pienempi. Jos korkokanta on yli 3,1 prosenttia, niin suojelutapojen edullisuus riippuu korkokannan ohella kokonaisarvonkorjauskertoimesta. Maan osto tulee yhteiskunnalle kalliimmaksi kuin maan vuokraus, jos korkokanta on yli 5 prosenttia, koska kokonaisarvonkorjauskertoimen ei tyypillisesti ylitä 30 prosenttia. Alueelliset metsä- ja ympäristökeskukset käyttävät yleensä 15–20 prosentin kokonaisarvonkorjauskertoimista.



Kuva 1. Luonnonarvokaupan ja maan oston edullisuusvertailu. Suluissa olevat prosentit ilmaisevat summa-arvomenetelmässä käytettyä kokonaisarvonkorjauskertoimista.

Edellä esitetyssä edullisuusvertailussa oletetaan, että maan osto ja määräaikainen suojelu tapahtuvat samalla hetkellä. Käytännössä metsien suojelu toteutetaan kuitenkin tietyn budjettirajoitteen puitteissa. Budjettirajoite vaikuttaa merkittävästi suojelun ajalliseen kohdentumiseen. Luonnonsuojelualueiden hankintaan käytettävissä olleet varat ovat olleet viime vuosina Suomessa noin 25 miljoonaa euroa. Kuvassa 2 havainnollistetaan 25 miljoonan euron vuosibudjetin vaikutusta uusien suojelualueiden pinta-alaan luonnonarvokaupassa ja maan ostossa. Suojelukeinojen kustannukset on oletettu olevan samat kuin edullisuusvertailussa. Sopimuskauden pituudeksi luonnonarvokaupassa on oletettu kymmenen vuotta. Lisäksi on oletettu, että palkkiot määräaikaisesta suojelusta maksetaan etukäteen sopimuskauden alussa.



Kuva 2. Suojelualueiden määrä maan ostossa ja luonnonarvokaupassa, kun suojelualueiden hankintaan on käytettävissä 25 miljoonaa euroa vuosittain.

Kun suojelualueiden hankintaan on käytettävissä vuosittain vain jokin tietty rahamäärä, niin määräaikaisella suojelulla saavutetaan aluksi suurempi suojelualueverkosto kuin maan ostolla. Määräaikaisia sopimuksia joudutaan kuitenkin uusimaan. Tämän vuoksi suojelualueverkoston kokoa ei voida enää kasvattaa annetulla budjetilla, kun ensimmäiset sopimukset päättyvät, vaan kaikki käytössä olevat rahat menevät sopimusten uusimiseen. Maan ostossa saavutetaan pysyvä suojelu, joten ennen pitkää (31 vuoden kuluttua tässä käytetyillä lähtöarvoilla) maan oston suojelualueverkoston koko ylittää luonnonarvokaupalla saavutettavan suojelualueverkoston koon. On syytä huomata, että luonnonarvokaupassa valtion rahan tarve metsien suojeluun on pysyvää. Maan ostossa rahan tarve loppuu, kun suojelualueverkoston tavoitekoko on saavutettu. Tämä tarkoittaa myös sitä, että luonnonarvokaupassa ei saavuteta suojelun tavoitetasoa, jos suojeluun käytettävissä olevat rahat eivät ole riittävät. Esimerkiksi 25 miljoonan euron vuosibudjetilla saavutetaan vain noin 117 000 hehtaarin kokoinen suojelualueverkosto.

Tuloksista voidaan päätellä, että metsänomistajien ympäristömyönteisyys ei ole realisoitunut alhaisina palkkioina luonnonarvokaupassa. Tämä viittaa siihen, että metsänomistajien kilpailuttaminen ei ole toiminut parhaalla mahdollisella tavalla luonnonarvokaupan kokeiluhankkeessa. Tämän seurauksena metsänomistajat ovat voineet salata preferenssinsä ja neuvotella mahdollisimman suuren palkkion<sup>5</sup>. Luonnonarvokauppa ei kuitenkaan ole tullut yhteiskunnalle kalliimmaksi kuin maan osto ja on syytä korostaa, että vapaaehtoiseen suojeluun liittyy monia muita välillisiä hyötyjä, joita

edellä esitetystä edullisuusvertailusta ei otettu huomioon. Lisäksi luonnonarvokaupalla voidaan saada nopeammin tuloksia aikaan kuin maan ostolla, kun suojelemaan käytettävissä olevat varat ovat niukat. Määräaikaiseen suojelemaan liittyy kuitenkin myös monia epävarmuuksia ja haasteena onkin, miten eri keinoja yhdistelemällä voitaisiin saavuttaa ekologisesti riittävä, taloudellisesti tehokas ja sosiaalisesti hyväksyttävä lopputulos.

## KIRJALLISUUS

- <sup>1</sup> Juutinen, A. 2005. Luonnonarvokaupan kustannustehokkuus: kokeiluhanke Lounais-Suomen metsäkeskuksen alueella. *Metsätieteen aikakauskirja* 2/2005: 163–174.
- <sup>2</sup> Juutinen, A., Mäntymaa, E., Mönkkönen, M. & Svento, R. 2005. Voluntary agreements in protecting private owned forests in Finland - To buy or to lease? (käsikirjoitus).
- <sup>3</sup> Juutinen, A., Mäntymaa, E., Mönkkönen, M. & Salmi, J. 2004. A cost-efficient approach to selecting forest stands for conserving species: A case study from northern Fennoscandia. *Forest Science* 50: 27–39.
- <sup>4</sup> Michael, J. 2003. Efficient habitat protection with diverse landowners and fragmented landscapes. *Environmental Science & Policy* 6: 243–252.
- <sup>5</sup> Smith, R. & Shogren, J. 2002. Voluntary incentive design for endangered species protection. *Journal of Environmental Economics and Management* 43: 169–187.

# LÄNSI-EUROOPAN METSIEN MAHDOLLISEN LISÄSUOJELUN TALOUDELLISET VAIKUTUKSET METSÄSEKTORILLE

Maarit Kallio\*, Alexander Moiseyev<sup>a</sup> ja Birger Solberg<sup>b</sup>

Tutkimuksessa<sup>1</sup> tarkasteltiin, mitä metsien mahdollinen lisäsuojelu Länsi-Euroopassa merkitsisi puu- ja metsäteollisuustuotteiden markkinoille. Suojeluvaihtoehtoina selvitettiin tapauksia, joissa 3 % tai 5 % EU/EFTA-maissa talouskäytössä olevista metsävaroista siirrettäisiin puuntuotannon ulkopuolelle vuonna 2008. Viiden prosentin vaihtoehtoa verrattiin lisäksi mm. tilanteeseen, jossa vastaava lisäsuojelu toteutettaisiin samanaikaisesti Itä-Euroopassa.

Tutkimusmenetelmänä käytettiin skenaarioanalyysiä. Nykyiseen suojelutasoon perustuvaa perusskenaariota verrattiin skenaarioihin, joissa metsien suojelua lisättiin yllä kuvatusti. Skenaariot luotiin maailman metsäsektoria kuvaavalla EFI-GTM-mallilla<sup>2</sup>. EFI-GTM on moniperiodinen, markkinoiden täydellisen kilpailun oletukseen perustuva taloudellismatemaattinen malli, jossa maailman alueet (tässä tutkimuksessa 64 aluetta) tuottavat, kuluttavat ja käyvät keskenään kauppaa metsäsektorituotteilla (tässä 35 tuotetta). Ajan kuluessa eri alueiden metsävarat joko kasvavat tai supistuvat hakkuiden ja metsien kasvun seurauksena. Tulosten herkkyyttä tehtyihin oletuksiin testattiin toistamalla analyysi lähtien vaihtoehtoisista taustaoletuksista. Herkkyyksianalyysi tehtiin Länsi-Euroopan puun tarjonnan hintajouston, BKT:n kasvun ja metsien kasvun suhteen.

## Tulokset

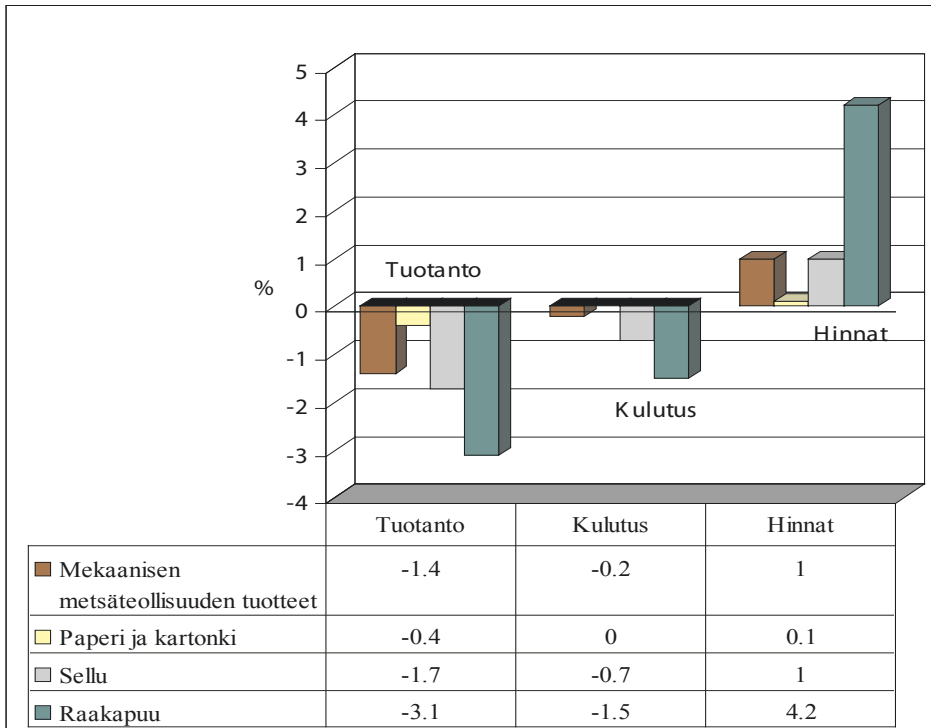
Metsäteollisuustuotteiden kansainvälisen kaupan vuoksi tarkastellun laajuisella metsien lisäsuojelulla ei ollut juurikaan vaikutusta metsäteollisuustuotteiden kulutukseen ja hintoihin perusskenaarioon verrattuna, kuten on nähtävissä kuviosta 1. Metsien 5 % suojelu pelkästään EU/EFTA-maissa vähensi hakkuita noin 3 % ja nosti puun hintoja noin 4 % perusskenaariosta. Hinnan nousun vuoksi metsänomistajien yhteenlasketut puunmyyntitulot hieman nousivat. Raakapuun hinnan kohoaminen supisti mekaanisen metsäteollisuuden ja sellun tuotantoa jonkin verran. Sen sijaan paperin tuotantomääriin suojelulla ei ollut juurikaan vaikutusta. Raakapuun kallistuminen lisäsi puun tuontia Länsi-Eurooppaan, jonka vuoksi etenkin Venäjän hakkuut nousivat perusskenaarioon verrattuna. Edes metsien lisäsuojelun ulottaminen Itä-Eurooppaan ei estänyt hakkuiden jonkinasteista 'vuotoa' Venäjälle.

Edellä kuvatut tulokset kertoivat keskimääräisistä muutoksista suhteessa perusskenaarioon aikavälillä 2010–2020. Nykyhetken verrattuna tulevaisuuden metsien hakkuut ja metsäteollisuuden tuotanto kasvoivat myös tarkastelluissa suojeluskenaarioissa. Siten metsien lisäsuojelu ei supistanut metsien käyttöä nykytasosta, vaan supistukset

\* Metsäntutkimuslaitos, Unioninkatu 40 A, 00170 Helsinki, sähköposti: maarit.kallio@metla.fi

<sup>a</sup> Euroopan Metsäinstituutti (EFI), <sup>b</sup> Norwegian University of Life Sciences

kohdistuivat tuotannon kasvuun. Myös puuntarjontaan käytettävissä oleva metsävaranto kasvoi selvästi kaikissa skenaarioissa, sillä Euroopan metsien kasvu ylittää niiden hakkuut.



Kuva 1. Muutokset (%) perusskenaarioon kun 5 % EU/EFTA-alueen metsätalouskäytössä olevasta puuvarannosta siirretään talouskäytön ulkopuolella vuonna 2008. Muutosten keskiarvo vuosina 2010–2020.

## KIRJALLISUUS

- <sup>1</sup> Kallio, A.M.I., Moiseyev, A. & Solberg, B. 2006. Economic impacts of increased forest conservation in Europe: A forest sector model analysis. *Environmental Science and Policy* 9(2006):457–465.
- <sup>2</sup> Kallio, A.M.I., Moiseyev, A. & Solberg, B., 2004. The Global Forest Sector Model EFI-GTM - the model structure. EFI Technical Report 15. 24 s. [Verkojulkaisu]. Saatavissa: <http://www.efi.fi/publications>. [Viitattu 2006].

## MONITULKINTAINEN MONIMUOTOISUUS

Heimo Karppinen\*

Luonnon biologiselle monimuotoisuudelle eli biodiversiteetille on esitetty lukuisia määritelmiä.<sup>1,2</sup> Biodiversiteetillä tarkoitetaan yleensä elollisen luonnon luonnollista, ajallista ja paikallista vaihtelua. Biodiversiteettiä tarkastellaan kolmella tasolla. Geneettinen eli perimän vaihtelu tarkoittaa yksilöiden välistä vaihtelua. Lisäksi erotetaan lajien välinen vaihtelu ja elinympäristöjen eli ekosysteemien välinen vaihtelu. Biodiversiteetin mittauksessa on keskeistä kasvi- ja eläinlajien yksilöiden lukumäärän sekä kasvi- ja eläinlajien määrien selvittäminen tietyllä alueella.

Luonnon biologisesta monimuotoisuudesta - joka Suomessa tarkoittaa paljolti metsäluonnon monimuotoisuutta - ja sen suojelusta käydään runsaasti keskustelua eri foorumeilla. Epäselvää kuitenkin on, mitä keskusteluun osallistujat ja sitä sivusta seuraavat kansalaiset ymmärtävät luonnon monimuotoisuudella. Ulkomaiset tutkimukset viittaavat siihen, ettei kansalaisten tietämys luonnon monimuotoisuuden sisällöstä ole lainkaan riittävä<sup>1</sup>.

Kansalaisten käsityksiä metsäluonnon monimuotoisuudesta selvitettiin postikyselyssä avokysymyksin ja väittämin. Avokysymykseen vastasi 61 henkilöä, kun kysymyksen sisältävä lomake oli lähetetty 150:lle. Lopuille otokseen kuuluvista 3 000 kansalaisesta esitettiin valmiit väittämät.<sup>3</sup>

Vastaajien omat kuvaukset luonnon monimuotoisuuden sisällöstä luokiteltiin kahdeksaan ryhmään<sup>3</sup>. Ryhmät poikkesivat toisistaan mm. sen suhteen, mikä rooli ihmisillä nähtiin olevan biodiversiteetin kannalta. Ihmiskeskeisyys - luontokeskeisyys -jatkumoa käytetään tässä yhteydessä väljästi, ei niinkään kuvaamaan suhdetta luontoon yleensä<sup>4,5</sup>, vaan korostamaan näkökulmaa luonnon monimuotoisuuteen.

Kasvi- ja eläinlajien ja erilaisten kasvupaikkojen monipuolisuuteen liitettiin usein *viihtyisyys ihmisen näkökulmasta*. Ihmiskeskeisyys ilmeni myös luonnon antimien, niin puutavaran kuin marjojen ja sienten, *hyödyntämismahdollisuuden korostamisena*. Lievempää ihmiskeskeisyyttä ilmentää *ihmisen ja luonnon tasapainon* esiin nostaminen. *Ihmisen puuttumattomuus luonnon toimintaan* biodiversiteetin ylläpidossa edustaa luontokeskeistä näkemystä.

Kolmasosa vastanneista kuvasi lähinnä *kasvi- ja eläinlajien sekä kasvupaikkojen monipuolisuutta ja runsautta*. Ihmisen roolia suhteessa biodiversiteetin ylläpitoon ei mainittu. Metsäluonnon monimuotoisuus ymmärrettiin myös suppeasti *monimuotoiseksi puustoksi*. Osassa vastauksista keskityttiin puolestaan suosittelavien, *kevyempien metsien käsittelymenetelmien* kuvaukseen.

Vain yksi vastaaja oli kuvannut metsäluonnon monimuotoisuutta kattavasti kaikilla kolmella tarkastelutasolla: *"Siihen sisältyvät lajien runsaus ja niiden elinympäristöjen*

\* Metsäekonomian laitos, PL 27, 00014 Helsingin yliopisto, sähköposti: heimo.karppinen@helsinki.fi



*monipuolisuus sekä laaja lajinsisäinen perinnöllinen muuntelu.” (nainen, 19 v, työntekijä, ylioppilas, suurkaupunki, metsänomistus)*

Valtaosalle kyselyn kohdejoukosta esitettiin kuusi metsäluonnon biologista monimuotoisuutta koskevaa väittämää<sup>3</sup>. Väittämistä kolme kuvasi biodiversiteetin eri tasoja, perimän vaihtelua, lajirunsautta ja erilaisten kasvupaikkojen runsautta. Kolme ”lumeväittämää” liittivät virheellisesti metsäluonnon monimuotoisuuteen maiseman vaihtelevuuden, eri-ikäisten puustojen osuudet ja metsän eri käyttömuotojen moninaisuuden. Niiden tarkoituksena oli selvittää vastaajien näkemystä biodiversiteetin käsitteen laajuudesta mutta toisaalta valottaa mahdollista ”myöntyväisyyssharhaa” kysymyssarjassa<sup>6</sup>. ”Myöntyväisyyssharhalla” tarkoitetaan tässä vastaustapaa, jossa vastaaja olettaa kaikkien vastausvaihtoehtojen kuuluvan kysytyyn asiaan.

Selvä enemmistö vastaajista katsoi, että metsäluonnon monimuotoisuutta ilmentää kasvi- ja eläinlajien ja erilaisten kasvupaikkojen runsas määrä tietyllä alueella (taulukko 1)<sup>3</sup>. Biodiversiteetin kolmannen tason suhteen oltiin selvästi epätietoisempia. Vajaa puolet kansalaisista tiesi, että perimän eli geneettinen vaihtelu kuuluu monimuotoiseen metsäluontoon. Viidesosa ei pitänyt perimän vaihtelua biodiversiteetin ilmentymänä ja kolmasosa ei ottanut kantaa asiaan. Täsmälleen oikean vastauksen antoi vain viisi vastaajaa väittämiin vastanneista n. 1 200:sta!

Valtaosa vastaajista liittää monimuotoisuuteen muutakin: eri-ikäisten puustojen vaihtelun - taimikot, nuoret metsät ja vanhat metsät - ja metsämaiseman moni-ilmeisyyden - vaarat, vesistöt, suot, kangasmetsät. Puolet katsoo metsien eri käyttömuotojen, esim. puuntuotanto ja ulkoilu, ilmentävän myös metsäalueen monimuotoisuutta. ”Myöntyväisyyssharhan” osuus vastaussarjassa ei liene huomattava, koska kahteen väitteeseen saatiin selvästi vähemmän kyllä-vastauksia kuin muihin.

Avovastauksista kävi ilmi, että monimuotoiseen metsäluontoon liitetään kasvi- ja eläinlajien ja kasvupaikkojen moninaisuuden lisäksi myös ihmisen näkökulmasta mieluisia ja hyödyllisiä piirteitä. Monimuotoisen metsän katsottiin olevan viihtyisä ja soveltuvan niin marjastukseen ja sienestykseen kuin puuntuotantoonkin. Monimuotoisessa metsäluonnossa ihmisen toiminnan pitäisi toisaalta olla tasapainossa luonnon kanssa ja ihmisen pitäisi puuttua luonnon kulkuun mahdollisimman vähän jos lainkaan.

Kansalaisilla näyttää olevan oikeansuuntainen, mutta liian laava käsitys metsäluonnon biologisen monimuotoisuuden sisällöstä. Harvat tiedostavat biodiversiteettiin kuuluvaksi vain perimän vaihtelun, eliölajien välisen vaihtelun ja elinympäristöjen välisen vaihtelun. Lajirunsaus ja kasvupaikkojen määrä liitetään yleisesti monimuotoiseen metsään, mutta geneettistä vaihtelua ei yhtä yleisesti tunnisteta monimuotoisuuden tunnusmerkiksi.

Taulukko 1. Metsäluonnon biologisen monimuotoisuuden sisältö: kansalaisten käsitykset.						
	Perimän vaihtelu	Lajimäärät	Kasvupaikkojen määrä	Eriikäiset puustot	Maisen vaihtelu	Käyttömuotojen määrä
	% kansalaisista					
Kuuluu monimuotoisuuteen	44	84	77	76	79	49
Ei kuulu monimuotoisuuteen	21	3	6	9	9	32
Ei osaa sanoa	35	13	17	15	12	19
Yhteensä	100	100	100	100	100	100
n	1219	1229	1220	1221	1223	1218

## KIRJALLISUUS

- <sup>1</sup> Spash, C.L. & Hanley, N. 1995. Preferences, information and biodiversity preservation. *Ecological Economics* 12: 191–208.
- <sup>2</sup> Allem, A.C. 2000. The terms genetic resource, biological resource, and biodiversity examined. *The Environmentalist* 20: 335–341.
- <sup>3</sup> Horne, P., Karppinen, H. & Ylinen, E. 2004. Kansalaisten mielipiteet metsien monimuotoisuuden turvaamisesta. Julkaisussa: Horne, P., Koskela, T. & Ovaskainen, V. (toim.). *Metsänomistajien ja kansalaisten näkemykset metsäluonnon monimuotoisuuden turvaamisesta. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 933: 25–46.*
- <sup>4</sup> Rolston, H. III & Coufal, J. 1991. A forest ethic and multivalue forest management. *Journal of Forestry* 89(4): 35–40.
- <sup>5</sup> Steel, B.S., List, P. & Shindler, B. 1994. Conflicting values about federal forests: A comparison of national and Oregon publics. *Society and Natural Resources* 7: 137–153.
- <sup>6</sup> deVaus, D.A. 1996. *Surveys in Social Research*. 4th ed. UCL Press, London. 411 s.

# BIODIVERSITEETIN TURVAAMINEN OIKEUDELLIS-TALOUDELLISIN OHJAUSKEINAIN JA TURVAAMISEN YHTEENSOVITTAMINEN HIILINIELUJEN LISÄÄMISEEN

Kai Kokko<sup>\*</sup>, Louise Fromond<sup>a</sup>, Eriika Melkas<sup>a</sup>, Jyri Mononen<sup>a</sup>

## Biodiversiteettiä turvaavat oikeudelliset periaatteet ja mekanismit

Kokko<sup>1,2,3,4</sup> on tarkastellut väitöskirjassaan ja erinäisissä artikkeleissa biodiversiteettiä turvaavia oikeudellisia periaatteita ja mekanismeja. Väitöskirjatutkimuksen keskeinen tulos oli biodiversiteettiä turvaavia ohjauskeinoja systematisoiva ja oikeusteoriaa kehittävä näkemys biodiversiteettioikeudesta. Tutkimusmenetelmää voisi luonnehtia kriittisen oikeuspositivistiseksi, jossa kriittisyys muodostui poikkiteeellisistä linkeistä ekofilosofiaan ja ekologiaan. Tutkimusteemaan liittyvät läheisesti muun muassa Kallion<sup>5</sup>, Kuusiniemen<sup>6,7</sup> ja Pappilan<sup>8,9</sup> oikeudelliset tutkimukset.

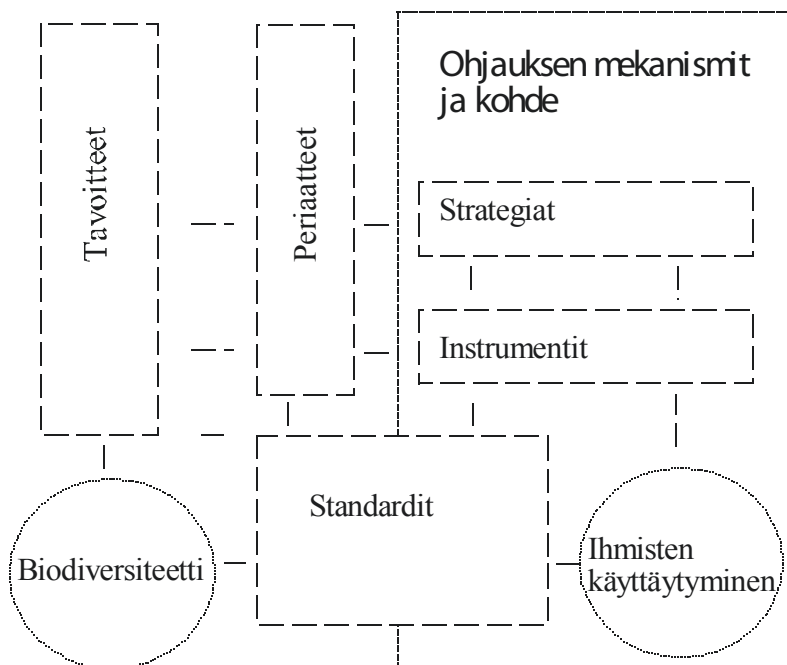
Biodiversiteettioikeuden päätavoitteen muodostaa biologisen monimuotoisuuden turvaaminen, joka käsitteellisesti kytkeytyy normeihin, tosisekkoihin ja arvoihin. Oikeudellisen suojan antaminen elolliselle luonnolle ja sen kirjolle palautuu viime kädessä paitsi erilaisiin – sukupolvetkin ylittäviin – ihmiskeksisiin arvoihin, myös luonnon itseisarvoihin. Biologisen monimuotoisuuden turvaamista voidaankin puolustaa eri arvoperusteista käsin.

Turvaamistavoite ilmenee biodiversiteetin ja sen osien 1) suojeluna, 2) kestävästä käytöstä ja 3) heikentämisen estämisestä. Nämä alatavoitteet linkittyvät tosiasiaa toisiinsa monin tavoin. Esimerkiksi luonnonsuojelulain tavoitteissa mainitaan sekä luonnon monimuotoisuuden ylläpitäminen että luonnonvarojen ja luonnonympäristön kestävästä käytön tukeminen. Molemmat tavoitteet voivat konkretisoida samanaikaisesti esimerkiksi Natura 2000 -alueita koskevassa hankkeiden ja suunnitelmien ympäristövaikutusten arvioinnissa ja siihen liittyvässä päätöksenteossa.

Biodiversiteetin turvaamistavoitteen juridifioiminen tuottaa kahdenlaisia oikeusturvelaatioita: 1) biodiversiteetti *versus* yksilö, 2) biodiversiteetti *versus* julkinen valta. Yksilön tilalla voi olla myös yhteisö. Molempien relaatioiden tunnistaminen tekee mahdolliseksi biodiversiteetin turvaamistavoitteiden siirtämisen turvaamissuhteisiin niin, että tavoitteet voidaan toteuttaa ohjaamalla oikeudellisesti yksityisiä henkilöitä ja julkista valtaa (oikeussubjekteja) vastuulliseen toimintaan biodiversiteetin puolesta. Turvaamissuhteet täsmentävät ja vahvistavat PerustusL 20.1 §:n säännöstä ympäristövastuusta.

<sup>\*</sup> Kansainvälisen talousoikeuden instituutti (KATTI), PL 4, 00014 Helsingin yliopisto, sähköposti: kai.kokko@helsinki.fi  
<sup>a</sup> Kansainvälisen talousoikeuden instituutti

Turvaamissuhteessa biodiversiteetti ei voi olla samalla tavalla muiden osapuolten kanssa tasavertainen kuin yleisesti ottaen on tilanne oikeussubjektien välisissä suhteissa. Biodiversiteetin puolesta puhevaltaa voivat laissa asetetuin edellytyksin käyttää sekä julkinen valta (esimerkiksi alueelliset ympäristökeskukset) että yksityishenkilöt (esimerkiksi maanomistajat ja luonnonsuojeluyhdistykset). Turvaamisrelaatioiden tiedostamisella ja muokkaamisella voidaan edistää biodiversiteettioikeuden tavoitteiden huomioon ottamista ja tarvittaessa toteuttamista esimerkiksi erilaisissa oikeudellisissa intressivertailutilanteissa.



Kuva 1. biodiversiteettioikeudellinen ohjaus.

Turvaamissuhde auttaa sitomaan biodiversiteetin turvaamisen alatavoitteet esimerkiksi periaatteiden avulla oikeudelliseen kenttään ja auttaa tunnistamaan biodiversiteettiin kohdistuvia intressiristiriitoja päätöksenteossa. Turvaamissuhde voidaan tietoisesti sijoittaa olemassa oleviin oikeudellisiin instrumentteihin, kuten lupajärjestelmiin, perinteisten oikeussubjektien oikeussuhdetta ja oikeusturvaa järjestävien normien rinnalle. Turvaamissuhteen tiedostamisen kautta voidaan kehittää myös muita biodiversiteetin turvaamiseen pyrkiviä mekanismeja, kuten strategioita ja standardeja (kuva 1).

### **Biodiversiteettiä turvaavat oikeudelliset innovaatiot yksityismetsissä**

Fromondin oikeusvertailevan tutkimuksen tavoitteena on tunnistaa ja kehittää edelleen oikeudellisia innovaatioita erityisesti yksityismetsien monimuotoisuuden turvaamiseksi.

Tähän mennessä tutkimuksen puitteissa on vertailtu alustavasti Suomen ja Ranskan yksityisten talousmetsien sääntelyä luonnon monimuotoisuuden turvaamisen kannalta<sup>10</sup>.

Sekä Suomen että Ranskan metsälainsäädännön tavoitteena on metsien käytön taloudellinen, sosiaalinen ja ekologinen kestävyys. Myös ohjauskeinotyyppien painotus näyttää samansuuntaiselta: sääntelyn perustana toimii hallinnollinen ohjaus, jota täydentävät taloudelliset kannustimet, ja uusien keinojen kehittämisessä painotetaan vapaaehtoisuutta. Taloudellinen kannustaminen metsien bioversiteetin turvaamiseen vaikuttaa Suomessa kestävän metsätalouden rahoituksesta annetun lain (KMRL) mukaisen ympäristötuen ja METSON uusien keinojen ansiosta Ranskaa kehittyneemmältä. Toisaalta Ranskassa on Natura 2000-verkoston toteuttamista varten kehitetty uusi sopimusperustainen keino, johon voi liittyä taloudellista tukea. Toinen uudehko vapaaehtoinen ohjauskeino Ranskan järjestelmässä on laissa säädetty yhteistyömekanismi (*Charte forestière de territoire*, CFT), jonka tarkoituksena on edistää metsänomistajatahon ja muiden intressiryhmien välistä yhteistyötä metsien monikäytön parantamiseksi. Suomen ja Ranskan metsiensääntelyn välillä on myös eroja, mm. rakenteen osalta. Suomen järjestelmä perustuu ilmoitusmenettelyn avulla valvottaviin metsälain säännöksiin, joita täydentää joukko *soft law* -tyyppisiä normistoja. Ranskassa taas metsälainsäädännön tavoitteiden sisältö ja keskinäinen painoarvo konkretisoituu alueellisissa tavoiteohjelmissa, jotka puolestaan toimivat pohjana alueellisille metsänhoitosuosituksille sekä sitoville metsäkohtaisille hoitosuunnitelmille. Toisaalta Suomessakin alueellisilla metsäviranomaisilla on keskeinen rooli metsäoikeuden tavoitteiden täytäntöönpanossa.

Metsien biodiversiteetin turvaaminen on Suomessa ja Ranskassa osittain samankaltaisten haasteiden edessä, koska metsätaloutta harjoitetaan luonnontilaisen kaltaisissa metsissä ja yksityismetsien osuus metsäpinta-alasta on huomattava. Myös vertailumaiden oikeustraditioissa on yhteisiä piirteitä, mm. yhteinen hallinto-oikeudellinen perinne ja yhteiselle kansainvälis- ja yhteisöoikeudelliselle taustalle perustuvat ympäristöoikeuden tavoitteet ja periaatteet. Nämä yhteiset nimittäjät vaikuttavat oletettavasti esim. siihen, minkä tyyppiset ohjauskeinot ja ohjauskeinoyhdistelmät koetaan legitimeiksi eli ovat hyväksyttäviä ja tosiasiallisesti hyväksytyjä<sup>11</sup>. Syyt Suomen ja Ranskan metsiensääntelyn yhtäläisyyksiin voidaan hakea tästä yhteisestä "legitimiteettipohjasta". Sääntelyn väliset erot, mm. eritasoisten suunnitelmien korostunut merkitys Ranskan metsäoikeudessa, saattavat taas johtua maiden hallinto- ja oikeuskulttuurien välisistä eroista, jolloin niiden siirtäminen suoraan oikeusjärjestelmästä toiseen voi olla ongelmallista.

Jatkossa Ranskan oikeustilanteen perusteellisempi analyysi voi auttaa ymmärtämään paremmin Suomen järjestelmää ja sen taustaa sekä antaa virikkeitä uusien ratkaisujen kehittämiseksi, jotta voidaan nykyistä paremmin vastata metsätalouden ja luonnon monimuotoisuuden yhteensovittamisen haasteisiin.

### **Biodiversiteetin turvaaminen ja metsien hiilensidonta**

Kun metsien hiilinieluja ja monimuotoisuutta lahoppulajiston osalta ylläpidetään vähentämällä tai jopa kokonaan pois jättämällä harvennushakkuut, yksityismetsänomistajalle aiheutuu kustannuksia menetetyn puuntuotannon osalta. Ahtikosken ym.<sup>12</sup> tutkimuksen mukaan METSO-monimuotoisuusohjelmassa innovoidut uudet kannustimiin perustuvat keinot voisivat tarjota mahdollisuuden hiilinielutoimintojen huomioon ottamiseen metsien monimuotoisuuden rinnalla (*win-win*). Esimerkiksi

luonnonhoitoalueiden suunnitelmiin voitaisiin sisällyttää harvennushakkuiden poisjättäminen luontoarvoiltaan arvokkaimpien alueiden osalla. Mikäli metsänomistajalle korvattaisiin julkishyödykkeiden yhteistuotanto kohteella, korvaus olisi luonnollisesti sovittava yhteen KMRL-tukien kanssa<sup>13,14</sup>. Samalla on huomattava, että erilaiset tuet ja korvaukset vaikuttavat puumarkkinoihin<sup>15,16</sup>.

Hiilinielukauppa voisi onnistuessaan tarjota mahdollisuuden kustannustehokkaaseen hiilen määrän lisäämiseen metsissä. Tukeen verrattuna hiilinielukaupan mahdollinen etu ohjauskeinona saattaisi juuri olla markkinavaikutuksissa. Kun nielen hinta määräytyisi markkinoilla, ohjauksen teho ei välttämättä laskisi puumarkkinoiden tarjonnan vähentyessä. Samalla voidaan kuitenkin menettää puutuotteista saatavaa fossiilisten polttoaineiden käyttöä korvaavaa ns. substituutiohyötyä. Ohjauskeinon valinta ei voi näin ollen perustua pitkällä tähtäimellä yksinomaan hiilinielujen ohjaukseen, vaan myös puutuotteet ja energiasubstituutiot huomioon ottavaan ohjaukseen, vaikka tutkimuksessa tarkastelua on haluttu rajata ennen kaikkea hiilensidontaa koskeviin ohjauskeinoihin. Metsien hiilensidontan kaupallistaminen voi myös vaarantaa talousmetsiin liittyviä muita arvoja, kuten biodiversiteetti- tai käyttöarvoja, ellei näitä näkökohtia oteta huomioon esimerkiksi tutkimuksessa Kokko ym. kehitetyn mallin mukaisessa hiilinieluluvassa.<sup>17</sup>

Biodiversiteetin turvaaminen eriytyy hiilinielutoimintojen lisäämisestä metsän vanhetessa, joten em. *win-win*-tuloksia ei voida yleistää talousmetsien kiertoajan kasvattamisen yhteyteen eikä esimerkiksi luonnonsuojelumetsien käsittelyyn. Kyse oli tässä tapauksessa kiertoaikojen alkuun, vastauudistetuille metsille, lasketuista arvoista ja lukemat olisivat erilaisia väli-ikäisissä ja vanhoissa puustoissa.<sup>12</sup> Näitä päätelmiä tukee esimerkiksi tutkimus Pohjola ym.<sup>18</sup>.

## **Tulosten pohdinta**

Tutkijat ovat tiedostaneet lainopillisen tutkimuksen rajat ja pyrkineet kehittämään oikeustieteellistä metodologiaa. Oikeudellisen tutkimuksen tueksi tarvittavaa empiiristä ja poikkiteieteellistä tietoa on saatu ja saadaan eri tutkimuskonsortioitten sisäältä ja myös tutkijoiden yhteyksistä käytännössä työskenteleviin toimijoihin. Oikeudellisia teorioita, ohjauskeinoja ja innovaatioita pyritään siis testaamaan käytännöstä eri tavoin saatavan tiedon avulla. Tulokset auttavat toisaalta teoreettisten mallien ja ohjauskeinojen kehittämisessä, toisaalta ne tukevat käytännön toimijoita heidän soveltaessa olemassa olevia oikeusnormeja.

Tulokset auttavat kehittämään aikaisempaa ekotehokkaampia ja kustannustehokkaampia ohjauskeinoja tai ainakin tunnistamaan niitä heikkouksia, joita metsien biodiversiteetin ja hiilinielujen turvaamiseen yhdessä liittyy. Eriyisen kiinnostavaa on Suomen oloihin sopivien oikeudellisten innovaatioiden etsiminen oikeusvertailun avulla sekä mahdollisuus yhteensovittaa biodiversiteetin turvaaminen ilmaston muutosta torjuviin ja vähentäviin ohjauskeinoihin samoilla metsäkohteilla *win-win*-tilanteissa. Todennäköistä tässä vaiheessa tutkimuksia kuitenkin on, ettei metsän kasvatustapojen ja ohjauskeinojen eriytymistä eri tavoittein painotetuissa metsäkohteissa voitane täysin välttää: mainittakoon edellä sanotusta haastavana esimerkkinä lahoppuun yhteys biodiversiteettiin, hiilinieluihin ja energiapuun tarjontaan.

# KIRJALLISUUS

- <sup>1</sup> Kokko, K. 2004. Biodiversity Law. Julkaisussa: Horne, P., Tönnies, S. & Koskela, T. (eds.). Proceedings of the Conference on Policy Instruments for Safeguarding Forest Biodiversity – Legal and Economic Viewpoints. Working Papers of the Finnish Forest Research Institute. [Verkkodokumentti]. Saatavissa: <http://www.metla.fi/julkaisut/workingpapers/2004/mwp001.htm>.
- <sup>2</sup> Kokko, K. 2004. Biologinen monimuotoisuus oikeudellisen turvan kohteena, lectio praecursoria. Lakimies 1/2004.
- <sup>3</sup> Kokko, K. 2003. Biodiversiteettiä turvaavat oikeudelliset periaatteet ja mekanismit. Suomalaisen Lakimiesyhdistyksen sarja A n:o 243.
- <sup>4</sup> Kokko, K. 2002. Kolme näkökulmaa Natura 2000 -suojeluun. Ympäristöjuridiikka 3-4/2002.
- <sup>5</sup> Kallio, P. 2001. Suotuisa suojelutaso luonnonsuojeluoikeudessa. Edita.
- <sup>6</sup> Kuusiniemi, K. 1998. Perusoikeudet ja biodiversiteetin suojelu. Ympäristöoikeudellisia tutkimuksia, Suomen Ympäristöoikeustieteen Seuran julkaisuja 30.
- <sup>7</sup> Kuusiniemi, K. 2001. Biodiversiteetin suojelu ja oikeusjärjestyksen ristiriidat. Oikeustiede – Jurisprudentia, Suomalaisen Lakimiesyhdistyksen vuosikirja 2001: 159–306.
- <sup>8</sup> Pappila, M. 1998. Metsien käytön sääntely ja biologinen monimuotoisuus. Ympäristöoikeudellisia tutkimuksia, Suomen Ympäristöoikeustieteen Seuran julkaisuja 30.
- <sup>9</sup> Pappila, M. 2004. Venäjän metsälainsäädäntö ja kansainväliset sitoumukset biologisen monimuotoisuuden turvaamiseksi. Turun yliopisto.
- <sup>10</sup> Fromond, L. 2006. Skyddet av den biologiska mångfalden i finsk och fransk skogsrätt. Helsingin yliopiston oikeustieteellisen tiedekunnan yksityisoikeuden laitoksen vuosikirja Business Law Forum 2006. (hyväksytty julkaistavaksi).
- <sup>11</sup> Tuori, K. 2000. Kriittinen oikeuspositivismi. Werner Söderström lakitieto.
- <sup>12</sup> Ahtikoski, A., Horne, P. & Kokko, K. 2006. Hiilinielujen ja biodiversiteetin turvaamisen ohjauskeinojen yhteensovittaminen. Teoksessa: Puu ilmastonmuutoksen hillitsijänä. Ympäristöklusterin tutkimusohjelman konsortion ”Suomen metsät ja puutuotteet ilmastonmuutoksen torjunnassa – nielut ja substituuotit sekä niiden taloudellinen ja oikeudellinen ohjaus” loppuraportti. Helsingin yliopisto, Metsäekonomian laitos, tutkimusraportteja 39.
- <sup>13</sup> Melkas, E. 2004. Ohjauskeinoista hiilinielujen edistämiseksi metsissä. Ympäristöjuridiikka 1/2004.
- <sup>14</sup> Melkas, E. 2006. Kestävän metsätalouden rahoitus hiilipolitiikan ohjauskeinona. Teoksessa: Puu ilmastonmuutoksen hillitsijänä. Ympäristöklusterin tutkimusohjelman konsortion ”Suomen metsät ja puutuotteet ilmastonmuutoksen torjunnassa – nielut ja substituuotit sekä niiden taloudellinen ja oikeudellinen ohjaus” loppuraportti. Helsingin yliopisto, Metsäekonomian laitos, tutkimusraportteja 39.
- <sup>15</sup> Uusivuori, J. 2006. Markkinavaikutukset. Teoksessa: Puu ilmastonmuutoksen hillitsijänä. Ympäristöklusterin tutkimusohjelman konsortion ”Suomen metsät ja puutuotteet ilmastonmuutoksen torjunnassa – nielut ja substituuotit sekä niiden taloudellinen ja oikeudellinen ohjaus” loppuraportti. Helsingin yliopisto, Metsäekonomian laitos, tutkimusraportteja 39.
- <sup>16</sup> Uusivuori, J. & Melkas, E. 2006. Kiertoaika hiilipolitiikan kohteena. Teoksessa: Puu ilmastonmuutoksen hillitsijänä. Ympäristöklusterin tutkimusohjelman konsortion ”Suomen metsät ja puutuotteet ilmastonmuutoksen torjunnassa – nielut ja substituuotit sekä niiden taloudellinen ja oikeudellinen ohjaus” loppuraportti. Helsingin yliopisto, Metsäekonomian laitos, tutkimusraportteja 39.
- <sup>17</sup> Kokko, K., Melkas, E. & Mononen, J. 2006. EU:n päästökauppa ja hiilinielut. Ympäristöjuridiikka. (hyväksytty julkaistavaksi).
- <sup>18</sup> Pohjola, J., Valsta, L. & Mononen, J. 2006. Metsät hiilinieluinä. Teoksessa: Puu ilmastonmuutoksen hillitsijänä. Ympäristöklusterin tutkimusohjelman konsortion ”Suomen metsät ja puutuotteet ilmastonmuutoksen torjunnassa – nielut ja substituuotit sekä niiden taloudellinen ja oikeudellinen ohjaus” loppuraportti. Helsingin yliopisto, Metsäekonomian laitos, tutkimusraportteja 39.



## SUOMEN METSÄISTEN LUONTOTYYPPIEN UHANALAISUUS ARVIOIDAAN

Tytti Kontula\* ja Anne Raunio<sup>a</sup>

Metsäisten luontotyyppien uhanalaisuutta selvitetään kattavasti ja yhtenäisin menetelmin Suomen luontotyyppien uhanalaisuusarvioinnissa, joka valmistuu vuoden 2007 loppuun mennessä<sup>1</sup>. Uhanalaisuusarvioinnin tavoitteena on tarjota vertailukelpoista tietoa luontotyyppisiin liittyvälle suunnittelulle ja päätöksenteolle, esimerkiksi tutkimuksen, suojelun, hoidon ja ennallistamisen kohdentamisen tarpeisiin. Luontotyyppien uhanalaisuusarviointi on laaja yhteistyöhanke, jota koordinoi Suomen ympäristökeskus ja rahoittaa ympäristöministeriö, maa- ja metsätalousministeriön koordinoima Monimuotoisuuden tutkimusohjelma (MOSSE) sekä Suomen ympäristökeskus. Metsähallitus tarjoaa hankkeelle merkittävän työpanoksen.

Uhanalaisuusarvioinnissa metsät edustavat yhtä seitsemästä luontotyyppiryhmästä, joille on kullekin koottu oma asiantuntijaryhmänsä. Muut luontotyyppiryhmät ovat Itämeri ja rannikko, sisävedet ja rannat, suot, kalliot ja kivikot, perinnebiotoopit sekä tunturit. Arviointiin osallistuu yhteensä lähes 80 ekologian, metsätieteen, maantieteen, geologian ja hydrobiologian asiantuntijaa eri tutkimuslaitoksista, yliopistoista, ympäristöhallinnosta sekä maa- ja metsätaloushallinnosta.

Metsien osalta uhanalaisuusarvioinnin aikana pyritään selvittämään, millaiset metsät ovat suurimmassa vaarassa hävitä Suomesta ja miten metsämme ovat ihmisen vaikutuksesta muuttuneet. Koko arviointihankkeen lopputuloksena saadaan luettelo ja kuvaukset Suomen uhanalaisista, silmälläpidettävistä ja puutteellisesti tunnetuista luontotyypeistä. Käytettävä uhanalaisuuden arviointimenetelmä pohjautuu Saksassa ja Itävallassa sovellettuihin periaatteisiin<sup>2,3</sup>, joita on hankkeen esiselvityksen aikana kehitetty edelleen<sup>1</sup>. Menetelmän kolme pääkriteeriä perustuvat luontotyyppien esiintymien määrän muutokseen (A), niiden laadun kehitykseen (B) sekä harvinaisen luontotyyppien esiintymien muutokseen (C). Uhanalaisuusarvioinnissa pyritään käyttämään pääasiassa kriteerejä A ja B, joissa tarkastelun lähtökohtana on luontotyyppien esiintymien kehitys viimeisen 50 vuoden aikana. A- ja B-kriteereissä voidaan ottaa huomioon myös ennuste tulevasta kehityksestä sekä jo ennen 1950-lukua tapahtunut taantuminen. Uhanalaisuusluokkaa voidaan edelleen tarkentaa luontotyyppien yleisyyden tai harvinaisuuden perusteella. Kriteeri C on tarkoitettu sellaisille harvinaisille luontotyypeille, joiden tiedetään taantuneen, mutta joiden kehityksestä ei ole riittävän tarkkaa tietoa kriteerien A tai B soveltamiseksi. Uhanalaisuusarviointia tekevät asiantuntijaryhmät kokoavat ja tulkitsevat inventointeihin, tutkimuksiin ja paikkatietoaineistoihin pohjautuvia tietoja luontotyyppien pinta-alan ja laadullisten ominaisuuksien kehityksestä.

Uhanalaisuusarviointia varten metsät on jaettu luontotyyppeihin kasvupaikkatekijöiden, vallitsevan puulajin sekä sukkessiovaiheen mukaan<sup>4</sup>. Sukkessiovaiheiden määräsuhteita sekä elävän ja kuolleen puuston rakennepiirteitä tarkastellaan etenkin tavanomaisten kangasmetsien uhanalaisuusarvioinnissa. Ihmisen aiheuttamia muutoksia arvioidaan myös joukossa erikoisempia metsäisiä luontotyyppejä, joihin lukeutuvat esimerkiksi

\* Suomen ympäristökeskus, PL 140, 00251 Helsinki, tytti.kontula@ymparisto.fi

<sup>a</sup> Suomen ympäristökeskus

tulvametsät, harjumetsät, jalopuustoiset metsät, rannikon primäärisuknessiometsät sekä puustoiset perinnebiotoopit. Myös korpi- ja rämemetsien tilaa selvitetään hankkeen aikana. Monien metsäisten luontotyyppien osalta uhanalaisuusarviointi edellyttää useamman asiantuntijaryhmän yhteistyötä.

Keskeisimpiä metsäisten luontotyyppien arviointityössä käytettäviä lähdeaineistoja ovat esimerkiksi Metsäntutkimuslaitoksen valtakunnan metsien inventoinnit (VMI) sekä Metsähallituksen ja Suomen ympäristökeskuksen tietojärjestelmät. Luontotyyppien esiintymien pinta-ala- ja laatutietojen selvittämiseksi on tehty uusia laskentoja aineistoista VMI1, VMI3, VMI5 ja VMI9 eli 1920-luvulta viimeisimpään inventointikierrukseen. Asiantuntijaryhmien käytössä ovat myös luonnonsuojelulain luontotyyppien inventointitiedot (Suomen ympäristökeskus) sekä metsälain erityisen tärkeiden elinympäristöjen kartoituksen yhteenvetotiedot (Metsätalouden kehittämiskeskus Tapio). Paikkatietoanalyysillä selvitetään lähinnä ranta- ja tulvametsien, harjumetsien sekä primäärisuknessiometsien määrää ja levinneisyyttä.

Luontotyyppien uhanalaisuusarvioinnin tulokset eivät ole tätä raporttia kirjoitettaessa vielä käytettävissä. On kuitenkin odotettavaa, että uhanalaista metsäluontoa edustavat esimerkiksi vanhan metsän suknessiovaiheet, joita ei talousmetsissä synny. Laadultaan uhanalaisiksi saatetaan nimetä myös metsien nuorempia suknessiovaiheita, jotka ovat muuttuneet rakenteeltaan ja lajistoltaan aiempaa yksipuolisemmiksi mm. taloudellisesti kannattavimman puulajin suosimisen, tehokkaiden harvennusten ja metsäpalojen torjunnan vuoksi.

Uhanalaisuusarvioinnissa noussevat esiin myös harju- ja dyynimetsät, joiden luonnetta on voimakkaasti muuttanut metsäpalojen ja toisaalta metsälaidunnuksen loppuminen. Kuiviin, etenkin etelän puoleisten rinteiden metsiin ovat aiemmin olennaisesti kuuluneet kasvipeitteeltään aukkoiset paahdeympäristöt<sup>5</sup>, jotka ovat nyttemmin metsistä lähes kadonneet. Uhanalaisia metsäisiä luontotyyppejä löytynee myös tulvametsien, puustoisten perinnebiotooppien, jalopuumetsien ja suometsien joukosta. Tarkemman kuvan kaikkien metsäisten luontotyyppien uhanalaisuudesta saamme arviointityön päätyttyä vuonna 2007.

## KIRJALLISUUS

- <sup>1</sup> Kontula, T. & Raunio, A. (toim.) 2005. Luontotyyppien uhanalaisuuden arviointi – menetelmä ja luontotyyppien luokittelu. Suomen ympäristö 765. 131 s. [Verkkojulkaisu]. Saatavilla: <http://www.ymparisto.fi/default.asp?contentid=138057&lan=FI>. [Viitattu 2006].
- <sup>2</sup> Blab, J., Riecken, U. & Ssyman, A. 1995. Proposal on a Criteria System for a National Red Data Book of Biotopes. *Landscape Ecology* 10(1): 41–50.
- <sup>3</sup> Essl, F., Egger, G. & Ellmauer, T. 2002. Rote Liste gefährdeter Biotoypen Österreichs. Konzept. Umweltbundesamt GmbH, Wien. Monographien Band 155. 40 s.
- <sup>4</sup> Ahlroth, P., Alanen, A., Heikkinen, R., Hokkanen, M., Kuuluvainen, T., Kuusinen, M., Lehtelä, M., Otsamo, A., Soininen, T., Tonteri, T. & Virkkala, R. 2005. Metsien luontotyyppit. Teoksessa: Kontula, T. & Raunio, A. (toim.). Luontotyyppien uhanalaisuuden arviointi – menetelmä ja luontotyyppien luokittelu. Suomen ympäristö 765. s. 82–90. [Verkkojulkaisu]. <http://www.ymparisto.fi/default.asp?contentid=138057&lan=FI>. [Viitattu 2006].
- <sup>5</sup> From, S. 2005. Paahdeympäristöjen ekologia ja uhanalaiset lajit. Suomen ympäristö 774. 86 s. [Verkkojulkaisu]. Saatavissa: <http://www.ymparisto.fi/download.asp?contentid=38319&lan=FI>. [Viitattu 2006].

## METSÄNOMISTAJIEN SUHTAUTUMINEN YHTEISTOIMINTAAN LUONNONARVOJEN SUOJELUSSA

Terhi Koskela<sup>a</sup>, Paula Horne<sup>a</sup>, Arto Naskali<sup>a</sup> ja Ville Ovaskainen<sup>a</sup>

Tutkimuksen tavoitteena oli selvittää, missä määrin metsänomistajat ovat kiinnostuneita yhteistyöstä luonnonarvojen suojelussa ja miksi yhteistyö kiinnostaa tai ei kiinnosta. Yksityismetsissä yksittäisen metsänomistajan omistama, ekologisesti arvokas metsäalue on usein pieni. Riittävän laajojen yhtenäisten alueiden muodostaminen monimuotoisuuden turvaamiseksi yksityismetsissä edellyttäisi metsänomistajien välistä yhteistoimintaa päätöksenteossa ja mahdollisesti myös luonnonarvojen ylläpito- tai lisäämistöimenpiteissä.

Pienten suojelualueiden ekologista vaikuttavuutta on kritisoitu mm. sen perusteella, että mitä pienempi elinympäristölaikku on kyseessä, sitä lyhyempi on laikulla elävän kannan odotettavissa oleva elinaika ja mitä harvemmassa sopivia laikkuja esiintyy, sitä vaikeampaa on uusien paikalliskantojen syntyminen<sup>1</sup>. Pienikokoisella suojelualueella on todennäköisesti vähemmän tietyille lajille sopivia elinympäristölaikkuja. Monet lajit tarvitsevat myös siirtymiseen esimerkiksi pesintä- ja ruokailupaikkojen välillä yhtenäisiä käytäviä.

Metsäntutkimuslaitos selvitti metsänomistajien näkemyksiä metsäluonnon monimuotoisuuden turvaamisesta vuonna 2003 valtakunnallisella kyselytutkimuksella<sup>2</sup>. Metsänomistajille lähetetyistä 3 000 kyselylomakkeesta 1 200:ssa selvitettiin muiden monimuotoisuuden turvaamiseen liittyvien kysymysten lisäksi myös metsänomistajien kiinnostusta yhteistyöhön lähiseudun metsänomistajien kanssa luonnonarvojen säilyttämisessä. Kyselyn palautusprosentti oli 42. Tuloksia esitetään frekvenssijakaumina ja avointen vastausten osalta aihepiireittäin jaoteltuina.

Tulosten perusteella metsänomistajien kiinnostus yhteistyöhön luonnonarvojen säilyttämisessä oli suhteellisen vähäistä. Neljä prosenttia metsänomistajista ilmoitti olevansa erittäin kiinnostunut tämänkaltaisesta toiminnasta. Runsas neljäsosa (27 %) vastasi, että yhteistyö luonnonarvojen suojelussa kiinnostaisi mutta tilalla ei ole suojeluun sopivia kohteita. Vastaajista 16 prosenttia ilmoitti olevansa mahdollisesti kiinnostunut yhteistyöstä luonnonarvojen suojelussa. Lähes kolmasosa (32 %) ei ollut kiinnostunut yhteistoiminnasta. Luonnonsuojelullisen yhteistyön käsite voi olla monille vieras, ja useampi kuin joka viides ei osannut vastata kysymykseen.

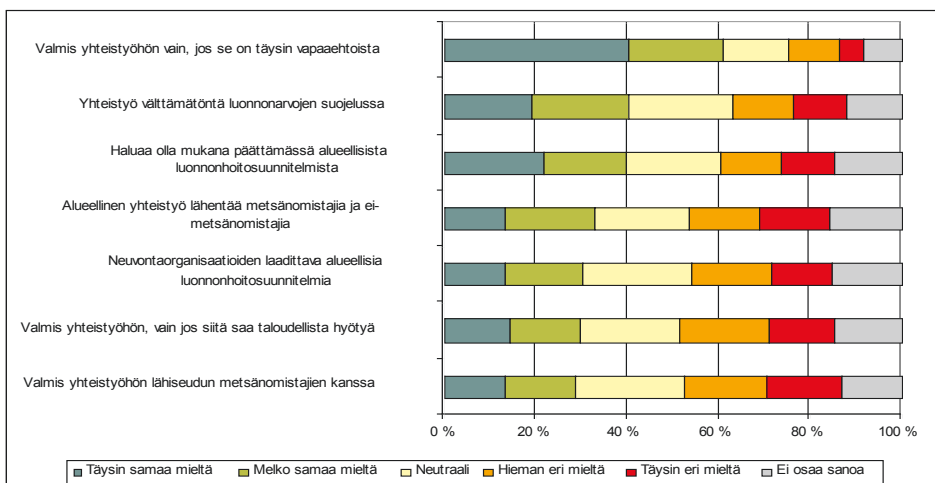
Jatkokysymyksenä edelliseen metsänomistajia pyydettiin kirjoittamaan, miksi yhteistyö luonnonarvojen suojelussa kiinnostaa tai ei kiinnosta. Kiinnostuksen syinä yhteistoimintaa kohtaan luonnonarvojen suojelussa mainittiin suurempien, yhtenäisten suojelualueiden tärkeys suojelutavoitteiden saavuttamiselle sekä kohteiden sijainti useamman tilan alueella. Yhteistyö kiinnosti myös siksi, että sitä kautta maanomistajan arvioitiin pääsevän vaikuttamaan suojeluhankkeiden toteutukseen ja päätöksentekoon. Kiinnostuksen

<sup>a</sup> Metsäntutkimuslaitos, Unioninkatu 40 A, 00170 Helsinki, sähköposti: terhi.koskela@metla.fi

<sup>a</sup> Metsäntutkimuslaitos

puutetta perusteltiin mm. yhteistyöstä mahdollisesti syntyvillä ristiriidoilla ja suojelun nykyisellään riittävällä määrällä. Myös ympäristöviranomaisten mahdollinen mukanaolo aiheutti epäluuloja. Yhteistyöllä aikaansaataavaa hyötyä luonnonarvojen suojelussa epäiltiin pieneksi, ja sen arvioitiin mahdollisesti supistavan metsänomistajan päätäntävaltaa. Usein luontoarvojen suojelua ja suojelun toteuttamista pidettiin jokaisen metsänomistajan omassa harkinnassa olevana asiana. Esitettiin myös näkemys, että metsänomistajat suojelevat ja hoitavat metsiään niin hyvin, että yhteistoiminta luonnonarvojen suojelussa on turhaa.

Väittäminä esitettyjen kysymysten perusteella 29 prosenttia metsänomistajista oli valmis osallistumaan yhteistyöhön lähiseudun metsänomistajien kanssa luonnonarvojen säilyttämiseksi. Kaksi viidesosaa piti metsänomistajien välistä yhteistyötä välttämättömänä (kuva 1). Yhteistoiminnan vapaaehtoisuutta pidettiin tärkeänä ja lähes kaksi kolmasosaa vastaajista olisi valmis yhteistyöhön vain, jos se on täysin vapaaehtoista. Melko moni oli kiinnostunut myös osallistumaan alueelliseen päätöksentekoon luonnonhoitosuunnitelmista. Taloudellisen edun saavuttamista piti yhteistyön edellytyksenä vajaa kolmannes metsänomistajista.



Kuva 1. Vastaajien suhtautuminen yhteistoimintaan luonnonarvojen suojelussa.

Useissa tutkimuksissa on havaittu maanomistajilla olevan varsin vähän kiinnostusta muodolliseen, sopimus pohjaiseen yhteistoimintaan<sup>3</sup>. Hyvin monien erilaisten tekijöiden on todettu vaikuttavan metsänomistajien välisiin koordinoituihin metsänhoitopäätöksiin<sup>4</sup>. Maanomistajien on todettu olevan yleensä huolissaan omistusoikeuden säilyttämisestä suojelua toteutettaessa<sup>5</sup>. Siksi yhteistoimintaan kannustavat, vapaaehtoiset keinot toimisivat todennäköisesti paremmin kuin pakottavat, olemassa olevia oikeuksia tavalla tai toisella rajoittavat yhteistoiminnan muodot. Maanomistajien yhteistoimintaa monimuotoisuuden suojelussa on testattu mm. Australiassa<sup>6</sup>. Ongelmana on, miten erilaiset luonnonsuojelutoimenpiteet koordinoidaan metsänomistajien kesken tavalla, joka hyödyttää tai tyydyttää heitä kaikkia ja on riittävän helposti sovellettavissa<sup>7</sup>.

Yksityismetsänomistajien suhtautumisesta yhteistoimintaan luonnonarvojen suojelussa tiedetään toistaiseksi melko vähän. Metsänomistajien saaminen mukaan omistusraajat ylittävään monimuotoisuuden turvaamisen suunnitteluun ja toteutukseen edellyttää kuitenkin metsänomistajien ennakoasenteiden ja näkemysten tuntemista sekä niiden huomioon ottamista.

Metsäluonnon monimuotoisuuden yhteistoimintaverkosto -kokeiluhankkeet ovat yksi METSO -ohjelman toimenpiteistä. Yhteistoimintaverkostohankkeiden yhtenä tavoitteena on lisätä vapaaehtoisuuteen perustuvaa paikallistason yhteistyötä eri tahojen välillä monimuotoisuuden turvaamisessa. Monimuotoisuuden turvaaminen useiden metsälöiden muodostamassa mosaikissa vaatii jonkinasteista omistusraajat ylittävää koordinaatiota. Vaikka metsänomistajien kiinnostus yhteistyötä kohtaan luonnonarvojen suojelussa näyttäisi olevan vielä melko maltillista, metsänomistajien hyväksyttävänä kokemia monimuotoisuuden turvaamisen yhteistoimintamuotoja voitaisiin kehittää ja tehdä tunnetuksi mm. yhteistoimintaverkostohankkeiden kautta.

## KIRJALLISUUS

- <sup>1</sup> Hanski, I. 2004. Paikalliskannan häviämiskansi. Teoksessa: Kuuluvainen, T., Saaristo, L., Keto-Tokoi, P., Kostamo, J., Kuuluvainen, J., Kuusinen, M., Ollikainen, M. & Salpakivi-Salomaa, P. (toim.). Metsän kätköissä - Suomen metsäluonnon monimuotoisuus, s. 95. Edita Publishing Oy. Helsinki.
- <sup>2</sup> Horne, P., Koskela, T. & Ovaskainen, V. (toim.). 2004. Metsänomistajien ja kansalaisten näkemykset metsäluonnon monimuotoisuuden turvaamisesta. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 933. 110 s.
- <sup>3</sup> Rickenbach, M. & Reed, A.S. 2002. Cross-boundary cooperation in watershed context: The sentiments of private landowners. *Environmental Management* 30: 584–594.
- <sup>4</sup> Jacobson, M.G. 2002. Factors affecting private forest landowner interest in ecosystem management: Linking spatial and survey data. *Environmental Management* 30: 577–583.
- <sup>5</sup> Stevens, T.H., Dennis, D., Kittredge, D. & Rickenbach, B. 1999. Attitudes and preferences toward co-operative agreements for management of private forestlands in the North-Eastern United States. *Journal of Environmental Management* 55: 81–90.
- <sup>6</sup> Windle, J., Rolfe, J., McCosker J., & Whitten, S. 2004. Designing auctions with landholder cooperation: results from experimental workshops. Research report No. 4. Establishing East-West Landscape Linkage in the Southern Desert Uplands Research Reports. Environmental Protection Agency and Central Queensland University, Australia. 41 s.
- <sup>7</sup> Ask, P. & Carlsson, M. 2000. Nature conservation and timber production in areas with fragmented ownership patterns. *Forest Policy and Economics* 1: 209–223.

# ONGELMAKOHTIA KUOLLEEN PUUN YLLÄPIDOSSA NYKYISISSÄ METSÄ- EKOSYSTEEMEISSÄ

Janne S. Kotiaho<sup>\*</sup>, Jari Kouki<sup>a</sup> ja Pekka Punttila<sup>b</sup>

Koska Suomen metsälajistosta noin neljännes on suoraan tai välillisesti riippuvaisia kuolleesta puusta<sup>1</sup>, on selvää, että kuolleella puulla on merkittävä rooli pyrkimyksissä ylläpitää metsien monimuotoisuutta: kuollut puu on resurssi jonka häviäminen väistämättä johtaa siitä riippuvaisten lajien häviämiseen. Kuolleen puun keskeisen monimuotoisuutta ylläpitävän roolin vuoksi on ymmärrettävää, että kuolleen puun määrän arviointiin on kiinnitetty ja kiinnitetään enenevässä määrin huomiota. Tässä tuomme esiin yhden ongelmakohtan kuolleen puun määrän arvioinnissa, joka vaikuttaa käsityksemme monimuotoisuuden mahdollisesta tilasta, ja kaksi ongelmakohtaa toimenpiteissä joiden uskotaan lisäävän kuolleen puun määrää ja vaikuttavan todelliseen monimuotoisuuden tilaan.

## Ongelmia kuolleen puun määrän arvioinnissa

Kuolleen puun määrän arviointiin saattaa sisältyä systemaattisia virheitä, jotka aiheutuvat esimerkiksi kartoittajasta tai käytetystä menetelmästä. Kotiaho ja Selonen<sup>2</sup> vertasivat METE-kartoituksessa arvioidun ja eri tutkimuksissa mitatun kuolleen puun tilavuuksia ja havaitsivat, että kuolleen puun arviointi tuottaa noin kolmanneksen pienempiä tilavuuksia verrattuna mitattuihin tilavuuksiin. Toisin sanoen, kuolleen puun arviointi systemaattisesti aliarvioi kuolleen puun määrän. Koska kuolleen puun määrä on keskeinen tieto metsän tilasta, tulee mittauksen ja arvioiden olla tarkkoja. Tästä huolimatta se tosiasia, että talousmetsien kuolleen puun määrä on kertaluokkaa luonnontilaisia pienempi johtaa siihen, että arviointivirheen korjaaminen ei merkittävästi muuta käsityksiämme kuolleen puun määrien alhaisesta tasosta.

Kuolleen puun määrää ei yleensä suhteuteta minkään erityisen lajin elinympäristövaatimukseen, vaan se raportoidaan tavallisesti keskilukuina. Niiden ekologinen tulkinta on kuitenkin tarpeen, samoin kuin sopivan keskiluvun käyttäminen. Kuolleen puun määrän arvioinnissa käytetään yleisesti kuolleen puun kuutiomäärän keskiarvoa hehtaaria kohden. METE-kartoituksen yhteydessä valtakunnan yksityismetsissä arvioidun kuolleen puuston tilavuuden jakauma on esitetty kuvassa 1. Kuvasta on nähtävissä, että kuolleen puuston tilavuuden jakauma on vahvasti vinoutunut siten, että suurimmalla osalla kohteista on vähän kuollutta puustoa, mutta joillakin kohteilla kuollutta puustoa on runsaasti. Kun aineisto on vahvasti vinoutunut, on sen kuvaamiseen syytä käyttää keskiarvon sijaan mediaania eli keskimmäistä havaintoa. Näin siksi, että vinoutuneessa aineistossa keskiarvo on ongelmallinen suure eikä sitä pystytä suhteuttamaan lajien ekologiisiin vaatimuksiin. Tätä ongelmaa kuvastaa hyvin se, että METE-aineistossa kuolleen puuston tilavuuden keskiarvo on 6,5 kuutiometriä hehtaaria kohden kun sen mediaani on 4,0 kuutiometriä hehtaarille. Toisin sanoen, keskiarvon käyttö systemaattisesti yliarvioi kuolleen puun määrän keskimääräisellä kohteella. Jos jokin laji edellyttää kuollutta puuta vähintään

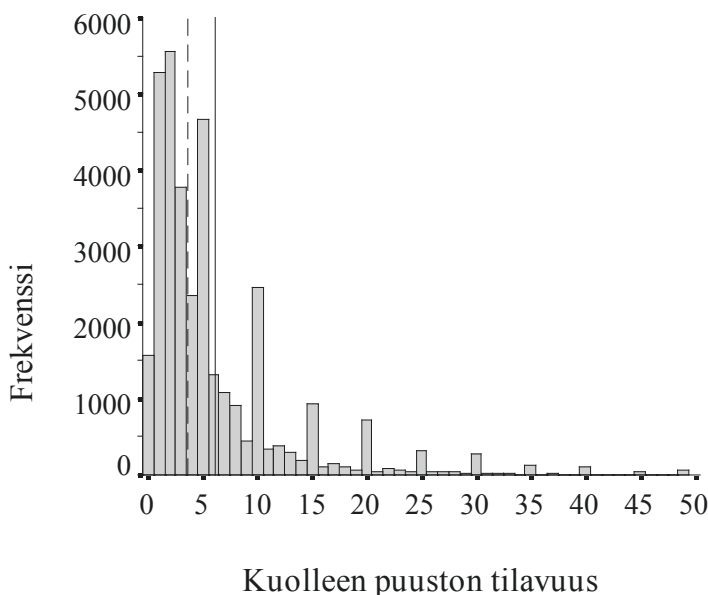
<sup>\*</sup>Bio- ja ympäristötieteiden laitos, PL 35, 40014 Jyväskylän yliopisto, sähköposti: janne.kotiaho@bytl.jyu.fi

<sup>a</sup> Joensuun yliopisto

<sup>b</sup> Suomen ympäristökeskus

5 m<sup>3</sup>/ha, voi keskiarvon avulla arvioida, että kohteet ovat suhteellisen hyviä ja että keskimäärin kaikki kohteet täyttävät lajin vaatimukset. Mediaanin avulla nähdään kuitenkin heti, että selvästi alle puolet tutkituista alueista täyttää kyseisen lajin vähimmäisvaatimukset. Jälkimmäinen tulkinta on oikea.

Kuvasta 1 ilmenee myös toinen kuolleen puun arviointiin liittyvä ongelmakohta: vaikka arviointi oli ohjeistettu tehtäväksi yhden kuutiometrin tarkkuudella, kuollut puusto on pääsääntöisesti arvioitu viiden kuutiometrin tarkkuudella.



Kuva 1. Kuolleen puuston tilavuuden frekvenssijakauma Suomen yksityismetsien METE-kartoituksessa<sup>2</sup>. Vaaka-akselilla on kuolleen puuston tilavuus kuutiometreinä ja pystyakselilla kuhunkin kuolleen puuston tilavuusluokkaan osuvien kohteiden kappalemäärä. Vaaka-akseli on katkaistu 50 kuutiometrin kohdalta. Tämä on tehty kuvan havainnollisuuden vuoksi eikä se vaikuta siitä vedettäviin johtopäätöksiin. Yhtenäinen pystyviiva kuvaa kuolleen puuston tilavuuden keskiarvoa ja katkoviiva mediaania.

### **Päästäkö ennallistamalla kuolleen puun tavoitemäärään 30 m<sup>3</sup>/ha suojelualueiden metsämaalla?**

Kertaluonteiseksi ajateltu, lyhyellä aikavälillä toteutettu ennallistaminen puita vaurioittamalla ja tappamalla tuottaa ennallistettavalle alueelle hetkellisesti runsaasti kuollutta puuta. Tästä huolimatta tavoite, jonka mukaan suojelualueiden metsämaan keskimääräinen kuolleen puun määrä nostetaan 30 kuutiometriin hehtaarilla seuraavan 20 vuoden kuluessa, on usein tavoittamattomissa. Tämä johtuu siitä, että ennallistamista harjoitetaan vain pienellä osalla suojelualueiden metsämaasta ja ennallistettavien kuvioiden tämän hetkinen puuston tilavuus on usein alhainen, koska toimenpiteitä ei yli 100-vuotiailla kuvioiden suositella. Lisäksi on huomattava, että suojelualueiden metsät ovat pääsääntöisesti nuorehkoja tai varttuneita metsiä (metsämaan metsistä vain 5,6 % > 140 vuotta), joissa on usein harjoitettu

metsätaloutta ennen suojelua. Tämä seikka vaikuttaa siihen, että suojelualueiden metsissä seuraavan noin sadan vuoden aikana luontaisesti muodostuva kuollut puu on suhteellisen pieniläpimittaista ja uhanalaisille lajeille usein sopimatonta ja nopeasti lahoavaa. Kun lisäksi huomioidaan se, että nyt ennallistamalla tuotettava kuollut ja pääosin pienikokoinen puu häviää metsistä suhteellisen nopeasti, johtaa tämä väistämättömään johtopäätökseen, että varsinkaan pitkällä tähtäimellä kuolleen puun määrällisiä tavoitteita ei ilman toistuvia ennallistamistoimia tulla saavuttamaan. Ennallistamistoimien pitäisi joka tapauksessa perustua pitkäjärjenteiseen arviointiin ennallistamisen vaikutuksista. Olennaista on arvioida, kuinka paljon kuollutta puuta syntyy suojelualueilla luontaisesti (esim.<sup>3</sup>) ja miten ennallistaminen parhaiten tukee luonnon omia kuolleen puun muodostumisprosesseja.

### **Säästöpuiden laatu ja niiden säilymisen turvaaminen**

Uudistusaloille jätettävän säästöpuuston avulla voidaan pyrkiä lahoppulajien aseman kohentamiseen talousmetsissä. Metsänhoitosuositukset suosittelvat ja sertifiointi edellyttää säästöpuiden jättöä hakkuualueille. Hännisen<sup>4</sup> selvityksen mukaan uudistusaloille jätettiin yksityismailla 3,4 m<sup>3</sup>/ha tai 8-10 runkoa ja Metsähallituksen mailla 5,8 m<sup>3</sup>/ha tai 12 runkoa eläviä säästöpuita tai muuta ainespuuta. Lisäksi alueille jäi noin kuution verran kuollutta puustoa. Selvityksen aineisto oli koottu 1996–1999. Säästöpuuston osalta on syytä kiinnittää huomiota kolmeen seikkaan: kriteeristön tiukkuuteen, säästöpuiden säilymiseen ja pitkäaikaiseen ohjeistukseen.

Hännisen<sup>4</sup> selvityksen jälkeen FFCS-sertifiointikriteerijä on muutettu niin, että ne edellyttävät vähintään 5-10 kpl läpimitaltaan vähintään 10 cm:n olevan puun jättämistä. Puut voivat olla joko kuolleita tai eläviä. Metsähallitus suosittelee suurempia määriä ja järempiä puita säästöpuiksi<sup>5</sup>. FFCS-kriteerien alaraja on hyvin vaatimaton. Jos alueelle jätetään 5 kpl kymmenensentistä kuollutta männynriukua, niillä ei juuri ole uhanalaisen lahoppulajiston kannalta merkitystä ja niiden nopea lahoaminen ei takaa lahoppuun jatkumoa. On luultavaa, että monilla uudistusaloilla noudatetaan jatkossa vain minimivaatimuksen täyttävää säästöpuumäärää. Tämä merkitsee sitä, että säästöpuuston määrä tulee selvästi laskemaan siitä, mitä Hännisen<sup>4</sup> selvityksessä havaittiin (ks. myös <sup>6,7</sup>). Jos säästöpuut ovat jatkossa vain kymmensenttisiä, niitä tulisi olla useita kymmeniä hehtaarilla, jotta niiden tilavuus vastaisi nykyistä havaittua määrää. Säästöpuiden mahdollisuudet lahoppulajiston turvaajina näyttävät vakavasti heikentyvän uusien sertifiointivaatimusten myötä (ks. esim. *Hyvärinen ym. T10*). Samalla metsiin muodostuva ja jäävä lahoppuusto uhkaa jäädä selvästi aiempaa alhaisemmaksi: yli 100-vuotiaiden metsämaan talousmetsien lahoppuun määrä, noin 3,3 m<sup>3</sup>/ha<sup>(8)</sup>, esimerkiksi vastaa noin 270 FFCS-kriteerien mukaista minimikokoista kuollutta säästöpuumäntyä (VMI-laskennassa tilavuus laskennalliselta kannonkorkeudelta siihen asti, kun runko kapenee 10 cm:ksi). Viisi tällaista puuta hehtaarilla vastaa yhteensä 0,06 m<sup>3</sup>/ha lahoppuuta, kun se tällä hetkellä on Etelä-Suomessa 2,7 m<sup>3</sup>/ha metsä- ja kitumaalla (ks. luvut 2 ja 4). Viisi rinnankorkeusläpimitaltaan 30 cm olevaa mäntyä hehtaarilla puolestaan vastaavat n. 3,6 m<sup>3</sup>/ha lahoppuuta. Nämä esimerkit valaisevat erinomaisesti sen, mikä merkitys FFCS-säästöpuukriteerin alhaisella säästöpuun minimiläpimitalla on verrattuna siihen, mikä oli käytännössä paljon järempien säästöpuiden merkitys ennen uudistetun kriteeristön voimaantumista vuonna 2005.

Järeiden säästöpuiden osalta ei ole kattavia selvityksiä siitä, miten hyvin ne hakkuualueilla säästyvät. Ainakin osa kaatuu melko nopeasti voimakkaiden tuulien takia. Tuulenkaadot



tarjoavat suotuisan elinympäristön monille lajeille, mutta ongelmana saattaa kuitenkin olla se, että tuulenkaadot ja muut kuolleet säästöpuut korjataan pois (ks. tiivistelmä *Kurttila ja Hänninen T26*). Salomäki<sup>9</sup> seurasi uudistusalojen säästöpuiden kohtaloa Isojoen kunnan alueella. Tulosten mukaan säästöpuita haettiin jo heti hakkuun jälkeisinä muutamana vuotena neljäsosalta kaikista uudistusaloista, etenkin jos puut kuolivat. Erityisen haitallista on se, että säästöpuiden jälkikorjuu kohdistui ennen kaikkea järeisiin mäntyihin ja koivuihin, joiden merkitys lajiston kannalta on suurin. Säästöpuiden osalta tulisi jollain keinoin pystyä varmistamaan, että puustoa ei alueilta viedä pois.

Huomiota tulisi myös kiinnittää säästöpuiden käsittelyyn hakkuukierron eri vaiheissa, erityisesti harvennus- ja päätehakkuiden yhteydessä. Jos kuvitteellinen metsä on vaikka 80-vuotiaista männikköä kun se hakataan ja jätettävät säästöpuut ovat samanikäisiä eläviä mäntypuita, niin säästöpuut ovat pääsääntöisesti yhä eläviä seuraavan hakkuukierron aikana 160 vuoden kohdalla. Nykykäytännössä ei ole ohjeita kuinka näitä puita kohdellaan silloin. On luotava ohjeistus jolla varmistetaan, että säästöpuut jotka hakkuualalle jätetään jäävät metsään pysyvästi koska muutoin niistä ei tule lahoppua ja niiden jätöllä tavoiteltava ekologinen hyöty jää saavuttamatta. Jos ajatellaan pitkällä tähtäimellä kuolleen puun jatkumoa talousmetsissä, on lisäksi huomattava se, että toisella hakkuukierrolla säästöpuita, jotka jätettiin ensimmäisellä kerralla, ei tule laskea säästöpuiksi vaan niiden lisäksi on jätettävä uusia säästöpuita. Tämä siksi, että jos vanhat säästöpuut kelpaavat uusiksikin säästöpuiksi silloin kuolleen puun jatkumo katkeaa jossain kohtaa tulevaisuutta.

Vastaavasti metsälakikohteiden ja muiden avainbiotooppien puustoa voidaan käsitellä varovaisin poimintahakkuuin, ja mikäli näin toimitaan yleisesti, kohteisiin ei muodostu järeää, iäkästä puustoa eikä järeää lahoppua. Tämä tulee vähentämään näiden kohteiden merkitystä luonnonmetsäpiirteistä (iäkkäät puuyksilöt, lahoppu) riippuvaisten lajien säilyttämisessä (ks. esim.<sup>6,7,10,11,12</sup>).

Talousmetsien lahoppuun määrää vähentää olennaisesti myös maapuun tuhoutuminen uudistushakkuissa ja maanmuokkauksessa<sup>6,7,13</sup>. Lisäksi kovaa vauhtia yleistyvää hakkuutähteen (mm. latvukset ja kannot) energiakäyttö vähentää talousmetsien lahoppuun määrää entisestään, ja mikäli hakkuutähteen käyttö saavuttaa sille KMO:ssa asetetun tavoitetason<sup>14</sup>, lahoppuun määrä tulee tulevaisuudessa entisestään vähenemään talousmetsissä: on arvioitu, että samaan aikaan kun säästöpuuston nykymäärällä pystytään lisäämään uudistusalojen lahoppumäärää ehkä 0,5 miljoonaa kuutiometriä, energiapuun korjuu vähentää kymmenkertaisen määrän – noin 5 miljoonaa kuutiometriä – lahoavaa hakkuutähdettä (ks.<sup>15</sup>).

## KIRJALLISUUS

- <sup>1</sup> Siitonen, J. 2001. Forest management, coarse woody debris and saproxylic organisms: Fennoscandian boreal forests as an example. *Ecological Bulletins* 49: 11–41.
- <sup>2</sup> Kotiaho, J. S. & Selonen, V. A. O. 2006. Metsälain erityisen tärkeiden elinympäristöjen kartoituksen laadun ja luotettavuuden analyysi. Suomen ympäristö, painossa.
- <sup>3</sup> Nieminen, E. 2006. Lahoppuusta riippuvaisten lajien elinmahdollisuudet Kolin kansallispuistossa nyt ja tulevaisuudessa: Ennuste lahoppuun määrällisistä ja laadullisista muutoksista vuosina 2003–2063. Joensuun yliopisto, metsätieteellinen tiedekunta, metsäympäristön hoidon ja suojelun pro gradu. 92 s.
- <sup>4</sup> Hänninen, H. 2001. Luontokohteet ja säästöpuusto talousmetsien hakkuissa - seurantatulokset vuosilta 1996–99. *Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja* 812: 81–95.
- <sup>5</sup> Heinonen, P., Karjalainen, H., Kaukonen, M. & Kuokkanen, P. (toim.). 2004. Metsätalouden Ympäristöopas. Metsähallitus.

- <sup>6</sup> Punttila, P. 2005. Liite 3. Täydennyksiä metsäelinympäristöjä käsittelevään kappaleeseen 3.2. Teoksessa: Hildén, M., Auvinen, A.-P. & Primmer, E. (toim.). Suomen biodiversiteettiohjelman arviointi. Suomen ympäristö 770. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. s. 222–227.
- <sup>7</sup> Punttila, P., Virkkala, R., Auvinen, A.-P., Toivonen, H., Kaipainen, H., Söderman, G. & Mannerkoski, I. 2005. Metsät. Teoksessa: Hildén, M., Auvinen, A.-P. & Primmer, E. (toim.). Suomen biodiversiteettiohjelman arviointi. Suomen ympäristö 770. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. s. 37–51.
- <sup>8</sup> Metsien suojelun tarve Etelä-Suomessa ja Pohjanmaalla. 2000. Etelä-Suomen ja Pohjanmaan metsien suojelun tarve -työryhmän mietintö. Suomen ympäristö 437. 284 s.
- <sup>9</sup> Salomäki, M. 2005. Säästöpuut Isojoen sahan avohakkuualueilla 2000–2004. Joensuun yliopisto, Metsätieteellinen tiedekunta. Joensuun yliopisto. 47 s.
- <sup>10</sup> Pykälä, J. 2004. Effects of new forestry practices on rare epiphytic macrolichens. *Conservation Biology*, 18, 831–838.
- <sup>11</sup> Pykälä, J. 2006. Effectiveness of Forest Act habitats to protect threatened species in Finnish managed forests. Submitted manuscript.
- <sup>12</sup> Pykälä, J., Heikkinen, R. K., Toivonen, H. & Jääskeläinen, K. 2006. Importance of Forest Act habitats for epiphytic lichens in Finnish managed forests. *Forest Ecology and Management*, 223, 84–92.
- <sup>13</sup> Hautala, H., Jalonen, J., Laaka-Lindberg, S. & Vanha-Majamaa, I. 2004. Impacts of retention felling on coarse woody debris (CWD) in mature boreal spruce forests in Finland. *Biodiversity and Conservation*, 13, 1541–1554.
- <sup>14</sup> Kansallinen metsäohjelma 2010. 1999. Maa- ja metsätalousministeriö. Maa- ja metsätalousministeriön julkaisuja, 2/1999. 38 s.
- <sup>15</sup> Hetemäki, L., Harstela, P., Hynynen, J., Ilvesniemi, H. & Uusivuori, J. (toim.) 2006. Suomen metsiin perustuva hyvinvointi 2015. Katsaus Suomen metsäalan kehitykseen ja tulevaisuuden vaihtoehtoihin. Metlan työraportteja 26. 250 s. [Verkkajulkaisu]. Saatavissa: <http://www.metla.fi/julkaisut/workingpapers/2006/mwp026.htm>. [Viitattu 2006].

# SÄÄSTÖPUIDEN, METSÄNHOIDOLLISEN KULOTUKSEN JA ENNALLISTAMISPOLTOJEN VAIKUTUS YTIMENNÄVERTÄJIEN JA TUKKIMIEHENTÄIDEN AIHEUTTAMIIN METSÄTUHOIHIN

Jari Kouki<sup>\*</sup>, Petri Martikainen<sup>a</sup>, Osmo Heikkala<sup>a</sup>, Esko Hyvärinen<sup>a</sup>, Erkki Järvinen<sup>a</sup>, Harri Lappalainen<sup>a</sup>, Aki Pitkänen<sup>a</sup>, Kaisa Törmänen<sup>a</sup> ja Heli Viiri<sup>b</sup>

Säästöpuiden jättäminen ja tulen käyttö uudistamisen yhteydessä ovat nykyisin suositeltavia keinoja metsäluonnon monimuotoisuuden ylläpitämiseksi talousmetsissä. Suojelualueilla tulta käytetään myös ennallistamistarkoituksessa. Näillä menetelmillä pyritään osaltaan lisäämään metsiin muodostuvan lahopuun määrää. On kuitenkin mahdollista, että nämä menetelmät lisäävät myös tuholaisten aiheuttamia ongelmia talousmetsissä. Esittelemme tässä tuloksia kokeellisesta tutkimusasetelmasta, jolla olemme selvittäneet ytimennävertäjien ja tukkimiehintäin aiheuttamia tuhoja erilaisissa säästöpuu- ja kulotuskäsittelyissä mäntyvaltaisten metsien päätehakkuiden yhteydessä.

Laajamittaisessa faktorikokeen mukaisessa koejärjestelyssä tutkittiin sekä tulen käytön että erilaisten säästöpuumäärien vaikutuksia lajien runsauksiin ja niiden aiheuttamiin tuhoihin. Tutkimus käynnistettiin vuonna 2000 ja koekäsittelyt toteutettiin vuosina 2000–2001. Koealueet olivat kooltaan 3–5 hehtaaria. Säästöpuumääriä vaihdeltiin neljällä tasolla: 0, 10 ja 50 m<sup>3</sup>/ha ja näiden lisäksi hakkaamaton metsä. Koealueita oli yhteensä 24, joista puolet poltettiin hakkuukäsittelyiden jälkeen. Tukkimiehintäin aiheuttamien taimituhojen selvittämiseksi alueille istutettiin ja kylvettiin mäntyjä, joiden elossa pysymistä ja kasvua seurattiin.

## Ytimennävertäjien aiheuttamat kasvaintuhot<sup>1</sup>

Pystynävertäjät (*Tomicus piniperda*) ja vaakanävertäjät (*T. minor*), joita kutsutaan yhteisellä nimellä ytimennävertäjät, voivat aiheuttaa hakkuualoja ympäröivissä männiköissä huomattavia kasvutappioita, jos ne pääsevät syystä tai toisesta runsastumaan esimerkiksi hakkuutähteissä, hakatussa puutavarassa tai kuolleissa säästöpuissa. Kasvutappiot johtuvat näiden kaarnakuoriaisten tavasta syödä mäntyjen latvuksissa viimeisiä vuosikasvaimia ontoiksi, minkä seurauksena kasvaimet tippuvat maahan. Puiden kasvu voi alentua jopa puoleen normaalista, jos vioitus on hyvin voimakasta, mutta puut eivät normaalisti kuole voimakkaankaan vioituksen seurauksena. Tuhon merkitystä voidaan arvioida maahan pudonneiden kasvainten määriä laskemalla.

Seurasimme pudonneiden kasvainten määriä tutkimusaloihimme rajautuvissa männiköissä vuosina 2003 ja 2004, eli 2–3 vuotta hakkuiden ja polttojen jälkeen. Lisäksi laskimme ytimennävertäjien syömäkuvioita tutkimusaloilta kaadetuista koepuista ja pyydystimme kuoriaisia ikkunapyydyksillä.

<sup>\*</sup>Joensuun yliopisto, Metsätieteellinen tiedekunta, PL 111, 80101 Joensuu, sähköposti: jari.kouki@joensuu.fi

<sup>a</sup>Joensuun yliopisto, <sup>b</sup>Metsäntutkimuslaitos

Pudonneiden kasvainten määrät kohosivat aluksi jossain määrin kaikkien käsittelyjen seurauksena verrattuna hakkaamattomiin kontrollimetsiin. Kolmantena käsittelyjen jälkeisenä vuotena kasvainten määrät olivat huomattavasti koholla hakatuilla kohteilla enää vain sellaisten poltettujen koealojen ympäristössä, joille oli jätetty säästöpuita, sekä yhdessä poltetussa hakkaamattomassa metsässä, jossa tulen intensiteetti oli voimakkain tappaen myös joitakin isoja mäntyjä. Sielläkin kasvaintuhot rajoittuivat poltetun alueen sisäpuolelle.

Kasvaintuhot jäivät kaikissa tapauksissa niin pieniksi (alle 18 000 kasvainta/ha) että mittauksin todettavia kasvutappioita tuskin aiheutui. Paljon suurempia kasvaintuhoja on havaittu aiemmissa tutkimuksissa esim. harvennushakkuiden yhteydessä ja puutavarapinojen ympäristöissä. Lisäksi pudonneet kasvaimet keskittyivät suurimmaksi osaksi vain muutamien kymmenien metrien etäisyydelle hakkuualan reunasta. Vaikka tuli tappoikin huomattavan osan säästöpuista, ne eivät ilmeisesti olleet kovin soveliaita ytimennävertäjien lisääntymisen kannalta, koska kaarnakuoriaiset olivat jo ehtineet parveilla ennen kulotuksia ja toisaalta puut ehtivät jo kuivua ennen seuraavaa kevättä. Polttokohteiden kaadetuissa koepuissa todettiin vain melko vähän ytimennävertäjien syömäkuvioita. Ainakin tämän tutkimuksen perusteella näyttäisi siis siltä, että säästöpuut ja tulen käyttö eivät välttämättä lisää ytimennävertäjien aiheuttamia kasvaintuhoja sen enempiä kuin perinteisetkään metsänkäsittelytavat.

#### **Tukkimiehentäin aiheuttamat taimituhot<sup>2,3,4</sup>**

Tukkimiehentäi (*Hylobius abietis*) ja sen lähisukuiset muut tukkikärsäkkäät (*H. pinastri* ja *H. piceus*) ovat merkittäviä havumetsiköiden alkuvaiheen taimituhojen aiheuttajia. Lajeista etenkin tukkimiehentäi on merkittävä tuholainen, jolta taimia pyritään suojaamaan sekä maanmuokkauksen avulla että istutustaimien torjunta-ainekäsittelyillä. Tukkimiehentäit ovat hyötyneet avohakkuihin perustuvasta metsänhoidosta, koska avohakkuualueet istutustaimineen ovat niille suotuisia elinympäristöjä. Lajit näyttävät suosivan myös kulotettuja alueita, ja siksi sekä ennallistamispoltot että metsänhoidolliset kulotukset saattavat lisätä tukkikärsäkkäiden aiheuttamia tuhoja.

Lukuun ottamatta *Hylobius piceusta*, nämä tukkikärsäkkäslajit esiintyivät runsaina ja niiden aiheuttamat vahingot olivat merkittäviä kaikissa kokeen hakkuukäsittelyissä. Kulotus hakatuilla alueilla lisäsi sekä tukkimiehentäin runsautta että taimituhoja. Kivennäismaan paljastaminen kevyellä maanmuokkauksella vähensi taimiin kohdistuvia vaurioita. Huomattavaa oli, että tuhot vähenivät kulotetuilla alueilla etenkin silloin, kun säästöpuita oli jätetty alueelle runsaasti (50 m<sup>3</sup>/ha). On mahdollista, että säästöpuut ovat kuoriaisille vaihtoehtoinen ravintokohde, joiden ansiosta taimiin kohdistuva syönti jää vähäiseksi. Tukkimiehentäituhon vähentämiseksi olisikin suositeltavaa jättää riittävän runsaasti säästöpuita etenkin niille männyille uudistettaville kohteille, joilla tehdään myös metsänhoidollinen kulotus. Säästöpuumäärien kasvattaminen kulotettavilla paikoilla on hyödyllistä myös mm. monien lahopuista riippuvaisten uhanalaisten kovakuoriaisten kannalta.

Nämä tutkimukset eivät ole saaneet rahoitusta MOSSE-tutkimusohjelmasta.

# KIRJALLISUUS

- <sup>1</sup> Martikainen, P., Kouki, J., Heikkala, O., Hyvärinen, E. & Lappalainen, H. 2006. Effects of green-tree retention and prescribed burning on the crown damage caused by the pine shoot beetles (*Tomicus* spp.) in pine-dominated timber harvest areas. - *Journal of Applied Entomology* 130: 37–44.
- <sup>2</sup> Pitkänen, A., Kouki, J., Viiri, H. & Martikainen, P. The effects of forest burning and the intensity of timber harvest on the occurrence of pine weevils *Hylobius* spp. in forest regeneration areas. (käsi­kirjoitus).
- <sup>3</sup> Pitkänen, A., Törmänen, K., Kouki, J., Järvinen, E. & Viiri, H. 2005. Effects of green tree retention, prescribed burning and soil treatment on pine weevil (*Hylobius abietis* and *Hylobius pinastri*) damage to planted Scots pine seedlings. *Agricultural and Forest Entomology* 7: 319–331.
- <sup>4</sup> Törmänen, K. 2004. Kulituksen ja säästöpuiden vaikutus männyn istutustaimien tukkimiehentäituhoihin. Pro gradu. Joensuun yliopisto, Metsätieteellinen tiedekunta. 55 s.

# METSÄNOMISTAJAN PÄÄTÖKSENTEON TUKEMINEN LUONNONARVOKAUPASSA

Mikko Kurttila<sup>\*</sup>, Jouni Pykäläinen<sup>a</sup> ja Pekka Leskinen<sup>a</sup>

Vapaaehtoisessa metsien suojelun tilanteessa metsänomistaja ei ole esim. metsälain perusteella velvoitettu tilallaan sijaitsevan kohteen suojeluun. Hän kuitenkin tekee suojelupäätöksestä sitovan sopimuksen toisen osapuolen (ostajan) kanssa. Tämä on hänelle uusi päätösongelma: Millä korvaustasolla sopimus tilalla sijaitsevan monimuotoisuuskohteen suojelusta kannattaa tehdä? Korvaustasoon ja koko sopimuksen syntymiseen vaikuttavat useat tekijät, kuten suojelukohteen arvo monimuotoisuuden kannalta, suojelukauden pituus, kohteen vaihtoehtoiset käyttömahdollisuudet, omistajan tilan muiden metsien tuotantomahdollisuudet ja omistajan tavoitteet.

Omistaja tarvitsee päätöstukea erityisesti määrittäessään itse suojelun hintapyyntöä. Toisaalta päätöstukea tarvitaan myös tilanteessa, jossa ostaja määrittää omistajalle tarjottavan korvauksen. Tällöinkin omistajan on pohdittava kannattaako kohde suojella tarjotulla korvaustasolla. Luonnonarvokaupan kokeiluhankkeissa on käytetty kumpaakin tapaa.

## Monimuotoisuuskohteen laatu

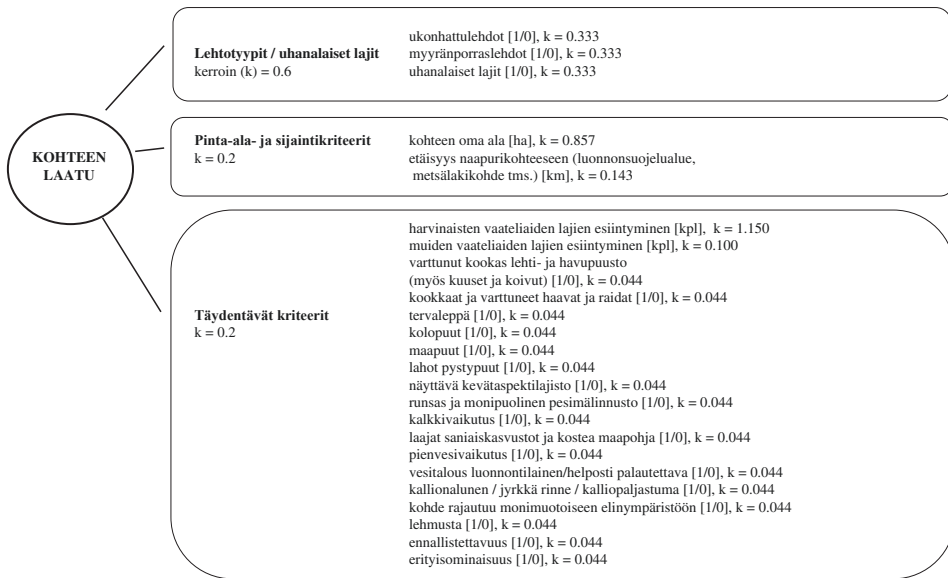
Tarjotessaan kohdetta suojeluun omistajalla voi olla oma näkemys sen monimuotoisuudesta. Näkemys voi kuitenkin poiketa huomattavasti ostajan kriteereistä. Tästä syystä kohteen laatu tulisi kuvata omistajalle objektiivisesti ostajan kriteereihin perustuen ja helposti ymmärrettävässä muodossa.

Keski-Karjalan lehtoverkostohankkeen käytössä on asiantuntijamalli (monitavoitteinen hyötymalli), joka pyrkii kuvaamaan Keski-Karjalaisten lehtojen "hyvyyden"<sup>1,2</sup>. Tämän ns. "Metsätähti"-mallin laatimisen lähtökohtana on käytetty METSO-ohjelmaa varten laadittuja kriteereitä<sup>3</sup>, mutta siinä on otettu huomioon myös ko. lehtovyöhykkeen erityispiirteitä (kuva 1, ukonhattulehdot ja myyränporraslehdot). Malli on laadittu siten, että alueen lehdot tunteva biologi on määrittänyt mallin kriteerit ja niiden painoarvot. Malli on pyritty laatimaan helppokäyttöiseksi, sillä monen kriteerin kohdalla arvioidaan pelkästään onko kohteella tiettyä kriteeriä. Jotkut kriteerit, esim. kohteen pinta-ala, mitataan tarkemmin. Toisaalta mallin käyttö edellyttää jonkin verran lajituntemusta.

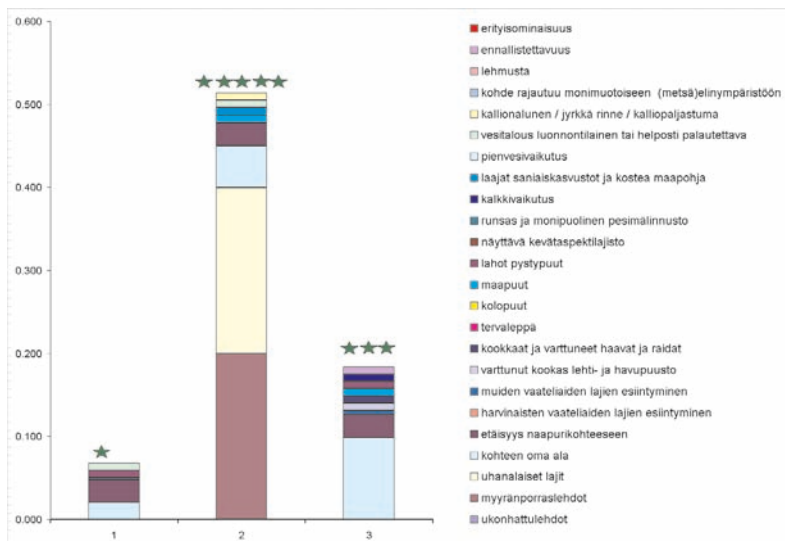
Metsätähti-mallin tuottama kohteen hyvyysarvo ei ole sellaisenaan hyödyllinen metsänomistajalle, koska sille ei ole selkeää vertailukohtaa. Hyvyysarvot luokitellaankin mallissa viiteen tähtiluokkaan. Monimuotoisuudeltaan hyvin vaatimaton kohde (joka kuitenkin voitaisiin suojella) saa yhden tähden, kun taas huippukohde saa viisi tähteä. Tähdityksen lisäksi kohteen monimuotoisuusarvon koostumusta havainnollistetaan graafisesti (kuva 2) ja sanallisesti. Tässä kuvauksessa voidaan listata myös ominaisuuksia, joita kohteelta puuttuu.

<sup>\*</sup> Metsäntutkimuslaitos, PL 68, 80101 Joensuu, sähköposti:mikko.kurttila@metla.fi

<sup>a</sup> Metsäntutkimuslaitos



Kuva 1. Metsätähti-mallin päätöshierarkia. Kunkin kriteerin jälkeen on esitetty hakasuluissa kriteerin mittaamista ([0,1] tarkoittaa, että kriteeriä joko on tai ei ole kohteella) ja sen jälkeen on esitetty kriteerille annettu painokerroin (k)



Kuva 2. Kolmen erilaisen kohteen hyvyys ja tähtien lukumäärä määritettynä Metsätähti-mallilla. Keskimmäinen kohde on viiden tähden kohde lähinnä koska se on myyränporraslehtoa ja koska sieltä on löytynyt uhanalaisia lajeja.

## Vaihtoehtoiskustannus metsikkötasolla

Luonnonarvokaupalle tyypillisessä määräaikaisessa suojelussa voidaan suojelun seurauksena mahdollisesti pienenevät hakkuutulot laskea eri ajanhetkiltä saatavien nettotulojen nykyarvojen erotuksena. Esimerkiksi optimaalisen hakkuuajankohdan ohittaneessa metsikössä kustannus hakkuun lykkäämisestä kymmenellä vuodella lasketaan erotuksena metsikön tämänhetkisestä hakkuutulosta (-uudistamiskustannus + maan arvo) ja suojelukauden jälkeen saatavasta nykyarvotetusta hakkuutulosta (-uudistamiskustannus + maan arvo).

Esitetyllä menettelytavalla saadaan eri korkokantaa apuna käyttäen arvioitua tulonmenetyksen, jossa kuitenkin oletetaan, että omistajan tavoitteena on pelkkä nettotulojen maksimointi. Laskelma ei perusmuodossaan ota huomioon esim. puun hinnan kehitystä tai keskimääräisestä poikkeavaa tuhoriskiä. Näiden tekijöiden merkitystä olisi myös syytä arvioida omistajalle neuvontaa annettaessa.

## Tilatason vaihtoehtoiskustannuksen määrittäminen

Erityisesti määräaikaisessa suojelussa tarvitaan koko tilan tasolla tapahtuvaa tarkastelua, koska suojelusta aiheutuvia vaikutuksia on mahdollista kompensoida tilan muiden metsien käyttöä sopeuttamalla. Lisäksi sitä tarvitaan metsien käytön monitavoitteisuuden vuoksi.

Tilatason vaihtoehtoiskustannusta voidaan kutsua minimihintapyynnöksi. Minimihintapyynnön määrittämisen lähtökohtana on omistajan kanssa toteutetun suunnittelustunnon lopputuloksena syntynyt ja omistajan hyväksymä metsäsuunnitelma ja sen omistajalle tuottama kokonaishyöty. Minimihintapyynnön mukainen suojelukorvaus ja yhdessä tilan muiden metsien käsittelyn kanssa tuottavat omistajalle saman kokonaishyödyn kuin mitä hän saa lähtökohtana käytetyn metsäsuunnitelman mukaisesta tilansa metsien käytöstä<sup>4</sup>. Minimihintapyynnössä otetaan huomioon, että suojelukorvauksen lisäksi suojeltu metsikkö voi tuottaa omistajalle ei-rahallista hyötyä (esim. puuston tilavuus, virkistysarvot). Nämä yhdessä tilan muiden metsien käsittelyjen sopeuttamisen kanssa kompensoivat omistajalle hakkuusta luopumisesta mahdollisesti aiheutuneen haitan. Minimihintapyynnön määrittämistä varten tarvitaan tuoreet kuviotiedot omistajan metsistä, kuvioille simuloitujen käsittelyvaihtoehdot, omistajan tavoitteiden numeerinen kuvaus sekä laskelmien toteuttamiseen soveltuva optimointimenetelmä. Tarkan tavoitekuvauksen sijasta on myös mahdollista käyttää vuorovaikutteista suunnitteluetetta<sup>5</sup>. Minimihintapyynnön määrittämistä on syksyn 2005 aikana testattu Keski-Karjalan lehtoverkostoon osallistuvien metsänomistajien kanssa. Sen määrittäminen on vienyt aikaa n. 2-3 tuntia, mutta on huomattava, että istunnon tuloksena syntyy samalla omistajan tavoitteet maksimoiva metsäsuunnitelma.

## Lopuksi

Metsänomistajat tarvitsevat uudenlaiseen metsien käyttöön liittyvään päätösongelmaan uudenlaista päätöstukea. Mikäli luonnonarvokauppa yleistyy, saanevat omistajat yllä kuvatun päätöstuen lisäksi tietoonsa myös toteutuneiden suojelusopimusten hintatietoja. Tämä tieto yhdistettynä kohteiden laatua kuvaavaan tietoon on arvokasta. Jos ostajan



tavoitteet kohteiden hankinnassa muuttuvat, menneitä tapahtumia kuvaavien tietojen arvo luonnollisesti laskee.

Yllä esiteltyjen päätöstukimenetelmien avulla omistajalle tuotetaan päätöstukea hintapyynnön määrittämisen tueksi tai hänelle esitetyn korvauksen riittävyyden arviointia varten. Ne on tarkoitettu omistajan sekä omistajalle neuvontaa antavien tahojen käyttöön. Toisaalta Metsätähti-malli sopii myös kohteiden ostajan työkaluksi. Esitettyjen päätöstukimenetelmien avulla ei pyritä hakemaan mahdollisimman alhaista suojelukorvausta. Omistajan kannattaa luonnollisesti pyrkiä saamaan kohteestaan paras mahdollinen korvaus. Omistajan kannattaa tietenkin ottaa huomioon, että korkea hintapyyntö ei välttämättä johda sopimukseen, ainakaan jos kohteita on tarjolla enemmän kuin ostajalla on rahaa. Voi myös olla, että huonolaatuisen kohteen vaihtoehtokustannus on korkea; tällöin edellytykset suojelusopimuksen syntymiselle eivät ole kovin hyvät. Toisaalta, jos omistaja on jo aiemmin päättänyt olla hakkaamatta kohdetta, jo pienikin korvaus tuottaa omistajalle lisätuloa. Tekemällä sopimuksen omistaja kuitenkin menettää oman päätösvaltansa: hän ei voi omien tavoitteidensa tai toimintaympäristön muuttuessa ainakaan helposti muuttaa päätöstään.

## KIRJALLISUUS

- <sup>1</sup> Pykäläinen, J. & Kurttila, M. 2005. Metsätähti-malli luonnonarvokaupan kohteiden arviointiin yksityismetsissä. Julkaisussa: Store, R., Heino, E. (toim.). Ekologinen tietämys ja metsäsuunnittelu - menetelmiä, näkökulmia ja tutkimustuloksia. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 939: 63–70.
- <sup>2</sup> Pykäläinen, J., Kurttila, M. & Hakalisto, S. 2005. Evaluating potential protection areas by means of multi-attribute priority analysis for the Central Karelia herb-rich forest network pilot project in eastern Finland. In: Veltheim, T. & Pajari, B. (toim.). Forest Landscape Restoration in Central and Northern Europe. EFl Proceedings 53: 145–151.
- <sup>3</sup> Etelä-Suomen metsien luonnonsuojelubiologiset kriteerit. 2003. Suomen ympäristö 634. Ympäristöministeriö. 72 s.
- <sup>4</sup> Kurttila, M., Pykäläinen, J. & Leskinen, P. 2006. Defining the forest landowner's utility-loss compensative subsidy level for a biodiversity object. *European Journal of Forest Research*. Painossa.
- <sup>5</sup> Pykäläinen, J. & Kurttila, M. 2006. Interactive method for supporting forest owners in biodiversity protection decisions. Käsikirjoitus.

## METSÄNOMISTAJIEN TIEDOT MONIMUOTOISUUDESTA JA SÄÄSTÖPUISTA

Mikko Kurttila\* ja Harri Hänninen<sup>a</sup>

Uudistusalojen säästöpuista on 1990-luvun puolivälistä lähtien muodostunut pysyvä käytäntö. Tapion koordinoiman metsäluonnon hoidon laadun seurantatietojen mukaan hakkuualoille jätetään säästöpuuta usein metsänhoitosuosituksen ja metsäsertifioinnin kriteerien edellyttämiä minimimääriä enemmän. Seurantatulosten mukaan myös säästöpuuston laatu on 2000-luvulla parantunut<sup>1</sup>. Säästöpuiden lisäksi huomiota on kiinnitetty talousmetsien arvokkaiden elinympäristöjen ominaispiirteiden säilymiseen metsien käsittelyjen yhteydessä. Näihin seikkoihin liittyen viimeisen kymmenen vuoden aikana on uudistettu metsä- ja luonnonsuojelulaki sekä metsänhoitosuositukset. Lisäksi kaikkien metsäkeskusten alueella on tehty ryhmäsertifointi. Muutokset toteutettiin nopeassa aikataulussa 1990-luvun lopulla ja ne ovat jatkuneet 2000-luvulla. Tämän tutkimuksen tavoitteena oli selvittää, kuinka hyvin yksityismetsänomistajat olivat selvillä metsälain, metsänhoitosuosituksen sekä metsäsertifioinnin monimuotoisuuden ylläpitoon liittyvistä uusista vaatimuksista ja suosituksista varsin pian uudistusten voimaan tulon jälkeen 2001 ja viisi vuotta myöhemmin 2006.

Tutkimusaineisto kerättiin metsäkeskusten toteuttaman yksityismetsien metsäluonnon hoidon laadun maastoarvioinnin vuosien 1998–99 otokseen sattuneilta yksityismetsänomistajilta. Metsäkeskuksissa kohteet poimittiin uudistushakkuukohteita painottaen satunnaisotannalla niistä leimikoista, jotka oli hakattu enintään kahta vuotta ennen maastotarkastusta. Otokseen tuli hakkuukohteita yhteensä 1084 yksityismetsänomistajalta. Ensimmäiseen, keväällä 2001 lähetettyyn postikyselyyn saatiin 585 hyväksyttyä vastausta ja vastausprosentti oli 55,8 (ks. myös<sup>2,3</sup>). Toinen kysely toteutettiin keväällä 2006 niille alkuperäisen otokseen kuuluneille 537 omistajille, jotka olivat tehneet avohakkuun ja jossa oli jätetty säästöpuuta. Toiseen kyselyyn saatiin 303 hyväksyttyä vastausta ja vastausprosentti oli 56,4.

Kyselyissä tarkasteltiin pääasiassa metsänomistajien monimuotoisuustietoja ja vuonna 2006 erityisesti sitä, olivatko omistajat korjanneet uudistusaloille jätettyjä säästöpuuta. Koska osa monimuotoisuustietämystä mittaavista kysymyksistä toistettiin viiden vuoden kuluttua, voidaan arvioida myös tietojen kehittymistä.

Metsänomistajien tietoja monimuotoisen metsänhoidon velvoitteista ja suosituksista voitiin vuonna 2001 pitää enintään välttävinä: he osasivat vastata oikein vain noin puoleen esitetystä 29 kysymyksestä. Vuonna 2006 toistettiin näistä 16 kysymystä. Tulosten tulkinnassa on kuitenkin huomattava, että vuonna 2006 kysely lähetettiin vain osalle alkuperäisestä otoksesta. Kyselyn tulosten perusteella tiedon tasossa ei ollut tapahtunut oleellisia muutoksia. Vastaajat osasivat vastata paremmin keskimäärin seitsemään kysymykseen ja huonommin neljään kysymykseen. Yllättäen ”ei osaa sanoa” -vastausten osuus oli lisääntynyt kolmessatoista kysymyksessä. Vastaaminen tietotasoa määritteleviin

\* Metsäntutkimuslaitos, PL 68, 80101 Joensuu, sähköposti: mikko.kurttila@metla.fi

<sup>a</sup> Metsäntutkimuslaitos

Taulukko 1. Metsänomistajien tiedot eräistä metsälain, metsänhoitosuosituksen ja metsäsertifiointikriteerien monimuotoisuuden hoitoon liittyvistä velvoitteista ja suosituksista keväällä 2006 (suluissa 2001 tulos). Ratkaisu tarkoittaa tutkijoiden tulkintaa kysymyksen oikeellisuudesta. Jos tietämys on parantunut viiden vuoden aikana, on ko. vastausvaihtoehto lihavoitu sarakkeessa "Oikein vastanneet", jos tietämys on viiden vuoden aikana heikentynyt, on vastausvaihtoehto lihavoitu sarakkeessa "Väärin vastanneet". Erittäin hyvin tiedetyt väittämät (oikeita vastauksia yli 66 %) on kursivoitu ja huonosti tiedetyt väittämät (väärä ja ei osaa sanoa vastauksia yhteensä yli 50 %) on alleviivattu.

Onko metsien käsittelyä koskeva väite oikein vai väärin?	Ratkaisu	Oikein vastanneet	Väärin vastanneet	EOS
<u>1. Metsänomistaja on aina oikeutettu korvaukseen jättäessään käsittelemättä metsälain mukaisen erityisen tärkeän elinympäristön.</u>	V	37 (43)	<b>43</b> (41)	20 (16)
<u>2. Metsälaki kieltää poistamasta puita viiden metrin etäisyydeltä pienveden (esim. lammen, puron tai lähteen) rannasta.</u>	V	24 (27)	<b>63</b> (58)	13 (15)
3. Kuusikon uudistushakkuussa on suositeltavaa jättää säästöpuiksi yksittäisiä kuusia.	V	<b>65</b> (59)	25 (28)	11 (13)
<u>4. Säästöpuut on suositeltavaa poistaa taimikonhoidon tai viimeistään ensiharvennuksen yhteydessä.</u>	V	<b>35</b> (27)	51 (64)	14 (10)
5. Säästöpuiksi on suositeltavaa jättää taloudellisesti vähäarvoisia ja esimerkiksi lahovikaisia puita.	O	<b>52</b> (45)	37 (47)	11 (8)
<u>6. Säästöpuuryhmän alla maanmuokkaus tulee tehdä samalla tavalla kuin muuallakin uudistusosalalla.</u>	V	47 (48)	35 (37)	18 (16)
7. Lahopuu ei ole monimuotoisuudelle tarpeellista nuorissa metsissä.	V	<b>58</b> (53)	27 (36)	16 (11)
<u>8. Varjoisen kalliojyrkänteen alusmetsikköön suositellaan jätettäväksi noin 20–30 metriä leveä hakkaamaton suojavaiohyke.</u>	O	43 (49)	17 (21)	39 (31)
<u>9. Säästöpuita suositellaan jätettäväksi tasaisesti koko uudistusosalalle.</u>	V	<b>43</b> (37)	43 (51)	14 (12)
<u>10. Rehevät lehtolaikut on suositeltavaa uudistaa kuusella.</u>	V	30 (36)	<b>50</b> (46)	21 (18)
11. Keloja, pötkelöitä ja tuulenkaatoja on suositeltavaa jättää hakkuualalle lahoamaan.	O	78 (79)	14 (16)	8 (5)
12. Järeät haavat, raidat ja lepät ovat arvokkaita säästöpuita.	O	58 (60)	29 (29)	13 (11)
<u>13. Metsäsertifiointikriteerien mukaan uudistusosalalle on jätettävä säästöpuita vähintään viisi kappaletta hehtaarille.</u>	O	<b>67</b> (63)	7 (13)	26 (24)
14. Luonnontilaisen, entuudestaan ojitamattoman suon ojittaminen on sertifiointikriteerien mukaan kielletty.	O	<b>59</b> (54)	14 (22)	26 (24)
15. Kiireellisen taimikonhoidon toteuttaminen on yksi metsäsertifioinnin kriteeri.	O	63 (71)	<b>16</b> (12)	22 (18)
<u>16. Kemiallisten torjunta-aineiden käyttö ei ole sertifiointikriteerien mukaan sallittua metsissä.</u>	V	32 (34)	42 (42)	26 (25)
17. Kaatuneet säästöpuut tulee hakea pois uudistusosalalta tuhoriskin välttämiseksi.	V	50	32	18
<u>18. Monimuotoisuuden säilyttämiseksi uudistuskypsä metsikkö, joka on eliölajistoltaan erityinen, voidaan käsitellä erityishakkuin (esim. poimintahakkuu).</u>	O	70	8	22

Taulukko 2. Vastaajien mielestä tärkeimmät syyt jättää säästöpuita uudistusosalalle.

Syyt säästöpuiden jättämiseen	%
Uudistusalan luontaisen taimettumisen edistäminen	43
Tarpeellisia kolopesijöille	31
Metsämaiseman parantaminen	23
Hyödyllisiä uhanalaisille kasvi- ja eliölajeille	22
Lahopuun tuottaminen pieneliöille	19
Metsien puulaji- ja ikärakenteen monipuolistaminen	16
Muu syy	4

kysymyksiin olikin varmasti monelle metsänomistajalle vaikeaa. Toisaalta puuttuvien vastausten vähäinen määrä (keskimäärin 8 puuttuvaa vastausta per väittämä) kertoo, että kysymyksiin oli paneuduttu kohtuullisen hyvin.

Parhaiten metsänomistajat tiesivät, että keloja, pötkelöitä ja tuulenkaatoja kannattaisi jättää hakkuualalle lahoamaan ja että sertifiointikriteerien mukainen säästöpuiden minimimäärä on viisi puuta (taulukko 1). Yli puolet vastaajista luuli kuitenkin erheellisesti, että säästöpuut olisi suositeltavaa poistaa taimikonhoidon tai viimeistään ensiharvennuksen yhteydessä. Metsänomistajista puolet tiesi, että väite ”Kaatuneet säästöpuut tulee hakea pois uudistusosalta tuhoriskin välttämiseksi” on väärin, mutta toisaalta puolet luuli, että väite pitää paikkansa tai ei osannut vastata. Metsänomistajat tiesivät myös varsin huonosti erityisen tärkeiden elinympäristöjen säilyttämisestä metsänomistajille maksettavista korvauksista. Kysymykseen, onko metsänomistaja oikeutettu korvaukseen aina säilyttäessään erityisen tärkeän elinympäristön, tuli väärää ja ”ei osaa sanoa”-vastauksia peräti 63 prosenttia. Lisäksi yli 60 prosenttia vastaajista luuli virheellisesti, ettei viiden metrin etäisyydellä pienveden rannasta saisi poistaa lainkaan puita.

Vuoden 2006 kyselyyn vastanneista 27 prosenttia kertoi korjanneensa uudistusaloilta joskus säästöpuita. Vastanneista 65 prosenttia ei ollut korjannut säästöpuita ja 8 prosenttia ei osannut sanoa. Valtaosa (59 %) metsänomistajien korjaamista säästöpuista oli tuulenkaatoja, hieman vajaa kolmannes eläviä pystypuita ja runsas kymmenesosa kuolleita pystypuita.

Vastaajia pyydettiin kertomaan tärkeimmät syyt säästöpuiden korjaamiseen. Joka viides kertoi syyn olleen taloudellisen, eli arvopuut oli korjattu sahatavaraksi ja runsas kymmenesosa ilmoitti keränneensä säästöpuut polttopuiksi. Viidennes mainitsi syyksi sen, että uudistusalue oli jo taimettunut ja puut voitiin tästä syystä korjata pois taimikon päältä. Tämä viittaa vahvasti siihen, että säästö- ja siemenpuut menevät metsänomistajilla sekaisin. Toisaalta pieni osa (4 %) säästöpuita korjanneista kertoi syyksi sen, että ne haittasivat alueen taimettumista tai taimikonhoitoa. Joka kuudes kertoi korjaamisen syyn olleen yksinkertaisesti sen, että säästöpuut olivat kaatuneet tuulesa.

Vastaajia pyydettiin myös valitsemaan tärkein syy jättää säästöpuita uudistusosalalle. Kysymys ei kuitenkaan onnistunut, sillä useimmille oli vaikea valita vain yksi annetuista vaihtoehdoista. Tallennettaessa sallittiin tämän vuoksi useita vaihtoehtoja. Selvästi yleisin syy säästöpuiden jättämiseen oli vastaajien mielestä uudistusalan luontaisen

taimettumisen edistäminen (taulukko 2). Toiseksi yleisin syy oli säästöpuiden tarpeellisuus kolopesijöille ja maisemalliset tekijät oli kolmanneksi yleisin syy. Kun metsänomistajat pitivät em. keskeisinä syinä säästöpuiden jättämiselle, on varsin ymmärrettävää, että erityisesti kaatuneet säästöpuut korjataan muuhun käyttöön. Selvästi harvemmat vastaajista valitsivat tärkeimmiksi syiksi niitä ”oikeita” säästöpuiden jättämisen syitä.

Metsäneuvonnan vaikuttavuuden kannalta keskeistä on, että metsänomistajat, jotka olivat saaneet tavalla tai toisella metsäluonnon monimuotoisuuden tunnistamiseen, käsittelyihin tai säästöpuihin liittyvää neuvontaa tai ohjeita, osasivat vastata muita metsänomistajia paremmin tiedon tasoa mittaaviin kysymyksiin sekä 2001 että 2006. Tulokset antavat kuitenkin viitteitä siihen, että monimuotoisuusneuvonnassa olisi kerrottava operationaalisten neuvojen ohella myös toimenpiteiden ekologisia perusteita.

Keskeinen syy säästöpuiden jättämiselle on, että niiden aikanaan kaatuessa ja kuollessa talousmetsiin syntyy järeää lahoppuuta. Tätä säästöpuiden jättämisen keskeistä perustetta metsänomistajat eivät ole vielä sisäistäneet. Tämän tutkimuksen mukaan yli puolella omistajista on väärä käsitys säästöpuiden jättämisen syistä. Myös Leskisen<sup>3</sup> tulosten mukaan osa metsänomistajista suhtautui vuonna 1998 toteutettujen haastattelujen perusteella säästöpuihin vieroksuen, pitäen niitä tuhlauksena ja oli valmis korjaamaan ne poltto- tai kotitarvepuuksi. Vaikka hyvin koulutetut koneyritykset onnistuvatkin uudistushakkuussa säästöpuiden valinnassa ja sijoittelussa, ei säästöpuiden säilymisestä hakkuualalla myöhemmin ole takuita.



Kuva 1. Isohkon hakkuualan keskelle sijoitetun säästöpuuryhmän puista suuri osa kaatui syksyn tuulissa. Talven aikana kaatuneet puut on korjattu polttopuiksi ja korjatut puut näkyvät takalalla pinossa tien varressa. (Valokuva M. Kurttila)

Säästöpuiden korjaaminen hakkuualoilta kuitenkin paljastuu vain harvoin, sillä metsäluonnon hoidon laadun arvioinnit ja metsäsertifoinnin tarkistukset tehdään tuoreille, korkeintaan muutaman vuoden vanhoille hakkuualoille. Tällöin säästöpuut eivät usein ole vielä kaatuneet eikä niitä välttämättä vielä ole korjattu pois. Neuvontaorganisaatioiden tulisikin terästäytyä metsänomistajien neuvonnassa ja kiinnittää entistä enemmän huomiota uusien metsänhoitokäytäntöjen ekologisten perusteiden selvittämiseen omistajille. Tämä voitaisiin toteuttaa esim. osallistamalla omistajat paremmin leimikon suunnitteluun, jolloin säästöpuiden valinnan yhtenä perusteena olisivat omistajien omat tavoitteet ja näkemykset.

## KIRJALLISUUS

- <sup>1</sup> Talousmetsien luonnonhoidon laadun arviointi. Aikasarjoja tuloksista 1995–2005. Säästöpuut. [Verkkodokumentti]. Saatavissa: <http://www.metsavastaa.net/index.cfm?docID=358> [Viitattu 18.4.2006].
- <sup>2</sup> Hänninen, H. & Kurttila, M. 2004. Metsänomistajien tiedot luonnon monimuotoisuutta vaalivan metsänhoidon velvoitteista ja suosituksista. *Metsätieteen aikakauskirja* 3/2004: 285–301.
- <sup>3</sup> Kurttila, M. & Hänninen, H. 2005. Family forest owners' knowledge with respect obligations and recommendations fostering biodiversity in forest management. Teoksessa: Mizaras, S. (toim.). *Small-scale Forestry in a Changing Environment. Proceedings of the International Symposium IUFRO Research Group 3.08.00 Small-scale Forestry, May 30 - June 4, 2005, Vilnius, Lithuania.* s. 290–298.
- <sup>4</sup> Leskinen, L.A. 2004. Purposes and challenges of public participation in regional and local forestry in Finland. *Forest Policy and Economics* 6: 605–618.

## YKSITYISMETSIIEN LUONNONHOIDON LAADUN SEURANNAN TULOKSET 1996– 2005

Martti Kuusinen\*

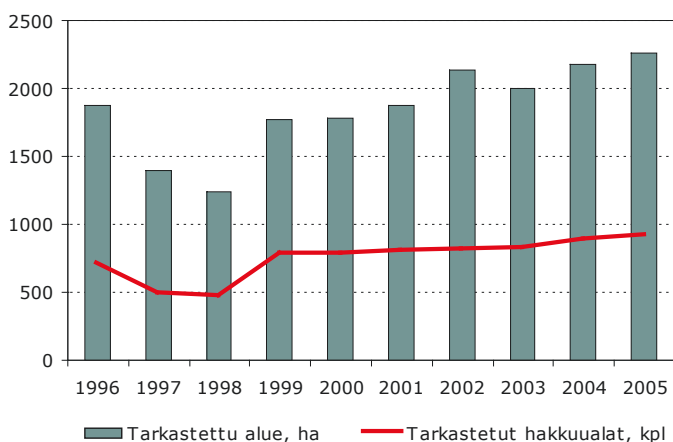
Talusmetsien luonnonhoidon laatua on seurattu yksityismetsissä vuodesta 1995 alkaen. Luonnonhoidon laadun seurantamenetelmä kehitettiin metsätalouden luontoryhmässä, johon kuuluivat edustajat Metsätalouden kehittämiskeskus Tapiosta, maa- ja metsätalousministeriöstä, Metsähallituksesta, metsäteollisuusyhtiöistä ja MTK:sta. Seurannan alkuperäisenä tavoitteena oli selvittää, miten äskettäin käyttöön otetut uudet metsänhoidon suositukset käytännössä toteutuivat. Metsätalouden ympäristövaikutusten seuranta alueellisesti ja valtakunnallisesti pidettiin myös tärkeänä. Myöhemmin luonnonhoidon laadun seurantaan on liitetty eräiden metsäsertifiointikriteerien toteutumisen seuranta.

Tapio vastaa arviointityön valtakunnallisesta koordinoinnista, ja metsäkeskukset toteuttavat vuosittain arvioinnin alueillaan. Vastaavaa arviointityötä tehdään myös valtionmailla ja metsäteollisuusyritysten omistamissa metsissä. Arvioinneissa keskitytään uudistushakkuihin, koska niiden ympäristövaikutukset ovat suuremmat kuin kasvatushakkuiden. Arvioiduista kohteista noin kolme neljäsosaa on uudistushakkuita ja neljännes harvennushakkuita. Yksityismetsissä on vuosittain arvioitu noin 500–1000 hakkuukohdetta, joiden yhteispinta-ala on ollut noin 1200–2300 hehtaaria.

Arvioitavat luonnonhoidon osa-alueet ovat luontokohteet (tyyppi, pinta-ala, puusto, ominaisuuksien säilyminen), säästöpuusto (lukumäärä, tilavuus, rahallinen arvo, luonnonhoidollinen laatu), vesiensuojelu (kohteen merkitys, vesiensuojelutoimet, laatu), maanmuokkaus, korjuujälki ja maastovauriot sekä maisemanhoito.

Tarkastettavat hakkuukohteet valitaan metsäkeskuksittain satunnaisotannalla niistä yksityismaiden leimikoista, joista on jätetty metsänkäyttöilmoitus aikaisintaan kaksi vuotta ennen arviointivuoden heinäkuuta. Arvioinnin otosyksikkö on metsänkäyttöilmoituksen leimikko, jonka jokaisesta erillisestä hakkuualasta täytetään oma arviointilomakkeensa. Kunkin metsäkeskuksen jokaisella hakkuulla ja hakkuuseen rajautuvalla luontokohteella on siten yhtä suuri mahdollisuus osua arvioitavaksi. Vuodesta 2000 alkaen on käytetty lisäksi ositettua otantaa, jossa lisäkohteita on valittu metsänkäyttöilmoitusten perusteella satunnaisesti sellaisista leimikoista, joissa on ilmoitettu olevan metsälain 10 §:n erityisen tärkeä elinympäristö. Tässä esitettävät tulokset koskevat kuitenkin ainoastaan satunnaisotannalla valittuja kohteita, joiden tulosten yleistettävyyden on paras mahdollinen. Samasta syystä tässä esitetään vain yksityismetsiä ja uudistushakkuita koskevia tuloksia vuodesta 1996 lähtien (kuva 1).

\* Metsätalouden kehittämiskeskus Tapio, Soidinkuja 4, 00700 Helsinki, sähköposti: martti.kuusinen@tapio.fi



Kuva 1. Yksityismetsien uudistushakkuiden arviointiaineiston laajuus 1996–2005, satunnaisotannalla valitut arviointikohteet.

## Luontokohteet

Arvioitavilta hakkuualoilta kirjataan lomakkeille kaikki luontokohteet, jotka ovat olleet puunkorjuun vaikutuspiirissä. Hakkuualan kokonaan ympäröimistä sekä hakkuualaan ja vesistöön tai viljelysmaahan rajoittuvista luontokohteista kirjataan niiden kokonaisala. Hakkuualojen reunoilla olevista luontokohteista kirjataan pinta-ala vain siltä osin kuin kohde on vaikuttanut hakkuun rajaukseen tai toimenpiteet ovat vaikuttaneet luontokohteeseen. Luontokohteiden kokonaisalasta tulee tällöin väistämättä lievä yliarvio, koska luontokohteen ominaisuuksiin vaikuttavat yleensä kaikkien sitä ympäröivien metsikkökuvioiden hakkuut, ja hakkuut voivat jaksottua usealle vuodelle. Yliarvion merkitys on todennäköisesti kuitenkin vähäinen. Esimerkiksi metsälain 10 §:n kohteiden osuus metsätalouden alasta on seurantatietojen perusteella vuosina 1996–2005 ollut keskimäärin noin 0,6 %, kun se METE-kartoituksen tulosten perusteella on noin 0,5 % (tietolaatikko 4.2).

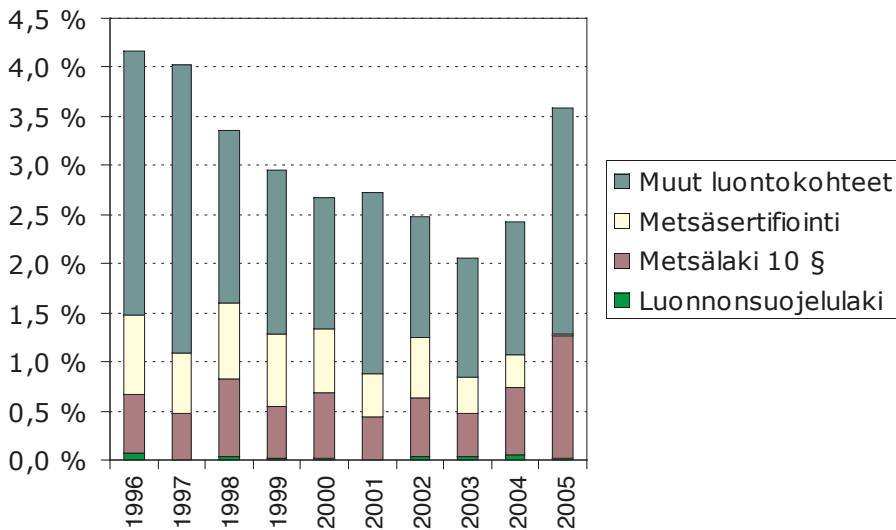
Luontokohteet jaetaan neljään luokkaan:

1. Luonnonsuojelulaissa määritellyt kohteet
2. Metsälain 10 §:ssä määritellyt kohteet
3. Metsäsertifoinnin arvokkaat elinympäristöt
4. Muut huomionarvoiset, pelkästään metsänhoitosuositukseen perustuvat luontokohteet

Luokkien 1–3 luontokohteita kutsutaan luonnonhoidon laadun arvioinnin yhteydessä arvokkaiksi elinympäristöiksi. Luokat 1 ja 2 ovat lakisääteisiä kohteita. Luokkien 3 ja 4 käsittelemättömyydestä päättää metsänomistaja. Yleisimpiä luokan 4 muita huomionarvoisia luontokohteita ovat rantametsät ja pienkosteikot sekä luonnontilaltaan muutetut purot. Luokan 3 sisältöön vaikutti ratkaisevasti vuoden 2005 metsäsertifoinnin standardiuudistus (*Nieminen 42*): metsäsertifoinnin turvaamien muiden arvokkaiden elinympäristöjen pinta-alaosuus laski aiemmasta noin 0,3–0,7 prosentista 0,03 prosenttiin.



Suurin osa näistä kohteista on siirtynyt luokkaan 4 eli muihin huomionarvoisiin luontokohteisiin. Muutoin kohteiden määrittely ja arvioinnin ohjeistus ovat pysyneet tarkastelujaksolla 1996–2005 käytännössä samana.

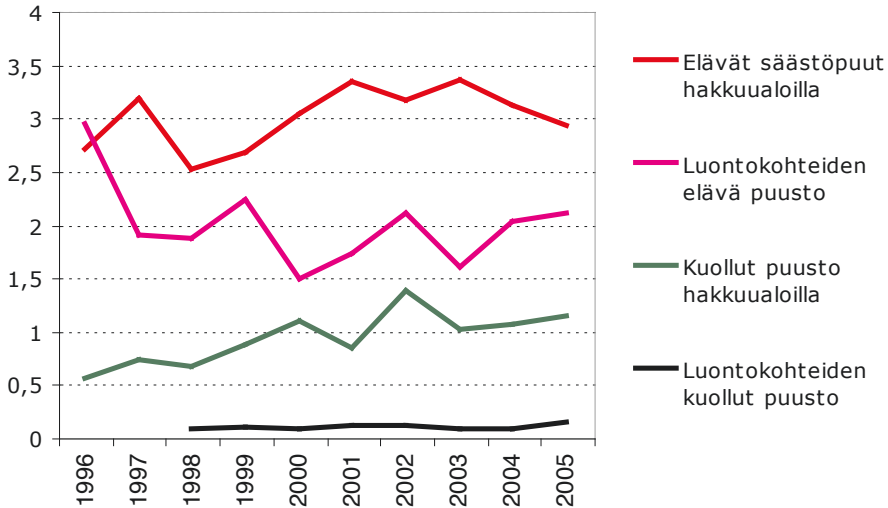


Kuva 2. Luontokohteiden pinta-alan osuus arvioidusta metsätalousmaan pinta-alasta (yksityismetsät, uudistushakkuut, satunnaisotanta).

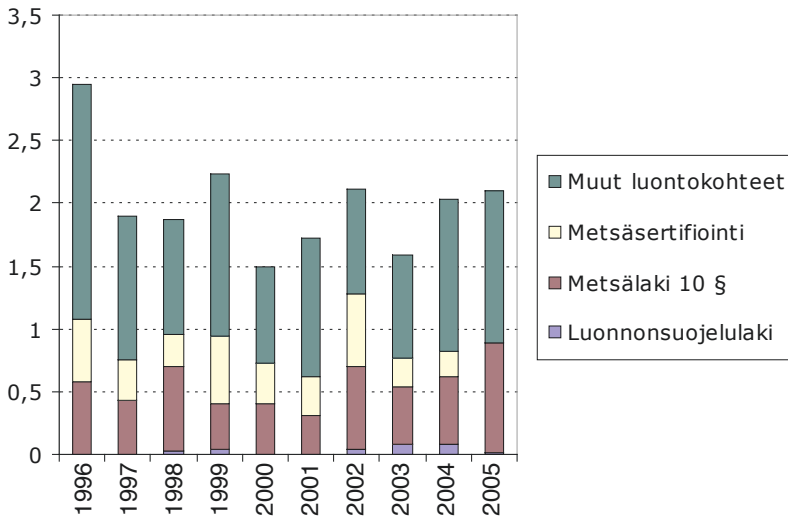
Seurannan tulosten perusteella luontokohteiden pinta-alan osuus koko metsätalousmaan alasta on viimeisen 10 vuoden aikana ollut keskimäärin 3,0 % (kuva 2). Trendi on ollut vuosina 1996–2003 laskeva ja 2004–2005 nouseva. Muutokset koskevat lähinnä luokkaa 4 eli muita huomionarvoisia luontokohteita. Luokkien 1–3 eli arvokkaiden elinympäristöjen yhteispinta-alassa ei ole havaittavissa systemaattista muutosta. Luontokohteiden kokonaisalasta vapaaehtoisesti säästettyjen kohteiden (muut kuin metsälaki- tai luonnonsuojelulakikohteet) osuus on ollut keskimäärin 78 %. Tarkastelujaksolla monimuotoisuudelle arvokkaat ominaisuudet on onnistuttu säilyttämään käsittelyn yhteydessä ennallaan tai lähes ennallaan 83–94 prosentilla kohteiden pinta-alasta. Ominaisuuksien säilyminen kehittyi parempaan suuntaan 1990-luvun jälkipuoliskolla, ja on 2000-luvulla vakiintunut tasolle, jossa arvokkaat ominaisuudet säilyvät ennallaan tai lähes ennallaan 90–94 prosentilla kohteiden alasta.

### Uudistushakkuissa säästetty puusto

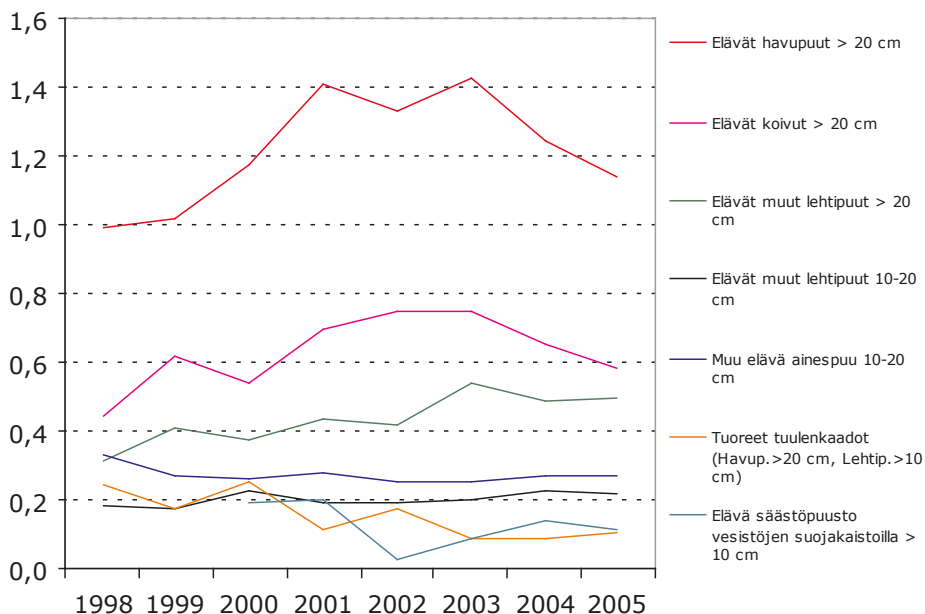
Uudistushakkuualoille säästetty puusto jakautuu itse hakkuualalle jätettyyn säästöpuustoon sekä hakkuuseen rajautuviin luontokohteisiin jätettyyn puustoon (kuva 3). Näitä ositteita on syytä tarkastella rinnakkain, koska säästöpuiden ensisijaisia sijoituspaikkoja ovat luontokohteiden reunustat ja tällöin raja säästöpuuston ja luontokohteen puuston välillä on usein häilyvä. On myös huomattava, että luontokohteisiin kuuluu hyvin runsaspuustoisia kohteita, kuten purot, norot, rantametsät, lehdot ja rehevät korvet, mutta myös lähes puuttomia kohteita, kuten vähäpuustoiset suot, pienet lammet ja rantaluhdat.



Kuva 3. Säästöpuuston ja luontokohteiden puuston tilavuus jaettuna koko tarkastetulle metsätalousmaan pinta-alalle (yksityismetsät, uudistushakkuut, satunnaisotanta). Vuosina 1996–1997 kuollutta puustoa ei mitattu erikseen vaan sen tilavuus sisältyi elävän puuston tilavuuteen. Vuosina 1996–2003 hakkuualojen kuolleen pystypuuston minimiläpimitta rinnankorkeudelta oli 20 cm, 2004–2005 vastaavasti 10 cm.



Kuva 4. Luontokohteiden elävän puuston tilavuus (m<sup>3</sup>/ha) luontokohdeluokittain jaettuna koko tarkastetulle metsätalousmaan pinta-alalle (yksityismetsät, uudistushakkuut, satunnaisotanta). Vuosien 1996–1997 tilavuudet sisältävät myös kuolleen puuston.



Kuva 5. Uudistusalojen elävän säästöpuuston tilavuuden (m<sup>3</sup>/ha) jakautuminen laatuluokkiin yksityismetsissä 1998–2005. Vuosina 1996–1997 laatuluokittelu oli erilainen.

Säästöpuiden ja luontokohteiden puuston kokonaistilavuus uudistusaloilla on pysynyt varsin tasaisena. Uudistushakkuissa on säästetty tarkastelujaksolla keskimäärin 5,0 m<sup>3</sup>/ha ainespuumittaista elävää puustoa, josta keskimäärin 3 m<sup>3</sup>/ha (60 %) kuuluu säästöpuustoon ja 2 m<sup>3</sup>/ha (40 %) luontokohteisiin. Kuollutta puustoa on säästetty tarkastelujaksolla keskimäärin yhteensä 1,0 m<sup>3</sup>/ha, josta valtaosa on hakkuualalle jätettyä puustoa. Muun elävän lehtipuuston ja kuolleen puuston tilavuus hakkuualoilla ovat ainoat laatuluokat, joiden määrä tarkastelujaksolla on noussut: kuolleen puuston määrä on kasvanut tilavuudesta 0,5 m<sup>3</sup>/ha yli kaksinkertaiseksi kymmenessä vuodessa. Luontokohteiden kuolleen puuston tilavuus on pieni, vain noin 0,1 m<sup>3</sup>/ha, kun sitä tarkastellaan suhteessa koko tarkastettuun metsätalousmaan pinta-alaan. Vuonna 2005 kuolleen puuston keskitilavuus luontokohteilla oli 3,8 m<sup>3</sup>/ha.

Vaikka säästetyn puuston tilavuus ei ole merkittävästi muuttunut, sen laadussa on tapahtunut tarkastelujaksolla selvää kehitystä. Käytännössä säästöpuuston laatu tarkoittaa sitä, miten säästöpuustoa on jätetty suhteessa hakkuuta edeltäneeseen lähtötilanteeseen. Säästöpuustoksi valitaan yhä useammin monimuotoisuudelle arvokkaita puita, ja hakkuualoille jää suuria säästöpuuryhmiä. Säästöpuiden keskittämisellä on tärkeä merkitys, kun tulevaisuuden talousmetsissä pyritään turvaamaan lahoppuustoa. Vuosina 2003–2005 elävän säästöpuuston tilavuus on laskenut, mutta toisaalta luontokohteiden elävän puuston tilavuus on kasvanut vähintään saman verran. Tämä johtuu todennäköisesti siitä, että säästöpuustoa keskitetään aiempaa paremmin luontokohteiden reunoille.

Samalla kuin haapojen ja raitojen sekä muiden taloudellisesti vähäarvoisten lehtipuiden osuus säästöpuustosta on noussut (kuva 5), säästöpuuston rahallinen arvo on laskenut

vuodesta 2001 alkaen. Kun säästöpuuston keskitilavuus ei ole kuitenkaan samalla laskenut, luonnonhoidon kustannustehokkuus on parantunut. Säästetyn puuston arvo oli vuonna 2005 keskimäärin 120 €/ha. Koko maan yksityismetsien uudistushakkuualalle suhteutettuna tämä tarkoittaa vuosittain yhteensä noin 18 miljoonan euron kustannuksia.

Luonnonsuojelu- ja metsälakien merkitys talousmetsien olemassa olevan ja tulevan lahopuun sekä järeän elävän puuston lisäämisessä on ollut huomattavasti vähäisempi kuin vapaaehtoisten luonnonhoitotoimien (kuva 4). Vaikka lakien turvaamat elinympäristöt ovat keskimäärin selvästi runsaspuustoisempia kuin muut luontokohteet, vain pieni osa kaikesta hakkuissa säästetystä puustosta sisältyy lakikohteisiin. Vuonna 2005 uudistushakkuualoille säästetystä elävästä puustosta 82 % ja kuolleesta puustosta 94 % sisältyi itse hakkuualalle jätettyyn säästöpuustoon sekä luokkien 3 ja 4 luontokohteisiin. Luokan 4 muiden huomionarvoisten luontokohteiden osuus kaikkien luontokohteiden pinta-alasta ja puustosta on runsas 50 %. Vaikka näissä kohteissa ei vielä tällä hetkellä ole huomattavaa määrää kuollutta puustoa (2005 keskimäärin 3 m<sup>3</sup>/ha), liittyy niihin merkittävä potentiaali tulevaisuuden lahopuukeskittyminä.

# TOIMINTAKULTTUURIN MUUTOS YHTEISTOIMINTAVERKOSTOISSA

Leena A. Leskinen\* ja Riikka Borg<sup>a</sup>

Metsäluonnon monimuotoisuuden yhteistoimintaverkosto-kokeiluhankkeilta edellytetään pyrkimystä luoda uudenlaista toimintakulttuuria.<sup>1</sup> Kahden tapaustutkimuksen avulla vastataan seuraaviin kysymyksiin:

- 1) Millainen on perinteinen metsäneuvonnan toimintakulttuuri?
- 2) Millaisia muutoksia Hämeen Metso -hanke on onnistunut luomaan tähän toimintakulttuuriin?

Perinteistä aluetason metsäsuunnittelua sekä vuorovaikutuksen mahdollisuuksia siinä tutkittiin Pohjanmaan rannikolla.<sup>2</sup> Tutkimuksessa haastateltiin 20 henkilöä, jotka edustivat metsänomistajia, metsäammattilaisia sekä ympäristöviranomaisia sekä -järjestöä. Puolistrukturoidut haastattelut analysoitiin hyödyntämällä faktanäkökulmaa, aineistolähtöisyyttä sekä kommunikatiivista suunnitteluteoriaa<sup>3-4</sup>. Hämeen Metso -hanke toimii Lammin, Tuuloksen, Asikkalan ja Padasjoen kuntien alueilla. Sitä tutkittiin haastatteleamalla 8 projektiryhmän jäsentä sekä 8 hankkeeseen osallistunutta metsänomistajaa.<sup>5</sup> Aineistoa on analysoitu grounded theory -lähestymistavalla<sup>3</sup> ja tiivistelmässä esitetyt tulokset ovat sen osalta alustavia.

Perinteisestä metsäsuunnittelun ja siihen liittyvän neuvonnan toimintakulttuurista nousi esille kaksi piirrettä.<sup>2</sup> Ensinnäkin tässä, kuten muissakin alan tutkimuksissa<sup>6-8</sup>, esille noussut piirre on metsäammattilaisen eräänlainen ylivertainen asema metsänomistajaan nähden koskien tämän metsiä. Metsäammattilaiset kokevat kantavansa asiantuntijan ja neuvojan roolissaan suurta vastuuta metsänomistajan edun toteutumisesta, toisin sanoen siitä, että sekä luonnonhoitotoimet että metsätaloustoimet sijoittuvat ja toteutuvat oikein.<sup>2</sup> Metsäammattilaisten lähtökohta on, että suunnitteluun voi vaikuttaa vain metsänomistajan mielipide. Muiden metsänkäyttäjien mielipiteellä voi olla vain informaatioarvoa. Vuorovaikutus eri osapuolten tai naapurimetsänomistajien välillä ei siten kuulu metsäsuunnitteluprosessiin. Suunnittelija on erikseen tekemisissä kunkin metsänomistajan kanssa. Jos on tarpeen koordinoita metsänomistajien välillä yhteistä toimintaa kuten metsien sertifiointia, kunnostusojitusta tai puun yhteismyyntiä, se useimmiten toteutuu metsäammattilaisen ollessa välittäjänä.

Toinen piirre on, että jos metsänhoitotoimille on vaihtoehtoja vain vähän, talousmetsien luonnonhoidossa ei niitä tunnu olevan lainkaan.<sup>2</sup> Talousmetsien monimuotoisuuden suojelu toteutuu lähinnä kahtena käytäntönä. Lakikohteet rajataan metsäsuunnittelun tai muun toiminnan yhteydessä. Ne joko säästetään kokonaan tai käsitellään varovaisin hakkuuin. Toinen käytäntö on säästöpuiden jättäminen päätehakkuille. Säästöpuut valitsee yleensä hakkuukoneen kuljettaja. Toisin sanoen, talousmetsien luonnonhoidon käytännöistä päättävät metsäammattilaiset ilman, että metsänomistajalla tai luonnonsuojelun asiantuntijoilla on mitään vaikutusmahdollisuuksia.

\* Metsäntutkimuslaitos, PL 68, 80101 Joensuu, sähköposti: leena.leskinen@metla.fi

<sup>a</sup> Tampereen yliopisto

Perinteinen toimintakulttuuri ei siten sisällä keskusteluilmapiiriä luonnonhoidon vaihtoehtoista eikä kannusta metsänomistajaa aktiivisuuteen.<sup>2</sup> Lakikohteista ei voida keskustella eikä säästöpuiden valintakaan kuulu metsäsuunnitteluun. Mahdollinen monimuotoisuuskohteiden esittäminen olisikin merkinnyt metsänomistajalle lähinnä ”ylimääräistä taakkaa” pakollisten toimien lisäksi.

Hämeen Metson projektiryhmään kuuluvat metsäkeskuksen ja Evon koulutus- ja kurssikeskuksen lisäksi metsänhoito- ja luonnonsuojeluyhdistykset, ympäristökeskus sekä kaksi metsänomistajaa.<sup>5</sup> Hankkeessa luotiin sopiva hallinnollinen systeemi metsänomistajille, joita kiinnostaa vapaaehtoinen monimuotoisuuden suojeleminen. Metsänomistajia innostettiin vapaaehtoiseen monimuotoisuuden suojelemaan, esimerkiksi luonnonarvokauppaan, muun muassa ilmoittelemalla paikallislehdissä ja järjestämällä informaatiotilaisuuksia.

Haastateltavien mukaan uutta toimintakulttuuria syntyi ”madaltamalla aitoja” metsänomistajien ja hallinnon sekä eri hallinnonalojen välillä.<sup>5</sup> Käytännössä hanke on kuitenkin muodostunut lähinnä hallinnon projektiksi, jossa uudenlaisia toiminnan tapoja ja sidoksia on syntynyt aiemmin eripuraisten hallinnonalojen välille.

Hankkeessa metsänomistaja ei ole edelleenkään aktiivinen toimija, vaan hallinnollisten toimien kohde.<sup>5</sup> Metson yhteistoimintaverkostossa ei haastateltujen perusteella näyttäisi syntyneen kansainvälisten tapausten kaltaista yhteistoimintaa<sup>9</sup>, jossa metsänhoitoa ja suojelemaan suunnitellaan yhdessä ja päätöksistä keskustellaan kaikkien toimijoiden kesken vuorovaikutuksessa. Perinteistä metsäneuvonnan toimintakulttuuria voidaan pitää tälle ilmiölle hyvänä selityksenä. Metsäammattilaisten ja metsänomistajien toimintatavat ja asenteet eivät muutu muutamassa vuodessa.

Toimintakulttuurin muutosta ja sosiaalista oppimista koettiin tapahtuneen vain projektiryhmäläisten mielestä.<sup>5</sup> Metsänomistajille asia tuntui paljon kaukaisemmalta kuin projektiryhmäläisille, vaikka monet kokivatkin oppineensa oman prosessinsa aikana viranomaisten toiminnasta ja suojelemissa. Yksi syy saattaa löytyä odotustasolta: projektiryhmäläiset olivat lähteneet yhteistoimintaverkostoon ennen kaikkea oppimaan ja löytämään uusia toimintatapoja. Sen vuoksi verkostohankkeesta myös koettiin opitun paljon. Metsänomistajat puolestaan olivat lähteneet yhteistoimintaverkostoon kokeilumielellä: katsotaan, voiko suojeleminen onnistua tällä tavalla. Tämän vuoksi juuri oppiminen tai oman toiminnan muuttuminen eivät olleet päällimmäisinä verkostotoimintaa ajateltaessa.

Yhteistoiminnallisemman toimintakulttuurin edistäminen edellyttäisikin lisäkannustimia. Tulisi löytää lisäkeinoja metsänomistajien aktivoimiseen esimerkiksi vuorovaikutteisen suunnittelun keinoin<sup>10</sup>. Lisäksi hallinnon pitäisi sietää entistä aktiivisempia käytännön tason toimijoita: sekä organisaatioiden edustajia että metsänomistajia, jotka kyseenalaistavat hallinnon toiminnan ja tiedon. Esimerkkinä luonnonsuojelubiologiset kriteerit, joita osa haastateltavista arvosteli. Kriteereiden avulla ei joko saada erityisen korkealaatuisia metsiä suojelemaan, tai sitten kriteerit ovat liian tiukkoja. Kärjistäen voisi sanoa, että metsänomistajat kaipaavat kulttuurimaisemien suojelemaan ja ”talonpoikaista metsänhoitoa”, kun taas Metson kriteereissä painotetaan biologian ja ekologiaa.

## KIRJALLISUUS

- <sup>1</sup> Valtioneuvoston periaatepäätös toimintaohjelmasta Etelä-Suomen, Oulun läänin länsiosan ja Lapin läänin lounaisosan metsien monimuotoisuuden turvaamiseksi. 2002. 17 s.
- <sup>2</sup> Leskinen, L. A. 2004. Purposes and Challenges of Public Participation in Regional and Local Forestry in Finland. *Forest Policy and Economics* 6: 605–618.
- <sup>3</sup> Alasutari, P. 1994. Laadullinen tutkimus. Vastapaino, Tampere. 281 s.
- <sup>4</sup> Healey, P. 1992. Planning through debate. The communicative turn in planning theory. *Town Planning Review* 63(2): 143–162.
- <sup>5</sup> Borg, R. 2005. Metsänomistajien yhteistoimintaverkostot monimuotoisuuden suojelussa: verkoston toiminta ja sosiaalisen oppimisen edellytykset. Pro gradu -työn käsikirjoitus 36 s.
- <sup>6</sup> Jokinen, A. 2002. Metsänomistaja metsänsä hoitajana: rutiinit, ”tarjokkeet” ja vastavuoroisuus. *Yhteiskuntapolitiikka* 67(2): 134–147.
- <sup>7</sup> Jokinen, A. 2004. Luonnonvarojen käytön ja dynamiikan hallinta yksityismailla. *Acta Universitatis Tamperensis* 1045. Tampere University Press, Tampere. 60 s. + liitteet.
- <sup>8</sup> Isokääntä, T., Tikkanen, J. & Simppula, J. 2003. Metsänomistajan ja metsäsuunnittelijan välinen vuorovaikutus metsälakeuden suunnittelualueella. Teoksessa: Tikkanen, J., Leskinen, L.A., Isokääntä, T. & Heino, E. (toim.). *Metsäsuunnittelun yhteistoiminnallista perustaa etsimässä. Tuloksia yksityismetsätalouden suunnittelun kentästä. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja* 904. s. 58–62.
- <sup>9</sup> Borg, R., Kurttila, M. & Leskinen, L.A. 2005. Metsänomistajien yhteistoiminta luonnonsuojelussa - kansainvälisiä kokemuksia. *Muistio*. 34 s.
- <sup>10</sup> Kurttila, M., Pykäläinen, J. & Leskinen, L.A. 2005. Metsäluonnon monimuotoisuuden yhteistoimintaverkostot ja yksityismetsien aluetason metsäsuunnittelu. *Metsätieteen aikakauskirja* 1/2005: 33–49.

# TOIMINTAKENTÄN KÄSITE MONIMUOTOISUUDEN SUOJELUN SOSIAALISEN KESTÄVYYDEN ARVIOINNISSA<sup>1</sup>

Leena A. Leskinen<sup>\*</sup>, Taru Peltola<sup>a</sup> ja Maria Åkerman<sup>b</sup>

Esitämme tutkimustiivistelmässä, että metsätalouden sosiaalista kestävyttä tulisi arvioida tarkastelemalla sosioekologisen järjestelmän dynamiikkaa, jossa toimintakentän muutokset luovat tai rajaavat sosiaalisen kestävyuden ehtoja. Toimintakentällä tarkoitamme käytäntöjen, instituutioiden, tiedon ja materiaalsen ympäristön kokonaisuutta, joka vaikuttaa toimijoiden kykyyn ja kapasiteettiin toimia. Perustelemme näkemyksemme käsitteellisen analogian avulla: toimintakentän muutokset tuottavat sosiaalista kestävyttä vastaavalla tavalla niin monimuotoisuuden suojelussa kuin puun energiakäytössäkin. Tiivistelmä perustuu kolmeen tapaustutkimukseen, joissa tutkittiin pienimittakaavaisen puuenergiatuotannon sosiaalisia ja taloudellisia vaikutuksia. Tapaustutkimukset käsitelivät metsäkeskuksen energiapuuhankeita, energianeuvojen verkostoa sekä lämpöyrittäjätoimintaa.<sup>2-7</sup>

Ajatus dynaamisesta sosioekologisesta järjestelmästä juontaa juurensa ekologiasta, ekosysteemien tutkimuksesta sekä ekosysteemien "terveydestä" ja vakaudesta<sup>8-9</sup>. Lähtökohtana on, että luonnon järjestelmät ja ihmisyyhteisöt kietoutuvat toisiinsa.<sup>10-11</sup> Luonnonvarojen hyödyntämisen tavat heijastuvat yhtäältä ekosysteemien terveydentilaan ja toisaalta sosiaalisten yhteisöjen toimintakykyyn, jota voidaan kuvata käsitteellä institutionaalinen terveys<sup>12</sup>. Vuorovaikutussuhteiden monimutkaisuuden vuoksi kaikkia toiminnan myönteisiä ja kielteisiä seurauksia ei pystytä ennakoimaan. Siksi kestävä luonnonvarojen käyttö edellyttää varautumista odottamattomiin seurauksiin eli järjestelmässä ilmaantuviin häiriöihin.

Vakaalla sosioekologisella järjestelmällä on kyky selviytyä häiriöistä ja uudistua muutoksen vallitessa niin, että järjestelmä säilyttää pääpiirteissään toimintansa, rakenteensa, identiteettinsä ja palautemekanisminsa<sup>13-14</sup>. Vakaus ei ole stabiili tila, vaan olosuhteiden muuttuessa järjestelmä saavuttaa aina uuden tasapainon. Tämä on mahdollista, kun järjestelmän toimijoilla on riittävästi toimintakapasiteettia ja kykyä itseohjautuvuuteen. Toimijoiden kyky ja kapasiteetti toimia muotoutuvat toimintakentässä. Toimintakentän laadulliset muutokset kuten uuden tyyppisen tiedon synty tai muuntuvat verkostosuhteet luovat edellytyksiä taloudellisen toiminnan kehittymiselle<sup>15</sup>.

Monimuotoisuuden suojelun kestävyttä voidaan arvioida tunnistamalla kriittisiä toimintakentän muutoksia samaan tapaan kuin pienen mittakaavan puuenergiatuotannossa. Tapaustutkimuksemme osoittivat, että lämpöyrittäjien toimintakenttä muovautui suhteessa metsäekosysteemin prosesseihin ja puumarkkinoiden muutoksiin. Metsätalouden tuottama häiriö, nuoren metsän hoitorästit, muuntui kansallisesta ongelmasta paikalliseksi resurssiksi, jota metsänomistajien lämpöyrittäjät hyödynsivät ener-

<sup>\*</sup> Metsäntutkimuslaitos, PL 68, 80101 Joensuu, sähköposti: leena.leskinen@metla.fi

<sup>a</sup> Joensuun yliopisto, <sup>b</sup> Tampereen yliopisto



giantuotantotoiminnassaan. Muutos rakentui perinteisten toimintatapojen, kuten oma-toimisen puunkorjuun ja osuustoiminnan varaan. Osuuskunnat kuitenkin syntyivät itse-ohjautuvasti.<sup>3</sup> Ne ovat eräs Suomen EU-jäsenyyden, metsä-, energia- ja elinkeinopolitiikan yllättävä lopputulos. Samalla ne ovat lisänneet metsänomistajien toimintakapasiteettia muuttamalla heidän asemansa passiivisesta puun myyjästä sen jalostajaksi<sup>7</sup>. Muutoksesta seurasi sosiaalista kestävyyttä juuri siksi, että järjestelmän uudessa tasapainotilassa paikallisyhteisön jäsenten toimintakapasiteetti lisääntyi eli metsänomistajien kyky tehdä päätöksiä luonnonvarojen käytöstä ja omasta taloudellisesta roolistaan kasvoi.

Toimintakentän käsite soveltuu erilaisten metsänkäyttöpäätösten sosiaalisen kestävyuden arvioimiseen, sillä se ei sido tarkastelua sektorikohtaiseksi ja on erottelukykyinen myös sektorin sisällä. Sektori ei muodosta sosio-ekologista kokonaisuutta. Esimerkiksi, jos tarkastellaan Kiteen Rokkalassa tehtyjä metsänkäyttö- ja suojelupäätöksiä, voidaan havaita vaikutukset helsinkiläiseen ja rokkalalaiseen metsänomistajaan, Kiteellä asuvaan metsäneuvojaan, kesälahtelaiseen puunkorjuu- ja kuljetusyritykseen, imatralaiseen paperityöntekijään sekä pariisilaiseen sijoittajaan. Hakkuut lisäävät ja suojelu vähentää näiden kaikkien tuloja, sen sijaan suojelu tarjoaa vain mahdollisen korvauksen metsänomistajalle.

Koska mainitut metsäsektorin ”jäsenet” eivät ole saman sosiaalisen yhteisön jäseniä, ei sektorin institutionaalista terveyttä voida arvioida. Monimuotoisuuden suojelun sosiaaliset vaikutukset toteutuvat tietyn ajan kuluessa Rokkalan kylän ja päätöksenteon kohteena olevien metsiköiden ympärillä. Ne kohdistuvat paikalliseen yhteisöön, jonka jäseniä ovat esimerkiksi koululaiset, metsää omistamaton asukas, matkailuyrittäjä ja karjatilan pitäjä. Olennainen kysymys onkin, millaiseksi resurssiksi monimuotoisuuskohteet voisivat muotoutua paikallisyhteisölle, esimerkiksi metsänomistajien verkostoille tai kyläyhdistyksille. Luovatko ne ehkä vetovoimaisen ympäristön maisema-arvoineen ja elpyneine metsokantoinen saaden kylään uusia asukkaita tai matkailuyrityksiä? Avautuuko paikallisyhteisölle uusia toimintakenttiä, joiden tuloksena syntyy vaikkapa uusi elämys- ja maaseutuelinkeinojen klusteri? Jos näin kävisi, tuottaisi paikallisesti sosiaalinen kehitys kansallisella tasolla relevanttia taloudellista toimintaa. Sosiaalisen kestävyuden perusta on sosioekologisen järjestelmän kyvyssä sopeutua muutoksiin (kuten suojelupäätöksiin) ja generoida toimintamahdollisuuksia tuottavia kehityspolkuja.

Sosiaalista kestävyyttä on vaikea tarkoituksellisesti tuottaa määrättyllä politiikalla, sillä sosiaalisten yhteisöjen itseohjautuvan sopeutumisen tulos on aina jossain määrin yllätys. Uusien yritystenkään perustaminen ei välttämättä takaa kestävää lopputulosta, jos yrittämisen pitkántähtäimen edellytykset ovat heikot tai yrittäjän asema on heikko. Paikallisen vaihtelun ylläpitämät käytännöt toimivat lähteenä, josta uudenlaisia toimintatapoja mahdollistavat sosiaaliset käytännöt nousevat<sup>16</sup>. Tästä syystä sosiaalista kestävyyttä on tutkittava laadullisten tutkimusmenetelmien avulla tunnistamalla häiriöitä, toimintakenttiä sekä niistä seuraavia kehityspolkuja. On analysoitava, millaisten vuorovaikutussuhteiden ja mekanismien kautta monimuotoisuuden suojelun tuottamat mahdolliset uusien elinkeinojen edellytykset joko syntyvät tai kuituvat pois.

# KIRJALLISUUS

- <sup>1</sup> Leskinen, L.A., Peltola, T. & Åkerman, M. 2006. Puuenergia, metsätalouden toimintakentän muutos ja sosiaalinen kestävyys. *Metsätieteen aikakauskirja* 2/2006:293–304.
- <sup>2</sup> Leskinen, L.A. 2003. Puun energiakäytön edistämisen tavoite metsäkeskuksen toiminnassa. Teoksessa: Tikkanen, J., Leskinen, L.A., Isokääntä, T. & Heino, E. (toim.). *Metsäsuunnittelun yhteistoiminnallista perustaa etsimässä. Tuloksia yksityismetsätalouden suunnittelun kentästä. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja* 904.
- <sup>3</sup> Leskinen, L.A. 2006. Adaptation of the regional forestry administration to national forest, climate change and rural development policies in Finland. *Tarjottu: Small-scale Forest Economics, Management and Policy*.
- <sup>4</sup> Peltola, T. 2003. Puuenergiահankkeet ja paikallislähtöinen kehittäminen. Megawattitunteja, työtä, harvennusrästejä vai hiilidioksidia? Teoksessa: Riukulehto, S. & Tuovinen, A. (toim.). *Aluekehityksen todellisuus. Seinäjoen IV aluekehityspäivät 19.-20.3.2002. Helsingin yliopiston Maaseudun tutkimus- ja koulutuskeskus, B:29. Seinäjoki*.
- <sup>5</sup> Peltola, T. 2005. Politics of a fluid technology: Socio-technical trajectories of forest fuel production in Finland. Teoksessa: Bammé, A., Getzinger, G. & Wieser, B. (toim.). *Yearbook 2005 of the Institute for Advanced Studies in Science, Technology and Society. Profil Verlag, Munich/Vienna*. s. 191–217.
- <sup>6</sup> Åkerman, M. 2005. Risusavotasta maaseudun teknologiaihmeeseen - Puun energiakäyttöä tukevat ”käännökset” metsätalouden, energiapolitiikan ja maaseutupolitiikan kentillä. *Alue & Ympäristö* 34(1): 30–41.
- <sup>7</sup> Åkerman, M. & Jänis, L. 2005. Lähienergiaa puusta –maatalouden ja energiantuotannon synergiaeduista voimaa maaseudun kehitykseen. *Maaseudun Uusi Aika*, 13(3):41–48.
- <sup>8</sup> Holling, C.S. (toim.) 1984. *Adaptive Environmental Assessment and Management. International Series on Applied System Analysis* 3. John Wiley and Sons. 377 s.
- <sup>9</sup> Lee, K.N. 1993. *Compass and Gyroscope. Integrating Science and Politics for the Environment*. Island Press, Washington D.C. 244 s.
- <sup>10</sup> Haila, Y. 1998. Assessing ecosystem health across spatial scales. Teoksessa: Rapport, D., Costanza, R., Epstein, P.R., Gaudet, C. & Levins, R. (toim.). *Ecosystem Health*. Blackwell, Malden, Ma. s. 81–102.
- <sup>11</sup> Haila, Y. 1998. Environmental problems, ecological scales and social deliberation. Teoksessa: Glasbergen, P. (toim.). *Co-operative Environmental Governance*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Holland. s. 65-87.
- <sup>12</sup> Hiedanpää, J. 2005. The edges of conflict and consensus: A case for creativity in regional forest policy in southwest Finland. *Ecological Economics*: 55(4): 485–498.
- <sup>13</sup> Olsson, P., Folke, C. & Berkes, F. 2004. Adaptive comanagement for building resilience in social-ecological systems. *Environmental Management* 34(1): 75–90.
- <sup>14</sup> Hiedanpää, J. & Vántänen, A. 2001. Ympäristöasioiden suunnittelu ja institutionaalinen terveys: kohti sosiaalista kestävyyttä. *Yhteiskuntasuunnittelu* 39(4): 23–37.
- <sup>15</sup> Jacobs, J. 2000. *The nature of Economy*. The Modern Library, New York.
- <sup>16</sup> Jokinen, A. 2004. Metsänomistajien osallisuus ja puunkasvun politiikka. Teoksessa: Lehtinen, A. & Rannikko, P. (toim.). *Leipäpuusta arvopaperia. Vastuun ja oikeudenmukaisuuden haasteet metsäpolitiikassa*. Metsälehti, Hämeenlinna. s. 145–172.

# TILASTOTIETEELLISET MONIMUOTOISUUDEN SUOJELUN ASiantuntijamallit monitavoitteisessa METSÄSUUNNITTELUSSA

Pekka Leskinen<sup>\*</sup>, Jyrki Kangas<sup>a</sup>, Mikko Kurttila<sup>b</sup> ja Jouni Pykäläinen<sup>b</sup>

Monitavoitteisen metsäsuunnittelun tavoite on yhdistää metsän tuotantomahdollisuudet parhaalla mahdollisella tavalla. Päätöksenteon tukemiseksi on selvitettävä kulloisetkin metsänkäytön tavoitteet ja kuinka tärkeitä ne ovat toisiinsa verrattuna, sekä arvottaa kuinka hyviä eri päätösvaihtoehdot ovat kaikkien tavoitteiden suhteen.

Ekologisten tavoitteiden näkökulmasta metsäsuunnittelun ongelmaksi saattaa muodostua metsäsuunnittelussa hyödynnettävissä olevien ekologisten mallien puute. Eräs keino ongelman ratkaisemiseksi on ekologisen asiantuntemuksen mallinnus<sup>1-2</sup>. Tällöin perusajatuksena on, että vaikka tarkasteltavana olevaan ongelmaan täsmällisesti sopivia empiriisiä malleja ei ole olemassa, alan asiantuntijoilla saattaa kuitenkin olla päätöksenteossa käyttökelpoista tietämystä metsänkäsitteilyn ekologisista vaikutuksista.

Monitavoitteisessa metsäsuunnittelussa ekologisen asiantuntemuksen mallinnus on kätevää hoitaa ns. monikriteerisen päätöstuen menetelmillä<sup>1-5</sup>, jotka soveltuvat erityyppisten tavoitteiden yhteismitallistamiseen ja korvautuvuusuhteiden määrittelyyn päätöksentekijän preferenssien ja hyödyn mittaamisen kautta. Koska ekologinen asiantuntemus voidaan teknisesti ottaen rinnastaa preferenssi-informaatioon, voidaan asiantuntemuksen mallittamisessa soveltaa samoja tekniikoita kuin mitä päätöksentekijöiden preferenssien mittaamisessa on perinteisesti käytetty<sup>1-5</sup>.

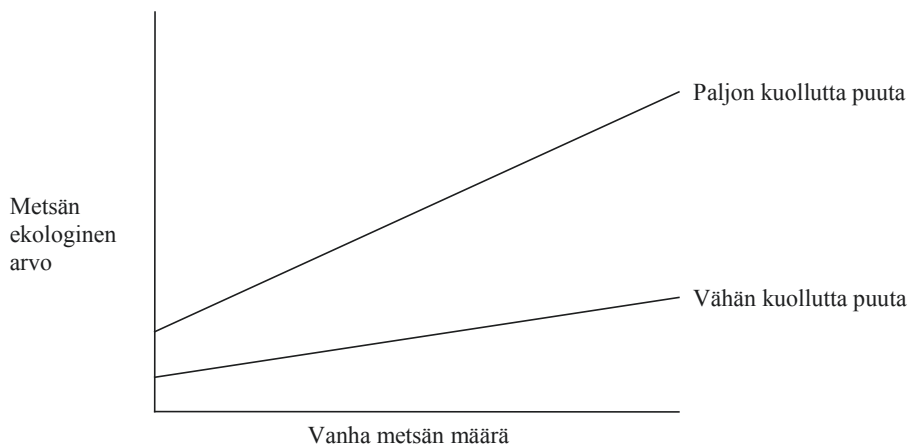
## Tilastotieteellinen lähestymistapa ja sen tarjoamat edut

Tilastotieteellisessä lähestymistavassa monimuotoisuuden suojelun asiantuntijamallit laaditaan tilastollisten mallitustekniikoiden avulla. Käytännössä ekologinen asiantuntemus kootaan asiantuntijoilta preferenssiaineistojen tiedusteluissa käytetyssä muodossa (asiantuntijat vertailevat esim. pareittaisten vertailujen tekniikalla metsäsuunnitelmien ekologistia arvoja) ja asiantuntijamalli estimoidaan aineistosta tilastollisten tekniikkojen avulla<sup>1-5</sup>.

Tärkein tilastollisen lähestymistavan etu ekologisen asiantuntemuksen mallittamisessa on hyvät mahdollisuudet mitata arvioihin sisältyvä epävarmuus ja sen vaikutukset lopputulokseen. Epävarmuuden mittaaminen on yleensä ollut varsin puutteellista monitavoitteisissa päätöstukilaskelmissa, mutta viime vuosina tehty kehitystyö mahdollistaa esim. vertailujen keskinäiseen loogisuuteen perustuvat epävarmuusarviot. Epävarmuuden mittaamisen lisäksi tilastotieteellinen lähestymistapa mahdollistaa myös epävarmuuden merkityksen havainnollistamisen päätöksentekijälle ymmärrettävällä tavalla.

<sup>\*</sup> Metsäntutkimuslaitos, PL 68, 80101 Joensuu, sähköposti: pekka.leskinen@metla.fi

<sup>a</sup> UPM Kymmene Metsä, <sup>b</sup> Metsäntutkimuslaitos



Kuva 1. Metsän ekologisen arvon riippuvuus vanhan metsän ja kuolleen puun määrästä kuvitteellisessa esimerkissä. Suorien kulmakertoimien ero kertoo vanhan metsän ja kuolleen puun määrän välisestä yhdysvaikutuksesta.

Tilastotieteellinen lähestymistapa tarjoaa myös mahdollisuuden ns. yhdysvaikutusten mallittamiseen, jotka ovat yleisiä ekologisten tavoitteiden tilanteessa<sup>3-5</sup>. Tarkastellaan esim. tilannetta, jossa monimuotoisuutta mitataan vanhan metsän ja kuolleen puun määrällä. On selvää, että molempien kriteerien määrän lisäys vaikuttaa positiivisesti metsän monimuotoisuuteen, mutta tämän lisäksi kriteerit saattavat olla kytköksissä toisiinsa. Jos esim. kuollutta puuta on vähän, ei vanhan metsän määrän lisäyksellä välttämättä ole suurta positiivista vaikutusta monimuotoisuuteen. Jos puolestaan kuollutta puuta on runsaasti, voi vanhan metsän määrän lisäys aikaansaada suuria positiivisia vaikutuksia monimuotoisuuteen. Tällöin vanhan metsän ja kuolleen puun määrällä on keskinäinen yhdysvaikutus (kuva 1). Tilastollisen lähestymistavan avulla yhdysvaikutukset voidaan huomioida päätöstuessa<sup>3-5</sup>.

### Asiantuntijamallien ongelmat

Asiantuntemuksen mallittamisessa on juuri sille ominaisia hankaluuksia ja sudenkuoppia<sup>1-2</sup>. Esim. aina ei olla yksimielisiä siitä, kuka lopulta on hyvä asiantuntija ja kuka ei. Asiantuntijoiden valinnassa on myös tulosten manipuloinnin mahdollisuus, koska valitsemalla tiettyä näkemystä edustavat asiantuntijat voidaan kenties saada halutunlaiset tulokset. Erityisen ongelmallista on, jos asiantuntijat haluavat jollakin tavalla vaikuttaa suunnittelussa tehtäviin valintoihin. Myös asiantuntijoiden keskinäisen yksimielisyyden pitäminen luotettavuuden mittana on ongelmallista, koska asiantuntijat voivat olla yksimielisiä, mutta silti johdonmukaisesti väärässä. Joskus voi myös olla jo etukäteen odotettavissa, että eri asiantuntijoilla on erilaiset, tiettyihin suuntiin toisistaan poikkeavat mielipiteet. Tällöin voi olla mielenkiintoista tarkoituksella valita vastakkaista mieltä olevia asiantuntijaryhmiä ja tarkastella ryhmien välisiä näkemyseroja.

Asiantuntijamielipiteiden perusteella laadittuihin malleihin on siis aina syytä suhtautua varauksella<sup>1-2</sup>. Toisaalta niiden käyttö voi olla suoraviivaisin ja joskus jopa ainoa mahdollinen tapa sisällyttää monia ekologisia näkökohtia monitavoitteisiin suunnittelulaskelmiin. Kuitenkin sitä mukaa kun suoraan empiiriseen mallinnukseen pohjautuvia uusia keinoja saadaan käyttöön, asiantuntijatietämyksen numeeristamistarpeet vähenevät. Käytännössä laskelmiin kuitenkin halutaan jatkuvasti integroida uusia tunnuksia ja näkökulmia, joten asiantuntemuksen hyödyntämiseen turvautuminen on käyttökelpoinen lähestymistapa varmasti myös tulevaisuudessa.

## KIRJALLISUUS

- <sup>1</sup> Kangas, J. & Leskinen, P. 2002. Ekologisen asiantuntemuksen mallinnus ja integrointi metsäsuunnittelun laskelmiin. Teoksessa: Kangas, J., Kokko, A., Jokimäki, J. & Store, R. (toim.). Tutkimuksia ekologisen informaation liittämistä metsäsuunnitteluun. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 858: 93–101.
- <sup>2</sup> Kangas, J. & Leskinen, P. 2005. Modelling ecological expertise for forest planning calculations - rationale, examples, and pitfalls. *Journal of Environmental Management* 76: 125–133.
- <sup>3</sup> Leskinen, P. & Kangas, J. 2005. Multi-criteria natural resource management with preferentially dependent decision criteria. *Journal of Environmental Management* 77: 244–251.
- <sup>4</sup> Leskinen, P. & Kangas, J. 2005. Ekologisten muuttujien yhdysvaikutukset monitavoitteisessa metsäsuunnittelussa. Teoksessa: Store, R. & Heino, E. (toim.). Ekologinen tietämys ja metsäsuunnittelu - menetelmiä, näkökulmia ja tutkimustuloksia. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 939: 83–89.
- <sup>5</sup> Leskinen, P., Kangas, J. & Pasanen, A.-M. 2003. Assessing ecological values with dependent explanatory variables in multi-criteria forest ecosystem management. *Ecological Modelling* 170: 1–12.

# MUUTTUNEIDEN LÄHTEIDEN ENNALLISTAMISELLA VOIDAAN PALAUTTAA JA YLLÄPITÄÄ VESIKASVILLISUUDEN JA POHJAEELÄIMISTÖN MONIMUOTOISUUTTA

Veli Lyytikäinen<sup>\*</sup>, Hannu Luotonen<sup>a</sup> ja Helge Rummukainen<sup>b</sup>

Huomattava osa luonnontilaisista lähteistä on menettänyt luonnontilansa edellisten 50 vuoden aikana. Pohjois-Karjalan ympäristökeskuksen laajassa pienvesien luonnontilaisuutta selvittäneessä tutkimuksessa havaittiin, että luonnontilaiset lähteet ovat hyvin harvinaisia. Suurimpia syitä lähdeluonnon muuttumiselle on ollut pohjaveden pinnan alentuminen kuivatustöiden takia ja suorat mekaaniset vaikutukset mm. ojituksen ja talouskäytön yhteydessä. Talousmetsissä fyysisiltä ominaisuuksiltaan ainoastaan 11,5 % lähteistä todettiin luonnontilaisiksi, lähiympäristöistä vain viisi prosenttia. Metsätalousmaalla täysin muuttuneita lähteitä ja niiden lähiympäristöjä oli yli 40 prosenttia. Vesiluonnon monimuotoisuuden säilymisen kannalta lähteiden ja niistä riippuvaisten eliölaajien suojelutasoa ei voida pitääkään suotuisana eteläisessä Suomessa. Muuttuneita lähteitä tulisi jatkossakin aktiivisesti palauttaa lähemmäksi luonnontilaa ennallistamalla ja vesitaloutta palauttamalla. Pohjois-Karjalan ympäristökeskus on erikoistunut metsätalouden ympäristövaikutusten tutkimuksiin ja osana erikoistumista aloitettiin keväällä 2004 yhdessä Pohjois-Karjalan metsäkeskuksen kanssa hanke, jossa selvitetään lähteiden kunnostuksen vaikutuksia luonnontilan palautumiseen.

## Lähteiden kunnostus

Metsäkeskus Pohjois-Karjala on kunnostanut noin 40 lähdetä lähiympäristöineen Keski-Karjalan alueella erillisenä kestävänsä metsätalouden rahoituslain mukaisena luonnonhoitohankkeena vuosina 2004–2005. Kaikki lähteet sijaitsevat yksityismailla. Lähteitä kunnostettiin suhteellisen vähäisillä toimenpiteillä. Tärkeimmät kunnostusmenetelmät ovat olleet mm. peratun lähdenoron pohjan nosto alkuperäiselle korkeudelle, lähdenorojen ohjaaminen luontaisiin uomiin, erilaisten rakenteiden (kivetykset, puurakenteiden ja kaivonrenkaiden) poisto, tukkimalla suoraan lähteeseen ulotettuja ojia ja hakkuujätteiden poisto lähteiden päältä. 30 vuonna 2004 kunnostettua lähdetä kuuluu Pohjois-Karjalan ympäristökeskuksen intensiiviseen seurantatutkimukseen.

## Kunnostustoimien vaikutukset

Seurantatutkimuksella vuosina 2004–2006 selvitetään kunnostustoimien vaikutuksia lähteiden vesitalouteen, veden laatuun pohjaeläinyhteisöihin ja kasvilajistoon. Pohjaveden korkeuden muutosta tutkitaan pohjavesiputkien ja lähteiden veden korkeuden seurannalla. Kaikista lähteistä on otettu vuosittain vesinäytteet, joista on analysoitu 23 eri muuttujaa. Miltei kaikista lähteistä on otettu vuosittain pohjaeläinnäytteet lähteen koosta riippuen potkuhaavilla tai/ja muoviliieriöllä (3 rinnakkaisnäytettä). Näytteenotolla

<sup>\*</sup> Pohjois-Karjalan ympäristökeskus, PL 69, 80101 Joensuu, sähköposti: veli.lyytikainen@ymparisto.fi

<sup>a</sup> Pohjois-Karjalan ympäristökeskus, <sup>b</sup> Metsäkeskus Pohjois-Karjala





Lähde ennen kunnostusta...



...sama lähde kunnostuksen jälkeen .

on pyritty vaikuttamaan mahdollisimman vähän pohjaeläinyhteisöihin. Kasvilajistoa on pääasiassa seurattu perustamalla kasvillisuuden seurantaruujuja, jotka inventoidaan vuosittain samana ajankohtana.

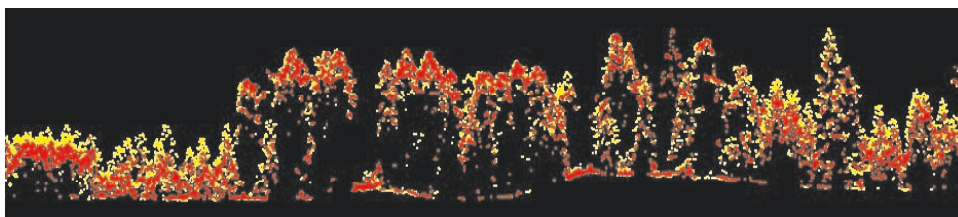
Alustavien tulosten mukaan vesitalouden kunnostamiselle asetetut tavoitteet on saavutettu miltei jokaisessa kohteessa. Lähteelle tyypillinen putkilokasvilajisto on osalla kohteita runsastunut. Tämän hankkeen tutkimustulokset julkaistaan loppuraporttina sekä tieteellisinä artikkeleina kansainvälisissä sarjoissa vuosina 2006–2007. Tästä hankkeesta saatujen myönteisten kokemusten myötä lähteiden ennallistaminen laajenee usean metsäkeskuksen alueelle kesällä 2006.



# METSIKÖN VERTIKAALISEN RAKENTEEN TUTKIMINEN 3D-KAUKOKARTOITUKSEN AVULLA

Matti Maltamo<sup>\*</sup>, Juha Hyyppä<sup>a</sup>, Kalle Eerikäinen<sup>b</sup>, Petteri Packalén<sup>c</sup>, Mikko Vehmas<sup>d</sup> ja Jari Kouki<sup>c</sup>

Puuston vertikaalisen rakenteen komponentit kuten latvuston kerroksellisuus, erikäis rakenne ja yksittäisten suurten puiden esiintyminen ovat olennaisia tunnuksia biologisen monimuotoisuuden ja monien uhanalaisten lajien kannalta. Tällaisten heterogeenisten metsiköiden kartoittaminen ja mittaaminen on yleensä vaatinut runsaasti kalliita maastotöitä, sillä perinteiset kaukokartoitusmenetelmät kuten satelliitti- ja ilmakuvat eivät sisällä informaatiota kasvillisuuden korkeusvaihtelun analysoimiseksi. Aktiivisiin kaukokartoitusmenetelmiin kuuluva laserkeilaus (engl. *Airborne Laser Scanning*, ALS) tuottaa tarkasti paikannettua kolmiulotteista eli 3D-informaatiota sekä kasvillisuuden että maanpinnan korkeusvaihtelusta. Laserkeilausaineistoa voidaan käsitellä suoraan alkuperäisessä pistemäisessä muodossa tai aineistoa lisää prosessoimalla mahdollistuu myös yksittäisten puiden pituuksien määrittäminen. Lukuisat tutkimukset ovat osoittaneet, että keskeisistä puustotunnuksista esimerkiksi tilavuus, biomassa ja keskipituus voidaan ennustaa erittäin tarkasti laseraineistojen analyysimenetelmin.<sup>1</sup> Yhdistämällä laseraineistoa digitaaliseen ilmapuokuvaan voidaan saada tietoa myös metsikön puulajeista. Useampiaikaisten laseraineistojen avulla puolestaan voidaan tehokkaasti seurata jopa yksittäisissä puissa tapahtuneita muutoksia kuten kasvu ja puun kaatuminen (kuva 1).<sup>2,3</sup> Laserkeilausaineistoa on jo käytetty myös eri eläinlajien habitaattivaatimuksiin liittyviin ekologiisiin sovelluksiin.<sup>4</sup>



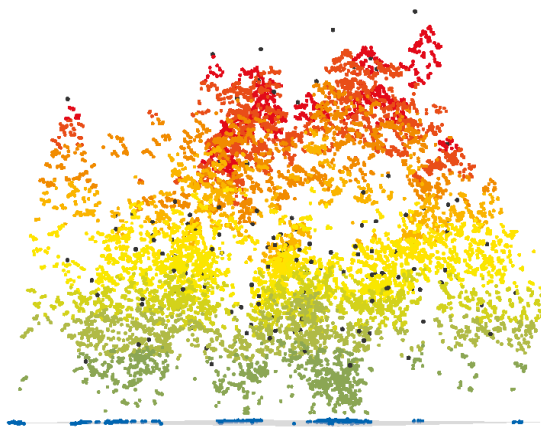
Kuva 1. Puuston sivuprofiili kahdelta eriikäiseltä laserkeilausaineistolta määritettynä.<sup>3</sup> Punaiset pisteet ovat vuoden 1998 ja keltaiset vuoden 2003 laserkuvalta. Kuvasta on selkeästi havaittavissa yksittäisten puiden kasvu sekä yksi tutkimusjaksolla kaatunut tai kaadettu puu, josta on nähtävissä ainoastaan vuoden 1998 laserkeilausta ilmentävä punainen pisteparvi

Koska osa laserpulsseista tunkeutuu vallitsevan latvuskerroksen läpi, voidaan tutkia myös puuston vertikaalista rakennetta kuten esimerkiksi puuston jakautumista eri latvuskerroksiin ja aluspuuston olemassaoloa ja määrää.<sup>5</sup> Puuston vertikaalista rakennetta selvittäneen tutkimuksen aineistona käytettiin Heinolan lähellä sijaitsevaa Kalkkisten inventointialuetta, joka laserkeilattiin toukokuussa 2003. Maastoaineisto muodostui 28 tarkasti mitatusta metsikkökoealasta, joista 18 määriteltiin vertikaaliselta rakenteeltaan useita puustojaksoja sisältäviksi. Paikkatietoon perustuvan visuaalisen tarkastelun lisäksi

<sup>\*</sup> Joensuun yliopisto, metsätieteellinen tiedekunta, PL 111, 80101 Joensuu, sähköposti: matti.maltamo@joensuu.fi  
<sup>a</sup> Geodeettinen laitos, <sup>b</sup> Metsäntutkimuslaitos, <sup>c</sup> Joensuun yliopisto, <sup>d</sup> Joensuun yliopisto ja Metsäntutkimuslaitos

analysoitiin laserhavaintojen korkeusjakauman ominaisuuksia ja ennustettiin vallittujen puiden määrää regressioanalyysillä.

Laserkuvien visuaalinen tarkastelu paikkatietojärjestelmän avulla osoitti, että puuston vertikaalista rakennetta on mahdollista tutkia laserin avulla. Tarkastelemalla alkuaan ylhäältä päin otettua kuvaa eri kulmista, voidaan puuston kerroksellisuus havaita selvästi (kuva 2). Laserpisteparven korkeushavaintojen kaksikulotteisen histogrammin tietokoneperusteinen analysointi luokitteli tutkimusaineiston 28 koealasta 24 oikein joko yksi- tai useampihuippuisiksi. Edelleen laserpisteiden kumulatiivisen korkeusjakauman analysointi osoitti huomattavia eroja vertikaaliselta rakenteeltaan yksi- ja useampihuippuisten koealojen välillä. Myös vallittujen puiden lukumäärän ennustaminen regressiomallilla, jonka selittäjät oli johdettu laseraineistoista, onnistui suhteellisen hyvin, sillä laaditun mallin selitysaste oli 0,87.



Kuva 2. Laserpisteparvikuvassa on esitetty kaksijaksoinen metsä sivultapäin tarkasteltuna.<sup>5</sup> Mitä korkeampi piste sitä lämpimämpi väri; punaiset pisteet ovat vallitsevan puustokerroksen latvusosumia, kun taas keltaiset ja vihreät pisteet ovat alempien puustojaksojen heijastumia. Siniset pisteet ovat maanpinnalta palautuneita laserkaikuja ja mustat pisteet ovat vertailukohtana esitettyjä maastomitattujen puiden pituuksia.

Tutkimustulosten<sup>5</sup> perusteella voidaan todeta, että puuston vertikaalisen rakenteen analysointi laserkeilainaineiston avulla on mahdollista. Koska latvuserroksen tiheyden lisääntyminen vähentää sen läpäisevien pisteiden määrää, on kerroksellisuuden analysointi tiheissä metsiköissä haastavampaa. Tutkimukset<sup>2,3,5</sup> kuitenkin osoittavat, että laserkeilainaineiston avulla voidaan sekä paikallistaa ja kvantifioida rakenteeltaan heterogeenisiä harvinaisia metsäalueita että seurata niiden rakenteessa tapahtuvia muutoksia. On oletettavaa että laserkeilainten nopea tekninen kehitys parantaa myös vertikaalisen rakenteen analysoimismahdollisuuksia jatkossa. Lähestymistavan suurin puute on puulajien tunnistamisen vaikeus. Toisaalta Suomessa on kesästä 2005 lähtien ollut mahdollista saada digitaalisella kameralla otettua ilmakuvaa, mikä yhdistettynä laserkeilausaineistoon parantaa puulajitulkinnan mahdollisuuksia.

Joensuun yliopiston metsätieteellinen tiedekunta, Metsäntutkimuslaitoksen Joensuun toimintayksikkö ja Geodeettinen laitos aloittivat Ympäristöministeriön rahoittaman kolmevuotisen tutkimushankkeen ”Nykyaikaisiin kaukokartoitustekniikkoihin perustuva seurantajärjestelmä suojelualueiden luonnonmetsille ja metsäluonnon ennallistamiskohteille” vuonna 2005. Hankkeen tutkimusalue sijaitsee Kolin kansallispuistossa, Pohjois-Karjalassa ja tutkimusaineistoina käytetään kesällä 2005 otettuja laseraineistoja ja digitaalisia ilmakuvia, vanhoja metsänmittaus- ja koealatietoja sekä hankkeessa kerättäviä maastoaineistoja. Hankkeelta odotettavissa olevista tuloksista mm. yksittäisen suurten haapojen ja yhtenäisten haapakasvustojen paikantaminen, luonnonmetsien rakenteen ja lahpuuston määrän tulkinta, potentiaalisten ja jo toteutettujen ennallistamiskohteiden paikantaminen ja muutostulkinta sekä suojelualueiden kaukokartoitus pohjaisen seurantajärjestelmän hahmottelu edesauttavat myös Metso-ohjelman toteutusta ja erityisesti sen seurannan tarpeita. Tutkimushankkeen maastotöiden yhteydessä tutkimusalueelta löydettiin myös liito-oravaesiintymiä, mikä jatkossa mahdollistaa puuston rakenteeseen sidoksissa olevien liito-oravan elinympäristövaatimusten tutkimisen jo hankittujen kaukokartoitusaineistojen avulla.

## KIRJALLISUUS

- <sup>1</sup> Næsset, E., Brandtberg, T., Gobakken, T., Holmgren, J., Hyyppä, J., Hyyppä, H., Maltamo, M., Nilsson, M., Olsson, H., Persson, Å. & Söderman, U. 2004. Laser scanning of forest resources: the Scandinavian experience. *Scandinavian Journal of Forest Research* 19: 482–499.
- <sup>2</sup> Yu, X.W., Hyyppä, J., Kaartinen, H. & Maltamo, M. 2004. Automatic Detection of Harvested Trees and Determination of Forest Growth using Airborne Laser Scanning. *Remote Sensing of Environment* 90: 451–462.
- <sup>3</sup> Yu, X., Hyyppä, J., Kukko, A., Maltamo, M. & Kaartinen, H. Change detection techniques for canopy height growth measurements. Tieteelliseen sarjaan tarjottu käsikirjoitus.
- <sup>4</sup> Maltamo, M. 2005. The analysis of forest structure using laser scanner data. Teoksessa: Hobbestad, K. (toim.). *Forest Inventory and Planning in Nordic Countries. Proceedings of SNS Meeting at Sjusjøen, Norway. September 6–8, 2004.* s. 91–102.
- <sup>5</sup> Maltamo, M., Packalén, P., Yu, X., Erikäinen, K., Hyyppä, J. & Pitkänen, J. 2005. Identifying and quantifying structural characteristics of heterogeneous boreal forests using laser scanner data. *Forest Ecology and Management* 216: 41–50.

# SÄÄSTÖPUURYHMIEN JA KULOTUKSEN VAIKUTUS METSIEN MAAKIITÄJÄIS- LAJISTOON

Petri Martikainen<sup>\*</sup>, Jari Kouki<sup>a</sup> ja Osmo Heikkala<sup>a</sup>

Maakiitäjäiset ovat pääasiassa maan pinnalla juoksentelevia kovakuoriaisia, joista suurin osa on petoja. Useat lajit kiipeilevät myös puissa. Varsinaisia lahopuusta riippuvaisia lajeja on vain muutamia. Metsien maakiitäjäisiä on tutkittu varsin paljon ja niistä tiedetään esimerkiksi että metsän hakkuun seurauksena sulkeutunutta metsää suosivat lajit vähenevät ja avoimilla paikoilla viihtyvät lajit runsastuvat, kun taas generalistilajit eivät välttämättä reagoi juuri mitenkään. Pienistä säästöpuuryhmistä ei näyttäisi olevan hyötyä sulkeutunutta metsää suosiville lajeille. Vaikka joidenkin vanhaa metsää suosivien maakiitäjäisten on esitetty mahdollisesti kärsivän metsätalouden vaikutuksista, esim.isolaatiosta, ei niistä yksikään ole luokiteltu uhanalaiseksi Suomessa.

Sen sijaan muutamat metsäpaloista riippuvaiset lajit ovat taantuneet hyvinkin voimakkaasti. Kulokurekiitäjäinen (*Sericoda bogemanni*) on luokiteltu äärimmäisen uhanalaiseksi ja palosysikiitäjäinen (*Pterostichus quadrifoveolatus*) vaarantuneeksi lajiksi maassamme. Kolmas tiukasti paloihin sitoutunut laji, palokurekiitäjäinen (*Sericoda quadripunctata*), on sen sijaan edelleen varsin tavallinen kulotus- ja metsäpaloaloilla. Molemmat kurekiitäjäislajit viihtyvät palaneiden puiden kuoren alla, joten ne saattavat hyötyä kulotettaville hakkuualoille jätettävistä säästöpuista. Edellä mainittujen lajien lisäksi useat muutkin maakiitäjäislajit, kuten pohjansysikiitäjäinen (*Pterostichus adstrictus*), kangashyrrä (*Bembidion grapii*) ja siemenkiitäjäislaji (*Amara nigricornis*) suosivat selkeästi paloalueita.

Selvitimme kulotuksen ja säästöpuiden vaikutusta maakiitäjäislajistoon laajassa koeasetelmassa, johon kuului 24 erillistä mäntyvaltaista metsikkökuviota Lieksan ja Ilomantsin alueella<sup>1,2</sup>. Koeasetelmassa oli mukana kaksi tarkasteltavaa faktoria: säästöpuumäärä (4 tasoa: 0, 10 ja 50 m<sup>3</sup>/ha ja hakkaamaton kontrolli) ja tulen käyttö (kyllä/ei). Kustakin käsittelykombinaatiosta oli 3 toistoa. Hakkuut suoritettiin talvella 2000–2001 ja poltot 27.–28. kesäkuuta 2001. Maakiitäjäiset kerättiin kuoppapyödyksillä (20 kpl per koeala) kesällä 2002. Puolet pyödyksistä sijoitettiin säästöpuuryhmiin niillä koealoilla, joille oli jätetty säästöpuita (10 ja 50 m<sup>3</sup>/ha).

Poltetuilta aloilta saatiin merkitsevästi enemmän maakiitäjäisyksilöitä kuin palamattomilta aloilta, mutta tämä ero aiheutui pelkästään pohjansysikiitäjäisestä, joka oli erittäin runsas poltetuilla aloilla ja muodosti yksin yli 60 % tutkimuksen 5 770 yksilön kokonaisuksilömäärästä. Muiden lajien yhteenlaskettu yksilömäärä ei eronnut käsittelyjen välillä. Tutkimuksessa havaittiin kaikkiaan 63 maakiitäjäislajia. Lajimäärät olivat merkitsevästi suurempia poltetuilla kuin polttamattomilla aloilla ja myös hakatuilla aloilla verrattuna hakkaamattomiin metsiin.

Poltettujen hakkuualojen lajiston koostumus poikkesi selvästi sekä kaikkien

<sup>\*</sup> Joensuun yliopisto, Metsätieteellinen tiedekunta, PL 111, 80101 Joensuu, sähköposti: petri.martikainen@joensuu.fi

<sup>a</sup> Joensuun yliopisto

polttamattomien alojen että poltettujen hakkaamattomien metsien lajikoostumuksesta. Suurin osa lajeista näytti suosivan erityisesti poltettuja hakkuualoja. Tähän ryhmään kuului edellä mainittujen paloa vaativien ja suosivien lajien lisäksi monia muitakin lajeja. Vain neljä runsaslukuista lajia oli runsaampia hakkaamattomissa metsissä kuin hakatuissa metsissä: metsäkampakiitäjäinen (*Calathus micropterus*), laikkupeilikiitäjäinen (*Notiophilus biguttatus*), korpikiitäjäinen (*Carabus glabratus*) ja etanakiitäjäinen (*Cychrus caraboides*), mutta niitä kaikkia saatiin pyydyksiin myös hakatuilta aloilta.

Polttamattomien alojen säästöpuuryhmistä saatiin pienempi yksilömäärä kuin vastaavien alojen avoimilta osilta, kun taas palaneilla aloilla tilanne oli päinvastainen eli säästöpuuryhmistä tuli enemmän yksilöitä. Lajimäärät olivat kuitenkin pienempiä säästöpuuryhmissä niin poltetuilla kuin polttamattomillakin aloilla. Polttamattomilla aloilla vain kolme lajia oli runsaampia säästöpuuryhmissä kuin vastaavien hakkuualojen avoimissa osissa. Poltetuilla aloilla sen sijaan lähes puolet lajeista oli runsaampia säästöpuuryhmissä. Erityisen selvästi poltetuilla aloilla säästöpuuryhmiä suosivat kangaspeilikiitäjäinen (*Notiophilus aquaticus*), laikkupeilikiitäjäinen, nummipeilikiitäjäinen (*Notiophilus germyni*), kangashyrrä ja palokurekiitäjäinen. Tutkimuksen ainoa uhanalainen laji, palosysikiitäjäinen, saatiin pyydykseen vain poltetusta säästöpuuryhmästä.

Tutkimuksemme tulokset viittaavat siihen, että metsien maakiitäjäislajisto on hyvin sopeutunut erilaisiin häiriöihin, sillä vain harvat lajit suosivat hakkaamattomia metsiä. Tämä sinänsä ei ole kovin yllättävää, koska suuri osa maakiitäjäislajeista on avoimien elinympäristöjen asukkeja. Tulen käyttö metsänhoidossa ja yhtenä ennallistamiskeinona näyttäisi jopa olevan edellytys pohjoisissa havumetsissä luontaisesti esiintyvän maakiitäjäislajiston säilyttämiseksi, erityisesti metsäpaloihin liittyvän uhanalaisen lajiston osalta. Pienet säästöpuuryhmät eivät pysty säilyttämään hakkaamattomien metsien olosuhteita ja lajiston koostumusta. Säästöpuuryhmillä voi kuitenkin olla huomattavaa merkitystä erityisesti kulotettavilla kohteilla monien maakiitäjäislajien suojapaikkoina sekä mahdollisesti joidenkin kuolleita puita suosivien lajien kuten palokurekiitäjäisen lisääntymispaikkoina.

Tutkimuksemme tulokset vahvistavat entisestään monista muista eliöryhmistä saatua käsitystä, että säästöpuilla ja tulen käytöllä voi olla huomattavaa merkitystä metsälajiston monimuotoisuuden ylläpitämiseksi talousmetsissä.

Tämä tutkimus ei ole saanut rahoitusta MOSSE-tutkimusohjelmasta.

## KIRJALLISUUS

<sup>1</sup> Heikkala, O. 2003. Metsänuudistusalojen kulotuksen ja säästöpuuston lyhyen aikavälin vaikutukset maakiitäjäislajistoon (Coleoptera, Carabidae) borealisissa havumetsissä. Pro gradu. Joensuun yliopisto, Metsätieteellinen tiedekunta. 52 s.

<sup>2</sup> Martikainen, P., Kouki, J. & Heikkala, O. 2006. The effects of green tree retention and subsequent prescribed burning on ground beetles (Coleoptera: Carabidae) in boreal pine-dominated forests. Ecography, (painossa).

# SÄÄSTÖHAAPOJEN MERKITYS UHANALAISILLE KOVAKUORIAISILLE JA KÄÄVILLE

Petri Martikainen<sup>\*</sup>, Esko Hyvärinen<sup>a</sup>, Kaisa Junninen<sup>a</sup> ja Reijo Penttilä<sup>b</sup>

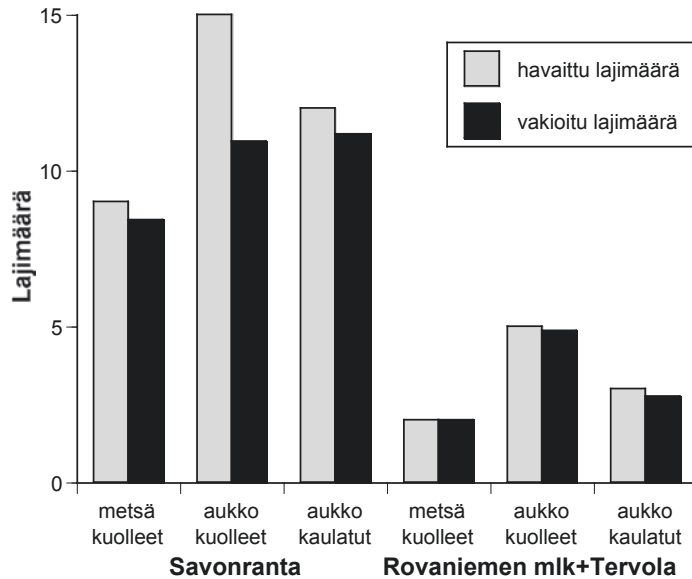
Yksi näkyvimmistä luonnonhoidon menetelmistä käytännön metsätaloudessa on säästöpuiden, erityisesti haapojen, jättäminen päätehakkuualoille. Säästöpuiden merkityksestä lajiston monimuotoisuuden kannalta on kuitenkin ollut hyvin niukasti tutkimustietoa saatavilla. Pitkään on ollut esimerkiksi vallalla käsitys, että useimmat metsien uhanalaiset lajit vaativat aarniometsän pienilmastoa eivätkä siten voisi tulla toimeen avoimilla ja paahteisilla avohakkuualoilla.

Olemme selvittäneet vuodesta 1996 alkaen hakkuuaukeille jätettyjen säästöhaapojen merkitystä uhanalaisten kovakuoriaisten ja kääpien elinpaikkoina. Tutkimuskohteiksi valittiin tarkoituksella sellaisia alueita, joiden tiedettiin jo etukäteen olevan haapalajiston suhteen poikkeuksellisen arvokkaita. Ensimmäiset kovakuoriaistutkimukset tehtiin Savonrannalla, Rovaniemen maalaiskunnassa ja Tervolassa vuonna 1996 vertailemalla mahdollisimman samankaltaisten kuolleiden haapojen lajistoa runkoikkunapyydysten avulla sekä vanhan metsän sisällä että aiemmin hakatuilla avohakkuualoilla<sup>1</sup>. Tutkimuksessa oli mukana yhteensä 90 haapaa, joista osa oli luontaisesti kuolleita ja osa taskuttamalla keinotekoisesti tapettuja. Pyydyksiin saatiin yhteensä 23 829 kovakuoriaisyksilöä, jotka kuuluivat kaikkiaan 780 lajiin. Lajeista 23 oli uhanalaisia vuoden 1991 uhanalaismietinnön mukaan. Kovakuoriaisaineistoa on täydennetty myöhemmin merkittävästi jatkamalla pyyntiä samalla menetelmällä Jäppilässä ja Joroisissa vuosina 2001–2004<sup>2,3,4,5</sup>.

Haapojen kääpiä olemme tutkineet Savonrannalla, jossa niitä etsittiin yhteensä 110 maahan kaatuneesta haavasta vuosina 1996–1997<sup>6</sup>. Tutkimuksessa tehtiin 499 kääpähavaintoa ja löydettiin 46 lajia, joista 11 on uhanalaisia tai silmälläpidettäviä lajeja.

Molemmissa eliöryhmissä tehtiin samankaltaisia havaintoja. Vanhan metsän sisällä olleilta haavoilta tavatun lajiston koostumus poikkesi selvästi avohakkuille jätettyjen haapojen vastaavasta. Jotkin lajit näyttivät selvästi suosivan varjoisaa vanhaa metsää, kun taas monia lajeja tavattiin yksinomaan avohakkuuiden säästöpuista. Useimpia lajeja tavattiin kuitenkin molemmista ympäristöistä. Tämä havainto näyttäisi pätevän niin yleisiin kuin uhanalaisiinkin lajeihin. Itse asiassa uhanalaisten kovakuoriaisten havaitut lajimäärät olivat avohakkuuiden kuolleissa säästöpuissa jopa hiukan suurempia kuin vanhan metsän sisällä sijainneissa kuolleissa haavoissa (kuva 1). Rungon lahoasteella oli suuri merkitys uhanalaisten ja silmälläpidettävien kääpien lajirunsauteen: kaikkein eniten (yhteensä 8 lajia) niitä löytyi melko pitkälle lahonneista rungoista avohakkuualalta ja kaikkein vähiten (2 lajia) melko tuoreista avohakkuulle kaatuneista haavoista. Metsän sisällä sijainneista rungoista tavattiin yhteensä 3-5 uhanalaista lajia riippuen runkojen lahoasteesta ja tutkimusalueesta. Tulostemme mukaan myös keinotekoisesti taskuttamalla tapetut haavat näyttivät kelpaavan hyvin monille uhanalaisille kovakuoriaisille ja kääville ainakin pidemmälle lahonneina.

<sup>\*</sup> Joensuun yliopisto, <sup>M</sup> Metsätieteellinen tiedekunta, PL 111 80101 Joensuu, sähköposti: petri.martikainen@joensuu.fi  
<sup>a</sup> Joensuun yliopisto, <sup>b</sup> Suomen ympäristökeskus



Kuva 1. Uhanalaisten kovakuoriaisten havaitut ja näytekoolla vakioidut lajimäärät Savonrannan sekä Rovaniemen mlk:n ja Tervolan haapapyydyksissä<sup>1</sup>. Savonrannalla pyydyspuiden määrä (20 per käsittely) ja vakioinnissa käytetty näytekooko (2 000 yksilöä) olivat suurempia kuin Rovaniemen mlk:n ja Tervolan vastaavat (10 per käsittely, 800 yksilöä).



Kuva 2. Vaarantuneeksi luokiteltu marmorikuoriainen (*Liocola marmorata*) tavattiin sekä Savonrannalta että Joroisista avohakkuille jätetyistä säästöhaavoista. Se lienee sisämaassa täysin riippuvainen järeistä ontoista haavoista, etelämpänä se elää ontoissa jaloissa lehtipuissa, kuten tammissa. Kuva: Petri Martikainen.



Kuva 3. Erittäin uhanalainen keltakerroskääpä (*Perenniporia tenuis*) tavattiin Savonrannalta avohakkuulle kaatuneesta taskuttamalla tapetusta haavasta. Kuva: Petri Martikainen.



Avohakkuiden säästöhaavoista tavattiin lukuisia hyvin harvinaisia ja uhanalaisia lajeja, joista monien tiedetään nyt viihtyvän parhaiten lämpimissä ja jopa paahteisissa olosuhteissa (kuvat 2 ja 3). Luonnontilaisissa metsissä niille sopivia elinpaikkoja lienee syntynyt erilaisten häiriöiden, kuten metsäpalojen ja myrskytuhojen seurauksena. Monien lajien esiintymisen kannalta näyttäisi kuitenkin olevan tärkeämpää se, että sopivia runkoja ylipäättään on saatavissa, kuin se millaiset valo- ja lämpöolosuhteet juuri sillä paikalla vallitsevat.

Tutkimustemme tuloksia tulkittaessa on muistettava, että tutkimusalueemme olivat sekä haapalajiston, haapojen järeyden että alueiden luonnontilaisuuden suhteen poikkeuksellisen edustavia. Tulokset osoittavatkin sen potentiaalin, mikä avohakkuille jätettävillä säästöpuilla parhaimmassa tapauksessa voi olla vaateliaan haapalajiston kannalta. Lisäksi tulosten perusteella on ilmeistä, että monet uhanalaiset haavalla elävät lajit voivat menestyä myös avoimissa ympäristöissä, jos sopivia puita vain on riittävästi tarjolla.

Vaikka tavallisten talousmetsien avohakkuiden säästöhaapoihin ei voida olettaa tulevan yhtä rikasta lajistoa kuin tutkimusalueillamme havaittiin, on haapojen jättämisellä päätehakkuualoille mitä ilmeisimmin huomattavaa merkitystä lajiston monimuotoisuuden säilyttämisen kannalta. On jopa viitteitä siitä, että jotkin lajit, kuten silmälläpidettävät monipistehaapsanen (*Saperda perforata*) ja haapajäärä (*Xylotrechus rusticus*), ovat hyötäneet säästöhaavoista jopa siinä määrin, että ne ovat alkaneet runsastua; ainakin niiden taantuminen on pysähtynyt.

Säästöpuiden merkitys voi korostua suojelualueiden ja muiden lajistollisesti arvokkaiden kohteiden lähialueilla, missä vaateliaan lajiston säilyttämiseen on kiinnitettävä erityistä huomiota. Vaikka aukeille alueille jätettävät säästöpuut eivät ainakaan lyhyellä tähtäimellä auta sellaisia lajeja, jotka tarvitsevat sulkeutuneen metsän olosuhteita, monet harvinaiset kovakuoriais- ja käpälälajit viihtyvät myös paahteisilla paikoilla ja hyötävät jätettävistä puista. Säästöpuiden jättäminen päätehakkuualoille tuo näin hyvän lisän metsälajiston suojelussa käytettävään keinovalikoimaan.

Tässä esitellyt tutkimukset eivät ole saaneet rahoitusta MOSSE-tutkimusohjelmasta.

## KIRJALLISUUS

- <sup>1</sup> Martikainen, P. 2001. Conservation of threatened saproxylic beetles: significance of retained aspen *Populus tremula* on clearcut areas. *Ecological Bulletins* 49: 205–218.
- <sup>2</sup> Hyvärinen, E. 2003. Kivimäensalon metsien kovakuoriais selvitys 2003. Raportti Metsähallitukselle 24.11.2003.
- <sup>3</sup> Hyvärinen, E. 2004. Kivimäensalon metsien kovakuoriais selvitys 2004. Raportti Metsähallitukselle 15.12.2004.
- <sup>4</sup> Hyvärinen, E. & Martikainen, P. 2003. Joroisten Ahvenisenmäen alueen kovakuoriais selvitys 2002. Raportti Metsähallitukselle 10.1.2003.
- <sup>5</sup> Martikainen, P. 2002. Jäppilä-Joroisten vanhojen metsien kovakuoriais selvitys. Raportti Metsähallitukselle 16.1.2002.
- <sup>6</sup> Junninen, K., Penttilä, R. & Martikainen, P. 2006. Fallen retention aspen trees on clear-cuts can be important habitats for red-listed polypores: a case study in Finland. *Biodiversity and Conservation*, (painossa).



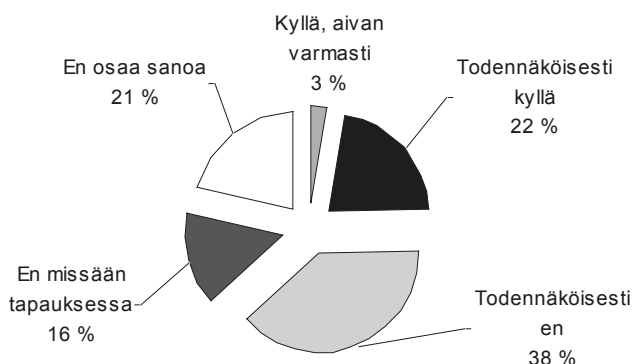
## METSÄNOMISTAJIEN SUHTAUTUMINEN LUONNONARVOKAUPPAAN

Sari Matinaho<sup>\*</sup>, Artti Juutinen<sup>\*</sup>, Erkki Mäntymaa<sup>a</sup> ja Mikko Mönkkönen<sup>b</sup>

Tässä tutkimuksessa<sup>2</sup> tarkasteltiin metsänomistajien asenteita, muun muassa metsänomistajien halukkuutta osallistua luonnonarvokauppaan sekä sen palkkion suuruutta, jolla he olisivat valmiita osallistumaan. Lisäksi tutkittiin, onko asenteissa alueellisia eroja. Tutkimusaineisto kerättiin kyselytutkimuksella. Kyselylomake lähetettiin 1800 metsänomistajalle, joista puolet asuu Hämeessä ja puolet Etelä-Savossa. Vastausprosentiksi saatiin 48,3 %.

Vastaajista noin 60 % oli sitä mieltä, että nykyinen suojelutaso on sopiva. Lähes neljänneksen mielestä metsiä on suojeltu jo liikaa ja suojelua pitäisi vähentää. Noin 8 % vastasi, että suojelua pitäisi lisätä nykyisestä. Tämä tulos on samansuuntainen kuin Metsäntutkimuslaitoksen aikaisemmassa kyselyssä<sup>2</sup>. Hämäläiset olivat useammin suojelun lisäämisen kannalla kuin eteläsavolaiset, joiden mielestä nykyinen taso oli useammin riittävä.

Metsänomistajien halukkuus tarjota osaa metsästään luonnonarvokauppaan on esitetty kuvassa 1. Osallistumishalukkuus oli suurempaa hämäläisten kuin eteläsavolaisten metsänomistajien keskuudessa.



Kuva 1. Metsänomistajien halukkuus tarjota osaa metsästään luonnonarvokauppaan (% vastaajista).

Metsänomistajilta kysyttiin myös, olivatko he saaneet tietoa luonnonarvokaupasta tai muista vapaaehtoisuuteen perustuvista suojelukeinoista aiemmin. Lähes 30 % vastaajista ei ollut saanut lainkaan tietoa, lähes 40 % oli saanut vähän tietoa ja lähes 30 % oli saanut jonkin verran tietoa. Vain 2,1 % vastasi saaneensa paljon tietoa aiemmin. Tämän tuloksen

<sup>\*</sup> Kansantaloustieteen laitos, PL 4600, 90014 Oulun yliopisto, sähköposti: artti.juutinen@oulu.fi

<sup>a</sup> Oulun yliopisto, <sup>b</sup> Jyväskylän yliopisto

perusteella voidaan todeta, että laajemmalla tiedottamisella voisi edelleen vaikuttaa metsänomistajien asenteisiin.

Kyselylomakkeessa kuvattiin kuuden hehtaarin metsäkuvio, ja vastaajia pyydettiin kuvittelemaan omistavansa se. Heille kerrottiin, että kuvatun kaltaisen alueen 10 vuoden suojelusta on maksettu Satakunnan luonnonarvokaupan pilottihankkeessa 6 000–17 000 euroa. Tämän jälkeen vastaajia pyydettiin esittämään oma palkkiopyyntönsä ko. alueesta. Vastausten (241 kpl) mediaani oli 15 000 €/6ha/10v, eli 250 €/ha/v. Mediaani oli eteläsavolaisten metsänomistajien osalta korkeampi (16 000 €) kuin hämäläisten (15 000 €). Suurin syy palkkiopyynnön esittämättä jättämiseen oli se, että palkkiovaatimuksen arvioiminen rahassa on liian vaikeaa.

Tuloksia syvemmin analysoitaessa todettiin, että taloudellisia näkökulmia painottavat metsänomistajat esittivät suurempia palkkiovaatimuksia, kun taas ympäristö- ja luontonäkökulmia painottavat metsänomistajat esittivät pienempiä palkkiovaatimuksia. Tiedollakin oli merkitystä: ne metsänomistajat, jotka tunsivat luonnonarvokaupan tai muita vapaaehtoisuuteen perustuvia suojelukeinoja ennestään erittäin hyvin, esittivät pienempiä palkkiovaatimuksia. Haja-asutusalueella asuvat, matalasti koulutetut metsänomistajat taas esittivät korkeampia palkkiovaatimuksia.

Osallistumishalukkuutta tarkemmin analysoitaessa kävi ilmi, että jos metsänomistaja on aikaisemmin jättänyt omalla päätöksellään osia metsästään metsänhoitotoimien ulkopuolelle ja pitää tärkeänä luonnonarvojen tuottamisesta mahdollisesti koituvaa taloudellista hyötyä, hän olisi todennäköisesti halukas tarjoamaan maitaan luonnonarvokauppaan. Jos asenne suojelua kohtaan on ennestään negatiivinen, tai taloudelliset näkökulmat ovat tärkeitä palkkiovaatimusta määrittäessä, metsänomistaja ei todennäköisesti osallistuisi luonnonarvokauppaan.

## KIRJALLISUUS

- <sup>1</sup> Matinaho, S., Juutinen, A., Mäntymaa, E. & Mönkkönen, M. 2005. Forest owners' attitudes to and preferences for voluntary conservation - preliminary results of a survey. Working papers No. 25, Faculty of Economics and Business administration, University of Oulu.
- <sup>2</sup> Horne, P., Koskela, T. & Ovaskainen, V. (toim.) 2004. Metsänomistajien ja kansalaisten näkemykset metsäluonnon monimuotoisuuden turvaamisesta. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 933. 110 s.

## SÄÄSTÖPUURYHMIEN VAIKUTUS HÄMÄHÄKKEIHIN JA MAAKIITÄJÄISIIN

Katja Matveinen-Huju\*

Metsätalous on muuttanut maisemaa ja vaikuttanut eliöstöömme jo vuosisatojen ajan (esim.<sup>1,2,3</sup>). Suomessa noin kolmasosa 1505:stä uhanalaisesta lajista elää metsissä, ja metsätalous on ensisijainen uhanalaisuuden syy 30 prosentille uhanalaisista metsälajeista<sup>4</sup>. Koska vain pieni osa metsistä voidaan suojella, monimuotoisuuden suojelemiseksi tarvitaan myös toimenpiteitä talousmetsissä<sup>5,6</sup>. Säästöpuiden jättäminen avohakkuille on yksi nykyisistä metsänkäsittelysuosituksista (esim.<sup>7</sup>), mutta tutkimustietoa sen vaikutuksista monimuotoisuuteen on vielä vähän<sup>8</sup>. Säästöpuut saattavat toimia 1) lajiston säilyttämisessä uudistumisvaiheen yli, 2) metsän rakenteellisten piirteiden lisääjinä ja 3) askelkivinä<sup>9</sup>.

Tutkin säästöpuuryhmien vaikutusta hämähäkkeihin (Araneae) ja maakiitäjäisiin (Coleoptera: Carabidae) kahdessa tutkimushankkeessa: ”Monimuotoisuus talousmetsien uudistamisessa” (MONTA) ja ”Effect of the size of retention-tree groups on biodiversity in forest regeneration” (RETREE). MONTA-hankkeessa säästöpuuhakkuu oli mukana yhtenä metsänkäsittelymenetelmänä. RETREE-hanke syntyi MONTA-hankkeen havainnosta, että säästöpuuryhmät tuntuivat olevan liian pieniä<sup>10,11,12</sup>. RETREE-hankkeessa keskityttiin tutkimaan säästöpuuryhmien koon vaikutusta eri eliöryhmiin.

MONTA-hankkeen hämähäkkiaineistosta on tekeillä käsikirjoitus, johon seuraavat tiedot perustuvat<sup>13</sup>. Säästöpuuryhmät olivat kooltaan 0,01–0,02 hehtaaria (noin 20–30 puuta/puuryhmä) ja niitä jätettiin kolme kappaletta yhden hehtaarin avohakkuualalle. Koalueita oli neljä. Metsät olivat ennen hakkuuta 80–120 -vuotiaita, kuusivaltaisia mustikkatyypin metsiä. Hämähäkinäytteitä kerättiin kuoppapyödyksillä ennen hakkuuta (1995) ja kolmantena kesänä hakkuun jälkeen (1998). Aikuisia hämähäkkejä saatiin 8 634 yksilöä 89 lajista. MONTA-hankkeen säästöpuuryhmät olivat myös hämähäkkien kannalta todennäköisesti liian pieniä. Säästöpuuhakkuu muistutti avohakkuuta. Tutkittujen metsälajien yksilömäärät olivat säästöpuuryhmissä hyvin pieniä. Avoimehkojen ympäristöjen lajien yksilöitä oli runsaasti säästöpuuryhmissä, mutta niiden yksilömäärät olivat vielä suuremmat säästöpuuhakkuuden avohakatuissa osissa. Säästöpuuryhmissä oli samoja indikaattorilajeja kuin avohakkuilla.

RETREE-hankkeen hämähäkki- ja maakiitäjäisaineistosta on valmistunut yksi ja valmisteilla toinen käsikirjoitus, joihin seuraavat tiedot perustuvat<sup>14,15</sup>. Säästöpuuryhmien koot olivat 0,09–0,55 hehtaaria (47–385 puuta/puuryhmä). Säästöpuuryhmät jätettiin mustikkatyypin kuusimetsissä sijaitseviin korpilaikkuihin, ja niitä oli 11 kappaletta sekä yksi kontrollialue. Näytteitä kerättiin kuoppapyödyksillä ennen hakkuuta (1998) ja kolmena kesänä hakkuun jälkeen (1999–2001). Pyödyksiä oli säästöpuuryhmien sisäpuolella, reunalla ja ulkopuolella (eli avohakkuulla).

Kuoppapyödyksistä saatiin neljän vuoden aikana 24 817 aikuista hämähäkkiyksilöä, jotka edustivat 185 lajia (kontrollialue ei sisälly näihin lukuihin). Maakiitäjäisiä saatiin

\* Bio- ja ympäristötieteiden laitos, PL 65, 00014 Helsingin yliopisto, sähköposti: katja.matveinen@helsinki.fi

9 968 yksilöä 43 lajista. Hämähäkkien laji- ja yksilömäärät sekä maakiitäjien lajimäärä kasvoivat hakkuun jälkeen, mikä selittyi avoimehkon ympäristön lajien runsastumisella hakkuun jälkeen. Säästöpuuryhmän koolla ei näyttänyt olevan yksiselitteisesti vaikutusta hämähäkkeihin ja maakiitäjisiin. Suurimmalla osalla erikseen tutkitusta 23 lajista (17 hämähäkkilajia ja kuusi maakiitäjäislajia) säästöpuuryhmän koolla ei havaittu vaikutusta, tai vaikutus oli erilainen eri vuosina, tai hämähäkeillä eri sukupuolet reagoivat eri tavoin. Kahdella avoimehkon ympäristön hämähäkkilajilla oli hypoteesin mukaisesti enemmän yksilöitä pienemmissä puuryhmissä ja yhdellä kosteahkon ympäristön hämähäkkilajilla taas oli enemmän yksilöitä suuremmissa puuryhmissä. Yhdellä avoimehkon ympäristön lajilla oli kuitenkin hypoteesin vastaisesti enemmän yksilöitä suuremmissa puuryhmissä. Monien metsälajien yksilömäärät kuitenkin vähenivät säästöpuuryhmissä tutkimuksen kuluessa ja monien avoimehkon ympäristön lajien yksilömäärät kasvoivat. Hämähäkkiyhteisöt muuttuivat säästöpuuryhmien sisällä ajan kuluessa. Myös avohakkuun ja säästöpuuryhmien hämähäkki- ja maakiitäjäisyhteisöt olivat erilaisia. Vaikka avoimehkon ympäristön lajien yksilöitä (erityisesti hämähäkkejä) esiintyi säästöpuuryhmien sisällä, ne olivat vielä runsaampia avohakkuun puolella.

Avoimehkon ympäristön lajien runsastuminen puuryhmissä saattaa kertoa elinympäristön muuttumisesta metsälajien kannalta epäsuotuisaksi pitkällä aikavälillä. Toimiakseen säästöpuuryhmien tulisi kuitenkin säilyttää alkuperäinen lajisto vain niin kauan kunnes ympäröivä metsä kasvaa takaisin. Tämän selvittämiseksi pitäisi tehdä seurantatutkimuksia. Lisäksi säästöpuuryhmien, erityisesti suurten puuryhmien, määrä oli tutkimuksessani liian pieni, jotta lopullisia johtopäätöksiä voitaisiin tehdä. Ennen kuin lisää tutkimuksia on tehty, säästöpuuiden jättäminen on varovaisuussyistä suotavaa, koska 1) ne näyttäisivät säilyttävän ainakin osan metsälajistosta ja 2) ne tuovat metsään rakenteellista monimuotoisuutta (suuria puita ja lahopuuta).

## KIRJALLISUUS

- <sup>1</sup> Esseen, P.-A., Ehnström, B., Ericson, L. & Sjöberg, K. 1997. Boreal forests. *Ecological Bulletins* 46: 16–47.
- <sup>2</sup> Östlund, L., Zackrisson, O. & Axelsson, A.-L. 1997. The history and transformation of a Scandinavian boreal forest landscape since the 19<sup>th</sup> century. *Canadian Journal of Forest Research* 27: 1198–1206.
- <sup>3</sup> Larsson, S. & Danell, K. 2001. Science and the management of boreal forest biodiversity. *Scandinavian Journal of Forest Research Supplementum* 3: 5–9.
- <sup>4</sup> Rassi, P., Alanen, A., Kanerva, T. & Mannerkoski, I. (toim.) 2001. Suomen lajien uhanalaisuus 2000. Ympäristöministeriö ja Suomen ympäristökeskus, Helsinki.
- <sup>5</sup> Niemelä, J. 1997. Invertebrates and boreal forest management. *Conservation Biology* 11(3): 601–610.
- <sup>6</sup> Mönkkönen, M. 1999. Managing Nordic boreal forest landscapes for biodiversity: ecological and economic perspectives. *Biodiversity and Conservation* 8: 85–99.
- <sup>7</sup> Raivio, S., Normark, E., Pettersson, B. & Salpakivi-Salomaa, P. 2001. Science and the management of boreal forest biodiversity – forest industries' views. *Scandinavian Journal of Forest Research Supplementum* 3: 99–104.
- <sup>8</sup> Niemelä, J., Larsson, S. & Simberloff, D. 2001. Concluding remarks – finding ways to integrate timber production and biodiversity in Fennoscandian forestry. *Scandinavian Journal of Forest Research Supplementum* 3: 119–123.
- <sup>9</sup> Franklin, J.F., Rae Berg, D., Thornburgh, D.A. & Tappeiner, J.C. 1997. Alternative silvicultural approaches to timber harvesting: variable retention harvesting systems. Teoksessa: Kohm, K. & Franklin, J.F. (toim.). *Creating forestry for the 21<sup>st</sup> century*. Island Press, Washington DC. s. 111–139.
- <sup>10</sup> Jalonen, J. & Vanha-Majamaa, I. 2001. Immediate effects of four different felling methods on mature boreal spruce forest understorey vegetation in southern Finland. *Forest Ecology and Management* 146: 25–34.

- <sup>11</sup> Koivula, M. 2002. Alternative harvesting methods and boreal carabid beetles (Coleoptera, Carabidae). *Forest Ecology and Management* 167: 103–121.
- <sup>12</sup> Siira-Pietikäinen, A., Haimi, J. & Siitonen, J. 2003. Short-term responses of soil macroarthropod community to clear felling and alternative forest regeneration methods. *Forest Ecology and Management* 172: 339–353.
- <sup>13</sup> Matveinen-Huju, K. & Koivula, M. 2006. Boreal early-summer spiders and alternative logging methods. *Käsikirjoitus*.
- <sup>14</sup> –, Niemelä, J. & Rauha, A.M. 2006. Spider and carabid assemblages in retention-felled stands - short-term effects in eastern Finland. *Käsikirjoitus*.
- <sup>15</sup> –, Niemelä, J., Rita, H. & O'Hara, R.B. 2006. Retention-tree groups in clear-cuts: do they constitute 'life-boats' for spiders and carabids? *Forest Ecology and Management* 230: 119–135.

# SUOJELUALUEVERKOSTOJEN SUUNNITTELUN LASKENNALLISET MENETELMÄT

Atte Moilanen\*

Suojelualueverkostojen suunnittelun (SAVS) laskennalliset menetelmät käsittelevät suojeluun varattujen resurssien tehokasta käyttöä siten, että lajistomme pitkän aikavälin säilymistä edesautetaan arvokkaita alueita suojelemalla, hoitamalla tai ennallistamalla, tai maankäyttömuotoja ohjaamalla (esim.<sup>1,2,3,4,5</sup>). Teknisesti SAVS menetelmät hyödyntävät päätösanalyysin ja optimoinnin työkaluja. Taustatietona tarvitaan kattavia havaintoaineistoja lajien esiintymisestä, tai lajien esiintymistä selittäviä elinympäristö- ja metapopulaatiomalleja (ks. *tietolaatikko 2.3*).

Suojelusuunnittelussa aluekandidaattien koko, laatu ja kytkeytyneisyys vaikuttavat alueiden biologiseen arvoon. Hinta, alueen saatavuus ja alueen luontoarvojen tuhoutumistodennäköisyys (suojelun puutteessa) vaikuttavat niin ikään laskennallisesti optimaaliseen suojelusuunnitteluratkaisuun. Optimaalisessa suunnitelmassa alueet täydentävät hyvin toisiaan siten, että ne yhdessä kattavat mahdollisimman laajan joukon luontoarvoja.

Suojelusuunnittelussa alueiden kytkeytyvyys (ks. *Ovaskainen T44* ja <sup>4,6,7,8,9</sup>) ja koko saavat suhteellisen suuren painon – nämä asiat ovat tärkeitä myös Suomen vanhojen metsien suojelua ajatellen. Pinta-alaltaan suurilla alueilla populaatiot ovat yksilömääräisesti suuria, negatiiviset reunavaikutukset pieniä, ja ympäristön ominaisuuksien vaihtelu suurempaa kuin pienillä kohdealueilla. Kytkeytyvyys puolestaan vaikuttaa kokonaisten alueverkostojen kykyyn ylläpitää lajistoa. Laadullisesti paras ratkaisu on iso joukko suuria ja hyvin kytkeytyneitä alueita. Käytännössä resurssit eivät tällaiseen riitä, ja lajien levinneisyysmallien avulla pyritään ymmärtämään, mikä olisi suotuisa tasapaino pinta-alan, elinympäristön laadun ja kytkeytyvyyden välillä.

Suojelusuunnittelun pohjana oleva tieto on tyypillisesti epätäsmällistä, mistä syystä epävarmuusanalyysi on tarpeellinen ja tärkeä työkalu<sup>7,10</sup>. Esimerkiksi lajien levinneisyystiedot ovat usein hyvinkin epätäsmällisiä. Kategorisesti tärkeimpiä ovat alueet, joiden varmuudella tiedetään sisältävän merkittäviä luontoarvoja. Vähiten mielenkiintoisia ovat alueet, joista varmuudella tiedetään, että ne ovat lajistollisesti vaatimattomia. Epävarmuusanalyysiä hyödynnetään erityisesti kun halutaan ymmärtää sellaisten alueiden potentiaalista hyödyllisyyttä, joilla arvellaan olevan tärkeitä luontoarvoja, mutta tieto on epävarmaa tai arvojen säilyminen alueella on epäselvää. Esimerkiksi ilmastonmuutos saattaa muuttaa lajien esiintymisalueita paljonkin<sup>11</sup> – epäselvyyttä voi olla siitä, millä tämänhetkisillä esiintymisalueilla laji esiintyy myös tulevaisuudessa. Epäselvää voi myös olla, mille uusille alueille laji pystyy leviämään. Tällaisessa tilanteessa suojelullisesti turvallisimpia alueita ovat ne, joilla laji esiintyy nyt ja sen ennustetaan esiintyvän myös tulevaisuudessa<sup>12</sup>.

\* Bio- ja ympäristötieteiden laitos, PL 65, 00014 Helsingin yliopisto, sähköposti: [atte.moilanen@helsinki.fi](mailto:atte.moilanen@helsinki.fi)

Laskennallisesti on myös merkittävää, että perustetaanko suojelualueverkosto kokonaan kerralla vai kehitetäänkö sitä vähän kerrallaan vuotuisilla hankinnoilla<sup>13</sup>. Jos verkostoa kehitetään vähitellen, tulisi optimaalisessa suunnittelussa huomioida alueiden saatavuus sekä todennäköisyys sille, että alueen luontoarvot suojelun puuttuessa menetetään<sup>14,15</sup>. Nämä asiat vaikuttavat alueiden hankintajärjestykseen.

SAVS-menettelmien kehitys on ollut viime vuosina nopeaa ja on uskottavaa, uusimmat laskennalliset menetelmät auttaisivat suojelupäätösten suunnittelussa myös Suomessa. Tärkeää olisi pohjata päätöksenteko analyysiin ja ymmärrykseen siitä, mitkä ilmasto- ja elinympäristökijät selittävät lajien esiintymisalueita maassamme.

## KIRJALLISUUS

- <sup>1</sup> Pressey, R.L. 1999. Systematic conservation planning for the real world. *Parks* 9, 1–6.
- <sup>2</sup> Cabeza, M. & Moilanen, A. 2001. Design of reserve networks and the persistence of biodiversity. *Trends in Ecology & Evolution* 16: 242–247.
- <sup>3</sup> Moilanen, A. 2001. Suojelualueverkoston suunnittelu matemaattisena ongelmana. *Tieteessä tapahtuu*, 1/2001: 30–34.
- <sup>4</sup> Moilanen, A., Franco, A.M.A., Early, R., Fox, R., Wintle, B. & Thomas, C.D. 2005. Prioritising multiple-use landscapes for conservation: methods for large multi-species planning problems. *Proc. R. Soc. Lond. B Biol. Sci.*, 272: 1885–1891.
- <sup>5</sup> Arponen, A., Heikkinen, R., Thomas, C.D. & Moilanen, A. 2005. The value of biodiversity in reserve selection: representation, species weighting and benefit functions. *Conservation Biology* 19: 2009–2014.
- <sup>6</sup> Van Teeffelen, A., Cabeza, M. & Moilanen, A. 2006. Connectivity, probabilities and persistence: comparing reserve selection strategies. *Biodiversity and Conservation* 15: 899–919.
- <sup>7</sup> Moilanen, A. & Wintle, B.A. 2006a. Uncertainty analysis favours selection of spatially aggregated reserve structures. *Biological Conservation* 129: 427–434.
- <sup>8</sup> Moilanen, A. & Wintle B.A. 2006b. The boundary quality penalty - a quantitative method for approximating species responses to fragmentation in reserve selection. *Conservation biology*, (painossa).
- <sup>9</sup> Moilanen, A. & Hanski, I. 2006. Connectivity and metapopulation dynamics in highly fragmented landscapes. Teoksessa: Krooks & Sanjayan (toim.). In *Connectivity Conservation*. Cambridge University Press, Cambridge, UK, (painossa).
- <sup>10</sup> Moilanen, A., Wintle, B.A., Elith, J. & Burgman, M. 2006. Uncertainty analysis for regional-scale reserve selection. *Conservation Biology*, (painossa).
- <sup>11</sup> Thomas, C. D., Cameron, A., Green, R. E., Bakkenes, M., Beaumont, L. J., Collingham, Y. C., Erasmus, B. F. N., de Siqueira, M. F., Grainger, A., Hannah, L., Hughers, L., Huntley, B., van Jaarsveld, A. S., Midgley, G. F., Miles, L., Ortega-Huerta, M. A., Peterson, A. T., Phillips, O. L. & Williams, S. E. 2004. Extinction risk from climate change. *Nature* 427: 145–148.
- <sup>12</sup> Moilanen, A. 2005. Suojelualueiden verkostot ja ilmastonmuutos. *Tieteessä tapahtuu* 4/2005.
- <sup>13</sup> Pressey, R. L., Watts, M. E. & Barrett, T.W. 2004. Is maximizing protection the same as minimizing loss. Efficiency and retention as alternative measures of the effectiveness of proposed reserves. *Ecology Letters* 7: 1035–1046.
- <sup>14</sup> Cabeza, M. & Moilanen, A. 2003. Site-selection algorithms and habitat loss. *Conservation Biology*, 17: 1402–1413.
- <sup>15</sup> Cabeza, M. & Moilanen, A. 2006. Replacement cost: a useful measure of site value for conservation planning. *Biological Conservation* 132: 336–342.

# METSIEN SUOJELUN TALOUDELLISET JA SOSIAALISET VAIKUTUKSET – ALUEELLINEN JA VALTAKUNNAN TASON TARKASTELU

Marko Mäki-Hakola<sup>a</sup> ja Ritva Toivonen\*

Tutkimushankkeessa selvitettiin Etelä-Suomen metsien suojelun taloudellisia (arvonlisäys, tuotanto) ja sosiaalisia (työllisyys) vaikutuksia Suomessa ja eri alueilla<sup>1,2,3</sup>. Tutkimuksessa tarkasteltiin myös suojelun vaikutuksia puun tarjontaan sekä saatavuuteen. Lisäksi suojelun yhteydet metsien virkistyskäyttöön ja luontomatkailuun olivat tarkastelussa mukana. Erityishuomio tutkimuksessa oli uusissa metsien suojelukeinoissa sekä suojelun alueellisissa vaikutuksissa.

Hankkeessa laadittiin skenaarioita metsien suojelun pinta-alan ja puun tarjonnan kehityksestä, eri suojelukeinojen vaikutuksesta tarjontamuutoksiin sekä siitä, miten puun tuonti voisi korvata mahdollisesti supistuvaa puun tarjontaa. Skenaariot laadittiin aiempien tutkimusten, tilastojen ja kvalitatiivisen päättelyn avulla. Suojelun keinojen vaikutusta puun tarjontaan analysoitiin myös pienimuotoisella metsänomistajakyselyllä. Lisäksi tieteellisten asiantuntijoiden näkemyksiä ja kommentteja käytettiin tukena skenaarioiden muotoilussa ja päätelmissä.

Metsien suojelun puumarkkinavaikutuksia analysoitiin kysynnän ja tarjonnan tasapainottavalla puumarkkinamallilla. Tulokset vahvistavat aiempia tutkimuksia sen suhteen, että lyhyellä aikavälillä suojelun vaikutus puun tarjontaan ja hintoihin on suhteessa vähäisempi kuin suojeltava metsäpinta-ala. Noin kahdeksan prosenttiyksikön lisäys Etelä-Suomen suojelun pinta-alassa voisi vähentää puun tarjontaa mallisimuloinnin perusteella koko maassa vajaalla kolmella prosentilla. Alueellisesti ja paikallisesti vaikutukset puun tarjontaan voivat olla suurempia. Suojelun arvioitiin vähentävän erityisesti tukkipuun tarjontaa ja siten vaikutukset olisivat suurempia tukki- kuin kuitumarkkinoilla.

Alueellisia ja valtakunnallisia arvonlisäys- ja työllisyysvaikutuksia tarkastelevien panos-tuotos-laskelmien perusteella suojelun toteuttaminen uusilla, vapaaehtoisilla keinoilla pienentäisi negatiivisia työllisyys- ja talousvaikutuksia suhteessa perinteiseen ei vapaaehtoiseen metsien suojeluun. Taustalla on se, että suojelusta aiheutuvat puumarkkinavaikutukset jäävät pienemmiksi silloin, kun suojelu toteutetaan vapaaehtoisin keinoin. Suojelun talous- ja työllisyysvaikutukset vaihtelevatkin käytettävän suojelukeinon ja suojelun laajuuden mukaan.

Enimmillään metsien lisäsuojelu vähentää kokonaistyöllisyyttä noin 2 300 henkilöllä, kun Etelä-Suomen metsien suojelussa käytetään perinteistä lakisääteistä luonnonsuojelua. Jos metsiä suojellaan metsänomistajan vapaaehtoisuuteen perustuvilla menetelmillä, ovat työllisyysvaikutukset noin puolta pienempiä. Jos suojelun seurauksena supistuva

\* Pellervon taloudellinen tutkimuslaitos, Eerikinkatu 28 A, 00180 Helsinki, sähköposti: ritva.toivonen@ptt.fi  
<sup>a</sup> nykyinen organisaatio Maa- ja metsätaloustuottajain Keskusliitto



kotimaisen puun saatavuus pystytään metsäteollisuudessa korvaamaan tuontipuun käyttöä lisäämällä, jäävät negatiiviset vaikutukset pienemmiksi. Tällöin kuitenkin lähes kaikki vaikutukset kohdistuvat metsätalouteen. Suojelun vaikutukset jakautuvat Suomen eri alueille riippuen esimerkiksi metsien suojelun lähtötilanteesta. Esimerkiksi Pohjois-Karjalassa lähes viisi prosenttia metsistä on jo valmiiksi puun tuotannon ulkopuolella ja Kaakkois-Suomessa vastaava tilanne on 0,6 prosenttia. Kymmenen prosentin osuuteen metsien suojelussa vaatiikin alueesta riippuen erisuuruista suojelun lisäystä.

Metsien suojelun positiivisia talous- ja työllisyysvaikutuksia ja muiden kuin taloudellisiin mittarein mitattavien hyötyjen tutkimusmenetelmistä laadittiin kirjallisuuskatsaus. Eräs huomio oli, että menetelmäkehitystä kaivataan, jotta metsien suojelun ei-taloudellisia vaikutuksia voitaisiin paremmin verrata taloudellisesti mitattavissa oleviin seuraamuksiin.

## KIRJALLISUUS

- <sup>1</sup> Pulli, J. & Mäki-Hakola, M. 2004. Metsien suojelun taloudelliset vaikutukset – kirjallisuuskatsaus. Pellervon taloudellisen tutkimuslaitoksen työpapereita N:o 71.
- <sup>2</sup> Mäki-Hakola, M. 2004. Metsien suojelun vaikutukset puumarkkinoilla – Mallitarkastelu. Pellervon taloudellisen tutkimuslaitoksen työpapereita N:o 73.
- <sup>3</sup> Mäki-Hakola, M. & Toropainen, M. 2005. Metsien suojelun vaikutukset tuotantoon ja työllisyyteen – Alueellinen ja valtakunnallinen panos-tuotosanalyysi. Pellervon taloudellisen tutkimuslaitoksen raportteja N:o 194.

## **PALKKIOVAATIMUKSIIN VAIKUTTAVAT TEKIJÄT VAPAAEHTOISESSA METSIEN SUOJELUSSA: TULOKSIA SATAKUNNAN LUONNONARVOKAUPAN KOKEILUSTA**

Erkki Mäntymaa<sup>\*</sup>, Artti Juutinen<sup>a</sup>, Sari Matinaho<sup>a</sup>, Mikko Mönkkönen<sup>b</sup> ja Rauli Svento<sup>a</sup>

Tutkimuksen tavoitteena on analysoida luonnonarvokaupan, yhden vapaaehtoisuuteen perustuvan suojelukeinon, kustannustehokkuutta metsien suojelussa. Erityisesti selvitetään, alentaako metsänomistajien ympäristömyönteisyys luonnonarvokaupan palkkiovaatimuksia. Luonnonarvokaupan kustannustehokkuus riippuu osittain siitä, kuinka hyvin järjestelmässä voidaan paljastaa ympäristömyönteiset eli sellaiset metsänomistajat, jotka omistavat ekologisesti arvokkaita metsiä ja ovat valmiita suojelemaan ne suhteellisen alhaisella palkkiolla. Alhainen palkkiovaatimus perustuu siihen, että metsänomistaja kokee saavansa hyötyä myös oman metsänsä suojelusta, ei pelkästään puunmyynnistä.

Tutkimus perustuu luonnonarvokaupan kokeilusta saatuun aineistoon. Kokeilu käynnistettiin vuonna 2003 Satakunnan yksityismetsien monimuotoisuuden suojelemiseksi ja suojelukeinon testaamiseksi<sup>1</sup>. Tutkimusaineistossa on tiedot v. 2003 ja 2004 kokeiluun tarjotuista tai sopimukseen päätyneistä metsäkuvioista, joita oli yhteensä 119 kpl 679,1 hehtaarilla. Aineisto sisältää tiedot kohteiden puuston arvosta. Talousteoriaan perustuvan oletuksen mukaan korkean metsän arvon pitäisi johtaa suureen palkkiovaatimukseen, jos metsänomistaja pitää tärkeänä metsästä saatavia puuntuotannon tuloja. Kohteista tiedetään myös viranomaisen arvio kohteen ekologisesta arvosta, jonka tärkeänä osatekijänä on kohteen lahopuun määrä<sup>2</sup>. Lisäksi aineistossa on tiedot omistajien esittämistä palkkiovaatimuksista ja maksetuista palkkioista. Kaikki metsänomistajat eivät kuitenkaan itse ilmoittaneet palkkiovaatimusta, vaan sopimusneuvotteluiden lähtökohtana oli silloin viranomaisen tekemä hinta-arvio<sup>2</sup>. Näiden aineiston tietojen avulla voidaan tilastollisilla menetelmillä arvioida, johtaako metsän korkea arvo suureen palkkiopyyntöön ja onko ekologisella arvolla ja palkkiopyynnöllä yhteyttä.

Kun tutkimuksessa verrattiin palkkiovaatimusten ja metsän taloudellisen arvon vaihtelua toisiinsa, havaittiin, että muuttujien kesken ei ollut riippuvuutta juuri lainkaan. Tulos voidaan tulkita siten, että luonnonarvokauppaan metsäänsä tarjonneet omistajat ovat ympäristömyönteisempiä ja eivät sen takia vaatineet sellaista palkkiota, joka olisi korvannut kokonaan hakkuiden viivästyisestä aiheutuneet menetykset. Siten vapaaehtoiset sopimukset, jotka sisältävät kilpailuttamiseen kuuluvan tarjousprosessin, johtaisivat kustannussäästöihin verrattuna metsien lunastusmenettelyyn. Myös aikaisemmat tutkimukset tukevat tätä päätelmää<sup>3</sup>. Vaihtoehtoinen tulkinta voisi olla, että omistajien tavoitteena ei ole maksimoida puuntuotantoa kuviotasolla, ts. he eivät jostakin muusta syystä aikoneet hakata metsikköä eivätkä sen takia sitoneet palkkiota

<sup>\*</sup> Kansantaloustieteen laitos, PL 4600, 90014 Oulun yliopisto, sähköposti: erkki.mantymaa@oulu.fi

<sup>a</sup>Oulun yliopisto, <sup>b</sup>Jyväskylän yliopisto

puuston arvoon. Kokeiluun osallistuneiden metsänomistajien keskuudessa tehdyn kyselytutkimuksen perusteella tiedetään, että suurin osa omistajista olisi hakannut kohteen ilman suojelusopimusta<sup>4</sup>.

Toisaalta verrattaessa kohteiden ekologisen arvon ja palkkiovaatimusten vaihtelua löydettiin tekijöiden kesken melko vahva riippuvuus. Tulos on hieman yllättävä, kun muistetaan em. havainto palkkiovaatimuksen ja metsän arvon heikosta yhteydestä. Näyttää siltä, että tietäessään viranomaisen maksavan enemmän ekologisesti arvokkaista kohteista metsänomistajat ovat valmiita käyttäytymään strategisesti eli salaamaan ympäristömyönteiset asenteensa ja maksimoimaan rahapalkkion. Tämä viittasi siihen, että luonnonarvokaupan kokeilussa kilpailu ei vielä toimi siten, että se saisi omistajat paljastamaan todelliset preferenssinsä. Tulos tukee myös kyselyllä saatuja tuloksia<sup>4</sup>.

Kun verrattiin vuosien 2003 ja 2004 palkkiovaatimuksia, jotka olivat v. 2003 keskimäärin 231 €/ha ja v. 2004 271 €/ha, havaittiin, että ne eivät eroa tilastollisesti toisistaan. Sen sijaan, kun vastaava vertailu tehtiin maksettujen palkkioiden kesken, nähtiin, että palkkiot 2004 (172 €/ha) olivat tilastollisesti alhaisempi kuin palkkiot 2003 (200 €/ha). Mahdollinen selitys tälle voisi olla se, että 2003 metsäkeskuksen tavoitteena oli käynnistää kokeilu nopeasti ja osoittaa julkisuuteen, että sopimuksia solmitaan. Tämä saattoi johtaa tehottomaan kilpailuttamiseen ja ”liian suuriin” palkkioihin ensimmäisen kokeiluvuoden aikana. Toisena vuonna julkisuuden paine oli ehkä laantunut ja viranomaisen kokemus sopimusten teosta lisääntynyt, mitkä saattoivat johtaa tehokkaampaan kilpailuttamiseen, parempaan omistajien preferenssien paljastamiseen ja alhaisempiin maksuihin. Vaihtoehtoisen selityksen mukaan palkkioiden lasku heijastaisi viranomaisen ympäristöpoliittisia tavoitteita siten, että 2003 metsäkeskus olisi saavuttanut joitakin suojelutavoitteita ja ottanut tämän huomioon uusien sopimusten yhteydessä. Se olisi sitten heijastunut alempina maksuina 2004.

Tuloksia tulkittaessa on huomattava, että aineistosta ei voi tehdä kovin vahvoja päätelmiä luonnonarvokaupan palkkiovaatimuksista ja markkinoiden toiminnasta. Laskelmat antavat kuitenkin viitteitä siitä, että metsänomistajien preferenssit alentaisivat heidän palkkiovaatimuksiaan. Koska monet muutkin asiat voivat selittää vaatimusten ja todellisten maksujen vaihtelua, tutkimusryhmä toteutti luonnonarvokauppaan osallistuneiden metsänomistajien keskuudessa kyselyn, jossa tiedusteltiin yksityiskohtaisesti heidän asenteitaan, preferenssejään ja muita taustamuuttujia<sup>4</sup>. Kun kyselyaineisto liitetään tämän tutkimuksen aineistoon, voidaan saada esille syvempää näyttöä ja tehdä vahvempia päätelmiä palkkiovaatimuksista ja maksetuista palkkiosta.

## KIRJALLISUUS

- <sup>1</sup> Juutinen, A. 2005. Luonnonarvokaupan kustannustehokkuus: kokeiluhanke Lounais-Suomen metsäkeskuksen alueella. Metsätieteen aikakauskirja 12: 163–174.
- <sup>2</sup> Gustafsson, L. & Nummi, T. 2004. Luonnonarvokauppa vuonna 2003. Lounais-Suomen metsäkeskus. [Verkko-julkaisu]. Saatavissa: [http://wwwb.mmm.fi/metso/uudet\\_suojelun\\_keinot/luonnonarvokauppa/raportti\\_2003\\_1.pdf](http://wwwb.mmm.fi/metso/uudet_suojelun_keinot/luonnonarvokauppa/raportti_2003_1.pdf). [Viitattu 2006].
- <sup>3</sup> Michael, J.A. 2003. Efficient habitat protection with diverse landowners and fragmented landscapes. *Environmental science & policy* 6: 243–251.
- <sup>4</sup> Juutinen, A., Horne, P., Koskela, T., Matinaho, S., Mäntymaa, E. & Mönkkönen, M. 2005. Metsänomistajien näkemyksiä luonnonarvokaupasta: kyselytutkimus luonnonarvokaupan kokeiluhankkeeseen osallistuneille.



Metlan työraportteja 18. [Verkkajulkaisu]. Saatavissa: <http://www.metla.fi/julkaisut/workingpapers/2005/mwp018.htm>. [Viitattu 2006].



# METSÄLAINSÄÄDÄNNÖN VAIKUTTAVUUSTUTKIMUKSET

Tapio Määttä\*, Tanja Leppänen<sup>a</sup> ja Tero Laakso<sup>a</sup>

Joensuun yliopiston oikeustieteiden laitoksella käynnistettiin keväällä 2002 systemaattinen metsälainsäädännön seuranta- ja arviointitutkimus. Hankkeen tavoitteena on seurata ja analysoida kattavasti metsälainsäädännön valvontaan ja metsien käytön ohjaamiseen liittyvää *metsäviranomaisten, syyttäjien ja tuomioistuinten* ratkaisutoimintaa. Tutkimusten perusteella voidaan arvioida metsien käytön valvonta- ja rahoitusjärjestelmien toimivuutta ja vaikuttavuutta.

## Aineiston kuvaus ja tutkimusmenetelmä

Hankkeen tutkimusaineisto koostuu viranomaisten päätöksistä, lähinnä metsäkeskusten hallintopäätöksistä sekä syyttäjien ja tuomioistuinten ratkaisuista. Viranomaisaineistoa on analysoitu lainopillisella tutkimusmenetelmällä, minkä lisäksi aineistosta on tuotettu tilastollista tietoa. Empiirisen oikeustutkimuksen keskeinen merkitys on saavutettavissa oleva tieto hallinto- ja tuomioistuinkäytäntöjen lainmukaisuudesta ja käytäntöihin liittyvistä epäkohdista.

## Tulosten tiivistelmät

Tutkimusprojektissa on toistaiseksi valmistunut kaksi osatutkimusta.

**Metsärikostutkimuksessa** havaittiin metsälain valvontajärjestelmässä puutteita lain vaikuttavuuden kannalta. Metsäkeskusten rikosilmoitukset johtivat lähes aina siihen, että poliisin esitutkinnassa todettiin rikos tapahtuneeksi. Syyteharkintaan päätyneistä tapauksista kuitenkin peräti 68 % on johtanut syyttämättäjättämispäätökseen. Määrä on huomattavan suuri verrattuna kaikkien rikosten keskimääräiseen syyttämättäjättämisprosenttiin, joka on tutkimusajanjakson aikana ollut 26–32 %. Metsäkeskusten tietoon tulleista epäilyistä metsälain rikkomistapauksista tuomioon on johtanut vain noin 8,5 %. Vaihtelut metsäkeskuksittain ovat kuitenkin hyvin suuria.<sup>1,2</sup>

Tutkimusajanjaksona vain kolmessa tuomiossa oli kerätyn aineiston perusteella tuomittu myös metsälain 19 §:n mukainen menettämisseuraamus. Metsärikoksiin liittyvien menettämisseuraamusten vaikuttavuudessa on ilmeisiä ongelmia.<sup>1</sup>

**Metsätalouden rahoitusjärjestelmää** koskeneessa tutkimuksessa havaittiin yleisimmäksi syyksi nuoren metsän hoidossa havaittuihin virheellisyksiin liian tiheäksi jäänyt puusto. Saman ilmiön kääntöpuolena virheellisyksiä aiheutti liian pieni poistuma. Yleisiä syitä virheellisyksiin olivat myös liian suuri keskiläpimitta ja liian suuri keskipituus. Näistä syyistä aiheutui kaksi kolmasosaa virheellisiksi arvioiduista rahoituskohteista. Muita mahdollisia virheellisyksien syitä olivat muun muassa se, että energiapuu oli keräämättä, kehitysluokka oli väärin, taimikko oli liian pienikokoista, kohde oli rahoitettu aikaisemmin,

\* Joensuun yliopisto, oikeustieteet, PL 111, 80101 Joensuu, sähköposti: tapio.maatta@joensuu.fi

<sup>a</sup> Joensuun yliopisto

alueella oli tehty vain raivausta tai työ oli kokonaan tekemättä. Virheellisyudet liittyvät siis vain KEMERAL:n mukaisen rahoituksen edellytyksiin, eivät siihen, ovatko tehdyt nuoren metsän hoitotyöt muutoin metsänhoidollisesti perusteltavissa.<sup>3</sup>

Kerätyn aineiston perusteella ilmeni, että metsänhoitoyhdistysten työn laatu toteutusselvitysten osalta on vaihtelevaa. Jotkut metsänhoitoyhdistyksistä selvisivät vuonna 2003 tarkastuksista täysin puhtain paperein, kun taas toisissa reilusti yli puolet tehdyistä toteutusselvityksistä ei täyttäneet rahoituksen ehtoja.<sup>3</sup>

## **Tulosten pohdintaa**

Tuomioihin johtaneiden metsärikostapausten osuus viranomaisten tietoon tulleista epäillyistä tapauksista on hyvin alhainen, alle kymmenesosa. Suurin osa metsärikosepäilyistä jää metsäkeskuksen suorittaman harkinnan jälkeen viemättä esitutkintaan. Kiinnostavaa on arvioida, mistä tämä suhteen alhaisuus mahtaa johtua ja ilmentääkö vaje mahdollisesti jotain koko metsälain ohjausjärjestelmän toiminnan ongelmia. Tutkimuksessa analysoidun aineiston perusteella on ilmeistä, että metsälain säännökset ja rikostunnusmerkistöt ovat osittain liian tulkinnanvaraisia erityisesti metsälain uuden sääntelykohteen, erityisen tärkeiden elinympäristöjen osalta. Metsärikkomusten lyhyet vanhentumisajat aiheuttavat metsärikollisuuden yhteydessä selvästi ongelmia sanktiojärjestelmän toimivuuden näkökulmasta. Rikkomuksina teot helposti väistämättä vanhentuvat, jos niitä ei havaita välittömästi teon jälkeen.

Metsätalouden rahoitustutkimuksen johtopäätöksenä voidaan todeta, että nuoren metsän hoidon rahoituksen suuntaamisessa on toivomisen varaa. Tämän ovat metsäkeskukset myös itse tiedostaneet. Noin viidesosa metsäkeskuksen tarkastamista nuoren metsän hoitokohteista ei täytä rahoituksen ehtoja. Vaikka yksittäistapauksissa kyse on vain yleensä muutamista sadoista euroista, nuoren metsän hoitoon tarkoitettuja valtion varoja voidaan arvioida vuositasolla tulevan väärinkäytetyksi noin 6 miljoonaa euroa.

KEMERAL:n mukaisen rahoituksen saamisen edellytyksiä koskeva sääntely on tarpeettoman monimutkaista. Laki on tuen myöntämisedellytysten osalta hyvin väljä. Asiaa säädellään lisäksi useilla maa- ja metsätalousministeriön asetuksilla, päätöksillä ja määräyksillä. Niissä taas on muun muassa edellytetty tuettavien työmenetelmien perustuvan yleisesti yksityismetsätaloudessa käytettäviin metsänhoitosuosituksiin, mikä johtaa Tapion Hyvän metsänhoidon suositusten huomioonottamiseen päätöksenteossa. Kun kyse on yksityisten kansalaisten etuihin ja oikeuksiin liittyvästä päätöksenteosta, tällainen sääntelymalli ei enää vastaa uuden perustuslain vaatimuksia. Perustuslain 80 §:ssä edellytetään, että yksilön oikeuksien ja velvollisuuksien perusteista on säädettävä lailla. Kun yksittäisen kohteen rahoituskelpoisuus pitkälti ratkeaa asetustasoisesti ja jopa nykyisin selvästi kielletyn niin sanotun subdelegaation vuoksi metsänhoitosuositusten perusteella, perustuslain vaatimukset eivät KEMERAL:n järjestelmässä toteudu.<sup>4</sup>

Rahoituksen suuntaaminen paremmin lainsäätäjän tarkoittamiin kohteisiin voi tapahtua neuvontaa tehostamalla sekä puuttamalla lain mahdollistamilla tavoilla aiempaa määrätietoisemmin havaittuihin väärinkäytöksiin. Tärkeä asiaan vaikuttava seikka on myös tukien käyttöön liittyvän metsäammattilaisten professionaalisen etiikan vahvistaminen asiaa koskevalla julkisella keskustelulla.

## KIRJALLISUUS

- <sup>1</sup> Laakso, T., Leppänen, T. & Määttä, T. 2003. Metsärikollisuus empiirisen oikeustutkimuksen kohteena. Defensor Legis 4/2003, s. 647–667.
- <sup>2</sup> Leppänen, T. 2003. Metsien hakkuut, uudistaminen ja metsärikokset. Teoksessa: Metsäoikeudellisia tutkielmia I. Joensuun yliopiston oikeustieteellisiä julkaisuja 4. Joensuu 2003.
- <sup>3</sup> Rainio, M. 2005. Kestävän metsätalouden rahoituslain mukaisen nuoren metsän hoidon tuki. Joensuu 2005. Julkaisematon pro gradu -tutkielma, oikeustieteiden laitos, Joensuun yliopisto.
- <sup>4</sup> Määttä, T. 2005. Soft law kansallisen oikeuden oikeuslähteenä. Tutkimus oikeudellisen ratkaisun normipremissin muodostamisen perusteista ympäristöoikeudessa. Oikeustiede Jurisprudentia XXXVIII, s. 336–460



# LUONNONARVOKAUPAN EKOLOGINEN TEHOKKUUS

Mikko Mönkkönen\*, Anna-Liisa Sippola<sup>a</sup> ja Tanja Hämäläinen<sup>b</sup>

Luonnonarvokaupan ekologinen tehokkuus ja vaikuttavuus riippuvat olennaisesti siitä, kuinka ekologiselta laadultaan hyviä alueita tällä vapaaehtoisella suojelun keinolla saadaan suojelun piiriin. Laatu tässä yhteydessä tarkoittaa luonnonsuojelubiologisia kriteereitä<sup>1</sup>. Luonnonarvokaupan kohteiden valinnan voidaan katsoa onnistuneen silloin, kun määräaikaisen sopimuksen kautta suojelun piiriin tulleet kohteet ovat laadultaan

- 1) selkeästi parempia kuin alueen tyypilliset talousmetsät,
- 2) parempia kuin ne kohteet, joita maanomistaja on tarjonnut luonnonarvokauppaan mutta joista ei ole syntynyt sopimusta, ja
- 3) vastaavia kuin alueen parhaat suojelemattomat yksityismetsät.

Tässä tutkimuksessa arvioitiin LAK:n ekologista tehokkuutta Satakunnassa vertaamalla keskenään 1) LAK:n sopimuskohteiden, 2) talousmetsien, 3) ei-sopimuskohteiden (kohteet, joita metsänomistaja on tarjonnut mutta joista sopimusta ei ole syntynyt) ja 4) potentiaalisten kohteiden (Satakunnan parhaat suojelemattomat yksityismetsät) rakennepiirteitä ja lajistollista monimuotoisuutta.

## Aineisto

Tässä tutkimuksessa inventoitiin vain runsaslahopuustoisia kangasmetsiä. Tutkimuksessa inventoitiin kohteiden lahoppuusto. Laji-inventoinneissa kohteilta tutkittiin kääpäjaljisto (monivuotiset lajit) ja epifyyttikälälajeja. Tämän raportin tuloksissa on mukana lahoppuuston tiedot kaikilta kohteilta mutta lajiaineisto ainoastaan kesällä 2004 inventoiduista kohteista (taulukko 1).

Taulukko 1. Inventoitujen kohteiden lukumäärä ja pinta-ala (ha) eri kohdeluokissa.

	2004		2005		Yhteensä	
	Luku- määrä	Pinta-ala	Luku- määrä	Pinta-ala	Luku- määrä	Pinta-ala
LAK-kohteet	9	49,5	11	53,1	20	102,6
Ei-sopimuskohteet	9	49,5	6	39,9	15	89,4
Talousmetsäkohteet	9	53,6	7	43,6	16	97,2
Potentiaaliset kohteet	9	50,7	10	57,0	19	107,7
Yhteensä	36	203,3	34	193,6	70	396,9

## Tulokset

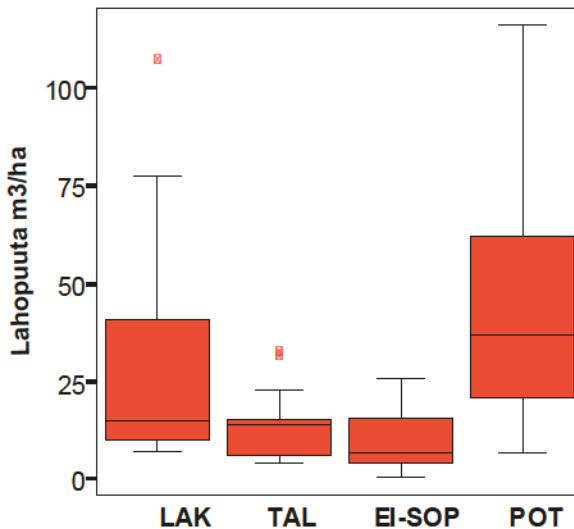
Lahoppuuston kokonaismäärässä oli eroa kohdeluokkien välillä ( $F=10,3$ ,  $df=3$ ,  $P<0,001$ ) siten, että potentiaalisissa kohteissa oli enemmän lahoppuuta kuin muissa kohdeluokissa

\* Bio- ja ympäristötieteiden laitos, PL 35, 40014 Jyväskylän yliopisto, sähköposti: mikko.monkkonen@bytl.jyu.fi

<sup>a</sup> Lapin yliopisto, <sup>b</sup> Helsingin yliopisto



ja sopimuskohteissa oli enemmän lahoppuuta kuin talousmetsissä ja ei-sopimuskohteissa (kuva 1). Lahoppuun määrässä oli huomattavaa vaihtelua kohdeluokkien sisällä. Esimerkiksi sopimuskohteilla lahoppuun määrä vaihteli 7 ja 106 m<sup>3</sup>/ha välillä.



Kuva 1. Kokonaislahoppuun määrä eri kohderyhmissä. LAK = sopimuskohteet; TAL = talousmetsät; EI-SOP = ei-sopimuskohteet; POT = Potentiaaliset kohteet.

Kaikkiaan inventoinneissa löytyi yhteensä 59 kääpä- ja jäkälälajia (taulukko 2). Kääpälajeja löydettiin yhteensä enemmän sopimuskohteilta ja potentiaalisilta kohteilta kuin talousmetsistä ja ei-sopimuskohteilta. Keskimäärin kääpälajeja oli sopimuskohteissa ja potentiaalisissa kohteissa kaksinkertainen määrä talousmetsä- ja ei-sopimuskohteisiin verrattuna (luokkaerot:  $X^2=9,6$ ,  $df=3$ ,  $P=0,022$ ). Keskimääräisissä havaintomäärissä oli samansuuntaiset erot luokkien välillä ( $X^2=10,3$ ,  $df=3$ ,  $P=0,016$ ) ja erityisesti potentiaalisten kohteiden havaintomäärät olivat korkeampia kuin talousmetsien ja ei-sopimuskohteiden havaintomäärät huolimatta siitä, että inventoinneissa tutkittiin samankokoinen metsäpinta-ala.

Jäkäläen osalta sopimuskohteilla lajimäärät olivat noin 1,5-2 kertaa suurempia kuin muilla kohteilla (luokkaerot:  $X^2= 7,2$ ,  $df=3$ ,  $P=0,066$ ). Samoin jäkälähavaintoja tehtiin sopimuskohteissa enemmän kuin muissa kohdeluokissa (luokkaerot:  $X^2= 7,6$ ,  $df=3$ ,  $P=0,055$ ). Sen sijaan potentiaaliset kohteet eivät eronneet jäkälälajiston suhteen talousmetsistä ja ei-sopimuskohteista.

## Pohdinta

Luonnonarvokaupan kautta suojelun piiriin tulleilla kohteilla oli enemmän lahoppuuta kuin tutkituissa talousmetsä- ja ei-sopimuskohteissa. Kohteiden arvioinnin ja sopimusneuvottelujen tuloksena suojelun piiriin siis onnistuttiin saamaan tarjolle tulleista keskimääräistä runsaslahoppuustoisemmat kohteet. Lahoppuustoa sopimuskohteilla oli

kuitenkin vähemmän kuin potentiaalisissa kohteissa. Näin ollen tarjolle tulleet kohteet eivätkä myöskään kaikki sopimuksen piiriin päätyneet kohteet edustaneet kaikkein runsaslahopuustoisimpia satakuntalaisia suojelemattomia yksityismetsiä. On huomattava, että liki kaikissa kohteissa oli mittaustemme mukaan selvästi enemmän lahopuuta kuin Etelä-Suomen (2,4 m<sup>3</sup>/ha) tai Lounais-Suomen metsäkeskuksen talousmetsissä (1,8 m<sup>3</sup>/ha) keskimäärin<sup>2</sup>.

Taulukko 2. Kääpien ja jäkälien havaitut kokonaislaji ja -havaintomäärät sekä kohteiden keskiarvot eri kohdeluokissa vuoden 2004 tulosten perusteella.

	LAK	TAL	Ei-SOP	POT	YHTEENSÄ
Kääpälajeja yhteensä	16	10	10	16	21
keskiarvo/kohde	5,1	2,9	2,4	5,1	3,9
Kääpähavaintoja yhteensä	404	122	56	567	
keskiarvo/kohde	44,9	13,6	6,2	59,7	31,1
Jäkälälajeja yhteensä	31	21	22	22	38
keskiarvo/kohde	11,9	6,6	7,9	7,6	8,5
Jäkälähavaintoja yhteensä	1216	418	537	583	
keskiarvo/kohde	135,1	46,4	59,7	64,8	76,5

Sopimuskohteet olivat molempien lajiryhmien osalta sekä laji- että havaintomäärillä mitattuna laadultaan parempia kuin talousmetsät ja ei-sopimuskohteet. Lisäksi jäkälälajiston osalta sopimuskohteet olivat myös lajirikkaampia kuin Satakunnan alueen parhaat suojelemattomat yksityismetsät (potentiaaliset kohteet).

Tulosten perusteella voidaan katsoa, että LAK on onnistunut keskimäärin hyvin kohteiden valinnassa ja sitä kautta on saatu suojelun piiriin ekologisesti arvokkaita kohteita. Sopimuskohteiden välillä – samoin kuin muissakin kohdeluokissa – on kuitenkin paljon vaihtelua kaikissa mitatuissa luonnonsuojelubiologisen arvon indikaattoreissa.

## KIRJALLISUUS

- <sup>1</sup> Kriteerityöryhmä 2003. Etelä-Suomen metsien monimuotoisuusohjelman luonnonsuojelubiologiset kriteerit. Suomen ympäristö 634. Ympäristöministeriö. 72 s.
- <sup>2</sup> Tonteri, T. & Siitonen, J. 2001. Lahopuu talousmetsissä valtakunnan metsien 9. inventoinnin tulosten mukaan – vertailu luonnonsuojelun metsiin. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 812: 57–72.

## METSÄSERTIFIointI – SMS- JA FFCS-KRITEERIEN VERTAILU

Anu Nieminen\*

Metsäsertifiointilla tarkoitetaan menettelyä, jossa riippumaton kolmas osapuoli tarkastaa säännöllisin väliajoin, vastaako metsien hoito ja käyttö edeltäkäs in asetettuja ekologisia, taloudellisia ja sosiaalisia standardeja<sup>1</sup>. Metsäsertifiointijärjestelmiä on useita, ja suurin osa niistä perustuu kestävän metsätalouden kriteereille ja indikaattoreille, jotka on määritelty Euroopan maiden kesken Helsingin metsäministerikonferenssissa ja Euroopan ulkopuolella nk. Montrealin prosessin tuloksena<sup>2</sup>. Suomessa saatiin vuonna 1997 valmiiksi silloiset SMS-standardit, nykyiseltä nimeltään FFCS-standardit (Finnish Forest Certification System). Järjestelmän avulla pyritään vakuuttamaan asiakkaat suomalaisen metsänhoidon kestävydestä. Metsäsertifiointin kehitystyöryhmässä oli aluksi edustajia kaikista sidosryhmistä (taloudelliset, sosiaaliset ja ekologiset intressiryhmät), mutta ympäristöjärjestöt ovat sittemmin irtisanoutuneet FFCS-metsäsertifiointista ja siirtyneet kannattamaan yksinomaan vaihtoehtoista FSC-metsäsertifiointia<sup>3</sup>.

FFCS-sertifiointi voidaan toteuttaa yksittäisten metsälöiden tasolla tai ryhmäsertifiointina metsänhoitoyhdistysten tai metsäkeskusten toimialueella. Käytännössä sertifiointi on toteutettu kaikkialla Suomessa metsäkeskusten toimialueiden ryhmäsertifiointeina. Nykyisin Suomen metsistä on sertifioitu FFCS-järjestelmän mukaisesti 22 milj. hehtaaria eli 95 % talousmetsistä. Sertifioinnin ulkopuolelle on jäänyt lähinnä metsänhoitoyhdistyksiin kuulumattomien metsänomistajien metsiä<sup>4</sup>. Sertifiointijärjestelmän standardeja ja kriteerejä tarkistetaan noin viiden vuoden välein<sup>5</sup>. Alkujaan järjestelmä sisälsi kahdeksan standardia ja 37 kriteeriä, mutta standardien tarkistustyön tuloksena 2002–2003 kriteerien määrä laski 28:aan. Uusi kriteeristö astui voimaan maaliskuussa 2005<sup>4</sup>.

Ekologisten kriteerien suurimmat muutokset tapahtuivat seuraavissa kriteereissä<sup>6</sup>:

- Kriteeri 10 (SMS-kriteeri 10): Arvokkaiden elinympäristöjen ominaispiirteet säilytetään
- Kriteeri 12 (SMS-kriteeri 21): Säästöpuustoa jätetään uudistusaloille
- Kriteeri 15 (SMS-kriteeri 9): Paloalueiden lajistoa ja metsien terveyttä edistetään kulotuksella

Kriteerin 10 muutokset olivat huomattavimmat. Nykyinen FFCS-kriteeristö ei suojaa enää ns. "melkein metsälakikohteita" (kohteita jotka eivät aivan täytä metsälain arvokkaiden elinympäristöjen vaatimuksia), hakamaita, metsäniittyjä, ruohoisia soita tai perinnemaisemia. FFCS-sertifioinnin suojaamien kohteiden pinta-ala laski näin ollen noin 95 % SMS-sertifioinnin suojaamiin kohteisiin verrattuna<sup>7</sup>. Kriteerin 12 muutokset koskivat säästöpuiden määrittelyä, määrää ja kokoa. Säästöpuille määritettiin tarkka minimiläpimittavaatimus, 10 cm, joka käytännössä hieman pienensi hyväksyttävien säästöpuiden kokoa. Säästöpuiden määrä muuttui SMS-kriteeristön 5 kpl/ha vaihteluvälille

\* Metsäntutkimuslaitos, Unioninkatu 40 A, 00170 Helsinki, sähköposti: anu.nieminen@student.hse.fi

5–10 kpl/ha, ja säästöpuiden määrittely laajennettiin koskemaan kuolleita pystypuita sekä rantojen suojakaista-alueiden puita. Kulotuskriteerin osalta muutokset koskivat kulotettavan alueen pinta-alavaatimusta. SMS-kriteeristö edellytti kulotettavan alueen lisäämistä, nykyinen FFCS-kriteeristö pyrkii säilyttämään kulotuksen nykyisellä tasolla ja sallii jopa määrän pienenemisen, sillä kulotetun alueen pinta-alaa laskettaessa otetaan huomioon myös luonnonsuojelualueilla ja talousmetsissä tehtävä ennallistaminen sekä metsäpaloalueet.

Verrattaessa nykyisiä FFCS-kriteerejä lainsäädäntöön ja metsänhoitosuositukseen kriteerien täytäntöön liittyvät tekijät huomioiden, eniten uutta metsänhoitoon näyttäisivät tuovan<sup>8</sup>:

- Kriteeri 10: Arvokkaiden elinympäristöjen ominaispiirteet säilytetään
- Kriteeri 12: Säästöpuuta jätetään uudistusaloille
- Kriteeri 15: Paloalueiden lajistoa ja metsän terveyttä edistetään kulotuksella
- Kriteeri 16: Vesistöjen ja pienvesien varteen jätetään kiintoaine- ja ravinnekuormitusta sitova suojakaista.

Kriteeri 10 suojaa lakisäateisten kohteiden lisäksi tulvametsiä ja metsäluhtia, luonnontilaisia vanhoja metsiä ja korpia, paisterinteitä ja suppia sekä Lapin läänin lettoja. Käytännössä kriteerin vaikutus kuitenkin jää vähäiseksi, sillä kriteerin 10c muita arvokkaita elinympäristöjä ei ole kartoitettu. Säästöpuukriteeri tuo lainsäädäntöön verrattaessa eniten uutta metsänhoitoon ja säästöpuiden määrä on selvästi lisääntynyt metsäsertifioinnin myötä. Kulotuskriteerin suurin haaste on kulotusmäärien laskeva trendi. Kulotusta vähentävät sen työläisyys, kustannukset, työvoimavaltaisuus, tulen käyttöön liittyvät riskit, sääolosuhteet, sopivien kulotuskohteiden vähäisyys sekä energiapuun korjuu. Pienvesien varteen jätettävällä suojakaistalla saattaa olla merkitystä rantalajistolle. Kriteerin vaatima 3–5 metrin suojakaista on tosin varsin kapea, ja kriteeri sallii puiden poistamisen suojakaistalta, mikä muuttaa merkittävästi alueen pienilmastoa<sup>8</sup>.

Metsäsertifioinnin taloudellisia vaikutuksia tutkittaessa on tullut ilmi, että sertifioidusta puusta ei saada parempaa hintaa tavalliseen puuhun verrattuna<sup>9,10,11</sup>, mutta sertifiointi on parantanut asiakastytyväisyyttä sekä vanhojen asiakassuhteiden kestävyyttä. Metsäsertifiointi on siis taloudellisessa mielessä pitkälti imagokysymys<sup>12</sup>. Ekologisessa mielessä metsäsertifioinnin merkittävin vaikutus tulee kenties metsäsertifiointiin liittyvän yhteistyön ja viestinnän kautta. Metsäsertifiointi on yhtenäistänyt metsänhoidon käytäntöjä ja lisännyt luonnonhoidon koulutusta, se tukee metsänhoidon suositusten ja lakien toteutusta sekä lisää yhteistyötä ja viestintää eri toimijoiden välillä. Samalla metsäsertifiointi osaltaan luo ekologisille tekijöille myönteisempää metsänhoitokulttuuria<sup>8</sup>.

## KIRJALLISUUS

<sup>1</sup> Metsäsertifioinnin toteutusjärjestelmän kehittäminen Suomessa. 1997. Metsien sertifiointitoimikunta. MMM:n julkaisuja 6/1997, 101 s.

<sup>2</sup> Rametsteiner, E. & Simula, M. 2003. Forest Certification, an instrument to promote sustainable forest management? *Journal of Environmental Management* 67: 87–98.

- <sup>3</sup> Viitala, J. 2003. Metsäsertifiointimme koko kuva. Tietosanoma, Helsinki. 251 s.
- <sup>4</sup> FFCS 2006. [www-sivusto]. Saatavissa: <http://www.ffcs-finland.org/>. [Viitattu 24.5.2006].
- <sup>5</sup> Metsäsertifioinnin standardityöryhmä & Suomen Metsäsertifiointi ry 2003. [Verkkodokumentti]. FFCS 1002-1:2003, Ryhmäsertifioinnin kriteerit metsäkeskuksen toimialueen tasolla. Saatavissa: [http://www.ffcs-finland.org/media/Standardit/suomeksi/FFCS\\_1002\\_1\\_2003SU.pdf](http://www.ffcs-finland.org/media/Standardit/suomeksi/FFCS_1002_1_2003SU.pdf). [Viitattu 2006].
- <sup>6</sup> Kotiharju, A. & Niemelä, H. 2004. Arviointiraportti keskeisistä muutoksista Suomen metsäsertifiointijärjestelmän SMS-standardien ja tarkistettujen FFCS-standardien välillä. Metsätalouden kehittämiskeskus Tapio, Helsinki. 19 s.
- <sup>7</sup> Metsätalouden kehittämiskeskus Tapio 2006. [www-sivusto]. Metsä Vastaa: Talousmetsien luonnonhoidon laadun arviointi, luontokohteet. Saatavissa: <http://www.metsavastaa.net/index.cfm?docID=355>. [Viitattu 24.5.2006].
- <sup>8</sup> Nieminen, A. 2006. Metsäsertifioinnin ekotehokkuus. Pro gradu -tutkielma, Jyväskylän yliopisto, ekologian laitos.
- <sup>9</sup> Eba'a Atyi, R. & Simula, M. 2002. Forest certification, pending challenges for tropical timber. ITTO Technical Series 2002:19.
- <sup>10</sup> Kraxner, F. & Rametsteiner, E. 2005. Western Europe certifies 50% and North America 30%, of their forests: certified forest products markets, 2004-2005. Timber Bulletin 2005:58, 83-94.
- <sup>11</sup> Owari, T., Juslin, H., Rummukainen, A. & Yoshimura, T. 2006. Strategies, functions and benefits of forest certification in wood products marketing: Perspectives of Finnish suppliers. Forest Policy and Economics, (painossa).
- <sup>12</sup> Klingberg, T. 2003. Certification of forestry: A small-scale forester perspective. Management and Policy 2: 409-421.

## VAPAAEHTOISUUDEN KAKSI MERKITYSTÄ

Markku Oksanen\* ja Anne Kumpula<sup>a</sup>

Tiivistelmä englanninkielisestä käsikirjoituksesta "Rethinking Voluntariness in Conservation"

Ajatus yksittäisten maanomistajien vapaaehtoisesta luonnonsuojelutoiminnasta ei ole uusi. Jo yli puolivuosisataa sitten yhdysvaltalainen metsänhoitaja Aldo Leopold<sup>1</sup> pohti vapaaehtoisuuden ja pakollisuuden jännitteistä suhdetta suojelupolitiikassa. Hän oli huolissaan siitä, että jos luonnonsuojelu tapahtuu pakottamalla maanomistajat ja muut luonnonkäyttäjät luonnonarvojen huomioon ottamiseen, se saattaa johtaa viranomaisvalvonnan kasvuun ja pahimmillaan suojelutoiminnan tukahtumiseen. Hän kysyykin: "Missä vaiheessa käy niin, että valtiollinen suojelu kärsii omista mittasuhteistaan?" Vastauksessaan hän päätyy korostamaan yksittäisen maanomistajan merkitystä, joskin johtopäätös on tulkinnanvarainen.

Etelä-Suomen metsien monimuotoisuuden ohjelma METSO nostaa tämän perinteisen ongelman uudelleen esille. Ohjelman mukainen suojelu tapahtuu yksityisessä omistuksessa olevilla maa-alueilla, joita valtio ei halua eikä pysty pakkolunastamaan. Suojelun toteuttamiseksi on kehitetty uusia keinoja, joiden yhdistäväksi avainkäsitteeksi on nostettu vapaaehtoisuus. Vapaaehtoisuus on kuitenkin ongelmallinen käsite. Tässä kirjoituksessa paneudumme lyhyesti näihin vapaaehtoisiksi nimettyihin keinoihin eettisestä ja juridisesta näkökulmasta.

Vapaaehtoisuuden idea näyttää ensi silmäyksellä sopivan hyvin yhteen laajempien normatiivisten sitoumusten kanssa. Jos suojelu jätetään maanomistajan päätettäväksi, tällöin ei loukata omistajan omistusoikeutta päättää oman omaisuutensa käytöstä. Vapaaehtoisuus nimittäin sisältää erilaiset toimintapoliittiset keinot, joiden mukaan biodiversiteetin suojelu ei ole laillinen velvoite vaan yksi metsien käytön vaihtoehto muiden joukossa.

On erotettavissa kaksi vapaaehtoisuuden merkitystä, eettinen ja maksettu vapaaehtoisuus.

Eettiselle vapaaehtoisuudelle on luonteenomaista se, että ihmisten motiivi säilyttää ja suojella luonnonaluetta on ensisijaisesti epäitsekkäs, ja he toimivat luonnon tai tulevien sukupolvien hyvinvoinnin puolesta. Esimerkkinä tästä on suojelualan perustaminen yksityiselle maalle. Usein tähän liittyy pidättäytyminen tavanomaisesta luonnonvarojen käytöstä, joka muodostaa uhan paikalliselle monimuotoisuudelle. Toisinaan taloudellisen toiminnan tulee jatkua, sillä monimuotoisuus on siitä riippuvainen, mutta tällöin tuotantotoimintaa ei kenties voida tehostaa. Joka tapauksessa eettisessä vapaaehtoisuudessa omistaja ei tähtää maksimaaliseen tuottoon omistamallaan kohteella. Yleisesti ottaen suojelutoiminnan tärkeä osa on ollut, että on olemassa ihmisiä, jotka ovat valmiita ylittämään välittömät lakisääteiset velvoitteensa, jättävät hyödyntämättä sen, mihin heillä on ilmeinen oikeus, ja vieläpä että heillä on tähän käyttäytymiseen

\* Kuopion yliopisto, Sosiaalipolitiikan ja sosiaalipsykologian laitos, PL 1627, 70211 Kuopio, sähköposti: markku.oksanen@uku.fi

<sup>a</sup> Turun yliopisto

rakenteelliset mahdollisuudet. Näitä rakenteellisiin mahdollisuuksiin kuuluvia asioita ovat verotus ja tuotantovelvoitteiden puuttuminen.

Maksettu vapaaehtoisuus ei ole pyyteetöntä vapaaehtoisuutta, vaan siinä maanomistaja saa tietyn summan rahaa korvauksena (palkkiona) siitä hyvästä, että hän pidättäytyy sovittuihin maankäytön muotoihin. Esimerkkeinä maksetusta vapaaehtoisuudesta käyvät METSO-ohjelman uudet keinot, luonnonarvokauppa ja tarjouskilpailut. Maksetussa vapaaehtoisuudessa on valinnan ja vapaaehtoisuuden ulottuvuus, mutta ohjelmaan sisältyy joukko kannustimia, joiden on tarkoitus ohjata maanomistajien tekemiä valintoja. Ohjelman tavoitteena on tehdä luonnonsuojelusta taloudellisesti kilpailukykyinen vaihtoehto biodiversiteettiä uhkaaville perinteisille luonnonvarojen käyttömuodoille. Niinpä voidaan sanoa, että suojelun ensisijaisena motiivina on oman edun edistäminen.

Keskustelu ympäristöpoliittisista vaihtoehtoista on keskittynyt pitkälti siihen, millä tavalla kyseinen politiikkakeino toimii ja onko keinolla toivottuja vaikutuksia. Vaikka keino osoittautuisi toimivaksi, on syytä tarkastella siihen liittyviä moraalisia ja juridisia ulottuvuuksia ja seurauksia, joita ei voida osoittaa empiirisesti vaan ainoastaan teoreettisilla pohdinnoilla. Ei ole yksiselitteistä, että maksetun vaihtoehtoisuuden teoreettiset seurausvaikutukset olisivat yksinomaan myönteisiä. Miten esimerkiksi Suomen perustuslaissa mainittava luonnon monimuotoisuuden suojeluelvoite voidaan sen valossa ymmärtää?

Perusongelma on, että vapaaehtoisuus on lopultakin vaikeasti sovittavissa yhteen laajempien ympäristösitoumusten kanssa. Näillä sitoumuksilla viittaamme yleisesti hyväksytyyn tavoitteeseen suojella luonnon monimuotoisuutta. Tämä tavoite ilmenee perustuslaissa, ympäristölainsäädännössä sekä yksittäisissä ohjelmissa. Jos pohdimme tarkkaan vapaaehtoisuuden ideaa, huomaamme, että jonkin toimintavaihtoehdon voidaan sanoa olevan todella vapaaehtoinen vain silloin, kun se ei ole pakollinen eikä kielletty, vaan on yhtä sallittua valita suojelu kuin sen vastakohta. Tällöin voidaan sanoa, ettei ole moraalisia tai laillisia perusteita pitää jotakin toimintavaihtoehtoa toista parempana, vaan on yhdentekevää, mikä tulee valituksi. Jotta toiminta olisi täysin vapaaehtoista, maanomistaja saa täysin vapaasti valita, hakkaako hän tietyn metsikön vai jättääkö hän sen lahoutumaan – kumpikin vaihtoehto on lainsäätäjän silmissä yhtä hyvä. Tämä ei kuitenkaan vastaa yleistä käsitystä luonnon monimuotoisuuden arvosta. Toisin sanoen monien mielestä ei ole yhdentekevää, vähentääkö tietty metsänomistaja biodiversiteettiä omalla alueellaan vai ei. Näiden kriitikkojen mukaan suojelu on moraalinen velvollisuus, josta voidaan poiketa ainoastaan, kun pystytään esittämään riittävän hyviä perusteluja. Tällaisessa tilanteessa vapaaehtoisuudesta puhuminen voi hämärtää maanomistajan käsitystä siitä, mitkä vaihtoehdot ovat avoimia ja mitkä poissuljettuja. Vapaaehtoisuutta korostava toimintamalli näyttäisi olevan aito vaihtoehto ainoastaan silloin, kun riittävä määrä ihmisiä on valmis liittymään ohjelmaan. Tästä syystä pakottamiseen perustuvia keinoja edelleen tarvitaan, vähintäänkin minimisuojelun takaavina suojaverkkoina.

Toinen merkittävä ongelma on siinä, että biodiversiteetin vähentämisestä pidättäytyminen on normaalia lainmukaista käyttäytymistä. Se ei ole uhrautumista yhteisen hyvän nimissä. Niinpä kun ihmiset toimivat (itse säättämiensä) lakien mukaisesti, he eivät ansaitse palkkiota toiminnastaan. He yksinkertaisesti käyttäytyvät siten kuin heidän tulee käyttäytyä, eikä sitä pidetä palkittavana. Yleisesti ottaen tämä pätee kaikilla juridisen sääntelyn piiriin kuuluvilla elämänalueilla.

Onko siis vapaaehtoinen suojeleminen hylättävä kokonaan? Näin ei tule tehdä, vaan vapaaehtoisuuden käsite vaatii terävöittämistä. Leopold, vaikka päätyikin korostamaan vapaaehtoisuutta, suhtautui epäillen taloudellisten keinojen käyttämiseen. Hänen mukaansa ”omaan taloudelliseen etuun perustuva suojelejärjestelmä on toivottoman yksipuolinen.” Sen sijaan hän asettaa toivonsa maanomistajien eettiseen valistumiseen, siihen että he omaksuvat suojelevelvollisuuden moraaliseksi toimintatavaksi. Suuri kysymys, johon Leopold ei kuitenkaan osaa vastata, on se, onko moraalisesti oikea käyttäminen perimmältään vapaaehtoista vai onko pakollista toimia moraalisesti hyväksyttävällä tavalla. Joka tapauksessa moraalinen velvoittavuus voi olla vahvempaa kuin juridinen mahdollisuus tai lupa.

## KIRJALLISUUS

- <sup>1</sup> Leopold, A. 1997. Maaetiikka. Teoksessa: Ympäristöfilosofia. Ympäristönsuojelun eettiset perusteet. Oksanen, M. & Rauhala-Hayes, M. (toim.). Helsinki. Gaudeamus.



## KYTKEYTYNEISYYDEN MERKITYS METSÄLAJISTON SUOJELUSSA

Otso Ovaskainen\*

Etelä-Suomen metsälajiston elinympäristövaatimukset ovat hyvin monimuotoisia. Lähes kaikkia lajeja yhdistävä piirre on kuitenkin se, että niille soveltuva elinympäristö ei esiinny yhtenäisenä alueena, vaan se on jakaantunut erillisiksi osa-alueiksi. Kutsun alla tällaisia osa-alueita (elinympäristö)laikuiksi, ja niitä asuttavia tietyn lajin kantoja paikallispopulaatioiksi. Lajin todennäköisyyteen esiintyä tietyssä laikussa vaikuttavat paitsi laikun ominaisuudet, kuten laatu ja pinta-ala (*tietolaatikko 2.3*), myös maiseman ominaisuudet, kuten laikun kytkeytyneisyys eli sen sijainti suhteessa muihin elinympäristölaikkuihin.

Kytkeytyneisyys vaikuttaa lajin populaatiodynamiikkaan yksilöiden levinnän eli liikkumisen kautta. Yksilöiden liikkuminen paikallispopulaatioiden välillä edesauttaa populaatioiden selviytymistä sekä demografisten että geneettisten prosessien kautta. Demografisella pelastusvaikutuksella (*rescue-effect*<sup>1</sup>) tarkoitetaan sitä, että laikkuun saapuva yksilö kasvattaa paikallispopulaation kokoa ja vähentää siten sen häviämiskäskyä. Geneettinen pelastusvaikutus (*genetic rescue-effect*<sup>2</sup>) viittaa puolestaan siihen, että laikkuun saapuva yksilö tuo mukanaan uutta geeniaainesta, joka voi parantaa esim. sisäsiirtoisuudesta kärsivän paikallispopulaation elinkykyä. Tilanteessa, jossa kaikki lajille sopivat elinympäristölaikut ovat liian pieniä turvatakseen lajin pitkäaikaisen säilymisen, lajin alueellinen säilyminen voi perustua häviämiskolonisaatiodynamiikkaan eli metapopulaatiodynamiikkaan. Tällöin kytkeytyneisyyden merkitys korostuu, koska lajin säilyminen on mahdollista vain jos tyhjien laikkujen kolonisaationopeus yllittää olemassa olevien paikallispopulaatioiden häviämiskolonisaationopeuden. Pirstoutuneen ympäristön kykyä ylläpitää lajin elinkykyistä kantaa voidaan mitata laikkuverkoston metapopulaatiokapasiteetilla<sup>3</sup>, joka ottaa huomioon paitsi laikkujen pinta-alat myös niiden keskinäisen kytkeytyneisyyden.

Suoraviivaisin tapa tutkia kytkeytyneisyyden merkitystä empiirisesti on tarkastella kuinka alun perin tyhjän elinympäristölaikun kolonisaationopeus riippuu sen sijainnista suhteessa muihin paikallispopulaatioihin. Tämän tarkastelutavan ongelma on kuitenkin se, että empiirisissä aineistoissa kolonisaatioista on harvoin suoraa havaintoja. Eräs merkittävä poikkeus on hanke, jossa tutkittiin lahoppuhun sitoutuneen lajiston palautumista 5-20 vuotta voimakkaan häiriön jälkeen (*Virkkala ym. 2015*). Vaikka osalla tutkimuskohteista esiintyi jonkin verran lahoppuuta jo ennen häiriötä, voidaan olettaa että valtaosa kohteille ilmestyneestä lajistosta saapui muualta häiriön jälkeen. Riippumatta siitä oliko häiriö ihmisen tuottama (poltto tai lahoppuun tuottaminen) vai luontainen (metsäpalot tai tuulenkaadot), Pohjois-Karjalassa sijaitsevilla kohteilla tapahtui huomattavasti enemmän sekä uhanalaisten käävääkkäiden että kovakuoriaisten kolonisaatioita kuin Hämeen ja Lounais-Suomen kohteilla. Tuloksen todennäköisin selitys on ero kytkeytyneisyydessä: Pohjois-Karjalassa on edelleen selvästi enemmän lähdealueita kuin Hämeessä ja Lounais-Suomessa.

Vähemmän suoraviivainen tapa tutkia kytkeytyneisyyden merkitystä empiirisesti on tarkastella sitä, kuinka laikussa tietyllä hetkellä esiintyvä lajisto riippuu laikun sijainnista

\* Bio- ja ympäristötieteiden laitos, PL 65, 00014 Helsingin yliopisto, sähköposti: otso.ovaskainen@helsinki.fi

suhteessa ympäröivään maisemaan. Punttila<sup>4</sup> kävi läpi 37 tutkimusta vuosilta 2000–2005, ja totesi kytkeytyneisyyden olevan merkittävä tekijä erityisesti vaateliaan metsälajiston esiintymisen selittämisessä. Tämän lähestymistavan kautta ei kuitenkaan voida erottaa, johtuuko kytkeytyneisyyden vaikutus laikun kolonisaatiohistoriasta vai esimerkiksi pelastusvaikutuksesta. Lisäksi tutkimustulosten tulkintaa vaikeuttaa se, että laikun kytkeytyneisyys korreloi usein sen muiden ominaisuuksien kuten koon kanssa. Etelä-Suomen metsien suhteen on huomioitava myös että luonnonmetsiin sopeutuneelle lajistolle maiseman rakenne on muuttunut huomattavasti viimeisen vuosisadan aikana. Tilanteessa, jossa tietyn laikun ympäristössä olevan lajille soveltuvan elinympäristön määrä on pienentynyt nopeasti, lajin esiintyminen kyseisessä laikussa saattaa heijastaa kytkeytyneisyyttä pikemminkin ennen maiseman muuttumista kuin nykytilanteessa<sup>5,6</sup>.

Koska kytkeytyneisyys vaikuttaa olennaisesti erityisesti uhanalaisten lajien populaatiodynamiikkaan ja siten viime kädessä niiden säilymiseen tai häviämiseen, kytkeytyneisyyden tarkastelu on tärkeässä roolissa sekä nykyisen metsiensuojeluverkoston kattavuutta arvioitaessa että tulevia suojelutoimia suunniteltaessa<sup>7,8</sup> (*Moilanen T37*). Siinä missä elinympäristölaikkujen pinta-alan kasvattaminen lisää käytännössä aina lajien selviytymismahdollisuuksia (*tietolaatikko 2.3*), lajien vaste kytkeytyneisyyden muutokseen ei ole yhtä suoraviivainen. Kytkeytyneisyyden kasvattaminen vaikuttaa positiivisesti tilanteissa, joissa häviämis-kolonisaatiodynamiikka on hallitseva, tai joissa paikallispopulaatioiden välisen geenivirran turvaaminen on olennaista. Toisiaan lähellä olevien populaatioiden kannanvaihtelut ovat kuitenkin usein synkroniassa<sup>9</sup>, jolloin hyvin tiiviin laikkuverkoston kaikki paikallispopulaatiot saattavat romahtaa samanaikaisesti. Suojelualueiden hajauttaminen koko Etelä-Suomen mittakaavassa on tärkeää myös erityyppisten elinympäristöjen kirjon sekä lajien sisäisen geneettisen diversiteetin turvaamiseksi. Nämä tekijät tukevat pitkällä aikavälillä myös lajien säilymistä, koska ne auttavat lajeja sopeutumaan elinympäristöjen ja ilmaston muutoksen mukanaan tuomiin epävarmuustekijöihin.

## KIRJALLISUUS

- <sup>1</sup> Brown, J. H. & Kodric-Brown, A. 1977. Turnover rates in insular biogeography: effect of immigration on extinction. *Ecology* 58: 445–449.
- <sup>2</sup> Whitlock, M. C. 2000. Fixation of new alleles and the extinction of small populations: Drift load, beneficial alleles, and sexual selection. *Evolution* 54: 1855–1861.
- <sup>3</sup> Hanski, I. & Ovaskainen, O. 2000. The metapopulation capacity of a fragmented landscape. *Nature* 404: 755–758.
- <sup>4</sup> Punttila, P. 2005. Liite 3. Täydennyksiä metsäelinympäristöjä käsittelevään kappaleeseen 3.2. Teoksessa: Hildén, M., Auvinen, A.-P. & Primmer, E. (toim.). Suomen biodiversiteettiohjelman arviointi. Suomen ympäristö 770. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. s. 222–227.
- <sup>5</sup> Hanski, I. & Ovaskainen, O. 2002. Extinction debt at extinction threshold. *Conservation Biology* 16: 666–673.
- <sup>6</sup> Berglund, H. & Jonsson, B. G. 2005. Verifying an extinction debt among lichens and fungi in northern Swedish boreal forests. *Conservation Biology* 19: 338–348.
- <sup>7</sup> Hanski, I. 2000. Extinction debt and species credit in boreal forests: modelling the consequences of different approaches to biodiversity conservation. *Annales Zoologici Fennici* 37: 271–280.
- <sup>8</sup> Punttila, P., Virkkala, R., Auvinen, A.-P., Toivonen, H., Kaipainen, H., Söderman, G. & Mannerkoski, I. 2005. Metsät. Teoksessa: Hildén, M., Auvinen, A.-P. & Primmer, E. (toim.). Suomen biodiversiteettiohjelman arviointi. Suomen ympäristö 770. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. s. 37–51.
- <sup>9</sup> Lindström, K., Ranta, E. & Linden, H. 1996. Large-scale synchrony in the dynamics of Capercaillie, Black grouse and Hazel grouse populations in Finland. *Oikos* 76: 221–227.

## MAANOMISTAJIEN NÄKÖKULMIA LUONNONSUOJELUUN

Riikka Paloniemi<sup>\*</sup>, Hanna Kumela<sup>a</sup>, Päivi Tikka<sup>b</sup>, Hanna Kaisa Hellsten<sup>b</sup> ja Ilmo Massa<sup>b</sup>

Tutkimuksessa tarkastelemme sekä maanomistajien suhtautumista luonnonsuojeluun ja suojelun kehittämiseen että maanomistajien valmiuksia ja halua itse osallistua luonnonsuojeluun.

### Aineisto ja menetelmät

Haastattelimme kesällä 2002 eri puolilta Suomea kotoisin olevia maanomistajia, joiden maille oli perustettu ensimmäisiä, vuoden 1996 luonnonsuojelulain mahdollistamia määräaikaista luonnonsuojelualueita.<sup>1</sup> Syksyllä 2003 haastattelimme maanomistajia sekä Satakunnassa että Mikkelissä.<sup>2</sup> Satakunnassa luonnonarvokauppaa oli suunniteltu jo vuosia ja se oli ollut laajasti julkisuudessa. Sen sijaan mikkeliläisten maanomistajien tietämys luonnonarvokaupasta rajoittui valtakunnallisten medioiden antiin. Haastatteluissa keskustelimme muun muassa maanomistajien luontosuhteesta ja erilaisista metsänkäyttötavoitteista. Litteroituja haastatteluja analysoitiin tyypittelemällä.<sup>3</sup>

Keväällä 2003 lähetimme 2000 eteläsuomalaiselle metsänomistajalle kyselylomakkeen, jossa tarkasteltiin sekä oman tilan että yleisemmin Etelä-Suomen metsien suojelua. Kyselyn vastausprosentti oli 48. Sen vastauksia analysoitiin muun muassa monimuuttujamenetelmillä.<sup>4,5</sup>

### Tulokset

**Maanomistajien asennoituminen suojeluun.** Puolet kyselyymme vastanneista maanomistajista kertoi käyttävänsä kaikkia maitaan taloudellisesti hyväkseen. Noin 40 % maanomistajista oli puolestaan hoitanut luonnonsuojelullisesti joitain omistamiaan luontokohteita tai rajannut niitä kokonaan hyötykäytön ulkopuolelle. Nämä suojelukohteet olivat kuitenkin pieniä. Vain 15 % vastaajista kertoi omistavansa sellaisia luontokohteita, joita he haluaisivat säilyttää nykyisellään tai joiden luontoarvoja he haluaisivat lisätä tulevaisuudessa. Suojeluhaluaan he perustelivat luontoarvojen säilyttämisen, henkilökohtaisten kokemusten ja agraarisen perinteen näkökulmista sekä kohteen sopimattomuudella muuhun hyötykäyttöön.<sup>5</sup>

Tarjoamistamme suojelukeinoista maanomistajille mieluisin oli omilla mailla elävien kasvien tai eläinten hoito. Vastaajista 44 % oli kiinnostunut suojelemaan näitä tuttuja lajeja maillaan. Tätä kannatettiin enemmän kuin vastustettiin päinvastoin kuin muita tarjoamiamme vaihtoehtoja, joita enemmistö vastusti. Odotusten mukaisesti tutut luonnonsuojelukeinot hyväksyttiin tuntemattomia mieluummin.<sup>4</sup>

Maanomistajilla oli myös erilaisia näkökulmia suhtautumisessaan Etelä-Suomen luonnonsuojeluun. Yhdessä luonnonsuojeluyhteisessä, faktorianalyysin tuottamassa, näkemyk-

<sup>\*</sup> Bio- ja ympäristötieteiden laitos, PL 27, 00014 Helsingin yliopisto, sähköposti: riikka.paloniemi@helsinki.fi

<sup>a</sup> Metsäntutkimuslaitos, <sup>b</sup> Helsingin yliopisto

sessä luonnonsuojeluun osallistumisen arvostaminen ja luonnonsuojelutietoisuus kietoutuivat tiiviisti yhteen, ja toisessa suojelumuönteisessä näkemyksessä korostui luonnonsuojelun säilyttämisen tärkeys. Suojelukielteisyys ilmensi puolestaan pyrkimyksenä rajata suojeluvaiikutukset mahdollisimman vähäisiksi.<sup>5</sup>

**Konflikteista vapaaehtoiseen luonnonsuojeluun.** Ennen METSO -ohjelmaa perustettujen määräaikaisten luonnonsuojelualueiden sopimusprosesseissa oli ollut ristiriitoja maanomistajien ja luonnonsuojeluviranomaisten välillä. Osa maanomistajista koki joutuneensa ”pakkosuojelun” kohteeksi. Maanomistajat kertoivat haluavansa keskittyä metsänkasvatukseen ja toivovansa monimuotoisuuden suojelua maa- ja metsätalouden osana ja ohella. Pysyvää luonnonsuojelua he vierastivat, koska siihen oli heidän mielestään vaikea yhdistää maasta elämisen jatkaminen, kuten metsien säästäminen pahan päivän varalle.<sup>6,1</sup>

Myös luonnonsuojelun kokeiluhankkeen kestäessä haastatellut maanomistajat suhtautuivat kielteisesti perinteiseen, viranomaislähtöiseen luonnonsuojeluun. He arvostivat luonnonsuojeluvuokassa ensinnäkin sen vapaaehtoisuutta ja määräaikaista luonnonsuojelua. Toiseksi luonnonsuojeluvuokra kiinnosti myös metsien taloudelliseen hyödyntämiseen sitoutuneita maanomistajia, koska he tiesivät saavansa luonnonsuojeluvuokraan vuokraamastaan suojelukohteista sievoisen palkkion. Kolmanneksi maanomistajat kokivat luonnonsuojeluvuokan mahdollisuutena aloittaa itse arvokkaiksi kokemiansa luonnonsuojelukohteiden suojelun. Maanomistajat ryhtyivätkin turvaamaan luonnonsuojeluvuokalla erikoisia luonnonsuojelukohteita tai metsätalouden ulkopuolelle jo jätettyä luontoa. Jotkut maanomistajat perustelivat luonnonsuojeluvuokkojaan viranomaisten tavoin luonnonsuojelun säilyttämisellä.<sup>2,6</sup>

Ilman rahaa luonnonsuojeluvuokkasopimuksia ei varmaankaan olisi syntynyt näin paljon. Maanomistajien suhtautuminen suojelusta maksettavan korvauksen määrään kuitenkin vaihteli. Metsätaloudellisesti suuntautuneimmat maanomistajat sanoivat lähtevänsä mukaan luonnonsuojeluvuokkaan vain, jos korvaus ylittää suojelukustannukset. Luonnonsuojelumuönteisemmille maanomistajille riitti, että he kokivat korvauksen kattavan suojelun tulonmenetykset. Luonnonsuojelun metsätalouden rinnalle nostavia maanomistajia kannusti osallistumaan luonnonsuojeluun jopa tulonmenetyksiä pienempi korvaussumma.<sup>6</sup>

Valtaosa maanomistajista teki mieluiten luonnonsuojelualoitteita aikaisemmin tuntemilleen metsäammattilaisille.<sup>4</sup> Useat maanomistajat pitivät metsäammattilaisia luonnonsuojeluviranomaisia luotettavimpina, asiantuntevimpina ja metsänomistajan näkökulmaa ymmärtävimpinä.<sup>2</sup>

## **Tulosten pohdinta**

Maanomistajat hakevat suhtautumisessaan luonnonsuojeluun hyväksyttävää kompromissia taloudellisten, sosiaalisten ja ekologisten näkökohtien välillä. Maanomistajuuden agraarinen ja metsätaloudellinen tausta<sup>7,8</sup> selittävät halua joko sisällyttää suojelu osaksi tilan elinkeinoa tai rajata se verraten pienelle alalle, jolloin metsien taloudellinen hyväksikäyttö ei vaarannu. Tällaiset suojelutoiveet täyttyvät luonnonsuojeluvuokassa sujuvasti. Luonnonsuojeluvuokan avulla saadaan metsätalouden jatkamisen rinnalla lisättyä talousmetsien monimuotoisuutta. Maanomistajat kokevat

luonnonarvokaupan tämän vuoksi oikeudenmukaiseksi. Tunnetta vahvistaa se, että luonnonsuojelusta sovitaan yhdessä metsäammattilaisen kanssa.

Kaikki maanomistajat tuskin tulevat koskaan ehdottamaan maitaan METSO:n tarjoamiin suojeluhankkeisiin. Paradoksaalisesti luonnonarvokauppa ei kiinnosta erittäin kielteisesti eikä myöskään erittäin myönteisesti luonnonsuojeluun suhtautuvia maanomistajia. Edelliset eivät tietenkään tahdo osallistua suojeluun, kun taas jälkimmäisille esimerkiksi omaehtoinen suojeleminen tai pysyvä rauhoitus soveltunevat luonnonarvokauppaa paremmin.

Luonnonsuojelun kehittämisen haasteena on kestävän kehityksen näkökulman tiedostava yhdistäminen niin että taloudelliset, sosiaaliset ja ekologiset näkökulmat otetaan yhtä lailla huomioon. Myös maanomistajien kulttuuriset ja yksilölliset taustat olisi syytä ottaa luonnonsuojelussa entistä paremmin huomioon. Viranomaisten ei pitäisikään sanella luonnonsuojelusuosituksia maanomistajille, vaan niistä pitäisi neuvotella yhdessä maanomistajien kanssa, kuten METSO:n kokeiluhankkeissa on ruvettu tekemään.

Yksityismaiden luonnonsuojelua voitaisiin kehittää myös lisäämällä suojelun toiminnallisuutta niin että maanomistajat voisivat hoitaa suojeltavia luontokohteita suojeluviranomaisten kanssa sovittavalla tavalla. Lahopuun määrän lisäämiseen tähtäävät toimet ovat esimerkki tällaisesta luonnon hoidosta. Järkevästi suunnitellulla luonnonhoidolla voitaisiin lisätä myös määräaikaisen suojelun tuloksellisuutta.

## KIRJALLISUUS

- <sup>1</sup> Paloniemi, R. 2006. Maanomistajat luontoa suojelemissa. Teoksessa: Massa, I. & Ahonen, S. Arkielämän ympäristöpolitiikka. Gaudeamus, Helsinki. s. 184–201.
- <sup>2</sup> Kumela, H. 2005 Metsänomistajien näkemyksiä Satakunnan luonnonarvokaupasta. Pro gradu -tutkielma. Bio- ja ympäristötieteiden laitos. Helsingin yliopisto. 80 s.
- <sup>3</sup> Eskola, J. & Suoranta, J. 1999. Johdatus laadulliseen tutkimukseen. 3. painos. Vastapaino, Jyväskylä.
- <sup>4</sup> Paloniemi, R., Massa, I. & Tikka, P. Maanomistajat ja virallinen luonnonsuojelu. Arvioitavaksi toimitettu artikkeli.
- <sup>5</sup> Paloniemi, R. & Tikka, P. The perspectives of Finnish forest owners on nature conservation. Arvioitavaksi toimitettu artikkeli.
- <sup>6</sup> Kumela, H. & Paloniemi, R. Luonnonarvokauppa – vastaus luonnonsuojelun kohtaamattomuuden ongelmiin? Hyväksytty julkaistavaksi Alue & Ympäristö -lehdessä.
- <sup>7</sup> Rannikko, P. 2004. Sosiaalinen kestävyys syrjäisen maaseudun metsätaloudessa. Teoksessa: Lehtinen, A. & Rannikko, P. (toim.). Leipäpuusta arvopaperiä. Vastuun ja oikeudenmukaisuuden haasteet metsäpolitiikassa. Metsälehtikustannus. s. 127–145.
- <sup>8</sup> Silvasti, T. 2001. Talonpojan elämä. Tutkimus elämäntapaa jäsentävistä kulttuurisista malleista. Helsinki, SKS, Suomalaisen Kirjallisuuden Seuran Toimituksia. 821.

## OSALLISTUMINEN LUONNONSUOJELUSSA

Riikka Paloniemi<sup>\*</sup>, Hanna Kaisa Hellsten<sup>a</sup>, Hanna Kumela<sup>b</sup>, Sanna Koskinen<sup>a</sup>, Päivi Tikka<sup>a</sup> ja Ilmo Massa<sup>a</sup>

Tutkimuksessa hahmottelemme kokonaiskuvaa luonnonsuojeluun osallistumisesta maanomistajien ja luonnonsuojelua toteuttavien viranomaisten välisenä vuorovaikutus-prosessina sekä arvioimme luonnonarvokaupan ja tarjouskilpailun kokeiluhankkeita osallistumisen näkökulmasta.

### Aineisto ja menetelmät

Ennen METSO -ohjelman käynnistymistä kesällä 2002 haastattelimme maanomistajia, jotka olivat osallistuneet vuoden 1996 luonnonsuojelulain mahdollistamien ensimmäisten määräaikaisten luonnonsuojelusopimusten solmimiseen.<sup>1</sup> Samaan aikaan teimme myös tapaustutkimusta yhdellä eteläsuomalaisella tilalla, jonka osa rauhoitettiin maanomistajan aloitteesta.<sup>2</sup> Osana METSO -ohjelmaa tutkimme myös Satakunnan luonnonarvokauppaan ensimmäisenä kokeiluvuonna osallistuneiden maanomistajien kokemuksia.<sup>3</sup> Näiden haastattelujen pohjalta olemme luoneet maanomistajien suojelutarinoista tyyppejä<sup>4</sup> sekä rakentaneet teoreettisen mallin ympäristövastuullisesta osallistumisesta oppimis-prosessina.

METSO -ohjelman käynnistymisvaiheessa keväällä 2003 lähetimme 2000 eteläsuomalaiselle metsänomistajalle kyselylomakkeen, jolla tutkimme maanomistajien yleistä suhtautumista luonnonsuojeluyhteistyöhön viranomaisten kanssa. Kyselyn vastausprosentti oli 48 ja sen vastauksia analysoitiin muun muassa monimuuttujamenetelmin.<sup>5</sup>

METSO -ohjelman edettyä olemme lisäksi haastatelleet luonnonarvokaupan ja tarjouskilpailun kokeiluhankkeiden osallistamisesta vastanneita viranhaltijoita. Teemoitellun haastatteluaiaineiston pohjalta olemme rakentaneet aineistolähtöistä teoriaa osallistamisesta.<sup>4,6,7</sup>

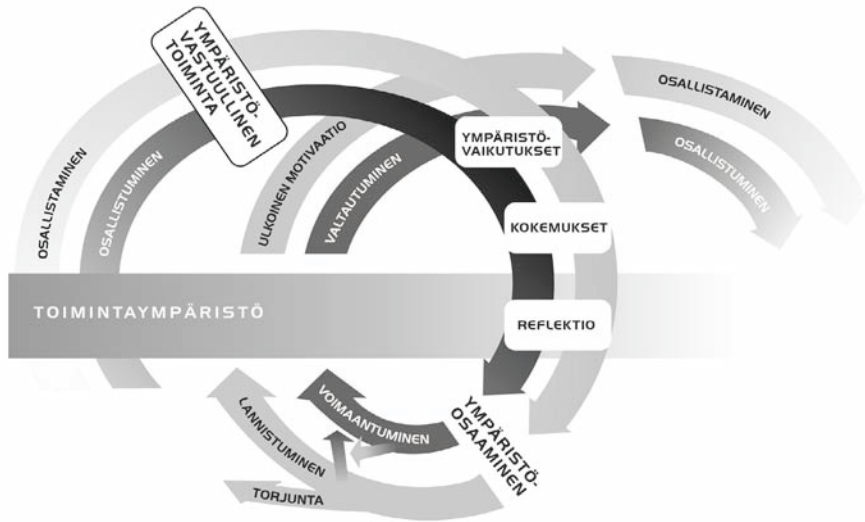
### Tulokset ja niiden tulkinta

**Osallistaminen.** Teoreettisesti osallistamis- ja osallistumisprosessit eroavat toisistaan sillä perusteella kenen aloitteesta tarve tai halu osallistua toimintaan on syntynyt. *Osallistumisessa* prosessi käynnistyy yksilön tai yhteisön omasta tarpeesta toimia yhteisössään. *Osallistamisesta* on kysymys silloin, kun yksilöä tai yhteisöä kannustetaan tai kehoitetaan osallistumaan tiettyyn toimintaan.<sup>8</sup>

METSO -ohjelman yksityismaiden luonnonsuojeluhankkeissa — luonnonarvokaupassa, tarjouskilpailussa ja yhteistoimintaverkostoissa — on piirteitä molemmista prosesseista. Esimerkiksi Satakunnan luonnonarvokauppahankkeen vuosittainen 400 000 € budjetti tarjoaa viranomaisille tilaisuuden maanomistajien osallistamiseen ja maanomistajille mahdollisuuden osallistumiseen luonnonsuojeluun.

<sup>\*</sup> Bio- ja ympäristötieteiden laitos, PL 27, 00014 Helsingin yliopisto, sähköposti: riikka.paloniemi@helsinki.fi

<sup>a</sup> Helsingin yliopisto, <sup>b</sup> Metsäntutkimuslaitos



Kuva 1. Ympäristövastuullinen osallistuminen oppimisprosessina. Kuva on muokattu Paloniemi & Koskinen<sup>2</sup>.

Yhteiskunnallinen *toimintaympäristö* vaikuttaa ratkaisevasti osallistamisen toteutustapoihin ja onnistumiseen. Etenkin osallistajan maine ja toimijoiden verkostoituminen ovat tärkeitä tekijöitä.<sup>7</sup> Kyselylomakkeeseen vastanneista maanomistajista 63 % hoitaisi mielellään luonnon monimuotoisuuden suojelun yhteistyössä paikallisen metsänhoitoyhdistyksen kanssa. Tämä on heille jo entuudestaan tuttu neuvottelukumppani suojeluasioissakin. Vain viidennes vastaajista oli halukkaita yhteistoimintaan alueellisen ympäristökeskuksen viranhaltijoiden kanssa. Mahdollista luonnonsuojelun viranomaisyhteistyötä kohtaan maanomistajilla oli erilaisia, toisensa poissulkeviakin näkökulmia. Erimuotoista vuorovaikutusta korostavassa näkökulmassa arvostettiin yhteistyötä viranhaltijoiden kanssa. Toisissa, virallista kohtaamista ja yksityisyyden säilyttämistä korostavissa näkökulmissa puolestaan peräänkuulutettiin pienimuotoisempaa kanssakäymistä.<sup>5</sup>

**Osallistumisen kokemuksia ja vaikutuksia.** METSO -ohjelman kokeiluhankkeet ovat vaikuttaneet sekä maanomistajien että luonnonsuojeluviranomaisten *ympäristöosaamiseen*. Maanomistajien tietoisuus vapaaehtoisen ja tilapäisen luonnonsuojelun mahdollisuudesta on lisääntynyt erityisesti luonnonarvokaupan myötä.<sup>3,9</sup> Tähän on vaikuttanut epäilemättä se, että luonnonarvokaupassa viranomaisilla on ollut käytettävissä suhteellisen runsaasti resursseja, kuten työvoimaa ja rahaa. Tarjouskilpailun suosio on ollut vähäisempää, mutta tarjouskilpailun toteuttajilla ei olekaan ollut yhtä huomattavia resursseja käytössään. Sen sijaan näissä kokeiluhankkeissa viranhaltijat ovat joutuneet vastaamaan osallistamisesta muiden töiden ohella ja lisäresursseja on kohdennettu ainoastaan maanhankintaan.<sup>7</sup>

Osallistumiskeskustelussa korostetaan yksilöiden voimaantumisen ja valtautumisen kokemuksia.<sup>10</sup> *Voimaantumisessa* yksilön luottamus omiin kykyihinsä ja vaikutusmahdollisuuksiinsa kasvaa. *Valtautumisessa* on kyse vallan saamisesta, kyvystä

ja mahdollisuudesta toimia. Vasta valtautuminen määrittää lopullisesti osallistumisen asteen. Voimaantumisen vastakohtia ovat *lannistuminen* ja *torjunta*. Lannistuneen yksilön toimintahalu ja kyky hiipuvat tai katoavat kokonaan.

Luonnonarvokaupassa ja tarjouskilpailussa maanomistajat saavat itse tehdä aloitteen suojeluun osallistumisesta. Heille annetaan siis toimintavaltaa luonnonsuojelun kentällä. Lisäksi maanomistajille tarjotaan mahdollisuus voimaantua eli elpyä aiempien luonnonsuojelukonfliktien synnyttämistä lannistumisen ja torjunnan kokemuksista. Hyvien kokemusten jälkeenkin maanomistajia huolestuttaa luonnonsuojeluviranomaisen valta lannistavaan pakkosuojeluun, ellei vapaaehtoista sopimusta saada aikaan. Tätä pelkoa kokeiluhankkeilla ei ilmeisesti ole onnistuttu poistamaan.

**Jatkuvaa vaikuttavaa osallistumista?** Spiraalimallissamme (kuva 1) korostuvat luonnonsuojeluun osallistumisen jatkuvuus ja voimaantumisen tunteen synnyttäminen tai ylläpitäminen. Luonnonarvokauppasopimusten ketjuttaminen on eräs mahdollisuus taata tämä jatkuvuus. Tämä kuitenkin edellyttää resurssien kohdentamista erityisesti tämän sitoutumisen takaamiseen. Toisinaan on kuitenkin mielekästä kiinnittää huomio muihin näkökulmiin, kuten luonnonsuojelubiologisesti mielekkään pitkäkestoisen luonnonsuojelun legitimointiin. Pysyvät, esimerkiksi tarjouskilpailun avulla syntyneet, suojeluratkaisut ovat oivallinen menetelmä tämän näkökulman saavuttamiseen.

Luonnonarvokaupassa ja tarjouskilpailussa on suojeltu talousmetsien luonnonarvoja taloudellisilla kannustimilla yhteistyössä tuttujen, maanomistajien arvostamien metsäalan toimijoiden kanssa. Tämän tuloksena maanomistajat voimaantuivat ekomodernisoimaan tehometsätaloutta. He eivät niinkään kokeneet osallistuvansa luonnonsuojeluun sen perinteisessä mielessä. Samalla kun nämä osallistamishankkeet ovat yhtäältä ekologisoineet metsätaloutta ja toisaalta edistäneet luonnonsuojeluyönteistä kulttuuria, ne ovat erityisesti onnistuneet purkamaan vanhakantaista kahtiajakoa metsä- ja luonnonsuojelupuolen välillä. Tämä on luonut hyvää pohjaa avoimille osallistumiskokemuksille, joita on saavutettu varsinkin silloin kun myös osallistamisen prosessiin – ei vain lopputulokseen – on huolella panostettu.

## KIRJALLISUUS

- <sup>1</sup> Paloniemi, R. 2006. Maanomistajat luontoa suojelemassa. Teoksessa: Massa, I. & Ahonen, S. Arkielämän ympäristöpolitiikka. Gaudeamus, Helsinki. s. 184–201.
- <sup>2</sup> Paloniemi, R. & Koskinen, S. 2005. Ympäristövastuullinen osallistuminen oppimisprosessina. Terra 117: 1, 17–32.
- <sup>3</sup> Kumela, H. 2005. Metsänomistajien näkemyksiä Satakunnan luonnonarvokaupasta. Pro gradu -tutkielma. Bio- ja ympäristötieteiden laitos, Helsingin yliopisto.
- <sup>4</sup> Eskola, J. & Suoranta, J. 1999. Johdatus laadulliseen tutkimukseen. 3. painos. Vastapaino, Jyväskylä.
- <sup>5</sup> Paloniemi, R., Massa, I. & Tikka, P. Maanomistajat ja virallinen luonnonsuojelu. Arvioitavaksi toimitettu artikkeli.
- <sup>6</sup> Strauss, A. & Corbin, J. 1990. Basics of Qualitative Research. Grounded Theory Procedures and Techniques. Sage, London.
- <sup>7</sup> Hellsten, H.K. 2006. Viranomaiset luonnonarvokaupan ja tarjouskilpailun osallistajina. Pro gradu -tutkielma. Bio- ja ympäristötieteiden laitos, Helsingin yliopisto.
- <sup>8</sup> Koskiahio, B. 2002. Onko osallisuus vahvaa demokratiaa? Maankäyttö- ja rakennuslain soveltamisesta. Teoksessa: Bäcklund, P., Häkli, J. & Schulman, H. (toim.). Osalliset ja osaajat. Gaudeamus, Helsinki. s. 36–57.
- <sup>9</sup> Kumela, H. & Paloniemi, R. Luonnonarvokauppa — vastaus luonnonsuojelun kohtaamattomuuden ongelmiin? Hyväksytty julkaistavaksi Alue & Ympäristö -lehdessä.



<sup>10</sup> Gretschel, A. 2002. Kunta nuorten osallisuusympäristönä. Nuorten ryhmän ja kunnan vuorovaikutussuhteen tarkastelu kolmen liikuntarakentamisprojektin laadunarvioinnin keinoin. *Studies in sport, physical education and health* 85. Jyväskylän yliopisto.



## LUONNONSUOJELUN YHTEISKUNNALLISIA VAIKUTUKSIA

Riikka Paloniemi<sup>\*</sup>, Hanna Kaisa Hellsten<sup>a</sup>, Hanna Kumela<sup>b</sup>, Päivi Tikka<sup>a</sup>, Vilja Varho<sup>a</sup> ja Ilmo Massa<sup>a</sup>

Tutkimuksessa pohdimme, millaisia sosiaalisia vaikutuksia METSO -ohjelman kokeiluhankkeilla on ollut yksityismailla.

### Aineisto ja menetelmät.

Haastattelimme kesällä 2002 maanomistajia, joiden maille oli perustettu Suomen ensimmäisiä, vuoden 1996 luonnonsuojelulain mahdollistamia määräaikaisia luonnonsuojelualueita.<sup>1</sup> Nämä eri puolilla maata sijaitsevat suojelutapaukset olivat viranomaisvetoisia ja määräaikaisuuteen oli päädytty ristiriitojen leimaamien neuvottelujen päätteeksi. METSO -ohjelmaan kuuluvan Satakunnan luonnonarvokauppahankkeen ensimmäisen kokeiluvuoden tuloksia tutkimme hankkeisiin osallistuneita maanomistajia haastatteleamalla.<sup>2</sup> Haastatteluaineistoista olemme tyypitelleet<sup>3</sup> maanomistajien erilaisia suojelukokemuksia. Lisäksi olemme vertailleet maanomistajien luonnonsuojeluorientaatioita ennen METSO-ohjelmaa ja sen kestäessä.<sup>4</sup>

Olemme myös haastatelleet luonnonsuojelu- ja metsäviranomaisia, jotka toteuttivat METSO -ohjelman luonnonarvokaupan ja tarjouskilpailun kokeiluhankkeet. Aineistolähtöisen teorian (*grounded theory*)<sup>5</sup> mukaisesti käsitellystä haastatteluaineistosta muodostui teoreettinen malli osallistamisesta.<sup>6</sup>

Lisäksi olemme tarkastelleet teoriapainotteisissa artikkeleissa luonnonarvokaupan kehittämisen prosessia tapauksena, jossa luonnonsuojelun kulttuurisia reunaehtoja on muokattu osana ympäristöpolitiikan toteuttamista.<sup>7,8</sup>

### Tulokset

**Satakuntalainen prosessi.** Luonnonsuojeleminen määräajaksi on ollut mahdollista vuoden 1996 luonnonsuojelulain voimaantulosta alkaen. Kuitenkin määräaikaisia suojelusopimuksia solmittiin vain muutamia ennen METSO -ohjelmaa. Maanomistajat olivat olleet kiinnostuneita tilapäisistä suojeluratkaisista, mutta viranomaiset eivät olleet kokeneet määräaikojen riittävän luonnonsuojeluohjelmien tavoitteiden toteutumiseen.<sup>1</sup>

Samaan aikaan kiinnostus määräaikaiseen ja vapaaehtoiseen luonnonsuojeluun oli herännyt Satakunnassa. Paikallinen luonnonsuojelupiiri, Maataloustuottajain Satakunnan liitto ja Länsi-Suomen metsänomistajaliitto olivat ryhtyneet neuvottelemaan uudenlaisesta maanomistajien hyväksymästä luonnonsuojelusta. Tämä yhteistyö onnistui laajentamaan luonnonsuojelua luonnonsuojelun ja metsätalouden näkökulmien väliseksi vuoropuheluksi.<sup>7</sup>

<sup>\*</sup> Bio- ja ympäristötieteiden laitos, PL 27, 00014 Helsingin yliopisto, sähköposti: riikka.paloniemi@helsinki.fi

<sup>a</sup> Helsingin yliopisto, <sup>b</sup> Metsäntutkimuslaitos

Yhteistyön myötä paikalliset toimijat loivat käsitteen *luonnonarvokauppa* kuvaamaan suojelumenetelmää, jossa korostuvat maanomistajien aktiivisuus ja päätäntävalta suojelusta sovittaessa. Luonnonarvokauppa sisältää uuden ajatuksen luonnosta maanomistajien vuokraamana kauppatavarana, eikä valtiovallan määräämänä suojelu-kohteena. Näin puhe luonnonsuojelusta lähenee uusliberaaleja näkemyksiä.<sup>8</sup>

Satakuntalainen luonnonarvokauppa valittiin METSO -ohjelman erääksi pilottihankkeeksi. Tämä teki mahdolliseksi uusien suojelukäytäntöjen laajan kokeilun maakunnassa. Tämä kokeilu on yksityismaiden METSO:n keskeinen yhteiskunnallinen saavutus. Kokeiluhanke saattaa muuttaa Suomen luonnonsuojelukulttuuria laajemminkin, mutta itsestään selvää hyvien kokemusten siirtyminen muualle ei ole. Siirrettävyys edellyttää panostamista ”oman” paikallisen luonnonsuojelukulttuurin etsimiseen esimerkiksi innovatiivisen yhteistyön ilmapäivän avulla, kuten Satakunnassa tehtiin.<sup>8</sup>

**Toimijoiden roolit ja maine.** Metsäkeskus tiedotti Satakunnan luonnonarvokaupasta paikallislehdissä ja -radiossa ja pyrki näin osallistamaan ihmisiä siihen. Tarjouskilpailun osallistamisvastuu on ollut puolestaan luonnonsuojeluviranomaisten ja metsätoimijoiden yhteistyön varassa.

Metsäammattilaiset pystyvät hyvin osallistamaan yksityismetsänomistajia suojeluun. Ensinnäkin metsäalan toimijoilla on suojelun kannalta olennaista asiantuntemusta metsien tilasta ja niiden käytöstä. Toiseksi heillä on luonnonsuojeluviranomaisia parempi maine metsänomistajien keskuudessa.<sup>6</sup> Kolmanneksi maanomistajat kokevat metsäammattilaisten ajavan maanomistajien etua muunmuassa huolehtimalla siitä, että yhteiskunta maksaa suojelusta maanomistajalle.<sup>2</sup>

Metsä- ja luonnonsuojeluviranomaisen samanaikainen osallistuminen luonnonsuojelun hallinnointiin on toisaalta ollut hämmäntävää sekä maanomistajien että viranomaisten kannalta.<sup>6</sup> Metsä- ja luonnonsuojelun ammattilaisten roolien selkiytymättömyys on ymmärrettävää, sillä arvostettu yhteistyö on vasta päässyt alkamaan.

METSO -ohjelman kokeiluhankkeet ovat toimineet hyvin silloin kun hankkeen yhteistyö viranomaisten ja maanomistajien kesken on alun perin aloitettu paikallistasolla. Tällöin osallisilla on ollut mahdollisuuksia vaikuttaa lopputulokseen, kuten Satakunnassa, tai sosiaaliseen oppimiseen, kuten niillä tarjouskilpailualueilla, joilla yhteistoimintaverkostoja on suunniteltu.<sup>6</sup>

METSO:n yksityismaiden kokeiluhankkeet ovat uudistaneet myös maanomistajien roolia luonnonsuojeluun osallistumisessa. Koska luonnonarvokauppa kohtasi aiempaa paremmin maanomistajien vaatimukset vapaaehtoisesta ja omistusoikeuden säilyttävästä suojelumenetelmästä, innosti luonnonarvokauppa maanomistajia ryhtymään mukaan luonnonsuojeluhankkeisiin ja puhumaan luonnonsuojelusta myönteisesti.<sup>2</sup>

**Luonnonsuojelun maine.** Luonnonarvokaupan ansiosta suhtautuminen luonnonarvojen säilyttämiseen on muuttunut myönteisemmäksi. Maanomistajat ovat itsekin uskaltaneet keskustelemaan luonnonsuojelusta ja esittelemään viranomaisille omien maidensa arvokkaiksi kokemiaan luontokohteita. Luonnonsuojelusta on ollut myös taloudellista ja muuta hyötyä maanomistajille. Niinpä maanomistajien

suojelumyönteisyyden lisääntyminen kiteytyy taloudellisesti turvallisen ja tilapäisen suojelun kannatukseen.<sup>2</sup> Tätä kautta luonnonsuojelun kulttuurisia reunaehtoja on onnistuttu laajentamaan maanomistajien hyväksymään suuntaan.<sup>8</sup>

### **Tulosten pohdinta**

Luonnonsuojelu- ja metsänomistajapuolen kohtaaminen Satakunnan luonnonarvokaupassa on rakentanut perustan uudelle luonnonsuojelun hyväksynnälle ja sosiaaliselle oppimiselle. On merkittävää, että METSO mahdollisti hankkeen toiminnan nykyisessä laajuudessaan.

Koska metsä- ja luonnonsuojeluviranomaisen yhteistyö yksityismaiden suojelussa on juuri alkanut, on näiden viranomaisten yhteistyötä ja työnjakoa mahdollista kehittää edelleen. Suomalaiseen luonnonsuojelukulttuuriin sopisi esimerkiksi ajatus keskittää pienimittainen suojelu metsäkeskusten vastuulle. Toisaalta luonnonsuojelua kehitettäessä on pidettävä mielessä luonnonsuojelun yhteiskunnallisen ja ekologisen legitimiuden ero. Ekologisia kriteereitä ei voida sisällyttää yhteiskunnallisiin kriteereihin, eikä päinvastoin. Myös määräaikaisissa suojelupäätöksissä tulee huomioida alueen ekologiset erityispiirteet ja suojelubiologiset vaatimukset. Luonnonsuojeluviranomaisella on näissä olennaista asiantuntemusta. Todennäköisesti juuri metsä- ja luonnonsuojelunäkökulmien tasavertainen vuoropuhelu tuottaisikin parhaita luonnonsuojelun yhteiskunnallisia vaikutuksia myös tulevaisuudessa.

## **KIRJALLISUUS**

- <sup>1</sup> Paloniemi, R. 2006. Maanomistajat luontoa suojelemissa. Teoksessa: Massa, I. & Ahonen, S. Arkielämän ympäristöpolitiikka. Gaudeamus, Helsinki. s. 184–201.
- <sup>2</sup> Kumela, H. 2005. Metsänomistajien näkemyksiä Satakunnan luonnonarvokaupasta. Pro gradu -tutkielma. Bio- ja ympäristötieteiden laitos. Helsingin yliopisto. 80 s.
- <sup>3</sup> Eskola, J. & Suoranta, J. 1999. Johdatus laadulliseen tutkimukseen. 3. painos. Vastapaino, Jyväskylä.
- <sup>4</sup> Kumela, H. & Paloniemi, R. Luonnonarvokauppa — vastaus luonnonsuojelun kohtaamattomuuden ongelmiin? Hyväksytty julkaistavaksi Alue & Ympäristö -lehdessä.
- <sup>5</sup> Strauss, A. & Corbin, J. 1990. Basics of Qualitative Research. Grounded Theory Procedures and Techniques. Sage, London.
- <sup>6</sup> Hellsten, H. K. 2006. Viranomaiset luonnonarvokaupan ja tarjouskilpailun osallistajina. Pro gradu -tutkielma. Bio- ja ympäristötieteiden laitos. Helsingin yliopisto
- <sup>7</sup> Paloniemi, R. & Varho, V. 2006. Learning within Local Environmental Policy Implementation. Teoksessa: Tani, S. (toim.). Sustainable Development through Education - Proceedings of the International Conference on Environmental Education. Helsinki, 14 June 2005. Department of Applied Sciences of Education, Helsinki. Research report 268: 93–109.
- <sup>8</sup> Paloniemi, R. & Varho, V. Learning within ecological and cultural boundaries: Environmental policy at the local level. Arvioitavaksi lähetetty käsikirjoitus.

## ETELÄ-SUOMEN METSIEN LUONTAINEN ALUETASON RAKENNE

Juho Pennanen\* ja Timo Kuuluvainen<sup>a</sup>

Etelä-Suomen metsät ovat käyneet läpi suuria muutoksia ihmistoiminnan vuoksi vuosisatojen myötä. Luonnontilaisiksi kutsuttavia metsiä ei käytännössä ole<sup>1</sup>. Olemme arvioineet Etelä-Suomen sekä aiemmin keski-boreaalisen vyöhykkeen<sup>2</sup> metsien luontaista rakennetta simulaatiomallituksen sekä muiden alueiden metsiä koskevien empiiristen tutkimusten pohjalta. Tulokset koskevat metsien aluetason rakennetta, eli erilaisten metsän rakennetyyppien alueellista esiintymistä. Luontaisella rakenteella tarkoitamme metsien rakennetta, johon ihminen ei ole vaikuttanut muuten kuin mahdollisesti metsäpaloja lisäämällä.

Metsäpalot ovat merkittävän laaja-alainen häiriötekijä, joka säätelee metsien aluetason rakennetta ja kehitystä. Metsäpalojen runsaudesta on melko paljon empiiristä tutkimusta. Palojen runsaus on vaihdellut eri aikakausina<sup>3,4</sup>. On epäselvää, kuinka suuri osa viime vuosisatojen paloista on johtunut ihmisen toiminnasta, joten sitä kysymystä on tarkasteltava erikseen.

Menneiden metsäpalojen voimakkuudesta on vaikeampi saada tietoa kuin palojen runsaudesta. Usein palaneiden metsien rakennetta koskevista tutkimuksissa on kuitenkin havaittu, että ainakin palojen toistuessa usein (70 vuoden välein tai useammin) valtaosa paloista jättää mäntypuustoa henkiin<sup>5,6</sup>. Näiden empiiristen tutkimusten ja simulaatioiden avulla on voitu arvioida, että keskiboreaalaisella vyöhykkeellä suurin osa luonnontilaisista metsistä on ollut vanhoja metsiä (vanhin puusto yli 150-vuotiaista) palokierrosta riippumatta<sup>2</sup>. Palojen ollessa harvinaisia yleisimpiä ovat vanhat kuusimetsät ja palokierroksen ollessa lyhyt vanhat monijaksoiset mäntymetsät vallitsevat maisemaa.

Suomen eteläboreaalisten metsien luontaisen rakenteen arvioinnissa epävarmuus on väistämättä suurempaa, koska empiirisesti tutkitut luonnontilaiset metsäalueet ovat joko pohjoisempana tai Venäjällä suhteellisen kaukana idässä.

Simuloimme eteläboreaalisten metsien luontaista rakennetta ja kehitystä 360 km<sup>2</sup>:n alueella Evon seudulla. Koska palojen runsaus on vaihdellut viime vuosisatojen ja -tuhansien aikana, eikä metsäpalojen voimakkuusjakaumasta Etelä-Suomessa ole suoraa tietoa, simuloitiin useita eri vaihtoehtoisia skenaarioita. Palokierroajat vaihtelivat 70 ja 210 vuoden välillä ja voimakkaiden palojen (joiden intensiteetti riittää tappamaan koko puuston lajista ja koosta riippumatta) osuus metsäpaloista vaihteli 10 ja 50 %:n välillä.

Vanhojen metsien (yli 150 v) pinta-alaosuus metsämaasta vaihteli eri simulaatioissa välillä 42-70 %. Mäntyvaltaisten vanhojen metsien osuus oli 19-39 %, kuusivaltaisten osuus 9-39 % ja lehtimetsien osuus 15-30 %.

Tuloksia voi verrata valtakunnan metsien 9. inventoinnin tuloksiin Uudenmaan-Hämeen metsäkeskuksen alueelta. Yli 150-vuotiaiden metsien osuus metsämaasta on nykyään

\* Metsäekologian laitos, PL 27, 00014 Helsingin yliopisto, sähköposti: juho.pennanen@helsinki.fi  
<sup>a</sup> Helsingin yliopisto

0,8 % (mäntyvaltaisia 0,7 % ja kuusivaltaiset 0,1 %), ja yli 100-vuotiaiden metsien osuus on samalla alueella 11 % (mäntyvaltaisia 6 % ja kuusivaltaisia 5 %). Lehtimetsien nykyinen osuus metsämaasta on 14 %.

Useissa pohjoiseurooppalaisissa tutkimuksissa on todettu, että metsäpalot olivat runsaimmillaan 1700–1800-luvuilla ja palojen runsaus pienenee mentäessä siitä ajassa taaksepäin<sup>3,4</sup>. Paloista suuri osa on ollut ihmisen sytyttämiä. Tällä perusteella on todennäköistä, että jollei ihminen vaikuttaisi metsäpaloihin merkittävästi, luonnonmetsiä vallitsisivat vanhat kuusivaltaiset metsät.

Ennallistamisen tavoitteenasettelun kannalta tulokset korostavat yleisesti vanhojen metsien vallitsevaa asemaa metsämaisemassa. Riippuen palojen yleisyydestä nämä vanhat metsät koostuisivat eri suhteissa vanhoista kuusikoista ja monikerroksisista mäntyvaltaisista metsistä.

## KIRJALLISUUS

- <sup>1</sup> Lilja, S. & Kuuluvainen, T. 2005. Structure of old *Pinus sylvestris* dominated forests along a geographic and human impact gradient in boreal Fennoscandia. *Silva Fennica* 39(3): 407–428.
- <sup>2</sup> Pennanen, J. 2002. Forest age distribution under mixed-severity fire regimes – a simulation-based analysis for middle boreal Fennoscandia. *Silva Fennica* 36: 213–231.
- <sup>3</sup> Pitkänen, A. & Huttunen, P. 1999. A 1300-year forest-fire history at a site in eastern Finland based on charcoal and pollen records in laminated lake sediment. *The Holocene* 9: 311–320.
- <sup>4</sup> Niklasson, M. & Granström, A. 2000. Numbers and sizes of fires: long-term spatially explicit fire history in a Swedish boreal landscape. *Ecology* 81: 1484–1499.
- <sup>5</sup> Axelsson, A.-L. & Östlund, L. 2000. Retrospective gap analysis in a Swedish boreal forest landscape using historical data. *Forest Ecology and Management* 147: 109–122.
- <sup>6</sup> Kuuluvainen, T., Mäki, J., Karjalainen, L. & Lehtonen, H. 2002. Tree age distributions in old-growth forest sites in Vienansalo wilderness, eastern Fennoscandia. *Silva Fennica* 36: 169–184.

# SÄÄSTÖPUIDEN VAIKUTUS TAIMIEN TUKKIMIEHENTÄITUHOIHIN KULOTETUILLA JA KULOTTAMATTOMILLA HAKKUUALOILLA

Aki Pitkänen\* ja Jari Kouki<sup>a</sup>

Vuosina 1999–2005 toteutetun kulotuksen ja säästöpuiden metsätalouskäytön monimuotoisuusvaikutuksia selvittävään projektiin liittyvässä tutkimuksessa seurattiin em. menetelmien käyttöön mahdollisesti liittyviä muutoksia tukkikärsäkkäiden (*Hylobius* spp.) aiheuttamiin taimistotuhoihin. Tavoitteena oli selvittää, mikä vaikutus kulotuksella ja säästöpuilla on näiden hyönteisten esiintymiseen, sekä niiden aiheuttamiin taimivaurioihin ja taimien kuolleisuuteen.

Tutkimus suoritettiin 18 koealalla, joista kuusi oli avohakkuuta ja kahdelletoista alalle oli jätetty elävää puustoa 10 m<sup>3</sup>-50 m<sup>3</sup>/ha pieninä ryhminä. Aloille istutettujen männyntaimien syöntivaurioita seurattiin neljänä kesänä<sup>1</sup>. Lisäksi tarkkailtiin tukkitäiden syöntivaurioita aloille kahtena kesänä kylvetyistä männyn taimista<sup>2</sup>. Tukkikärsäkkäiden esiintymistä hakatuilla koealueilla, sekä kulotetuilla ja kulottamattomilla metsäkoalueilla tutkittiin hyönteispyynnin v. 2000–2002<sup>3</sup>. Tulosten analysointiin käytettiin yksi- ja kaksisuuntaista varianssianalyysiä, sekä logistista regressioanalyysiä.

Kulotus lisäsi selvästi tukkitäivahinkoja avohakkuualoilla, mutta kulotetuilla säästöpuualoilla vaurioiden määrä ei juuri eronnut kulottamattomista. Kulottamattomien alojen taimien kuolleisuus oli pääasiassa tukkitäiden aiheuttamaa. Kuloalojen huomattavasti kulottamattomia suurempaan kuolleisuuteen vaikuttivat syöntivaurioiden ohella todennäköisesti sieni-infektiot (mm. kuplamörsky) ja ympäristötekijät. Aloilla joilla oli jättopuuta 50 m<sup>3</sup>/ha olivat tukkitäivahingot vähäisempiä kuin avohakkuilla ja 10 m<sup>3</sup>/ha jättopuualoilla. Mineraalimaan paljastavan muokkauksen havaittiin vähentävän taimien vaurioita eniten aloilla, joilla oli jättopuuta 50 m<sup>3</sup>/ha. Näillä aloilla torjunta-aineen käyttö ei enää vähentänyt mineraalimaalle istutettujen taimien syöntivaurioita (Kuva 1)<sup>1</sup>.

Syöntivahingot ja istutustaimien kuolleisuus vähenivät kolmantena hakkuun ja kulotuksen jälkeisenä kesänä mutta lisääntyivät jälleen neljäntenä tukkitäiden uuden sukupolven lähtiessä aloilta<sup>1</sup>. Kylvötaimissa havaittiin syöntivaurioita vasta neljäntenä kesänä kokeen aloittamisesta, jolloin vahinkojen määrä oli jo alentunut suhteellisen alhaiselle tasolle. Kulotettujen ja kulottamattomien alojen vahinkojen määrässä ei kylvötaimilla ollut eroa<sup>2</sup>.

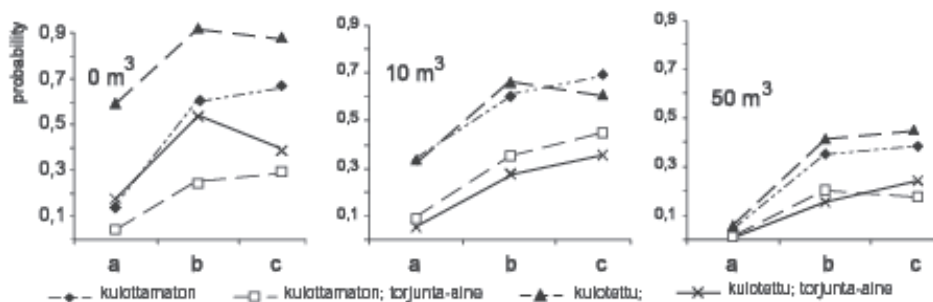
Kulotus näyttää lisäävän tukkitäiden määrää avohakkuualoilla<sup>3</sup>. Saaliit viittasivat jättopuiden vaikuttavan alojen tukkitäiden määrää lisäävästi<sup>3</sup>, vaikka tästä huolimatta syöntivauriot olivat 50 m<sup>3</sup>/ha jättopuualoilla avohakkuuta vähäisemmät (katso kuva 1).

Tutkimus osoittaa 50 m<sup>3</sup>/ha jättopuumäärän vaikuttavan yksinään tukkitäiden syöntivaurioita vähentävästi, ja yhdistettynä mineraalimaan paljastavaan muokkaukseen vahinkoja vähentävä vaikutus on erittäin tehokas. Aiemmin ei jättopuuryhmien ole

\* Joensuun yliopisto, Metsätieteellinen tiedekunta, PL 111, 80101 Joensuu, sähköposti: aki.pitkanen@joensuu.fi

<sup>a</sup> Joensuun yliopisto





Kuva 1. Kulotuksen, säästöpuiden, torjunta-ainekäsittelyn ja maanmuokkauksen vaikutus taimien todennäköisyydelle kärsiä vakavia syöntivaurioita toisena hakkuu- ja kulotuskäsittelyn jälkeisenä kesänä. Kirjaimet a-c osoittavat taimen sijaintia muokkauslaikussa. a=taimi muokkauslaikun keskellä, b=taimi laikun reunassa (n. 5 cm etäisyydellä muokkaamattomasta maasta), c=taimi muokkaamattomalla maalla.

tiedetty vähentävän tukkitäiden aiheuttamia taimivahinkoja. Tulokset ylispuualoilta ovat syöntivahinkojen suhteen samansuuntaisia, joskin maan muokkauksen vaikutus ylispuualoilla suoritetuissa tutkimuksissa on ollut paljon vähäisempää suuresta pystyyn jätetyn puun määrästä huolimatta<sup>4,5,6</sup>. Puiden tukkitäivahinkoja vähentävän vaikutuksen syitä ei tunneta, mutta mahdollisesti puut hyönteisten ravintolähteenä vähentävät taimiin kohdistuvaa syöntipainetta<sup>7</sup>. Tulokset vahvistavat Pohjois-Ruotsissa tehdyt havainnot<sup>8</sup> kulotuksen tukkitäivahinkoja lisäävästä vaikutuksesta avohakkuualueilla. Kuitenkin jättopuut vähentävät kuloalojen tukkitäivahinkoja jo 10 m<sup>3</sup>/ha määrinä samalle tasolle kuin kulottamattomilla avohakkuualueilla (kuva 1).

## KIRJALLISUUS

- <sup>1</sup> Pitkänen, A., Törmänen, K., Kouki, J., Järvinen, E. & Viiri, H. 2005. Effects of green tree retention, prescribed burning and soil treatment on pine weevil (*Hylobius abietis* and *Hylobius pinastri*) damage to planted Scots pine seedlings. *Agricultural and Forest Entomology* 7: 319–331.
- <sup>2</sup> Pitkänen, A., Järvinen, E., Turunen, J., Kolström, T. & Kouki, J. 2005. Kulotuksen ja maan muokkauksen vaikutus männyn siementen itämiseen ja kylvötaimien varhaiseen eloonjääntiin. *Metsätieteen aikakauskirja* 4/2005: 387–397.
- <sup>3</sup> Pitkänen, A., Kouki, J., Viiri, H., & Martikainen, P. The effects of forest burning and the intensity of timber harvest on the occurrence of pine weevils *Hylobius* spp. in forest regeneration areas. *Julkaisematon käsikirjoitus*.
- <sup>4</sup> von Sydow F. & Örlander G. 1994. The influence of shelterwood density on *Hylobius abietis* (L.) occurrence and feeding on planted conifers. *Scandinavian Journal of Forest Research* 9: 367–375.
- <sup>5</sup> Löf, M. 2000. Influence of patch scarification and insect herbivory on growth and survival in *Fagus sylvatica* L., *Picea abies* L. Karst. and *Quercus robur* L. seedlings following a Norway spruce forest. *Forest Ecology and Management* 134: 111–123.
- <sup>6</sup> Pettersson, M. & Örlander, G. 2003. Effectiveness of combinations of shelterwood, scarification, and feeding barriers to reduce pine weevil damage. *Canadian Journal of Forest Research* 33: 64–73.
- <sup>7</sup> Nordlander, G., Örlander G. & Langvall, O. 2003. Feeding by the pine weevil *Hylobius abietis* in relation to sun exposure and distance to forest edges. *Agricultural and Forest Entomology* 5: 191–198.
- <sup>8</sup> von Hofsten, H. & Weslien, J. 2001. Föryngring av brända hyggen i Norrland med hänsyn till snytbagge - slutresultat. *Skogsforsk. Arbetsrapport* 483. 22 s.



# SUOMEN METSIEN PALOHISTORIA JA PALOJEN TOISTUVUUS LUONNONTILAISISSA METSISSÄ ENNEN IHMISEN VAIKUTUSTA

Aki Pitkänen\*

Metsäpalo on ollut tärkein häiriötekijä pohjoisissa havumetsissä, ja kulohistorian ymmärtämistä pidetään olennaisena asiana kehitettäessä sellaisia metsänhoidon käytäntöjä, jotka eivät johda metsien monimuotoisuuden vähenemiseen. Vallitsevat käsitykset luonnonmukaisista palokiertoajoista (alueesta riippuen n. 30 vuodesta runsaaseen 100 vuoteen<sup>1</sup>) perustuvat pääasiassa tutkimuksiin puiden palokoroista<sup>2</sup>. Menetelmällä voidaan tutkia metsäpalohistoriaa yleensä korkeintaan 400–500 vuotta ajassa taaksepäin. On kuitenkin hyvin luultavaa, että tuona ajanjaksona ihmisen aiheuttamat palot ovat olleet yleisiä<sup>3,4,5,6</sup>, joten luonnonmukaista metsien palokiertoa on etsittävä kauempaa menneisyydestä. Tässä tutkimuksessa selvitettiin palojen toistumista koko jääkauden jälkeisenä aikana useiden pienten suoaltaiden palokerroksien perusteella, sekä hiilihiukkas- ja siitepölyanalyysimenetelmin<sup>5,6,7,8</sup>. Tavoitteena oli selvittää, kuinka pitkä keskimäärin oli kulojen väli Itä-Suomen kangasmetsissä ennen ihmisen vaikutusta paloihin.

Hiilikerrosaineiston mukaan tutkituilla kuivien kangasmetsien paikoilla kulot toistuivat keskimäärin 170–260 vuoden välein ennen kaskiviljelyn alkamista (tutkimusalueella ennen 1500-luvun alkua)<sup>6,7</sup>. Hiilikerros- ja hiilihiukkasaineistot viittaavat tuoreiden, luonnontilaisena kuusivaltaisten kangasmetsien palaneen huomattavasti harvemmin; palojen arvioitiin toistuneen keskimäärin 300–500 vuoden väliajoin. Näinollen kuusivaltaisissa metsissä myrskyjen aiheuttamat aukot sekä yksittäisten tuulen kaatamien puiden aukot lienevät olleet metsän uudistumiselle paloja tärkeämpiä. Palojen leviämistä rajoittavat suot ja vesistöt pilkkovat mineraalimaiden metsät suhteellisen pienialaisiksi kuvioiksi, mikä lienee yleensä rajoittanut palojen leviämistä<sup>8</sup>. Hiilikerros- ja siitepölyaineistot myös osoittavat huomattavan palojen lisääntymisen ja metsän rakenteen muutoksen tutkimusalueilla kaskiviljelyn alkamisen jälkeen<sup>6,7</sup>.

Tutkimus osoittaa luonnontilaisten metsien palaneen paljon harvemmin kuin palokorotutkimukset<sup>2</sup> osoittavat. Tulosten erilaisuus johtuu ihmisen sytyttämien palojen runsaudesta sinä ajanjaksona, jota palokorojen avulla voidaan tutkia<sup>7</sup>. Turpeen hiilikerroksiin perustuvan tutkimuksen tulosta tukevat palojen harvinaisuus luonnontilaisilla alueilla<sup>4,9,10</sup>, sekä aiemmat vesistöjen pohjasedimentteihin perustuvat siitepöly- ja hiilihiukkastutkimukset<sup>3</sup>.

Pyrittäessä lajiston monimuotoisuuden säilyttämiseen talousmetsissä tulisi myös luonnontilaisten metsien palokierrosta johtuviin tekijöihin kiinnittää huomiota metsien käsittelyn ja käytön suunnittelussa. Mikäli luonnontilaisen kuivan kangasmetsän palokiertoaika oli noin 170 vuotta, on puuston luonnontilaisessa maisemassa täytynyt olla suurelta osalta ainakin 100–200 vuotta vanhaa. Tämä on erittäin selkeä ero

\* Joensuun yliopisto, Metsätieteellinen tiedekunta, PL 111, 80101 Joensuu, sähköposti: aki.pitkanen@joensuu.fi

nykytilanteeseen, sillä yli 100 -vuotias puusto puuttuu lähes täysin Etelä-Suomen alueelta, ja Pohjois-Suomen talousmetsistä tämän ikäinen puusto näyttää tulleen pääosin hakatuksi äskeisten vuosikymmenien kuluessa<sup>11</sup>.

## KIRJALLISUUS

- <sup>1</sup> Parviainen, J. 1996. The impact of fire on Finnish Forests in the past and today. Teoksessa: Goldammer, J.G. & Furyaev, V.V. (toim.). Fire in Ecosystems of Boreal Eurasia. Dortrecht: Kluver. s. 53–64.
- <sup>2</sup> Niklasson, M. & Granström, A. 2000. Numbers and sizes of fires: Long-term spatially explicit fire history in a swedish boreal landscape. *Ecology* 81: 1484–1499.
- <sup>3</sup> Pitkänen, A. 1999. Palaeoecological study of the history of forest fires in Eastern Finland. University of Joensuu, Publications in Sciences 58. 31 s. + liitteet.
- <sup>4</sup> Wallenius, T. 2002. Forest age distribution and traces of past fires in a natural *Picea abies* dominated landscape. *Silva Fennica* 36: 185–199.
- <sup>5</sup> Pitkänen, A., Tolonen, K. & Jungner, H. 2001. A basin based approach to the long-term history of forest fires as determined from peat strata. *The Holocene* 11: 599–605.
- <sup>6</sup> Wallenius, T.H., Pitkänen, A., Kuuluvainen, T., Pennanen, J. & Karttunen, H. 2005. Fire history and forest age distribution of an unmanaged *Picea abies* dominated landscape. *Canadian Journal of Forest Research* 35: 1540–1552.
- <sup>7</sup> Pitkänen, A., Huttunen, P., Jungner, H., Meriläinen, J. & Tolonen, K. 2003. A Holocene fire history of middle boreal pine forest sites in eastern Finland. *Annales Botanici Fennici. Ann. Botanici Fennici* 40: 15–33.
- <sup>8</sup> Pitkänen, A., Huttunen, P., Tolonen, K. & Jungner, H. 2003. Long-term fire frequency in the spruce-dominated forests of the Ulvinsalo strict nature reserve, Finland. *Forest Ecology and Management*. 176: 305–319.
- <sup>9</sup> Pitkänen, A., Huttunen, P., Tolonen, K. & Jungner, H. 2002. A 10000-year local forest fire history in a dry heath forest site in eastern Finland. *Canadian Journal of Forest Research* 32: 1875–1880.
- <sup>10</sup> Ohlson, M. & Tryterud E. 1999. Long-term spruce forest continuity -a challenge for a sustainable Scandinavian forestry. *Forest Ecology and Management* 124: 27–34.
- <sup>11</sup> Mikkilä, H., Sampo, S. & Kaipainen, J. (toim.) 2000. Suomen metsätalouden tila 2000. Kestävän metsätalouden kriteerit ja indikaattorit. Maa- ja metsätalousministeriö. Julkaisuja 5/2000. 105 s.

# VOIMAVARAT JA KOMMUNIKOINTI ORGANISAATIOIDEN SUOJELUYHTEISTYÖSSÄ

Eeva Primmer\* ja Erna Keinonen<sup>a</sup>

Tutkimuksessa tarkastellaan METSO-ohjelman yhteistoimintaverkosto -pilottihankkeen puiteissa rahoitettuja organisaatioista muodostuvia verkostoja ja niiden toiminnan kehittymistä. Tarkastelu painottuu verkostojen toteuttajatahojen keskinäiseen yhteistyöhön<sup>1</sup> ja toisaalta voimavarojen ja tiedon siirtymiseen organisaatioiden välillä laajemmin<sup>2</sup>. Hankkeen kuluessa kehittynyttä yhteistyötä ja luonnon monimuotoisuuden turvaamiseen tähdänneitä toimenpiteitä tarkastellaan hankkeeseen kohdistuneita odotuksia vasten.

Tutkimus pohjautuu hankkeen alussa (huhtikuussa 2004) ja loppupuolella (lokakuussa 2005) tehtyihin haastatteluihin ja toisen haastattelukierroksen yhteydessä kerättyyn lomakekyselyyn. Ensimmäisellä kierroksella haastateltiin 19 verkostohankkeen toteuttajatahoa ja yksi täytti haastattelulomakkeen. Toisella kierroksella haastattelun antoi ja kyselyyn vastasi 19 tahoa. Toteuttajatahot olivat viranomaisia, metsänomistajien neuvonta- ja etuorganisaatioita, oppilaitoksia tai kansalaisjärjestöjä. Haastattelut analysoitiin laadullisesti QSR Nvivo -ohjelman ja argumentointia jäsentävän taulukoinnin avulla. Kyselyaineistosta ja ensimmäisen haastattelukierroksen strukturoidusta osiosta tehtiin pääasiassa summa-, keskiarvo- ja vaihteluvälitarkasteluja.

Hankkeisiin osallistuneet organisaatiot olivat olleet laajasti verkostoituneita jo ennen pilotin käynnistymistä. Suuressa osassa verkostokontakteja organisaatioiden välinen yhteistyö oli kestänyt jo vuosia, jopa organisaatioiden koko elinkaaren ajan. Vain muutama kontakti oli luotu tätä hanketta varten. Hankkeiden käynnistyessä organisaatioiden odotukset kohdistuivat inhimillisten voimavarojen kehittymiseen: tiedon kartuttamiseen ja verkostoyhteistyössä oppimiseen. Lisäksi haluttiin päästä soveltamaan METSO-ohjelman keinoja ja periaatteita, ja niiden kautta lisäämään luonnonsuojelun legitimitettiä metsänomistajien keskuudessa.

Verkostoitumista oman hankkeen ulkopuolella ilmensivät yhteydet, joiden kautta tahot tuottivat tietoa tai palveluita oman organisaationsa ulkopuolelle tai vastaavasti vastaanottivat muualla tuotettua tietoa, jota ne voivat hyödyntää omassa monimuotoisuuden turvaamistoiminnassaan. Verkostojen toteuttajaorganisaatioiden palveluiden käyttäjiin tai kohderyhmiin kuului tyypillisesti yli kymmenen organisaatiota tai toimijaa (24 mahdollisen joukosta). Kohderyhmistä metsäteollisuus ja metsänomistajat olivat yleisimpiä, ja metsänomistajaa pidettiin tärkeimpänä. Myös haastatteluissa kävi ilmi metsänomistajan avainrooli: metsänomistajien hyväksyntää pidettiin hankkeiden suurimpana haasteena.

Verkostojen toteuttajaorganisaatiot saivat oman organisaationsa ulkopuolelta säännöllisimmin ja parhaiten hyödynnettävää tietoa tutkimuksesta ja alueellisesta

\* Suomen ympäristökeskus, PL 140, 00251 Helsinki, sähköposti: eeva.primmer@ymparisto.fi

<sup>a</sup> Suomen ympäristökeskus

hallinnosta. Hankkeiden edetessä nämä yhteydet muihin tahoihin kehittivät erityisesti siinä, että oman organisaation ulkopuolella tuotettua tietoa pidettiin hyödyllisempänä kuin hankkeen käynnistyessä. Tämä osoittaa hankkeen kuluessa tapahtuneen verkostoitumisen avulla oppimista. Toteuttajaorganisaatioissa oli koettu asiantuntemuksen lisääntymistä, joka haastateltujen mukaan edesauttoi organisaation toiminnan kehittämistä laajemminkin kuin verkoston puitteissa. Ulkopuolisen tiedon hyödyntämisen myönteinen kehitys näytti olevan yhteydessä hankkeen kahden ensimmäisen vuoden aikana saatuihin suojelutuloksiin (taulukko 1).

Yhteydenpito metsänomistajiin lisääntyi hankkeen kuluessa. Samalla metsäorganisaatioiden voimavarojen hyödyntäminen lisääntyi laajalti. Haastatteluissa korostettiin metsänhoitoyhdistysten tärkeyttä yhteyden luojana ja yhteydenpitäjänä metsänomistajan ja hankkeen välillä. Hankkeen kuluessa arvioitiin tapahtuneen metsänhoitoyhdistysten integroitumista verkostoon, vaikka toisaalta juuri tässä yhteistyössä nähtiin vielä kehittämisen varaa.

Verkostojen toteuttajatahot arvioivat hankkeiden toimenpiteiden säännöllisyyttä hankkeiden eri vuosina. Säännöllisesti tehtäviin toimenpiteisiin liittyvän osaamisen voidaan tulkita kehittyväksi hankkeessa kokemuksen kautta. Satunnaisesti tehtävät toimenpiteet antavat myös kokemusperäistä tuntumaa, mutta eivät anna toteuttajille mahdollisuutta vertailla eri tapauksia ja kehittää kyseistä toimintatapaa.

Kaikkein säännöllisimmäksi toiminnaksi hankkeissa muodostui tiedottaminen. Tiedottamisen arvioitiin kuuluvan hankkeiden toimintaan yhtäläillä vuonna 2006 kuin hankkeen alussakin. Myös haastatteluissa korostettiin tiedotuksen ja hankkeen tunnetuksi tekemisen jatkuvaa tärkeyttä. Hankkeen alkuvaiheessa oltiin tiedotuksen lisäksi tehty erityisesti verkoston käynnistämiseen ja hankkeen puitteiden luomiseen liittyviä toimia: metsäammattilaisten koulutusta, kohteiden kartoitusta sekä luonnon monimuotoisuuden arviointiin ja toimintatapoihin liittyvää ohjeistamista. Vuonna 2005 hankkeissa oltiin alettu myös säännöllisesti kouluttaa metsänomistajia ja käydä heidän kanssaan neuvotteluja kohteista.

Verkostojen käyttämää aikaa eri toimenpiteisiin tarkasteltiin suojelutuloksia vasten. Taulukossa 1 on listattu ne toimenpiteet, joilla oli yhteys (positiivinen tai negatiivinen) kaikkiin eri keinoihin pohjautuneiden suojelusopimusten yhteenlaskettuun lukumäärään. Tiedonvälityksen merkitys kävi selkeästi ilmi tästä tarkastelusta. Tiedotuksella sekä metsänomistajien ja ammattilaisten koulutuksella oli positiivinen yhteys suojelutuloksiin. Kehitysluonteisilla toimenpiteillä sen sijaan oli kielteinen yhteys saatuihin kohdemääriin. Koska tarkastellut suojelutulokset ovat hankkeen kahdelta ensimmäiseltä vuodelta, voidaan tulosten pohjalta sanoa, että informatiivisin toimenpitein saadaan aikaan nopeaa suojelua. Tulosten pohjalta ei voi suoraan todeta kehittämistyön olevan tuottamatonta, mutta siihen keskittymällä ei saada välittömiä tuloksia.

Yhteistoimintaverkosto oli pilottihanke, jonka luonteeseen kuului mahdollisuus kokeilla uusia toimintatapoja. Hankeluonteensa vuoksi verkostojen kehittymisen arviointi pelkästään perinteisillä verkostojen laatua mittaavilla indikaattoreilla<sup>3,1</sup> ei ollut perusteltua, koska ne soveltuvat ensisijaisesti spontaanimminkin muotoutuneiden verkostojen arviointiin. Kuitenkin hankkeiden kuluessa havaittiin onnistuneilta verkostoilta odotettavaa kehitystä. Verkostoissa kehittyi osaamista, joka pohjautui niin tiedon siirtymiseen taholta toiselle,

Taulukko 1. Suojelusopimusten lukumäärä ja siihen yhteydessä olleet toimenpiteet (panostettu työaika ja toimenpiteiden säännöllisyys) sekä muutokset hankkeiden hyödyntämissä ulkopuolisissa tietolähteissä.

Suojelusopimukset 2005 lopussa	Suhteutettu työaikapanos, htk/roteuttajataho				Säännöllisyys, 0=ei koskaan, 1=sätunnaisesti, 2=säännöllisesti				Tiedon hyödyntäminen		
	Metsänomistajien koulutus	Tiedotus	Ammatti-laisten koulutus	Biod.-ohjeistaminen	Tiedotus	Ammatti-laisten koulutus	Metsänomistajien koulutus	Toimintatapojen ohjeistaminen		Muutos hyödynnettyissä tietolähteissä, %	
Hämmeen Metso	20	6,72	2,72	10,96	1,28	1,67	1,75	0,83	0,43	0,78	10
Merestä-Metsäksi	17	2,43	5	3,3	1,5	1,26	1	0,73	0,44	0,58	11
Lohjan seudun MetsäVasu	10	2,3	1,7	4,7	3,45	1,42	1,25	1,08	0,83	0,75	5
Keski-Karjalan lehtoverkosto	4	1	1,3	2,75	1,4	1	1	1,31	0,75	1,92	3
Yhteyden suunta		+	+	+	-	+	+	-	-	-	+

kuin verkoston mahdollisuuteen yhdistää kunkin organisaation käsillä olevaa tietoa ja asiantuntemusta<sup>4</sup>. Tällaista yhdistettyä tietoa, joka karttuu verkostoissa, voidaan pitää sosiaalisena pääomana. Yhteistyö ja yhteisymmärrys toteuttajatahojen välillä syveni säännöllisen vuorovaikutuksen seurauksena. Luottamus verkoston toimintaa kohtaan lisääntyi, ja eri tahojen välinen luottamus ylsi kattamaan myös kohderyhmän edustajia, so. metsänomistajia. Verkostot laajensivat kommunikointia tavoittamaan uusia paikallisia tahoja ja uskoivat toiminnan jatkuvan ja olevan kehitettävissä myös tulevaisuudessa<sup>4</sup>.

Verkostohankkeet ovat palvelleet metsäluonnon monimuotoisuuden turvaamista kehittämällä koko toimenpidekirjon soveltamista ja edistämällä organisaatioiden yhdessä oppimista. Verkostohankkeet ovat kuitenkin muodostuneet tietyssä määrin hankeorganisaatioiksi, joiden ei voida edellyttää edelleen spontaanisti verkostoituvan, koska allokoitut hankeresurssit ovat rajalliset, ja ne tulkitaan kompensaatioksi kunkin organisaation panostuksesta verkostoon. METSO-ohjelman keinojen monipuolinen soveltaminen ja hankeorganisaatio eivät välttämättä ole riippuvaisia toisistaan, vaan verkostoitumista kommunikoinnin muodossa voidaan edistää ja tukea hankkeen kuin hankkeen yhteydessä, ja toisaalta hanketta voi toteuttaa yhden organisaation vetämänä yhtälailla kuin lattean verkosto-organisaation puitteissa.

## KIRJALLISUUS

- <sup>1</sup> Gajda, R. 2004. Utilizing Collaboration Theory to Evaluate Strategic Alliances. *American Journal of Evaluation*, Vol. 25, No. 1, 65–77.
- <sup>2</sup> Wolf, S. & Primmer, E. Between incentives and action: an assessment of biodiversity conservation competencies for multifunctional forest management in Finland. Käsikirjoitus hyväksytty julkaistavaksi sarjassa *Society & Natural Resources*.
- <sup>3</sup> Kraatz, M.S. 1998. Learning by Association? Interorganizational Networks and Adaptation to Environmental Change. *The Academy of Management Journal*, Vol. 41, No. 6, 621–643.
- <sup>4</sup> Podolny, J.M. & Page, K.L. 1998. Network Forms of Organization. *Annual Review of Sociology*, Vol. 24, 57–76.

# MONIMUOTOISUUDEN EDISTÄMINEN METSIEN SPATIAALISEEN RAKENTEeseen VAIKUTTAMALLA

Timo Pukkala\* ja Mikko Kurttila<sup>a</sup>

Metsäsuunnittelun tehtävä on tuottaa vaikutuksiltaan pitkälle tulevaisuuteen ulottuvaa päätöstukea talousmetsien tulevista käsittelyistä. Jotta annettu päätöstuki olisi myös ekologisesti hyvää, toimenpiteiden vaikutus metsien monimuotoisuuteen olisi kyettävä arvioimaan suunnitelmavaihtoehtoja vertailtaessa. Talousmetsien metsäsuunnittelussa pyritään kustannustehokkuuteen ja nopeaan suunnitelmien tuottamiseen. Tämän vuoksi esim. ekologisten asiantuntijoiden runsas käyttö suunnitelmien arvioinnissa on usein liian työlästä ja kallista. Suunnittelujärjestelmiä tulisikin kehittää niin, että ne tuottavat automaattisesti tai pienellä lisävaivalla tietoa suunnitelmien vaikutuksesta monimuotoisuuteen. Nykyisessä metsäsuunnittelussa monimuotoisuutta suojellaan lähinnä niin, että ns. avainbiotoopeja ja alueella harvinaisia elinympäristöjä käsitellään varovasti tai ei lainkaan. Käytännössä suunnitelmassa esitetyt toimenpiteet monimuotoisuuden suojeluksi eivät siten perustu systemaattiseen analyysiin vaihtoehtojen hyvydestä. Rutiinis suunnittelussa ei myöskään juuri kiinnitetä huomiota siihen, kuinka suunnitelmien toteutus vaikuttaa pitkällä aikavälillä metsämaiseman rakenteeseen ja koostumukseen.

Metsäsuunnittelun tutkimus on jo pitkään kehittynyt menetelmiä, joilla metsiköiden ja metsämaiseman ekologista laatua voidaan kuvata numeerisesti metsäsuunnittelussa normaalisti käytettävissä olevien puusto- ja kuviotietojen avulla. Numeerinen kuvaus mahdollistaa monimuotoisuuden sisällyttämisen metsäsuunnittelun yhteydessä tehtäviin optimointilaskelmiin. Tutkittavina ovat olleet mm. erilaiset diversiteetti-indeksit, jotka mittaavat, kuinka paljon metsikössä tai metsäalueella on erilaisia kriittisiä rakennelementtejä, esimerkiksi puulajeja, lahoppuositteita, latvuserroksia tai ikäluokkia.

Viimeaikoina huomio on osittain siirtynyt lajikohtaisiin habitaatti-indekseihin. Niiden käyttö suunnittelussa on kaksivaiheista. Ensiksi metsiköiden eri käsittelyvaihtoehdoille lasketaan indeksejä, jotka kuvaavat metsikön sopivuutta eri lajien habitaatiksi. Habitaatti-indeksejä on kehitetty jo yli 40 lajille tai lajiryhmälle (*Tikkanen ym. T67*). Koska lahoppuu on kriittinen tekijä monen lajin kannalta, olennainen osa kehitystyötä on ollut metsässä olevan ja sinne syntyvän lahoppudynamiikan simulointi yhdessä elävän puuston kehityksen simuloinnin kanssa. Toisessa vaiheessa, kun haetaan optimaalista käsittely-yhdistelmää koko metsäalueelle, metsiköille lasketuista indekseistä lasketaan habitaatin määrää ja sijoittumista koko metsäalueella kuvaavia tunnuslukuja (maisema-indeksejä). Tunnuslukuja käytetään optimoinnin tavoitemuuttujina, jolloin optimointi pyrkii esim. ryhmittämään habitaattilaikkuja laajemmiksi kokonaisuuksiksi<sup>1</sup>. Optimointiin voidaan periaatteessa ottaa mukaan kuinka monta lajia tai tunnuslukua hyvänsä.

Monimuotoisuuden mittauksen ohella tutkimuksessa on vertailtu ja kehitetty heuristisia

\* Joensuun yliopisto, PL 111, 80101 Joensuu, sähköposti: timo.pukkala@joensuu.fi

<sup>a</sup> Metsäntutkimuslaitos

optimointimenetelmiä, jotka sopivat nimenomaan spatiaalisiin ja monitavoitteisiin maisematason optimointiongelmiin<sup>2</sup>. Spatiaalisesta ongelmasta on kyse silloin, kun hakkuiden tai habitaattilaikkujen keskinäisellä ja suhteellisella sijainnilla on merkitystä<sup>3</sup>.

## **Esimerkki**

Kuvassa 1 on esimerkkejä spatiaalisen optimoinnin käytöstä maiseman rakenteen muokkauksessa. Kyseessä on kuvitteellinen metsäalue, joka koostuu 900 yhden hehtaarin kuviosta. Kuvioiden metsikkötiedot ovat todellisten metsikköjen tietoja. Alueelle on laadittu neljä suunnitelmaa 20 vuodeksi, joissa kaikissa maksimoidaan maan tuottoarvoa ja hakataan 150 000 m<sup>3</sup>. Kolmantena tavoitteena on tuottaa vanhan metsän habitaatteja suunnittelukauden loppuun v. 2026 mennessä. Jokaisen kuvion jokaiselle käsittelyvaihtoehdolle on laskettu vanhuusindeksi, joka riippuu puulajista, metsikön iästä ja tilavuudesta. Vanhuusindekseistä laskettuja maisematason spatiaalisia tunnuslukuja on käytetty optimoinnin tavoitemuuttujana haettaessa kaikki tavoitteet mahdollisimman hyvin toteuttavaa käsittelyvaihtoehtojen yhdistelmää koko suunnittelualueelle. Esimerkki osoittaa, että erilaiset maisema-indeksit tuottavat hyvin erilaisia maisemia vanhan metsän sijoittumisen suhteen, ts. maiseman rakenteeseen voidaan vaikuttaa voimakkaasti maisema-indeksien ja spatiaalisen optimoinnin avulla. Näiden vaikutusten aiheuttamat tulonmenetykset riippuvat mm. tavoitteiden ehdottomuudesta, hakkuiden määrästä, suunnittelujakson pituudesta sekä suunnittelualueen metsien rakenteesta. Esimerkin mukaisten spatiaalisten suunnitelmien tuottaminen kesti normaalilla mikrotietokoneella noin minuutin. Spatiaaliset ongelmat on siis mahdollista ratkaista nykyisellä tietotekniikalla varsin nopeasti.

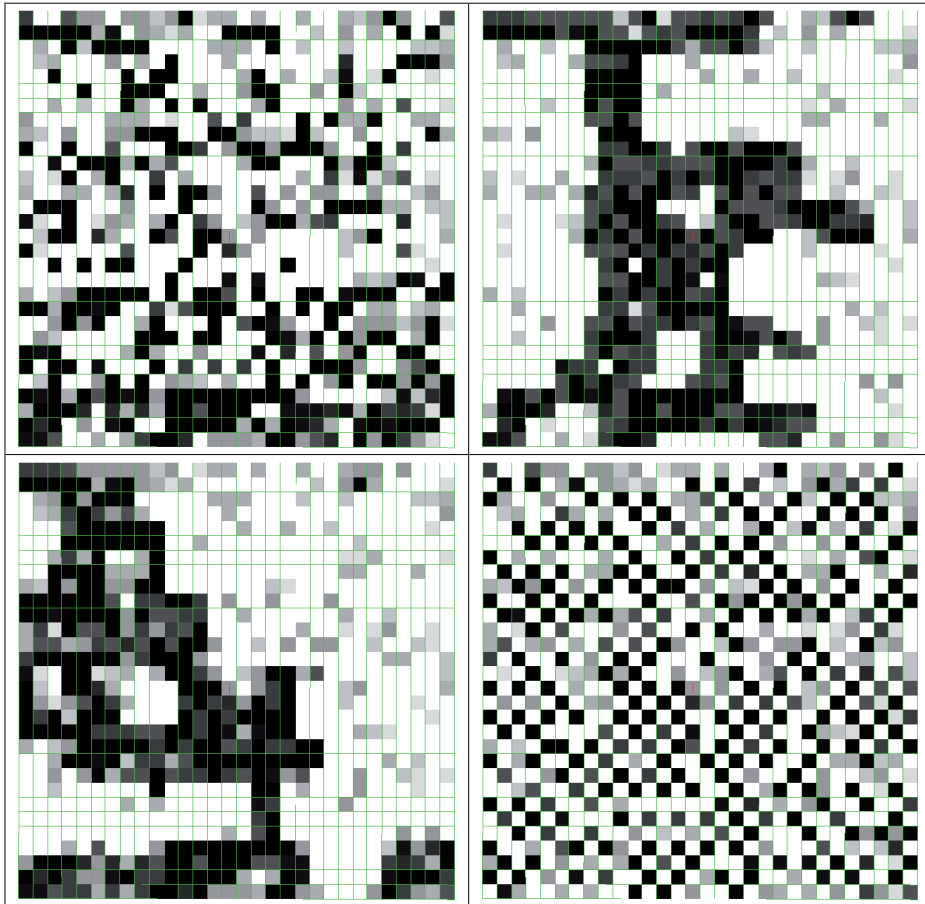
## **Päätelmä**

Spatiaalisella optimoinnilla voidaan vaikuttaa voimakkaasti ja monipuolisesti metsämaiseman rakenteeseen. Kehitetyt keinot sopivat myös yksityismetsien aluesuunnitteluun, eli tilanteisiin, joissa on useita metsänomistajia, joilla on yksilölliset taloudelliset tavoitteet ja vaihteleva valmius suojella monimuotoisuutta<sup>4</sup> (*Pykäläinen ym. T56*). Tällöin optimointiongelma voidaan muotoilla niin, että monimuotoisuuden suojele ottaa huomioon metsänomistajien vaihtelevat tavoitteet, jolloin monimuotoisuuden kannalta arvokkaat kohteet jakautuvat siten, että metsänomistajien tappiot minimoituvat.

Numeerisesti voidaan ratkaista paljon monimutkaisempia suunnitteluongelmia kuin mihin asiantuntijat kykenevät. Jos alueella on vaikkapa vain 100 metsikköä ja jokaisella 3 käsittelyvaihtoehtoa, niitä yhdistelemällä saadaan 3<sup>100</sup> vaihtoehtoista suunnitelmaa, mistä tulee 1 030 760 000 000 000 000 000 000 000 000 000 miljoonaa yhdistelmää jokaista suomalaista kohti. Suunnittelun tavoitteena on löytää näistä yhdistelmistä paras, mikä on vaikeaa ilman tehokkaita numeerisia menetelmiä.

Edellytys sille, että numeerisella optimoinnilla tuotetut suunnitelmat ovat aidosti hyviä ja tehokkaita, on oikea tieto siitä, mistä lajien viihtyminen metsässä riippuu. Tämä tietämys on edellytys myös asiantuntijavetoisen suunnittelun onnistumiselle. Numeerisessa suunnittelussa edellytetään lisäksi, että tieto kyetään ilmaisemaan laskentakaavoina ja numeerisina tunnuslukuina. Ekologista asiantuntemusta tarvitaankin erityisesti tuotettaessa suunnittelulaskelmissa hyödynnettävissä olevia ekologisia vaikutusmalleja (*Leskinen ym. T30*).





Kuva 1. Vanhan metsän sijoittuminen 900 hehtaarin metsäalueella suunnittelukauden lopussa neljässä suunnitelmassa, joissa kaikissa hakataan yhtä paljon (150 000 m<sup>3</sup>). Vasemmalla ylhäällä tavoitteena on ollut hyvä vanhuusindeksin keskiarvo, oikealla ylhäällä sellaisen kuvionrajan määrän maksimointi, joka yhdistää kaksi vanhuusindeksiltään hyvää kuviota (indeksi > 0.5), vasemmalla alhaalla on pyritty hyvään keskiarvoon ja vähittäiseen muutokseen, ja oikealla alhaalla mahdollisimman suureen vanhuusindeksin muutokseen kuvionrajalla.

## KIRJALLISUUS

- <sup>1</sup> Kurttila, M., Pukkala, T. & Loikkanen, J. 2002. The performance of alternative spatial objective types in forest planning calculations: a case for flying squirrel and moose. *Forest Ecology and Management* 166: 245–260.
- <sup>2</sup> Pukkala, T. & Kurttila, M. 2005. Examining the performance of six heuristic optimisation techniques in different forest planning problems. *Silva Fennica* 39(1): 67–80.
- <sup>3</sup> Kurttila, M. & Jokimäki, J. 2002. Aluetason spatiaaliset tavoitteet metsäsuunnittelussa. *Metsätieteen aikakauskirja* 2/2002: 115–129.
- <sup>4</sup> Kurttila M. & Pukkala T. 2003. Combining holding-level economic goals with spatial landscape-level goals in the planning of multiple ownership forestry. *Landscape Ecology* 18: 529–521.

## PÄÄTÖSANALYYTTISIA HUOMIOITA LUONNONARVOKAUPASTA

Antti Punkka\* ja Ahti Salo<sup>a</sup>

Tutkimuksessa kartoitetaan päätösanalyttisten menetelmien hyödyntämismahdollisuuksia vapaaehtoisesti suojeluun tarjottujen metsäkohteiden valinnassa. Lisäksi arvioidaan luonnonarvokauppaa kokeilevien hankkeiden kustannustehokkuutta.

Luonnonarvokaupassa pyritään toimintaan, jossa metsänomistajat tarjoavat kohteitaan määräaikaiseen suojeluun esittämällään hinnalla. Perusteeksi kohteiden arviointiin on laadittu luonnonsuojelubiologiset kriteerit, METSO-kriteeristö<sup>1</sup>. Kriteeristön ja hintapyyntöjen puitteissa tehdyt suojelupäätökset luovat osaltaan markkinoita luontoarvoille. Luonnonarvokauppaa kokeilevissa hankkeissa (Satakunta, Lohjan seudun MetsäVasu, Keski-Karjalan lehtoverkosto, Hämeen metso, Merestä metsäksi) lähtökohtana on ollut vaihtoehtoisten toimintatapojen kokeileminen luonnonarvokaupassa.

Periaatteellisella tasolla tarkasteltuna luonnonarvokaupassa on kyseessä monikriteerinen resurssienallokointitehtävä: mitkä kohteet tulisi valita annetun budjetin puitteissa, jotta kohdeverkoston monikriteerinen suojeluarvo maksimoituu? Kokeiluhankkeista saatujen alustavien kokemusten valossa haasteena tässä tehtävässä ovat

1. kriteeristöä ja kriteerien tärkeyttä koskevat näkemyserot,
2. ehdolla olevista kohteista kerättävän aineiston tarkkuus ja käyttö mallinnuksessa,
3. synergioiden mallintaminen (mm. kohteiden sijainti toisiinsa ja muihin suojelukohteisiin nähden),
4. verkostotason reunaehdot (esim. eri elinympäristötyyppien suojeleminen),
5. eräissä kokeiluhankkeissa omaksuttu käytäntö, jossa rahoituspäätöksiä on tehty yksitellen sitä mukaa kun metsänomistajat ovat tehneet esityksiään,
6. realististen hintapyyntöjen vähyyys, metsänomistajien tueksi annetut hintapyyntöehdotukset ja näihin sisältyvä kompensatio hakkuutulon menetyksestä.

Seuraavassa tarkastelemme näistä lyhyesti kohtia 2,5 ja 6.

Realististen hintapyyntöjen vähyydestä johtuen kolme kokeiluhanketta on kehittänyt oman mallinsa hintapyyntöehdotuksen muodostamiseen. Näitä malleja on rahoituspäätöksissä myös pitkälti noudatettu. Malleissa luontoarvot on muutettu suoraan rahamääräisiksi, mutta luontoarvojen väliset kompensatioerot antavat samalla tulkinnan kriteerien keskinäiselle tärkeydelle ja mahdollistavat näin mallien käytön kohteiden luontoarvojen arvioinnissa. Mallit ovat pääsääntöisesti additiivisia siten, että kokonaisarvo muodostuu kriteerikohtaisten arvojen summana.

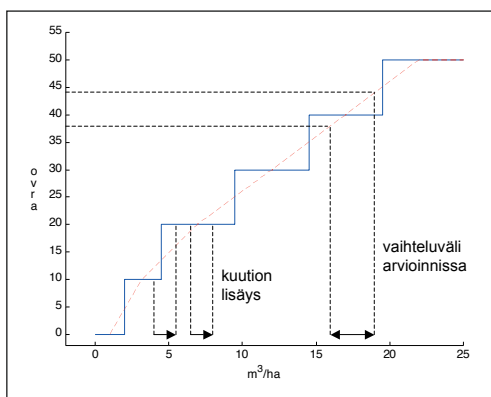
Malleista on pyritty tekemään helposti ymmärrettäviä yksinkertaistamalla niissä käytettävä aineisto siten, että mittauksista, arvioista tai havainnoista muodostettu kvantitatiivinen aineisto on jaettu luokkiin, joiden sisällä arvo on vakio (ks. kuva 1). Tämä

\* Teknillinen korkeakoulu, Systeemianalyysin laboratorio, PL 1100, 02015 TKK, sähköposti: antti.punkka@tkk.fi

<sup>a</sup> Teknillinen korkeakoulu

tekee malleista herkkiä yksittäisten mittauksien ja kokonaisarvon suhteen. Esimerkiksi MetsäVasun mallissa arviointi perustuu täyttyvien METSO-kriteerien lukumäärään, jolloin kriteerin täytyminen voi Lohjan seudulle normaalipuustoisella alueella olla joko 0 tai 45 €/ha/v arvoinen riippuen siitä, onko täyttyvä kriteeri järjestyksessään parillinen vai pariton. Toisaalta Satakunnan mallissa aineisto on pääosin kvantitatiivista, mutta esimerkiksi maapuun lisääntyminen yhdellä kuutiolla hehtaaria kohden on 10 vuoden sopimusajalla arvoltaan joko 0 tai 100 €/ha riippuen siitä, miten tämä lisäys sijoittuu epäjatkuvuuskohtiin<sup>2</sup> (ks. kuva 1).

Aineiston luokittelun sijasta vaihtoehtoisena tapana voitaisiin käyttää jatkuvia arvofunktiota, joissa kohteiden kriteerikohtaisia ominaisuuksia voidaan arvioida esimerkiksi vaihteluvälien avulla<sup>3</sup> (ks. kuva 1). Tämä ottaa arviointeihin liittyvät epätarkkuudet huomioon siten, että kohteet tulevat tasapuolisesti kohdelluiksi. Jos mallia käytetään hinnoitteluun, epätarkkuudet näkyvät myös kompensaatiossa ja vaihteluväliltä tulee valita yksi piste kaikille kohteille yhtenäisellä käytännöllä. Jos malleja käytetään kohteiden arviointiin, vaihteluvälejä voidaan soveltaa sellaisinaankin (ks. esim. <sup>3,4,5,6</sup>).

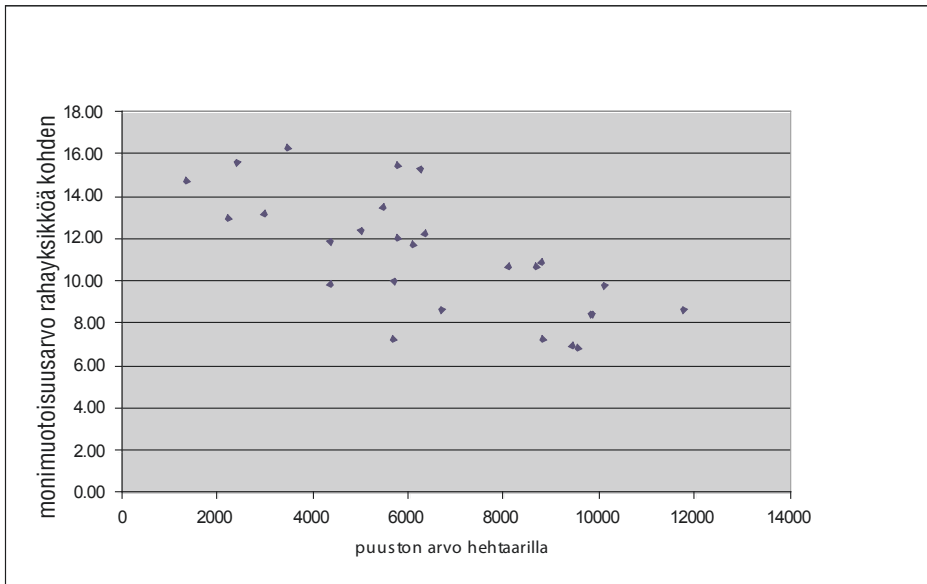


Kuva 1. Satakunnan mallin maapuun epäjatkuva arvofunktio ja eräs paloittain lineaarinen approksimaatio (katkoviiva). Epäjatkuvassa arvofunktiossa kuution lisäys on 0 tai 10 €/ha/v arvoinen riippuen siitä, ylittyykö epäjatkuvuuskohta. Jatkuvalla arvofunktiolla mittaus- tai arviointivaihteluvälit näkyvät vaihteluväleinä kohteen arvossa.

Hinnoittelumalleissa kompensatio muodostuu sekä puuston arvosta että METSO-kriteerien mukaisista monimuotoisuusarvoista. Tämä menettely ei kannusta vähäpuustoisten alueiden suojeluun (ks. myös <sup>7</sup>) ja halutun kaltaisia alueita saattaa jäädä suojelun ulkopuolelle palkkion pienuuden vuoksi. Lisäksi markkinat *luontoarvoille* jäävät tällöin tosiasiallisesti syntymättä.

Runsalahopuustoisten kohteiden monimuotoisuusarvoa voidaan tarkastella esimerkiksi Satakunnan hinnoittelumallin<sup>2</sup> METSO-kriteerien valossa. Karkea arvio monimuotoisuus-kustannus -suhteelle voidaan laskea jakamalla monimuotoisuusarvo hinnalla, josta on vähennetty käsittelystä maksettu lisäkompensatio. Puustosta saadun kompensatian merkitystä kuvastaa se, että jos esimerkiksi vuonna 2003 valitut lahopuustoiset kuviot (27 kpl) oltaisiin voitu hankkia samalla monimuotoisuus-kustannus- suhdetasolla kuin viisi

vähäpuustoisinta kuviota (127–170 m<sup>3</sup>/ha), tarvittava kokonaisbudjetti olisi ollut peräti 39 % (noin 122 000 euroa) pienempi (ks. kuva 2). Toisaalta Australian BushTender-kokeilun<sup>8</sup> huutokauppamekanismin todettiin tuottavan merkittäviä kustannussäästöjä kiinteään hinnoitteluun verrattuna.



Kuva 2. Satakunnassa vuonna 2003 valittujen lahoppuustoisten kuvioiden puuston arvo (€/ha) ja monimuotoisuusarvo-kustannus -suhde. Monimuotoisuusarvo on saatu laskemalla Satakunnan mallissa esiintyvien METSO-kriteerien aiheuttamat kompensatit yhteen.

Joissakin kokeiluhankkeissa kohteiden rahoituspäätökset on tehty yksitellen pian tarjousten saapumisen jälkeen, mikä on lyhentänyt käsittelyviiveitä. Luonnonarvokaupan suosiosta johtuen vuodelle 2006 varattu rahoitus onkin osassa hankkeista jo käytetty vuonna 2005 ennen kuin vuoden 2006 tarjonta on tiedossa. Rahoituspäätöksen tekeminen kohde kerrallaan ei kuitenkaan välttämättä takaa kustannustehokasta ja monimuotoista verkostoa. Toisaalta kaikkien kohteiden yhtäaikainen määräajoin tehtävä valinta mahdollistaa verkostotason analyysin, joka

1. helpottaa kohteiden vertailua ja tavoitteiden mukaisen verkoston valitsemista, kun kohteita on paljon,
2. varmistaa rahoituspäätösten perusteltavuuden ja tasapuolisuuden, koska kaikki kohteet arvioidaan saman tietotason ja budjetin puitteissa.

Viimeaikoina kehitetyt päätösanalyttiset menetelmät tarjoavat keinoja kohteiden ominaisuuksia ja kriteerien tärkeyttä koskevien epävarmuuksien mallintamiseksi siten, että nämä epävarmuudet voidaan ottaa samanaikaisesti huomioon kaikkien kohteiden osalta<sup>3,4,6</sup>. Vaikkei tällaisen *epätäydellisen informaation* valossa tehty analyysi välttämättä tuotakaan yksikäsitteistä ratkaisua, se voi tuottaa kiistattomia päätösuosituksia joidenkin kohteiden valinnan osalta. Tällöin myös lisäinformaation hankintapyrkimykset voidaan suunnata paremmin.

# KIRJALLISUUS

- <sup>1</sup> Etelä-Suomen metsien monimuotoisuusohjelman luonnonsuojelubiologiset kriteerit. 2003. Ympäristöministeriö, Suomen ympäristö 634.
- <sup>2</sup> Gustafsson, L. & Nummi T. 2004. Luonnonarvokauppa vuonna 2003. Lounais-Suomen metsäkeskus. [Verkkójulkaisu] Saatavissa: <http://www.kase.fi/metsakeskukset/lounais/palvelut/luonnonarvokauppa/>. [Viitattu 2006].
- <sup>3</sup> Salo, A. & Hämäläinen, R. P. 1992. Preference Assessment by Imprecise Ratio Statements. *Operations Research* 40/6, s. 1053–1061.
- <sup>4</sup> Liesiö, J., Mild, P. & Salo, A. 2006. Preference Programming for Robust Portfolio Modeling and Project Selection. *European Journal of Operational Research* (painossa). Saatavissa: <http://www.sciencedirect.com/>
- <sup>5</sup> Mustajoki, J., Hämäläinen, R. P. & Lindstedt, M. R. K. 2006. Using Intervals for Global Sensitivity and Worst Case Analyses in Multiattribute Value Trees. *European Journal of Operational Research* 174/1, 278–292 Saatavissa: <http://www.sal.tkk.fi/Publications/>.
- <sup>6</sup> Salo, A. & Punkka, A. 2005. Rank Inclusion in Criteria Hierarchies. *European Journal of Operational Research* 163/2, s. 338–356.
- <sup>7</sup> Juutinen, A. 2005. Luonnonarvokaupan kustannustehokkuus: kokeiluhanke Lounais-Suomen alueella. *Metsätieteen aikakauskirja* 2/2005, s. 163–174.
- <sup>8</sup> Stoneham, G., Chaudri, V., Ha, A. & Strappazon, L. 2003. Auctions for Conservation Contracts: An Empirical Examination of Victoria's BushTender Trial. *Australian Journal of Agricultural and Resource Economics* 47/4, s. 477–500.

## KANSALLISPUISTOJEN VETOVOIMATEKIJÄT JA KÄVIJÄMÄÄRÄT

Jenni Puustinen<sup>\*</sup>, Marjo Neuvonen<sup>a</sup>, Tuija Sievänen<sup>a</sup> ja Eija Pouta<sup>b</sup>

Suomen kansallispuistoihin tehtiin yli miljoona päiväkäyntiä tai luontomatkaa vuonna 2003<sup>1</sup>. Noin joka viides työikäinen suomalainen käyttää valtionalueita, kuten kansallispuistoja ja erämaa-alueita, luonnossa virkistäytymiseen<sup>2</sup>. Kävijät valitsevat kohdealueensa muun muassa luonnonolosuhteiden, palvelutarjonnan ja alueen saavutettavuuden perusteella. Näin voidaan olettaa, että kävijämäärät vaihtelevat vetovoimatekijöiltään erilaisten puistojen välillä. Suojelualueiden suunnittelun ja hallinnon sekä uusien alueiden perustamiseen liittyvän vaikutusten arvioinnin kannalta on keskeistä tunnistaa kävijämääriin vaikuttavat tekijät. Vetovoimatekijöillä ja siten suojelualueiden virkistys- ja matkailukäytön määrällä on myös aluetaloudellista merkitystä muun muassa tulo- ja työllisyysvaikutusten myötä (ks. esim.<sup>3</sup>).

Tutkimuksen tavoitteena oli tarkastella kansallispuistokäyntien määrää suhteessa puiston ja puiston lähialueen tarjoamiin vetovoimatekijöihin. Tutkimuksessa luokiteltiin Suomen kansallispuistot (35 kpl) niiden luonnonolosuhteiden ja palvelutarjonnan perusteella. Suojelu- ja erämaa-alueita on luokiteltu aiemminkin tarkoituksena tuottaa tietoa alueen hallinnon avuksi, kuten suojeluarvojen ja ympäristön laadun arviointiin tai pääsymaksujen hinnoitteluun<sup>4,5,6</sup>. Sen sijaan kävijämäärien ja alueen ominaisuuksien välinen tarkastelu ei ole ollut tutkimuksessa keskeisellä sijalla.

Tässä tutkimuksessa muodostettiin kansallispuistojen luokkia, joissa puistot ovat valittujen ominaisuuksien suhteen samankaltaisia. Näin voitiin myös vertailla kävijämääriä erityyppisten puistojen välillä. Myös ympäröivällä alueella on merkitystä kävijän kokemukseen ja halukkuuteen tulla alueelle, sillä kansallispuistossa vierailijat käyttävät usein hyväkseen myös ympäröivän alueen palvelutarjontaa, kuten majoitus- ja ravintolapalveluita<sup>7,8</sup>. Näin ollen luokittelussa otettiin huomioon myös kansallispuistoa ympäröivien kuntien tarjoamat matkailupalvelut.

Kansallispuistot luokiteltiin käyttäen luonnonolosuhteiden osalta tietoa puiston pinta-alasta ja alueella esiintyvien luontotyyppien lukumäärästä. Lisäksi hyödynnettiin tietoa siitä, onko alueella merkittäviä maisemakokonaisuuksia ja mikä on kansallispuiston luonnon keskeinen piirre; suo, metsä, vesistö tai tunturi. Luokittelussa kansallispuistojen sisäisistä palveluista keskeisiä olivat merkittyjen reittien, harrastusmahdollisuuksien, rakennusten, tulipaikkojen sekä opastuspalveluiden määrät. Ympäröivien alueiden palveluista luokitteluun käytettiin vuodepaikkojen, ohjelmapalveluyritysten, merkittävien ulkoilureittien, ateriapalveluyritysten ja kulttuurihistoriallisten kohteiden lukumääriä kansallispuistoa ympäröivissä kunnissa.

Luokittelun tulokset on esitetty kootusti taulukossa 1. Sarakkeet kuvaavat puistojen luokittelua luonnonolosuhteiden perusteella, riveillä on puolestaan esitetty puistojen luokittelu palveluiden suhteen. Luonnonolosuhteiden perusteella ensimmäiseen

<sup>\*</sup> Metsäntutkimuslaitos, Unioninkatu 40, 00170 Helsinki, sähköposti: jenni.puustinen@helsinki.fi

<sup>a</sup> Metsäntutkimuslaitos, <sup>b</sup> Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus

ryhmään kuuluvia puistoja kuvaa melko pieni pinta-ala, alueella esiintyvien luontotyyppien vähäisyys sekä suon korostuminen tyyppillisenä luonnonelementtinä. Toisen ryhmän kansallispuistojen luonnonoloja kuvaa metsän keskeinen merkitys. Kolmannessa ryhmässä vesistö on hallitseva ominaisuus ja puiston alueella saattaa olla arvokkaita maisemakokonaisuuksia. Luontotyyppien lukumäärä kasvaa ollen suurin ryhmässä neljä, johon kuuluvat tosin myös pinta-alaltaan suurimmat puistot. Tämän ryhmän kansallispuistoissa on tuntureita ja osassa puistoja lisäksi arvokkaita maisemakokonaisuuksia.

Taulukko 1. Kansallispuistojen luokittelumatriisi ja käyntikerrat.

Puiston sisäiset palvelut	Ympäröivän alueen palvelut	Hallitsevin luontotyyppi			
		Suo	Metsä	Vesistö ja maisema	Tunturi ja maisema
puistojen lukumäärä (keskimääräiset käyntikerrat per vuosi)					
Matala	Matala	2 (13 000)	4 (13 600)		
	Keskitaso	2 (10 000)	2 (6 800)	1 (7 200)	
	Korkea	1 (20 000)			
Keskitaso	Matala		4 (14 300)	1 (6000)	
	Keskitaso		2 (19 500)	5 (37 600)	
	Korkea				
Korkea	Matala				
	Keskitaso		2 (32 000)		1 (95 000)
	Korkea	1 (15 000)	1 (100 000)	3 (104 300)	3 (129 000)

Kansallispuiston sisäisten palvelujen osalta puistot luokiteltiin kolmeen ryhmään matalasta keskitason kautta korkeaan palvelutasoon. Soiden suojelun vuoksi perustetuissa puistoissa näytti olevan tarjolla retkeilijöille keskimääräistä vähemmän palveluita. Keskinertaisesti palveluja oli tarjolla useissa metsä- ja vesistöpainotteisissa kansallispuistoissa. Sen sijaan monissa kansallispuistoissa, jotka sijaitsivat Lapissa tai suurten kaupunkien läheisyydessä oli hyvinkin monipuoliset palvelut retkeilijöille. Näissä puistoissa myös kansallispuistoa ympäröivien alueiden palvelutarjonta oli korkeaa. Vastaavasti ne kansallispuistot, joita ympäröivillä alueilla matkailutoiminta oli kehittymättömämpää, sijaitsivat pääosin eteläisillä maaseutualueilla.

Tutkimuksen kannalta keskeinen kysymys oli puiston käyntimäärän suhde puiston ominaisuuksiin. Yleisesti näytti siltä, että korkeat kävijämäärät ovat yhteydessä runsaaseen palvelutarjontaan sekä puiston rajojen sisäpuolella että ympäröivillä alueilla. Soiden vuoksi suojelluissa kansallispuistoissa ei puistossa olevien palvelujen määrän kasvu lisännyt kävijämääriä samalla tavalla kuin muiden luontotyyppien puistoissa. Tunturien ja arvokkaiden maisemakokonaisuuksien puistoissa oli palvelutason vaihtelu niin pientä, että vertailu ryhmän sisällä ei ollut mahdollista. Tulevaisuuden tutkimuksen kannalta hyödyllistä olisi laajentaa tarkastelua kansallispuistojen lisäksi myös muille suojelualueille entistä kattavamman kokonaiskuvan saamiseksi siitä, kuinka suojelualueiden ominaisuudet ja kävijämäärät kytkeytyvät toisiinsa.

## KIRJALLISUUS

- <sup>1</sup> Metsähallitus 2004. Metsähallituksen kansallispuistojen arvioidut käyntikerrat vuosina 1992–2003. Julkaisematon tiedonanto.
- <sup>2</sup> Pouta, E. & Sievänen, T. 2001. Luonnon virkistyskäytön kysyntätutkimuksen tulokset - Kuinka suomalaiset ulkoilevat? Julkaisussa: Sievänen, T. (toim.). Luonnon virkistyskäyttö 2000. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 802. s. 32–76.
- <sup>3</sup> Huhtala, M. 2006. Pallas-Ounastunturin kansallispuistokävijöiden rahankäyttö ja paikallistaloudelliset vaikutukset. Käsikirjoitus Metsäntutkimuslaitoksen työraportteja -sarjaan.
- <sup>4</sup> Ananda, J. & Herat, G. 2002. Assessment of Wilderness Quality using the Analytic Hierarchy Process. *Tourism Economics* 8(2): 189–206.
- <sup>5</sup> Cocklin, C., Harte, M. & Hay, J. 1990. Resource Assessment for Recreation and Tourism: a New Zealand Example. *Landscape and Urban Planning* 19: 291–202.
- <sup>6</sup> Deng, J., King, B. & Bauer, T. 2002. Evaluating natural attractions for tourism. *Annals of Tourism Research* 29(2): 422–438.
- <sup>7</sup> Eagles, P.F.J. & McCool, S.F. 2002. *Tourism in National Parks and Protected Areas: Planning and Management*. CABI Publishing, New York. 320 s.
- <sup>8</sup> Machlis, G.E. & Field D.R. (toim.) 2000. *National Parks and Rural Development: Practice and Policy in the United States*. Island Press, Washington. 323 s.



# METSÄLAIN ERITYISEN TÄRKEIDEN ELINYMPÄRISTÖJEN MERKITYS METSÄKASVEILLE JA JÄKÄLILLE

Juha Pykälä<sup>\*</sup>, Risto Heikkinen<sup>a</sup> ja Heikki Toivonen<sup>a</sup>

Metsälain erityisen tärkeät elinympäristöt ("metsälakikohteet") ja muut avainbiotoopit tarjoavat uuden keinon Etelä-Suomen metsäluonnon monimuotoisuuden säilyttämisessä, mutta niiden teho tunnetaan vielä puutteellisesti. Tässä hankkeessa tutkittiin yhteistyössä Häme-Uusimaan, Pirkanmaan ja Rannikon metsäkeskusten kanssa metsälakikohteiden merkitystä uhanalaisten ja indikaattorijäkälien sekä vaatelioiden lehtokasvien suojelussa. Hankkeessa selvitettiin uhanalaisten ja vaatelioiden lajien esiintymistä metsälakikohteissa, vaatelioille lajeille tärkeitä elinympäristön piirteitä ja lajien populaatiokokoa. Populaatiokoon ja ympäristön tilan perusteella arvioitiin vaatelioiden metsälajien säilymistä metsälakikohteissa.

## Aineisto ja menetelmät

Vaatelioiden lehtokasvien (79 lajia) esiintymistä tutkittiin metsälain mukaisissa puronvarsissa ja lehdoissa. Puiden rungoilla kasvavien vaatelioiden epifyyttijäkälien (indikaattorijäkälät mukaan lukien uhanalaiset ja silmälläpidettävät lajit; 121 lajia) esiintymistä selvitettiin myös metsälain mukaisilla jyrkänneillä. Putkilokasviaineisto kerättiin 179 metsälakikohteelta ja jäkäläaineisto 233 kohteelta.

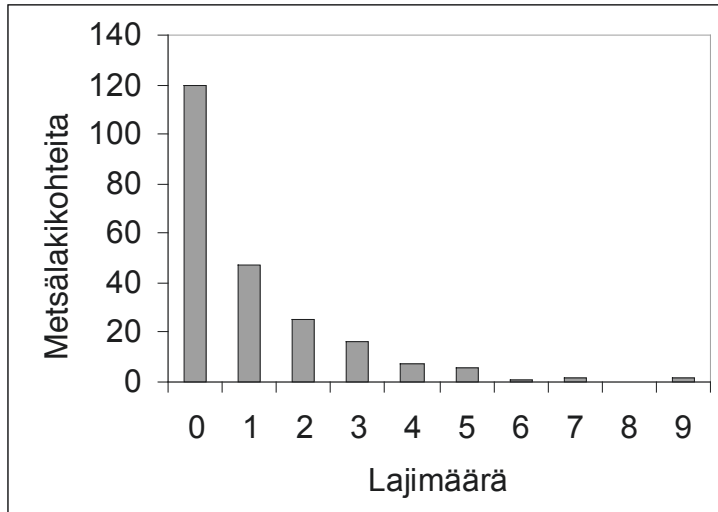
Aiempien selvitysten<sup>1,2</sup> ansiosta uhanalaisten putkilokasvien, sammalien ja jäkälien esiintyminen tunnetaan Lohjalla hyvin. Tässä hankkeessa selvitettiin metsälakikohteiden kattavuutta näiden uhanalaisten jäkälien, sammalien ja putkilokasvien esiintymien suhteen. Lisäksi aiempien tutkimustietojen perusteella arvioitiin sitä, kuinka moni metsälain kriteerit ilmeisesti täyttävistä kohteista oli rajattu metsälakikohteiksi.

## Tulokset

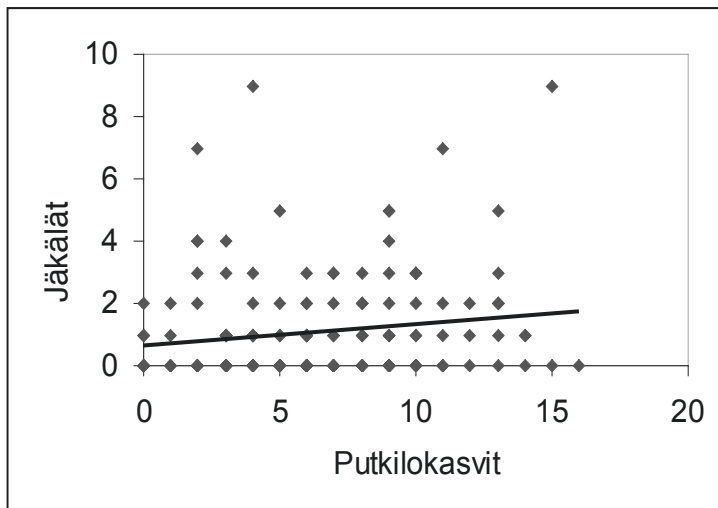
Uhanalaisia lajeja tavattiin vain pienellä osaa lakikohteista, putkilokasveja vain kahdella kohteella (1,1 % inventoiduista kohteista). Lakikohteiden merkitys vaatelioita lehtokasvistoon suhteen vaihteli voimakkaasti. Edustavimmilta kohteilta löydettiin 16 vaateliasta lehtokasvia, keskiarvon ollessa 6,2 lajia per kohde. Kahdellatoista kohteella ei tavattu lainkaan vaatelioita putkilokasveja. Tutkituista puro-, lehto- ja jyrkännekohteista löydettiin indikaattorijäkälää 48,5 % (kuva 1) ja uhanalaisia jäkälää 8,4 % kohteista. Vaatelioiden putkilokasvien ja indikaattorijäkälien lajimäärien välillä oli tutkimuskohteilla (n=178) heikko positiivinen korrelaatio ( $r_s=0,149$ ,  $p=0,047$ ). Korrelaatio-suhteessa oli runsaasti hajontaa ja siksi toisen lajiryhmän kannalta merkittävä kohde saattoi olla vähämerkityksellinen toisen lajiryhmän kannalta; esimerkiksi 16 vaatelioita lehtokasvilajin luonnehtimalla kohteella ei tavattu lainkaan indikaattorijäkälää (kuva 2).

<sup>\*</sup> Suomen ympäristökeskus, PL 140, 00251 Helsinki, sähköposti: juha.pykala@ymparisto.fi

<sup>a</sup> Suomen ympäristökeskus



Kuva 1. Indikaattorijäkälien lajimäärä metsälakikohteilla (puronvarret, jyrkänteet, lehdot).



Kuva 2. Vaateliaiden lehtokasvien ja indikaattorijäkälien lajimäärien välinen suhde metsälakikohteilla (n=178).

Jäkäläesiintymät olivat yleensä hyvin pieniä: 53 % esiintymistä rajoittui vain yhteen puuhun. Indikaattorijäkälien määrä oli jyrkänteillä keskimäärin hieman suurempi kuin puronvarsilla ja lehdossa. Tärkeimmät kasvupuut olivat kuusi (etenkin puronvarsilla), haapa ja pihlaja.

Lohjalla tarkastelussa oli 269 suojelualueiden ulkopuolella sijaitsevaa uhanalaisten lajien esiintymää, jotka painottuivat jyrkänteille, lehtoihin ja kallioille. Esiintymistä 211 (78 %) oli metsälaiissa mainituissa luontotyypeissä, joista 74 esiintymää (28 %) metsälain

kriteerit täyttävillä paikoilla. Näistä metsälain kriteerit täyttävistä uhanalaisten lajien esiintymäpaikoista metsälakikohteiksi oli rajattu tutkimusaineiston perusteella vain 3 esiintymää (4 %).

Yleisemmin tarkasteltuna Lohjalla metsälain kriteerit täyttävistä kohteista alle 10 % oli rajattu metsälakikohteiksi. Metsälain erityisen tärkeiden elinympäristöjen kartoituksen (METE-kartoitus) kattavuus oli useimmissa metsälakityypeissä (lehdot, puronvarret, jyrkänteet, rehevät korvet, kalliot, lähteet, lettosuot, rantaluhdat) alle 10 %. Ainoastaan vähäpuustoisten soiden kattavuus oli suurempi.

## Johtopäätökset

Tutkittujen metsälakikohteiden kasvi- ja jäkälälajiston merkitys vaihteli suuresti eli joukossa on sekä merkittäviä että lajistoltaan varsin vaatimattomia kohteita<sup>3</sup>. Tämä vaihtelu voi johtua siitä, että pienialaisuutta on korostettu metsälakikohteiden rajauksissa luontoarvojen kustannuksella. Isokokoisempia (noin 1-5 hehtaarin kokoisia) eliölajistoltaan arvokkaita kohteita on usein rajattu metsälakikohteiksi vain pieneltä osin tai ei lainkaan. Usealla kohteella havaittiinkin vaatelioiden lajien esiintymiä itse metsälakikohteiden vieressä. Luonnon monimuotoisuuden säilyttämisen kannalta metsälakikohteiden pienialaisuus-käsitteen tulkinnalla näyttää siten olevan keskeinen merkitys.

Tulosten mukaan METE-kartoituksen kattavuus ja edustavuus on ainakin eräillä alueilla varsin alhainen. Tämä on voinut osaltaan vaikuttaa siihen, että Lohjan metsälakikohteilta ja avainbiotoopeilta on viimeisen kymmenen vuoden aikana hävinnyt noin puolet niillä aiemmin havaituista harvinaisten epifyyttijäkälien esiintymistä<sup>1</sup>.

Metsälakikohteilla on suurempi merkitys uhanalaisille jäkälille ja sammalille kuin putkilokasveille. Pääosa lakikohteilla tavatuista uhanalaisista lajeista elää joko vanhoilla pystypuilla tai maapuilla ja esiintymät ovat yleensä hyvin pieniä. Siksi lakikohteilla tehtävät varovaisetkin hakkuut tai yksittäisten vanhojen puiden poistot saattavat vaarantaa uhanalaisten lajien esiintymät. Metsälakikohteiden hyvin pieni koko tekee ne myös alttiiksi reunavaikutukselle. Lähiympäristön hakkuut heikentävät siten useimpien metsälakikohteiden ominaispiirteitä, etenkin suojaisaan pienilmastoon sopeutuneiden lajien elinoloja.

## KIRJALLISUUS

<sup>1</sup> Pykälä, J. 2004. Effects of new forestry practices on rare epiphytic macrolichens. *Conservation Biology* 18: 831–838.

<sup>2</sup> Pykälä, julkaisematon

<sup>3</sup> Pykälä, J., Heikkinen, R. K., Toivonen, H. & Jääskeläinen, K. 2006. Importance of Forest Act habitats to epiphytic lichens in Finnish managed forests. *Forest Ecology and Management* 223: 84–92.

# YKSITYISMETSIIEN ALUESUUNNITTELU JA MONIMUOTOISUUDEN SUOJELU

Jouni Pykäläinen<sup>\*</sup>, Mikko Kurttila<sup>a</sup> ja Jukka Tikkanen<sup>b</sup>

## Mitä yksityismetsien aluesuunnittelu on?

Yksityismetsien aluesuunnittelun perusajatus on, että metsänomistajat ottavat metsänsä käytön suunnittelussa ja päätöksenteossa huomioon paitsi omat tilatason tavoitteensa myös tilojen muodostamalle aluekokonaisuudelle asetettavat aluetason tavoitteet<sup>1</sup>. Suunnittelualueen koko voi vaihdella muutaman tilan muodostamasta verkostosta maisematasoon ja vielä sitäkin laajempaan kokonaisuuteen. Aitoa tavoitevetoista yksityismetsien aluesuunnittelua ei toistaiseksi tehdä.

Yksityismetsien aluesuunnittelu voisi parhaimmillaan olla tehokas ja monipuolinen lähestymistapa metsien monimuotoisuuden ylläpitoon ja edistämiseen. Myös monet muut metsien käyttömuodot hyötyisivät aluesuunnittelusta. Metsänomistajien lisäksi aluesuunnittelun osapuolia voivat olla esim. hanketta koordinoiva ja eri osapuolten päätöksentekoa tukeva suunnitteluasiantuntija, paikalliset asukkaat, kyläyhdistys, metsästysseura, matkailuyrittäjä ja yhteiskunnan monimuotoisuustavoitteita edustavat tahot.

## Miten aluetason tavoitteita voidaan edistää

Metsänomistajien motivaatio aluetason tavoitteiden huomioon ottamiseen voi perustua puhtaasti omistajien tavoitteisiin<sup>1</sup>. Tällöin metsänomistajien monitavoitteisuus, tavoitteiden erilaisuus ja erot tilojen tuotantomahdollisuuksissa luovat mahdollisuuden koordinoida toimenpiteiden ja resurssien määrää ja sijoittumista yli tilanrajojen<sup>2-4</sup>. Ulkopuolisten tahojen tavoitteita voidaan pyrkiä edistämään erilaisten kannustimien avulla<sup>5</sup>.

Yksityismetsien aluesuunnittelu voidaan nähdä osallistavan suunnittelun sovelluksena: yksittäinen maanomistaja osallistaa muita maanomistajia ja suunnittelusta kiinnostuneita tahoja suunnitteluprosessiinsa ja samalla hän osallistuu muiden prosesseihin. Osallistaminen voi tapahtua eri tasoilla<sup>6</sup>: (1) Tietoa vaihtavassa suunnittelussa suunnitteluorganisaatio hankkii tietoja osallisten tarpeista ja tavoitteista esimerkiksi kyselyillä tai järjestämällä kertaluontoisia keskustelutilaisuuksia. (2) Vuorovaikutteisessa suunnittelussa muita tahoja kutsutaan mukaan erilaisiin suunnitteluryhmiin, jota voivat olla esimerkiksi seurantaryhmät, ohjausryhmät tai muut vastaavat työryhmät. (3) Yhteistoiminnallinen suunnittelu merkitsee suunnitteluosapuolten intensiivistä yhteistyötä suunnitelman laatimiseksi siten, että suunnittelun osapuolet myös hyväksyvät yhdessä lopullisen suunnitelman tai ainakin työryhmänsä esityksen. Osallistaminen voi kaikilla edellä mainituilla tavoilla toteutettuna olla joko avointa tai rajattua. Viimemainitussa osallistujajoukko rajataan kutsumalla suunnitteluun mukaan etukäteen

<sup>\*</sup> Metsäntutkimuslaitos, Yliopistokatu 7, PL 68, 80101 Joensuu, sähköposti: jouni.pykalainen@metla.fi  
<sup>a</sup> Metsäntutkimuslaitos, Oulun seudun ammattikorkeakoulu

määritettyjä tahoja. Avoimessa suunnittelussa kaikki halukkaat voivat osallistua. Avoin suunnittelu on myös läpinäkyvää siten, että osallistujat ovat tietoisia tehtävistä päätöksistä ja omista vaikutusmahdollisuuksistaan. Lisäksi prosessin osallistaminen voidaan organisoida joko yhdistävästi siten, että eri tahot tulevat tietoisiksi toistensa esittämistä näkemyksistä, esimerkiksi työryhmän kokouksissa tai yleisötilaisuuksissa, tai eriyttävästi niin, että kukin taho osallistetaan erikseen.

Aluesuunnittelun lähestymistavat voidaan ryhmitellä suunnitteluhierarkioiden perusteella<sup>1</sup>: (i) aluetasolta tilatasolle<sup>2,7</sup>, (ii) tilatasolta aluetasolle<sup>2,7,8</sup> ja (iii) tilatason ja aluetason samanaikaiseen tarkasteluun<sup>3,4,9</sup>. Aluetasolta tilatasolle lähestymistavassa tehdään aluksi koko alueelle metsäsuunnittelulaskelmia välittämättä tilanrajoista ja tilatason tavoitteista. Näin saadaan tietoa alueen monimuotoisuuden nykytilasta ja tuotantopotentiaalista tulevan suunnittelujakson ajalle. Mikäli osa metsänomistajista ei halua noudattaa aluetason suunnitelmaa, voidaan suunnitelmaa pyrkiä muuttamaan paremmin hyväksyttäväksi. Hyväksyttävyyttä voidaan edistää myös tarjoamalla korvauksia tilalle sattuvien, monimuotoisuuden kannalta tärkeiden kohteiden suojelusta. Tilatasolta aluetasolle mallissa haetaan aluksi metsänomistajien hyväksymä liikkumavara tilatason suunnitelmiin, vähintäänkin niillä tiloilla, jotka ovat koko alueen monimuotoisuuden kannalta keskeisiä. Tämän jälkeen tuotetaan aluetason tavoitteiden kannalta optimaalinen suunnitelma, joka on siis jo periaatteessa hyväksytty tilatasolla. Tilatason ja aluetason samanaikaisessa tarkastelussa tuotetaan suunnitelmat yhtä aikaa aluetasolle ja tiloille. Aluesuunnitteluongelmat muotoillaan useimmiten hyötyfunktioiksi tai matemaattisen ohjelmoinnin tehtäviksi ja ratkaistaan tarkoitukseen sopivilla tietokoneohjelmissa.

Ns. kasaamisbonus on metsänomistajille suunnattu taloudellinen kannustin, jolla voidaan edistää yhteiskunnan monimuotoisuustavoitteita<sup>10</sup>. Kasaamisbonuksen ajatuksena on nimensä mukaisesti suojelualueiden kasaaminen vapaaehtoisissa suojelutilanteissa. Omistaja saa normaalin suojelukorvauksen lisäksi bonuksen, mikäli alue sijaitsee riittävän lähellä toista/muita vastaavia suojelualueita. Erilaisilla bonuksen maksuperusteilla voidaan siis pyrkiä luomaan yksi yhtenäinen suojelualue tai suojelualueiden tihtentymä. Esim. Keski-Karjalan Lehtoverkosto-hankkeessa kasaamisbonuksen käytön tavoitteena on saada aikaan metsänomistajien yhteistoimintaa paikallisten lehtojen suojelussa ja tätä kautta edistää yhteiskunnan määrittämien monimuotoisuustavoitteiden toteutumista. Tässä tilanteessa kasaamisbonusta käytetään ilman yhteyttä aluesuunnitteluprosessiin. Kasaamisbonusta voitaisiin soveltaa myös aluesuunnittelussa esim. siten, että ylhäältä alas tarkastelulla haettaisiin kaikki mahdolliset kasaamisbonuksen saamiseen oikeuttavat suojelukohteiden ryppäät metsänomistajien yhteistyön ja päätöksenteon tueksi. Esimerkiksi metsänhoitoyhdistys olisi sopiva taho tiedottamaan yksittäisille metsänomistajille heidän tilaltaan löytyneistä kohteista ja mahdollisuudesta bonukseen.

## Lopuksi

Yksityismetsien aluesuunnittelu ei ole yleistynyt sen ilmeisistä hyötynäkökohdista huolimatta, vaikka nyt vallalla oleva yksityismetsien alueellinen suunnittelujärjestelmä alun alkaen tähtäsi yhteistyöalueisiin ja perustui nykyhetkestäkin katsottuna varsin moderneihin painotuksiin yhteistoiminnasta. Nykyiset menetelmälliset ja tekniset valmiudet sekä tähän mennessä kerätty metsävaratieto luovat kuitenkin aikaisemman aluesuunnittelukeskustelun ajankohtaan verrattuna huomattavasti paremmat mahdollisuudet aidon aluesuunnittelun toteuttamiseen. Tämä ei kokonaan poista kaikkia

aluesuunnittelun aikanaan kariuttaneita tekijöitä, mutta se voi alentaa kynnystä kokeilla yksityismetsien aluesuunnittelua ja mahdollisuuksia myös onnistua näissä kokeiluissa.

## KIRJALLISUUS

- <sup>1</sup> Kurttila, M., Pykäläinen, J. & Leskinen, L.A. 2005. Metsäluonnon monimuotoisuuden yhteistoimintaverkostot ja yksityismetsien aluetason metsäsuunnittelu. *Metsätieteen aikakauskirja* 1/2005: 33–49.
- <sup>2</sup> Jumppanen, J., Kurttila, M., Pukkala, T. & Uttera, J. 2003. Spatial harvest scheduling approach for areas involving multiple ownership. *Forest Policy and Economics* 5: 27–38.
- <sup>3</sup> Kurttila, M. & Pukkala, T. 2003. Combining holding-level economic goals with spatial landscape-level goals in the planning of multiple ownership forestry. *Landscape Ecology* 18(5): 529–541.
- <sup>4</sup> Pykäläinen, J., Pukkala, T. & Kangas, J. 2001. Alternative priority models for forest planning on the landscape level involving multiple ownership. *Forest Policy and Economics* 2: 293–306.
- <sup>5</sup> Kangas, J. & Hänninen, H. 2003. Tilakohtainen metsäsuunnittelu - metsäpolitiikkaa vai metsänomistajan päätöstukea. *Metsätieteen aikakauskirja* 2/2003: 153–156.
- <sup>6</sup> Tikkanen, J. 2003. Alueellisen metsäohjelmatyön osallistamismenettely Pohjois-Suomen metsäkeskuksissa vuosina 1997–1998 ja 2000–2001. *Metsätieteen aikakauskirja* 3/2003: 321–344.
- <sup>7</sup> Kurttila, M., Pukkala, T. & Kangas, J. 2001. Composing landscape level forest plans for forest areas under multiple ownership. *Boreal Environmental Research* 6: 285–296.
- <sup>8</sup> Carlsson, M., Andersson, M., Dahlin, B. & Sallnäs, O. 1998. Spatial patterns of habitat protection in areas with non-industrial private forestry- hypotheses and implications. *Forest Ecology and Management* 107: 203–211.
- <sup>9</sup> Pukkala, T. 2002. Measuring non-wood forest outputs in numerical forest planning. A review of Finnish forest reserach. Teoksessa: Pukkala, T. (toim.). *Multiple-objective forest planning*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht. s. 173–207.
- <sup>10</sup> Parkhurst, G.M., Shogren, J.F., Bastian, C., Kivi, P., Donner, J. & Smith, R.B.W. 2002. Agglomeration bonus: an incentive mechanism to reunite fragmented habitat for biodiversity conservation. *Ecological Economics* 41: 305–328.

# RISTIRIITOJEN HALLINTA VALTION METSIÄ KOSKEVASSA SUUNNITTELUSSA JA PÄÄTÖKSENTEOSSA

Kaisa Raitio\*

Valtion metsien käyttöön kohdistuu monia, vaativia tavoitteita. Metsähallitusta koskevassa lainsäädännössä mainittuja tavoitteita ovat tulojen tuotto valtiolle puunmyynnillä ja muulla liiketoiminnalla, työllisyyden ja virkistyskäytön edistäminen sekä poronhoidon ja saamelaiskulttuurin edellytysten turvaaminen<sup>1</sup>. Tutkimuksen tavoitteena oli selvittää, miten näihin tavoitteisiin liittyviä ristiriitoja käsitellään valtion metsiä koskevassa hallinnossa, eli Metsähallituksessa, maa- ja metsätalousministeriössä (MMM) ja ympäristöministeriössä (YM). Tutkimuskysymykset olivat:

- 1) Miten Metsähallitus ja sitä ohjaavat ministeriöt toimivat ristiriitatilanteissa?
- 2) Miten tehtyjä ratkaisuja perustellaan Metsähallituksessa ja ministeriöissä?
- 3) Miten Metsähallituksen toimintaa ohjaava lainsäädäntö vaikuttaa ristiriitojen hallintaan?

Tutkimuksessa käytettiin useita eri aineistoja. 28 teemahaastattelua tehtiin ministeriöissä ja Metsähallituksen keskusyksikössä sekä aluetasolla Kainuussa ja Inarissa vuosina 2003 ja 2004. Kirjallinen aineisto koostui Metsähallituksen ja ministeriön suunnitelmista, tulosohjauskirjeistä ja toimintaohjelmista sekä valtion metsien käyttöä ohjaavasta lainsäädännöstä esitöineen. Kiistojen muiden osapuolten näkemysten huomioimiseksi kerättiin mm. tiedotteita ja lausuntoja. Aineiston analyysimetodit olivat kehysanalyysi ja institutionaalinen analyysi. Tutkimuksesta on tähän mennessä julkaistu tuloksia Inarin porotalouden ja metsätalouden välillä olevan kiistan osalta<sup>2,3</sup>.

Vaikka tutkimuksessa tarkasteltavat tapaustutkimukset ovat Pohjois-Suomessa, sen tuloksia on mahdollista tarkastella myös suhteessa esimerkiksi Etelä-Suomen tilanteeseen, jossa kiistat metsien käytöstä ovat yleisiä niin valtion kuin yksityisilläkin mailla<sup>4</sup>. Hankkeessa on tunnistettu valtion hallintoon liittyviä, toisiinsa kytkeytyneitä tekijöitä, jotka osaltaan selittävät vaikeuksia ratkoa luonnonvarojen käyttöä koskevia kiistoja. Näitä ovat kyky ymmärtää eri näkökulmia, päätösten relevantti perusteleminen suhteessa toiminnan tavoitteisiin, selkeä työnjako eri hallinnon toimijoiden kesken, sekä kaikille osapuolille hyväksyttävät pelisäännöt. Alla käsitellään kutakin lyhyesti Inarin kiistan tarjoamien esimerkkien avulla.

Hakkuukypsät metsät ovat poroille tärkeitä laidunalueita, minkä vuoksi paliskunnat ovat vaatineet tiettyjen metsäalueiden jättämistä metsätaloustoiminnan ulkopuolelle. Myös Metsähallitus pitää porotalouden ja saamelaiskulttuurin edellytysten turvaamista periaatteessa toimintansa keskeisenä tavoitteena Inarissa ja muualla Ylä-Lapissa. Se on kehittänyt useita suunnittelumenetelmiä (luonnonvarasuunnittelu, alue-ekologinen suunnittelu, paliskuntakohtaiset metsätaloussuunnitelmat), joiden avulla se pyrkii

\* Joensuun yliopisto, yhteiskuntapolitiikan laitos, PL 111, 80101 Joensuu, sähköposti:kaisa.raitio@joensuu.fi

löytämään ratkaisun eri tarpeiden yhteensovittamiseksi avoimessa, osallistavassa prosessissa. Hakkuita Inarissa on vähennetty useasti 1980-luvun huippuvuosista ja tätä on perusteltu mm. poronhoidon huomioon ottamisella. Kiistan ratkaisussa ei kuitenkaan ole onnistuttu.

Metsähallitus ja MMM tarkastelevat ratkaisuyritysten riittävyttä metsätalouden lähtökohdista, vaikka sekä Metsähallituksen omien tavoitteiden että lainsäädännön mukaan poronhoidon edellytysten turvaaminen on Inarin valtion metsissä ensisijainen tavoite suhteessa metsätalouteen. Poronhoidon kriittinen tekijä on talvilaidunten riittävyys kunkin paliskunnan alueella, mutta Metsähallitus ja MMM tarkastelevat tehtyjä ratkaisuja Metsähallituksen metsätalouden alueyksikön, Ylä-Lapin, mittakaavassa. Metsiä on Ylä-Lapissa suojeltu monta kertaa muuta Suomea enemmän, mutta suojelualueet eivät sijoitu Inarin paliskuntien kannalta kriittisille alueille kuin osittain. Metsähallituksen mukaan metsätaloustoimintaa ei kuitenkaan voida rajoittaa enää lisää ilman, että koko valtion metsätalous ja sen työpaikat alueella vaarantuvat. MMM:n tulosoikeuksissa Metsähallituksen toiminnan edellytetään myös olevan kannattavaa riippumatta siitä, vaarantaako tämä poronhoidon laitumet. Osittain ristiriitaisten tavoitteiden (poronhoito, metsätalouden työllistyvyys, metsätalouden kannattavuus) hierarkia jää käytännön päätöksenteossa epäselväksi.

Työnjaon osalta Metsähallitus ja MMM eivät ole yksimielisiä siitä, kenelle päätöksenteko asiassa kuuluu. Kysymystä siirretään hallinnon eri tasolta toiselle. Toinen Metsähallitusta ohjaava ministeriö, ympäristöministeriö, ei ole halunnut puuttua kiistaan, koska kyse ei ole luonnonsuojelusta.

Konfliktin ratkaisemiseen vaikuttaa myös olennaisesti toimijoiden kyky yhteistoimintaan, eli se, voivatko osapuolet luottaa toistensa haluun löytää kaikkia tyydyttävä ratkaisu<sup>5</sup>. Inarissa tällaista luottamusta poronhoidon edustajien ja valtionhallinnon välillä ei tällä hetkellä ole. Hallinto voisi edesauttaa tilannetta luottamuspolitiikalla<sup>5</sup>, eli määrittelemällä sellaiset pelisäännöt, jotka ovat tasapuoliset kaikille osapuolille ja kannustavat yhteistoimintaan. Tällä hetkellä osallistuvan suunnittelun pelisäännöt ovat kuitenkin epäselviä ja kiistanalaisia, ja lopulliset päätökset tekee yksi kiistan osapuolista, Metsähallitus. Sen päätöksistä ei ole valitusoikeutta poronhoitajilla tai muilla toimijoilla, joten valtion metsien käyttöön tyytymättömät eivät voi saada kiistaan tuomioistuimen ratkaisua valitusmenettelyn kautta, joka viranomaisen päätöksistä on olemassa esimerkiksi kaavoituksen yhteydessä.

Haasteena luottamuspolitiikan synnyttämisessä voidaan yleisesti pitää sitä, että luonnonvaroja hallinnoivat metsä- tai ympäristöviranomaiset tuottavat itse suunnittelu- ja päätösprosesseja, joilla pyritään ratkaisemaan kiistoja, joissa he ovat yhtenä osapuolena. Organisaatiot tarvitsevatkin tuekseen tutkimusta ja kehittämistä hyvien käytäntöjen ja hyvän hallintomenettelyn synnyttämiseksi.

## KIRJALLISUUS

<sup>1</sup> Laki Metsähallituksesta (1378/2004).

<sup>2</sup> Kyllönen, S. & Raitio, K. 2004. Ympäristöristiriidat ja niiden hallinta: konflikti puuntuotannon ja poronhoidon välillä Inarissa. Alue ja Ympäristö 2/2004.



- <sup>3</sup> Raitio, K. & Rytteri, T. 2005. Metsähallituksen ja valtio-omistajan vastuu Ylä-Lapin porotalouden ja metsätalouden välisessä kiistassa. *Metsätieteellinen aikakauskirja* 2/2005: 117–137.
- <sup>4</sup> Luonto-Liitto & Suomen luonnonsuojeluliitto 2005. Metsähallituksen toiminta vaarantaa METSO-ohjelman uskottavuuden. *Tiedote* 15.11.2005.
- <sup>5</sup> Gillroy, J. M. 2000. *Justice & Nature: Kantian Philosophy, Environmental Policy, & the Law*. Georgetown University Press. Washington D.C.

# LUONNONSUOJELUN LEGITIMITEETIN ARVIOINTI SUOMALAISTEN SANOMALEHTIEN YLEISÖNOSASTOKIRJOITUKSISSA

Tapio Rantala\*

Tutkimuksessa<sup>1</sup> analysoidaan, millaisia käsityksiä suomalaisten sanomalehtien yleisö-  
osastokirjoituksissa esitetään luonnonsuojelupolitiikan legitimitetistä. Poliittikan  
legitimiteetti tarkoittaa laajassa merkityksessä, että kansalaiset pitävät oikeutettuna  
itseensä kohdistuvan hallitsemisen ja hyväksyvät politiikan sisällön. Legitimiteetin tilan  
ollessa hyvä kansalaiset sitoutuvat järkeviksi ja yhteisiksi kokemuksiin päämääriin ja ovat  
halukkaampia edistämään sitä omilla toimillaan.

## Aineisto ja menetelmät

Tutkimuksen pääaineisto oli 432 yleisöosastokirjoitusta vuosilta 1997–2004 ja täydentävä  
aineisto 140 Kansallinen metsäohjelma 2010:n valmistelun yhteydessä annettua kirjallista  
lausuntoa vuodelta 1998. Yleisöosastokirjoitukset on julkaistu Helsingin sanomissa  
(122). Maaseudun tulevaisuudessa (96), Turun sanomissa (191) ja Vihreässä langassa (23).  
Tulkintateorianä käytettiin diskurssianalyysiä ja aineisto koodattiin Atlas.ti-ohjelmalla.

Tutkimuksen tulosten tulkinnassa on otettava huomioon, että tutkimuksen aineisto ei  
edusta koko väestöä, vaan metsäkysymyksissä aktiivisia kansalaisia, jotka ovat valinneet  
vaikuttamisen muodokseen yleisöosastoon kirjoittamisen ja saaneet kirjoituksensa  
julkaistuksi. Kirjoitukset ovat puheenvuoroja julkisella foorumilla, jolla kirjoittajat pyrkivät  
vetoamaan yleisönsä sellaisilla perusteluilla, joita arvelevat yleisesti hyväksyttäviksi –  
nämä saattavat poiketa muilla foorumeilla esitettävistä perusteluista.

## Tulokset

Metsä- ja luonnonsuojelupolitiikasta käydään ajoittain vilkastakin keskustelua lehtien  
palstoilla. Yleisöosastoon kirjoittamista stimuloivat usein kirjoittajien arkielämän  
tapahtumat, kuten maankäytön muutokset lähiympäristössä ja kohtaamiset hallinnon  
edustajien kanssa. Keskustelua synnyttävät myös tekeillä olevat politiikan muutokset ja  
muiden aloitteet politiikan muuttamiseksi. Myös mediatapahtumat, kuten sanomalehtien  
uutiset ja tv-ohjelmat, sekä uudet tutkimukset ja hallinnolliset raportit aktivoivat  
kannanottoihin.

Kirjoitusten perusteella näyttäisi, että ajatukset kestävästä kehityksestä ja tulevien  
sukupolvien huomioon ottamisesta luonnonsuojelupolitiikan oikeutuksena on laajasti  
hyväksytty. Kestävyyden ulottuvuudet - ekologinen, taloudellinen ja sosiaalinen  
– mainitaan toistuvasti niin yksityishenkilöinä kirjoittavien kansalaisten kuin erilaisten  
järjestöjen ja hallinnon edustajien kirjoituksissa. Kuitenkin käsitykset ekologisen  
kestävyyden tilasta Suomen metsissä vaihtelevat suuresti. Vain harvoissa kirjoituksissa

\* Metsäekonomian laitos, PL 27, 00014 Helsingin yliopisto, sähköposti: tapio.rantala@helsinki.fi

määritellään tai pohditaan kestävyuden ulottuvuuksien sisältöä – tavallisempaa on käyttää kestävyysargumentteja yleisellä tasolla retorisenä resurssina. Luonnonsuojelun tärkeyttä sinänsä ei kirjoituksissa kovin paljon kyseenalaisteta. Sen sijaan luonnon tilasta ja suojelutarpeesta, suojelun toteuttamisen menettelytavoista sekä keinoista on paljon keskustelua.

Suojelua puolustetaan yleisesti vetoamalla siihen, että Suomen täytyy noudattaa kansainvälisiä sopimuksia ja EU:n lainsäädäntöä. Toisaalta suojelua oikeutetaan vetoamalla EU:sta Suomeen ja erityisesti maaseudulle saataviin hyötyihin. Monet maaseudulla asuvat tai maaseutuun samaistuvat kirjoittajat näkevät kuitenkin EU:sta tulevat suojeluvuorotteet ensisijaisesti uhkana ja ylimääräisenä taakkana aiempien EU:n maatalous- ja maaseutupolitiikan aiheuttamien vastoinkäymisten lisäksi. Ruotsi esitetään edelläkävijänä huomattavan useissa kirjoituksissa.

Osa suojelun kritiikistä kohdistuu suojeluratkaisujen peruuttamattomuuteen – suojelua ei nähdä hyväksyttävänä, jos sitä ei voida lisätiedon valossa tai luonnon tilan muuttuessa arvioida uudelleen. Myös luonnonsuojelun tehokkuutta ja tavoite-keino-rationaalisuutta kyseenalaistetaan, kuten myös suojelun perustelemista pinta-aloilla tai suojeluprosenteilla, samoin loputtomasti kasvaviksi arveltuja suojeluvaateita. Huomattavan useissa kirjoituksissa luonnonsuojelu yhdistetään aatteena sosialismiin, terrorismiin ja erilaisiin totalitäärisiin ideologioihin – samoja määreitä liitetään myös suojelun kannattajiin ja toteuttajiin. Myös maaomistajien leimaamista rikolliseksi paheksutaan, toisaalta viranomaisilta vaaditaan luonnonsuojelulainsäädännön valvontaa ja noudattamista.

Maaomistajat ja heidän edustajansa mieltävät myös, että ei-vapaaehtoinen suojelu on loukannut oikeusturvaa ja perustuslaillisia oikeuksia. Korvaustasoa pidetään rakentamiseen aiotun maan suojelun kohdalla aivan liian alhaisina maan arvoon nähden – tämä heijastuu suhtautumiseen muuhunkin luonnonsuojeluun. Useissa kirjoituksissa korostetaan, että luonnonsuojelua on harjoitettu maaseudulla tarpeellisessa mitassa aina ja että maaseudulla asuvat tuntevat luonnon tilan ja osaavat määritellä järkevän ja realistisen luonnonsuojelun paljon paremmin kuin luonnosta vieraantuneiksi arvellut kaupunkilaiset.

Natura-ohjelman kohdalla vallitsi epäselvyyttä siitä, maksetaanko suojelusta täysi korvaus, keihin ja mille alueille suojelu kohdistuu, millä aikataululla suojeluvuorotteita toteutetaan ja viivästyykö korvausten maksu, riittävätkö valtion budjettivarat korvauksiin sekä millä tavalla suojeluohjelman rajoitukset ulottuvat ympäröiviin alueisiin.

METSO-ohjelmaa käsitteleviä kirjoituksia on aineistossa suhteellisen vähän (17 kpl). Kirjoituksissa käsitellään ohjelmaa lähes poikkeuksetta myönteisessä valossa, tosin keinojen ja rahoituksen riittävyyttä epäillään jossain määrin. Mainittakoon, että vapaaehtoisuuteen ja neuvotteluihin perustuvan suojelun toteuttamisen idea oli esillä joissakin kirjoituksissa jo vuosina 1997–1998, paljon ennen METSO-toimikunnan nimittämistä.

## **Tulosten pohdinta**

Luonnonsuojelupolitiikan legitimitetistä käydään lehdissä vilkasta keskustelua. Kirjoitusten valossa kansalaiset pitävät uusia vapaaehtoisuuteen perustuvia suojelukeinoja aiempaa hyväksyttävämpinä.

Tiedottamista ohjelmien valmistelusta ja yhteydenottoja omistajiin pitäisi kehittää. Viestinnän ongelmat ohjelmien toteutuksessa voivat johtaa siihen, että julkiseen keskusteluun leviää myös väärää tai puutteellista tietoa, joka toistuu keskustelussa.

Luonnonsuojelun perustelemisessa olisi hyvä tuntee nykyistä paremmin kansalaisten ajatusmaailma ja saada varsinkin hallinnon edustajien perustelut ja maaomistajien mielestä hyväksyttävät perustelut kohtaamaan yhä paremmin. Legitiimien politiikan muotojen kehittäminen edellyttää jatkuvaa julkista keskustelua, jossa sekä hallinnon edustajat että kansalaiset muokkaavat ja lähentävät käsityksiään.

## KIRJALLISUUS

<sup>1</sup> Rantala, T. 2005. Exploring the legitimacy of Finnish forest and nature conservation policy. A paper presented in the Nordic Environmental and Social Science Conference, June 2005, Gothenburg, Sweden.

## NUORTEN METSIEN PUUSTORAKENTEEN MONIPUOLISTAMINEN PIENAUKKOJEN AVULLA

Seppo Rouvinen\* ja Jari Kouki<sup>a</sup>

Tämän tutkimuksen<sup>1,2</sup> tavoitteena oli selvittää puuston uudistumista erilaisissa pienaukoissa pienaukkohakkuun jälkeen nuorissa mäntyvaltaisissa metsissä. Kyseisen kehitysvaiheen metsillä on monilla suojelualueilla kiireellinen ennallistamistarve ja lisäksi ko. kehitysvaiheiden on katsottu omaavan hyvän ennallistumiskyvyn.

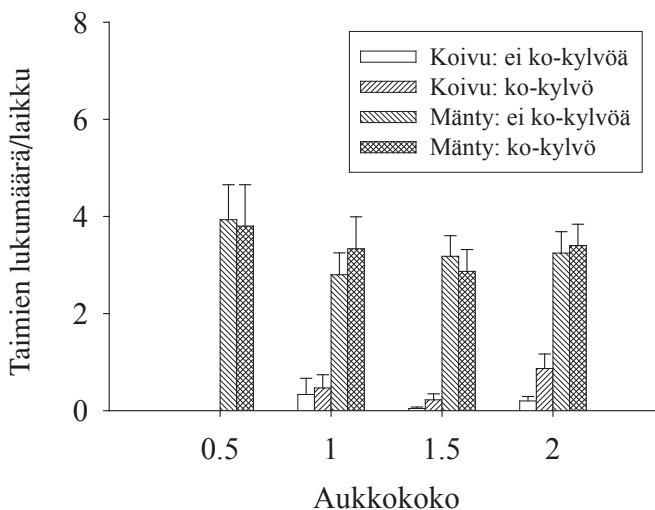
Tutkimus tehtiin Pohjois-Karjalassa, Lieksan Reposuolla sijaitsevalla ja Metsähallituksen omistamalla suurella kivennäismaametsäsaarekkeella. VT-metsätyypin talousmetsämännikkö oli iältään n. 30-vuotias, sen puuston valtapituus oli 7 m ja tilavuus n. 55 m<sup>3</sup>/ha. Alikasvospuita oli harvakseltaan. Alueella tehtiin kevättalvella 2003 hakkuu, jossa tehtiin moottorisahalla neljän kokoisia pienaukkoja: pienaukkojen läpimitta oli 0,5, 1, 1,5 tai 2 kertaa puuston valtapituus ("aukkokoko"). Aukon koon lisäksi puuston käsittely vaihteli pienaukoissa: joko 0, 25, 50, 75 tai 100 % käsitellyistä puista jäi pystyyn eli ne kaulattiin, loput kaadettiin ja jätettiin maahan ("pystypuuosuus"). Yhteensä aukkoja tehtiin 60 kappaletta. Keväällä 2003 aloitettiin puuston uudistumistutkimus. Pienaukkoihin tehtiin kuokalla pieniä kivennäismaalaikkuja (40 x 60 cm, yhteensä 240 kpl) ja niistä joka toiseen kylvettiin rauduskoivua. Paljastamattomalle maalle tehtiin myös tutkimusruutuja (40 x 60 cm, yhteensä 240 kpl) ja niistä joka toiseen kylvettiin rauduskoivua. Pienimmissä aukoissa (aukkokoko 0,5 ja 1,0) uudistumista tutkittiin aukon keskellä, isommissa (aukkokoko 1,5 ja 2,0) aukon etelä- ja pohjoislaidalla sekä keskellä. Tutkimuksen aikana syntyneet taimet inventoitiin laikuista, laikun viereen käännettystä maasta ja paljastamattoman maan tutkimusruuduista syksyllä 2003, 2004 ja 2005. Syksyllä 2004 mitattiin lisäksi jokaisen pienaukon keskeltä ennen hakkuuta syntyneet taimet ( $h < 1,3$  m) 25 m<sup>2</sup>:n ympyräkoelalta.

Syksyn 2005 mittauksissa löydettiin vain yksi taimi (mänty) paljastamattoman maan tutkimusruuduista (edellisinä vuosina ei yhtään). Laikuista löydettiin yhteensä 869 taimea, joista mäntyjä oli 779, koivuja 72, haapoja 16, pihlajia 1 ja pajuja 1. Suurin osa vuonna 2005 löydettyistä taimista oli syntynyt vuonna 2004 (esim. männyistä 79 % ja koivuista 65 %). Koivuntaimia ei löydetty yhtään pienimmän koon (aukkokoko 0,5) aukkojen laikuista, jonkin verran keskikokoisten aukkojen (aukkokoko 1,0 ja 1,5) laikuista ja eniten suurien aukkojen (aukkokoko 2,0) laikuista (kuva 1). Laikuista, joihin kylvettiin koivun siemeniä, löytyi enemmän koivun taimia kuin niistä laikuista joihin ei kylvetty ko. siemeniä. Männyntaimia löytyi yhtä paljon kaiken kokoisista aukoista. Koivuntaimia löydettiin jonkin verran enemmän aukkojen etelä- ja keskiosasta verrattuna pohjoisosaan; männyntaimia löytyi tasaisesti aukon eri osista (kuva 2). Selvää suhdetta laikuissa olevien taimien määrän ja aukkojen pystypuuosuuden välillä ei ollut: koivuntaimia ei kuitenkaan löydetty aukoista, joissa kaikki puut oli kaulattu, ja männyntaimia oli eniten aukoissa, joissa oli sekä kaulattuja että kaadettuja puita (kuva 3). Laikkujen viereen käännettystä maasta löydettiin vuonna

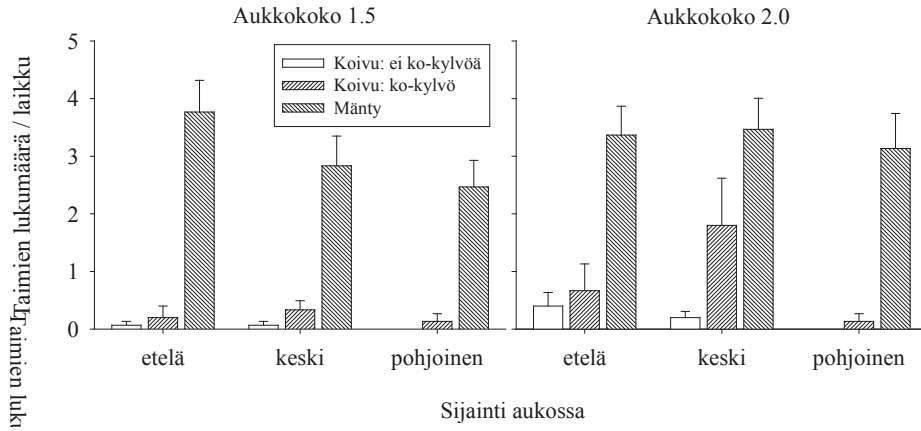
\* Joensuun yliopisto, Metsätieteellinen tiedekunta, PL 111, 80101 Joensuu, sähköposti: seppo.rouvinen@joensuu.fi  
<sup>a</sup> Joensuun yliopisto

2005 yhteensä 157 taimia (150 mäntyä, 5 koivua, 1 haapa ja 1 pihlaja). Ennen hakkuuta syntyneitä taimia oli 44 aukon (73 % aukoista) ympäräkoaloilla yhteensä 247 kappaletta, pääosin haapaa (56 %) ja mäntyä (30 %). Iso osa elävistä lehtipuun taimista oli kärsinyt hirvistä: 71 % haavoista, 65 % pihlajista sekä 33 % koivuista ja pajuista löydettiin näkyviä merkkejä hirvituhoista.

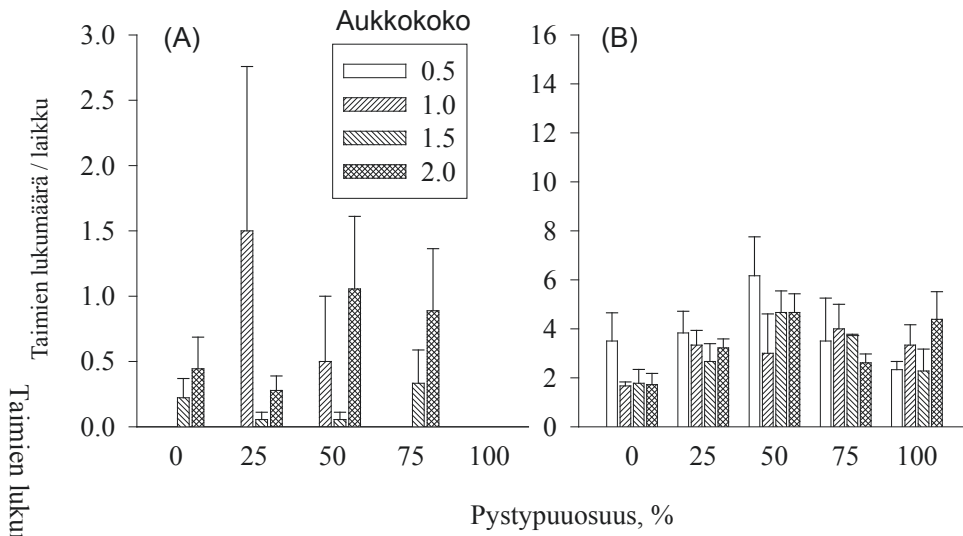
Tutkimuksen tulokset osoittavat, että nuorissa männiköissä metsän rakenteen monipuolistaminen pienaukkojen avulla vaatii maanpinnan käsittelyä ja/tai ennen hakkuuta olleen alikasvoksen ("taimipankki") hyväksikäyttöä. Pienaukkoihin kylvettiin koivua, mutta koivun uudistuminen oli silti heikkoa, myös suurimmissa aukoissa. Mahdollisia syitä tähän ovat esim. kasvupaikan karuus, aukkojen liian pieni koko ja täydentävän luontaisen koivunsiemensadon alhainen määrä ko. vuosina. Männyn luontainen uudistuminen näyttää onnistuvan hyvin kaiken kokoisissa, myös hyvin pienissä aukoissa, kun maanpintaa on rikottu. Laikutuksen yhteydessä laikun viereen käännetty maa edesauttaa aukon taimettumista. Kuolleiden/kuolevien pystypuiden ja maahan kaadettujen puiden samanaikainen esiintyminen pienaukolla näyttää jossain määrin auttavan uudistumista (varsinkin männyllä). Tämän voi arvioida johtuvan siitä, että pysty- maapuusekoitus luo suotuisimmat pienilmasto-olot sekä avoimeen (kaikki puut kaadettu) että varjoisaan (kaikki käsitellyt puut pystyssä) tilanteeseen verrattuna. Erilaisen lahoppuun aikaansaaminen puiden kaulaamisella ja kaatamisella parantaa myös muuta metsien monimuotoisuutta (esim. lahoppuusta riippuvaiset lajit). Suuren ongelman lehtipuiden pienten taimien jatkokehitykselle näyttää aiheuttavan hirvi. Jatkotutkimusta tarvitaan selvittämään ko. pienaukkojen puuston kehitystä pitemmällä aikavälillä.



Kuva 1. Männyn- ja koivuntaimien lukumäärä v. 2005 erikokoisten aukkojen kivennäismaalaukuissa. "ei ko-kylvöä" viittaa laikkuihin, joihin ei kylvetty koivua ja vastaavasti "ko-kylvö" viittaa laikkuihin, joihin kylvettiin koivua. Pystyjanat kuvaavat keskivirhettä (SE).



Kuva 2. Männyn- ja koivuntaimien lukumäärä v. 2005 suurten aukkojen (aukkokoko 1,5 ja 2,0) etelä-, keski- ja pohjoisosan laikuissa. "ei ko-kylvöä" viittaa laikkuihin, joihin ei kylvetty koivua ja vastaavasti "ko-kylvö" viittaa laikkuihin, joihin kylvettiin koivua; mäntyaineisto on yhdistetty "ei ko-kylvöä" ja "ko-kylvö"-laikuista. Pystyjanat kuvaavat keskivirhettä (SE).



Kuva 3. Pystypuosuuden (kaulattujen puiden osuus aukon kaikkien käsiteltyjen, ts. kaulattujen ja kaadettujen puiden lukumäärästä) vaikutus laikuissa olevien taimien lukumäärään erikokoisissa aukoissa (A) koivu ja (B) mänty. Huomaa eri mitta-asteikko pystyakseleilla. Pystyjanat kuvaavat keskivirhettä (SE).

# KIRJALLISUUS

- <sup>1</sup> Rouvinen, S. & Kouki, J. 2006. Artificial canopy gap as a tool to diversify forest structure: some results from a forest restoration experiment in Finland. Teoksessa: Abstracts of the Conference on Natural disturbance-based silviculture: managing for complexity. IUFRO 1.05 Uneven-aged Silviculture Research Group, Rouyn-Noranda, QC, Canada, May 14-18, 2006. s. 148–151.
- <sup>2</sup> Rouvinen, S. & Kouki, J. 2006. Tree regeneration and development in artificial canopy gaps in a young pine (*Pinus sylvestris* L.) dominated forest, (käsikirjoitus).



# SUOJAVYÖHYKKEEN LEVEYDEN JA MUODOSTUMISAJAN VAIKUTUS ERITYISEN TÄRKEIDEN PUROELINYMPÄRISTÖJEN MONIMUOTOISUUTEEN

Ville A.O. Selonen\* ja Janne S. Kotiaho<sup>a</sup>

Suomessa metsäluonnon monimuotoisuutta on turvattu luonnonsuojelulain<sup>1</sup> lisäksi metsälain<sup>2</sup> nojalla. Näiden pohjalta pyritään suojelemaan talousmetsien arvokkaita elinympäristöjä sekä näille tyypillistä lajistoa. Vuonna 1997 voimaan tulleessa metsälaissa määritellään lain tarkoituksiksi edistää metsien taloudellisesti, ekologisesti ja sosiaalisesti kestävää hoitoa ja käyttöä siten, että metsät antavat kestävästi hyvän tuoton samalla, kun niiden biologinen monimuotoisuus säilytetään.

Metsälain erityisen tärkeistä elinympäristöistä (METE) merkittävimpiä ovat purot ja norot. Purojen ja norojen välittömät ympäristöt muodostavat sekä lukumäärältään että pinta-alaltaan yleisimmän kohdetyypin<sup>3</sup>, käsittäen noin kolmanneksen kaikista elinympäristötyypeistä. Purojen välitön lähiympäristö muodostuu metsälajiston ja puron rantalajiston vaihtumisvyöhykkeestä, jossa oletetaan esiintyvän monipuolinen lajisto. Tämä lajisto lienee riippuvainen suotuisasta pienilmastosta, maaperän kosteudesta ja varjostuksesta. Tässä tutkimuksessa selvitetään suojavyöhykkeen leveyden ja muodostumisajan vaikutusta erityisen tärkeiden puroelinympäristöjen monimuotoisuuteen.

## Aineisto ja menetelmät

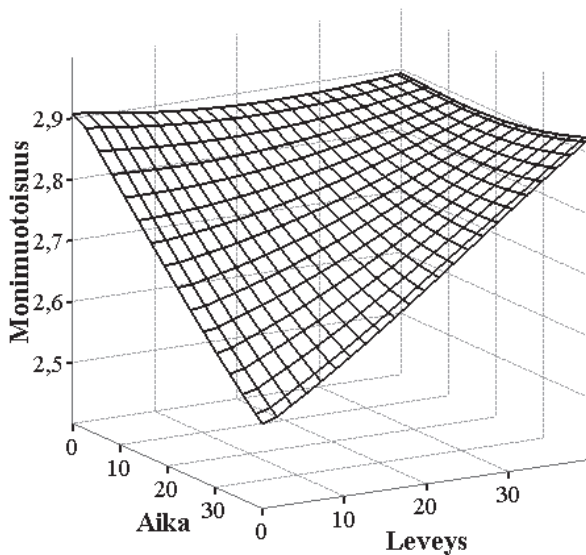
Kesällä 2003 perustettiin 33 tutkimuskohdetta metsälain tarkoittamille erityisen tärkeille puroelinympäristöille sekä 8 kohdetta puroille, jotka eivät ole metsälain tarkoittamia tärkeitä elinympäristöjä<sup>4</sup>. Kohteet olivat avohakkuun yhteydessä niin, että puronvarrelle oli jäänyt 0-50 metriä leveä käsittelemätön metsäinen suojavyöhyke, joka oli muodostunut 0-40 vuotta sitten. Tutkimusalueille perustettiin kolme tutkimuslinjaa puroilta kohtisuoraan avohakkuun reunalle. Linjojen väli oli 30 metriä. Tutkimuslinjoille perustettiin neliömetrin kartoitusruudut, joilta kartoitettiin sekä lehtisammalet että putkilokasvit. Puroilta lähtien jokainen neliömetrin ruutu kartoitettiin 15 metriin saakka ja tästä eteenpäin 5 metrin välein hakkuun reunaan saakka. Aineiston tilastollinen käsittely on tehty monimuuttujamenetelmin ja varianssianalyysin. Näissä analyyseissä olemme käsitelleet lehtisammalet ja putkilokasvit yhdessä kasvillisuutena.

## Tulokset

Twinspan-analyysin mukaan puronvarsilajisto eroaa muusta metsälajistosta, ja puron lajistovaikutus ylittää keskimäärin 3 metrin päähän purosta. Tämän 3 metrin kaistaleen lajisto-koostumus muuttuu suojavyöhykkeen leveyden myötä. Lajisto jakautuu kahteen ryhmään: kapeilla, keskimäärin 7 metrin (95 % luottamusväli 2 - 12 metriä) suojavyöhykkeillä, puron

\* Bio- ja ympäristötieteiden laitos, PL 35, 40014 Jyväskylän yliopisto, sähköposti: vilselo@byti.jyu.fi

<sup>a</sup> Jyväskylän yliopisto



Kuva 1. Kasvillisuuden monimuotoisuus suhteessa suojavyöhykkeen leveyteen (metriä) ja suojavyöhykkeen muodustumisaikaan (vuotta). Monimuotoisuus on laskettu Shannon-Wiener-indeksillä.

varren lajisto koostuu pääosin valoisien ja kuivien paikkojen lajeista, leveillä, keskimäärin 23 metrin (95 % luottamusväli 15 - 31 metriä) suojavyöhykkeellä puronvarsilajistossa on vaateliaampia ja kosteutta suosivia lajeja.

Varianssianalyysin mukaan puronvarsilajiston monimuotoisuuteen vaikuttaa suojavyöhykkeen leveyden lisäksi aika suojavyöhykkeen muodostumisesta (kuva 1). Suojavyöhykkeen leveyden ja muodostumisajan välinen yhdysvaikutus kertoo, että lajisto muuttuu enemmän kapeilla suojavyöhykkeillä ja että muutos tapahtuu viiveellä. Huomionarvoista on, että leveillä noin 30 metrin suojavyöhykkeillä ei ole havaittavissa muutosta lajiston monimuotoisuudessa.

### Tulosten tarkastelu

Metsälain nojalla suojeltujen puronvarsien välittömäksi lähiympäristöksi voidaan katsoa kuuluvan keskimäärin 3 metriä leveä vyöhyke puron molemmin puolin. Tämän vyöhykkeen lajistokoostumus muuttuu, jos puronvarteen ei jätetä riittävän leveää suojavyöhykettä puskuriksi hakkuun ja puron välille. Keskimäärin 7 metrin suojavyöhykkeellä lajisto on muuttunut avoimen ympäristön lajistoksi. Tämä johtunee osittain valoisuuden lisääntymisestä sekä mahdollisesta kosteusolojen muutoksesta. Keskimäärin 23 metrisen suojavyöhykkeen omaavilla puronvarsilla lajisto on sulkeutuneemman metsän ja kosteampien paikkojen lajistoa eikä siinä juurikaan esiinny avoimuutta tai kuivuutta vaativia lajeja.

Johtopäätöksenä voitaneen todeta että keskimäärin noin 23 metrin suojavyöhyke lienee riittävä turvaamaan puronvarsille ominaisia ilmasto- ja kosteusoloja.

Aiemmissakin tutkimuksissa on havaittu, että hakkuut vaikuttavat puroveden laatuun, purossa elävään lajistoon<sup>5</sup> ja valuntaan<sup>6,7</sup>. Omassa tutkimuksessamme on huomionarvoista, että tapahtuvaa muutosta lajistossa ei havaita välittömästi, vaan muutos tapahtuu vähitellen ja vuosien viiveellä. Tätä ilmiötä kutsutaan sukupuuttovelaksi<sup>8,9</sup>. Selkeä muutos monimuotoisuudessa havaitaan vasta jopa 10 vuoden kuluttua. Aiemmin on havaittu, että muutos abioottisissakin tekijöissä, kuten valunnassa, voi kestää jopa 9 vuotta<sup>7</sup>. Kaikenkaikkiaan suojavyöhykkeen vaikutukset puronvarren ekosysteemiin ovat puutteellisesti tiedossa<sup>10,11</sup>. Tutkimuksessamme havaitun sukupuuttovelan vuoksi on ilmeistä, että tarvitaan pitkäaikaista monimuotoisuusseurantaa selvittämään suojavyöhykkeen kykyä suojella puronvarren monimuotoisuutta.

## KIRJALLISUUS

<sup>1</sup> Luonnonsuojelulaki (1096/1996).

<sup>2</sup> Metsälaki (1093/1996).

<sup>3</sup> Yrjönen, K. 2004. Metsälain erityisen tärkeät elinympäristöt – kartoitus yksityismetsissä 1998-2004, loppuraportti. Maa- ja metsätalousministeriö 9/2004.

<sup>4</sup> Selonen, V.A.O. & Kotiaho, J.S. The effect of buffer strip width and age in conservation of species diversity in boreal brook habitats, (käsikirjoitus).

<sup>5</sup> Vuori, K.M. & Joensuu I. 1996. Impact of forest drainage on the macroinvertebrates of a small boreal headwater stream: do buffer zones protect lotic biodiversity. *Biological Conservation* (77): 87–95.

<sup>6</sup> Bent, G.C. 2001. Effects of forest-management activities on runoff components and ground-water recharge to Quabbin Reservoir, central Massachusetts. *Forest ecology and management* (143): 115–129.

<sup>7</sup> Hornbeck, J.W., Martin, C.W. & Eagar, C. 1997. Summary of water yield experiments at Hubbard Brook Experimental Forest, New Hampshire. *Canadian Journal of forest Research* 27 (12): 2043–2052.

<sup>8</sup> Tilman, D., May, R. M., Lehman, C. I. & Nowak, M. A. 1994 Habitat destruction and the extinction debt. *Nature* 371: 65–66.

<sup>9</sup> Hanski, I. 2000. Extinction debt and species credit in boreal forests: modelling the consequences of different approaches to biodiversity conservation. *Annales Zoologici Fennici* 37: 271–280.

<sup>10</sup> Bergquist, B. 1999. Påverkan och skydds zoner vid vattendrag i skogs- och jordbrukslandskapet. *Fiskeriverket Rapport 3*, Göteborg, Ruotsi.

<sup>11</sup> Castelle, A.J., Johnson, A.W. & Conolly, C. 1994. Wetland and stream buffer size requirements - A review. *Journal of Environmental Quality* 23: 878–882.

# METSÄLAIN TARKOITTAMIEN ERITYISEN TÄRKEIDEN PUROELINYMPÄRISTÖJEN MERKITYS EPIFYTTISAMMAL- JA KÄÄPÄLAJISTOLLE

Ville A.O. Selonen<sup>\*</sup>, Maija Mussaari<sup>a</sup>, Janne S. Kotiaho<sup>a</sup> ja Tero Toivanen<sup>a</sup>

Vuonna 1997 voimaan saatetussa uudistetussa metsälaissa<sup>1-3</sup> määritellään erityisen tärkeitä elinympäristöjä, joiden ominaispiirteet turvaamalla pyritään säilyttämään metsäluonnon monimuotoisuutta. Elinympäristöjen ominaispiirteitä pidetään välttämättöminä erikoistuneen lajiston säilymiselle<sup>2-4</sup>. Yleisimpiä metsälain erityisen tärkeitä elinympäristöjä ovat purojen ja norojen välittömät lähiympäristöt<sup>5</sup>.

Vähintään noin viidennes metsissämme elävistä lajeista on riippuvaisia kuolleesta puusta<sup>6</sup>. Metsätalouden myötä lahoppuun määrä on vähentynyt ja useat lahoppuuriippuvalaiset lajit ovat uhanalaistuneet<sup>7</sup>. Tämän tutkimuksen tarkoituksena on selvittää mikä on kuolleen puun määrä metsälain tarkoittamilla erityisen tärkeillä puroelinympäristöillä ja ovatko kyseiset elinympäristöt merkityksellisiä epifyttisammal- ja kääpälaajiston monimuotoisuuden säilyttämisessä suhteessa ympäröiviin talousmetsiin ja talousmetsien puroelinympäristöihin, jotka eivät ole metsälain tarkoittamia erityisen tärkeitä elinympäristöjä.

## Aineisto ja menetelmät

Tutkimus toteutettiin Keski-Suomessa 20:n metsälain tarkoittaman erityisen tärkeän puroelinympäristön läheisyydessä<sup>8</sup>. Jokaisen metsälain tarkoittaman erityisen tärkeän puroelinympäristön läheisyyteen perustettiin kolme 0,1 ha:n tutkimusruutua: yksi sijoitettiin erityisen tärkeälle puroelinympäristölle, yksi puroelinympäristölle joka ei ollut metsälain tarkoittama erityisen tärkeä elinympäristö (muu puroelinympäristö) sekä yksi talousmetsään, jossa ei ollut puroa. Tutkimusruuduilta mitattiin lahoppuutilavuudet sekä inventoitiin epifyttisammal- ja kääpälaajisto. Aineiston tilastollinen analysointi tehtiin varianssianalyysillä.

## Tulokset

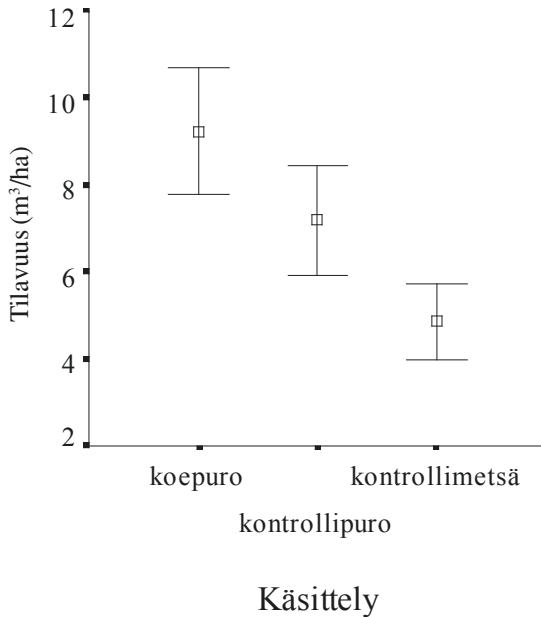
Kuolleen puuston tilavuus metsälain tarkoittamilla erityisen tärkeillä puroelinympäristöillä oli suurempi kuin läheisissä talousmetsissä, mutta eroa ei ollut erityisen tärkeiden ja muiden puroelinympäristöjen välillä (kuva 1). Sekä epifyttisammal- että kääpälaajisto oli monimuotoisempaa erityisen tärkeillä elinympäristöillä kuin niitä ympäröivissä talousmetsissä (kuvat 2 ja 3). Erityisen tärkeät puroelinympäristöt eivät eronneet muista puroelinympäristöistä.

<sup>\*</sup> Bio- ja ympäristötieteiden laitos, PL 35, 40014 Jyväskylän yliopisto, sähköposti: vilselo@byti.jyu.fi

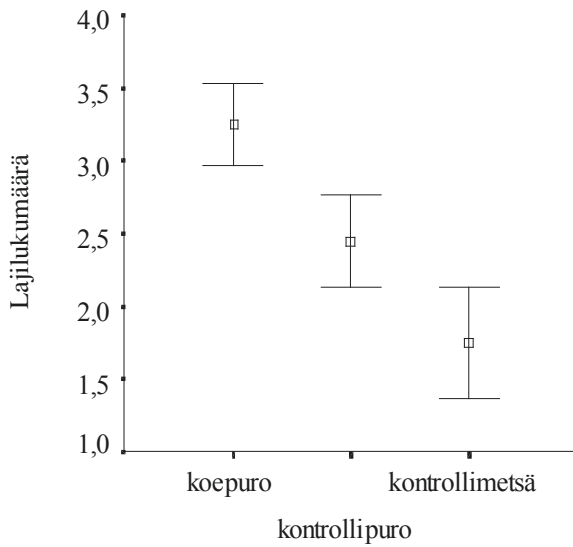
<sup>a</sup> Jyväskylän yliopisto

## Tulosten tarkastelu

Tulosten mukaan metsälain tarkoittamilla erityisen tärkeillä puroelinympäristöillä on enemmän kuollutta puuta, epifyyttisimmallajeja sekä kääpälajeja kuin ympäröivissä talousmetsissä. On kuitenkin huomattava, että eroja ei löytynyt erityisen tärkeiden puroelinympäristöjen ja muiden puroelinympäristöjen välillä. Johtopäätöksenä voitaneen pitää, että puroelinympäristöt ylipäättään ovat monimuotoisempia kuin talousmetsät, mutta erityisen tärkeiksi luokitellut puroelinympäristöt eivät tämän tutkimuksen mukaan ole merkittävästi monimuotoisempia kuin muutkaan puroelinympäristöt.

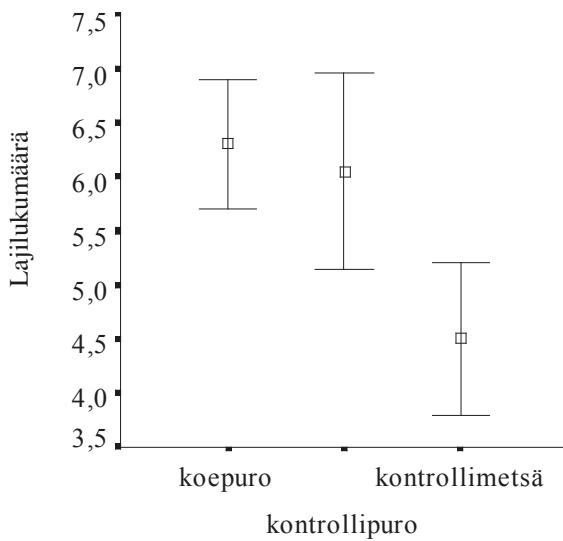


Kuva 1. Kuolleen puun tilavuus erityisen tärkeillä puroelinympäristöillä (koepuro), muilla puroelinympäristöillä (kontrollipuro) ja talousmetsissä (kontrollimetsä) (keskiarvo  $\pm$  1 SE).



### Käsittely

Kuva 2. Epifyttisammalien lajimäärä erityisen tärkeillä puroelinympäristöillä (koepuro), muilla puroelinympäristöillä (kontrollipuro) ja talousmetsissä (kontrollimetsä) (keskiarvo  $\pm$  1 SE).



### Käsittely

Kuva 3. Kääpälajimäärä erityisen tärkeillä puroelinympäristöillä (koepuro), muilla puroelinympäristöillä (kontrollipuro) ja talousmetsissä (kontrollimetsä) (keskiarvo  $\pm$  1 SE).

# KIRJALLISUUS

- <sup>1</sup> Metsälaki (1093/1996).
- <sup>2</sup> Hallituksen esitys Eduskunnalle metsälaiksi sekä laeiksi kestävän metsätalouden rahoituksesta ja rikoslain 48 luvun 1 §:n 3 momentin muuttamisesta (HE63 - 1996 vp). 1996.
- <sup>3</sup> Metsäasetus (20.12.1996/1200).
- <sup>4</sup> Meriluoto, M. & Soininen, T. 2002. Metsäluonnon arvokkaat elinympäristöt. Metsätalouden kehittämiskeskus Tapio. Helsinki.
- <sup>5</sup> Yrjönen, K. 2004. Metsälain erityisen tärkeät elinympäristöt – kartoitus yksityismetsissä 1998-2004, loppuraportti. Maa- ja metsätalousministeriö 9/2004.
- <sup>6</sup> Siitonen, J. 2001. Forest management, coarse woody debris and saproxylic organisms: Fennoscandian boreal forests as an example. Ecological bulletins 49: 11–41.
- <sup>7</sup> Rassi, P., Alanen, A., Kanerva, T. & Mannerkoski, I. (toim.) 2001. Suomen lajien uhanalaisuus 2000. Ympäristöministeriö & Suomen ympäristökeskus, Helsinki. 432 s.
- <sup>8</sup> Selonen, V.A.O., Mussaari, M., Kotiaho, J.S. & Toivanen, T. A. Comparison of species diversity between brook habitats of special importance, brook habitats of managed commercial forests and between managed commercial forests. (käsikirjoitus).

# VALTION OMISTAMIEN SUOJELUALUEIDEN VIRKISTYSKÄYTTÄJÄT JA VIRKISTYSKÄYTTÖ

Tuija Sievänen<sup>\*</sup>, Eija Pouta<sup>a</sup>, Marjo Neuvonen<sup>b</sup>, Terhi Koskela<sup>b</sup> ja Paula Horne<sup>b</sup>

Suomessa valtion alueiden, erityisesti kansallispuistojen ja muiden luonnonsuojelualueiden, matkailu- ja virkistyskäyttöä on tyypillisesti tarkasteltu eri käyttömuotoja yhteen sovittavasta näkökulmasta. Yleinen käsitys on, että luonnon monimuotoisuuden suojeleminen sekä matkailu ja luonnon virkistyskäyttö sopivat yhteen samoilla alueilla toteutettavaksi<sup>1</sup>. Kansallispuistot, erämaa-alueet ja valtion retkeilyalueet tuottavat suojelehuotyöjen lisäksi laadukasta virkistysympäristöä. Joka viides suomalainen käyttää valtion alueita virkistykseen vuoden aikana<sup>2</sup> ja käyttäjät viiheyttä keskimäärin seitsemän päivää näillä alueilla. Tässä tiivistelmässä kuvataan valtion suojele- ja virkistysalueiden käyttäjiä sekä virkistyskäytön piirteitä.

Tiivistelmä esittelee tuloksia kahdesta tutkimuksesta<sup>3,4</sup>, joissa käytettiin Luonnon virkistyskäytön valtakunnallisen inventointi (LVVI) -tutkimuksen kyselyaineistoa. Koko aikuisväestöön kohdistuvalta otokselta mitattiin postikyselyllä kansallispuistoissa, erämaa-alueilla, valtion retkeilyalueilla ja suojelekohteilla tapahtuvaa ulkoilua useilla eri mittareilla. Kyselyssä saatiin tietoa näiden valtion alueiden käyttäjäkunnasta ja alueille kohdistuvan virkistyskäytön kokonaismäärästä. Lisäksi käytön laadusta saatiin yksityiskohtaista tietoa siinä tapauksessa, että henkilön viimeisin ulkoilukerta tai luontomatka oli suuntautunut valtion alueille.

Valtion suojele- ja virkistysalueiden käyttäjiä oli tasapuolisesti eripuolilla Suomessa. Vaikka valtion alueita on pinta-alallisesti eteläisimmässä Suomessa Pohjois-Suomea vähemmän, on etäisyys näille valtion alueille keskimääräisellä vastaajalla kuitenkin etelässä lyhyempi kuin muualla maassa. Alueet ovat pieniä ja melko lähellä Etelä-Suomen väestökeskittymiä. Lyhyt etäisyys vakinaisesta asunnosta valtion suojele- tai virkistysalueille lisäsi henkilön todennäköisyyttä ylipäänsä käyttää valtion alueita. Valtion alueiden runsaus vastaajan kotikunnassa vaikutti käytön useuteen. Asuinkunnan runsas valtion alueiden tarjonta mahdollisti vaihtelevan ja monipuolisen ulkoilun valtion alueilla.

Tulosten perusteella valtion alueiden virkistyskäyttäjät olivat keskimääräistä useammin miehiä, korkeamman koulutuksen saaneita ja työskentelivät muita useammin toimihenkilöinä (taulukko 1). He olivat yleensäkin aktiivisia ulkoilun – erityisesti hiihdon, laskettelun ja telttailun – harrastajia. Alueiden käytön määrää puolestaan lisäsi vastaajan itäsuomalaisuus tai asuminen yli 100 000 asukkaan kaupungissa, kotitalouden pieni koko ja vapaa-ajan runsaus.

Useammin kuin muiden omistajaryhmien alueilla valtion suojele- ja retkeilyalueilla harrastettiin erityisesti laajoja alueita ja tiettyjä luonnonvaroja vaativia harrastuksia kuten kalastusta, maastohiihtoa ja erävaellusta. Valtion alueille tultiin kauempaa ja

<sup>\*</sup> Metsäntutkimuslaitos, Unioninkatu 40 A, 00170 Helsinki, sähköposti: tuija.sievanen@metla.fi

<sup>a</sup> Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus, <sup>b</sup> Metsäntutkimuslaitos



viivytettiin kauemmin kuin muilla alueilla. Kävijät käyttivät myös enemmän aikaa ja rahaa valtion alueella käyntiin kuin käyntiin muilla alueilla. Luonnon ja maisemien kokeminen, rentoutuminen ja irtiotto arjesta sekä mahdollisuus olla toisten ihmisten kanssa olivat käyntien tärkeimpiä koettuja hyvinvointivaikutuksia. Käynnit valtion suojelu- ja retkeilyalueilla tarjosivat haasteita ja jännitystä useammin kuin käynnit muilla alueilla.

Valtion suojelu- ja virkistysalueiden tarjonta vastaa osaltaan suomalaisten, myös kaupungeissa asuvan väestön, tarpeisiin kokea arvokkaita luontokokonaisuuksia. Kuitenkin valtion alueilla vähän tai ei ollenkaan käyvien väestöryhmien tarpeet ja käytön esteet tulisi tuntea paremmin alueiden tasapuolisten käyttömahdollisuuksien kehittämiseksi.

Taulukko 1. Valtion alueiden käyttäjiä kuvaavat tekijät, logit-malli.

	kerroin	p-arvo	odd ratio
Sukupuoli, mies	0,186	0,068	1,205
Perusasteen koulutus	-0,269	0,026	0,764
Ylempi toimihenkilö tai yrittäjä	0,377	0,001	1,458
Telttailun harrastaja	0,899	0	1,205
Hiihdon harrastaja	0,786	0	2,196
Laskettelun harrastaja	0,332	0,009	1,393
Tehnyt ulkomaanmatkoja ulkoilun vuoksi	0,668	0	1,951
Etäisyys lähimmälle valtion alueelle (100 km)	-0,829	0	0,992
Vakio	-1,826	0	0,161
N	2511		
Malli ennustaa oikein tapauksista, %	78,70%		
Pseudo R <sup>2</sup>	0,121		
Log-likelihood (vakio)	-1380		
Log-likelihood (malli)	-1213		

## KIRJALLISUUS

- <sup>1</sup> Ohjelma luonnon virkistyskäytön ja luontomatkojen kehittämiseksi. 2002. Suomen ympäristö 535. 48 s.
- <sup>2</sup> Sievänen, T. (toim.) 2001. Luonnon virkistyskäyttö 2000. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 802. 204 s. +liitteet.
- <sup>3</sup> Koskela, T., Pouta, E., Sievänen, T. & Horne, P. 2002. Valtion alueiden virkistyskäyttö. Teoksessa: Saarinen, J. & Järviluoma, J. (toim.). Luonto matkailukohteena: virkistystä ja elämyksiä luonnosta. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 866: 109–119.
- <sup>4</sup> Pouta, E., Sievänen, T. & Neuvonen, M. 2004. Virkistyskäyttöön varattujen valtion alueiden käyttäjät ja käytön määrä eri väestöryhmissä. Metsätieteen aikakauskirja 2/2004: 193–206.

## METSÄT VIRKISTYS- JA MATKAILUKÄYTÖN KOHTEINA

Pirkko Siikamäki<sup>\*</sup>, Anne Tolvanen<sup>a</sup>, Anne Törn<sup>b</sup> ja Katja Kangas<sup>b</sup>

Metsien monikäytön muodoista virkistys- ja matkailukäyttö ovat nykyään entistä korostuneemmassa asemassa. Luontoon perustuva matkailu, erityisesti kansallispuistoihin kohdistuva matkailukäyttö on etenkin Pohjois-Suomessa viimeisten vuosikymmenten aikana moninkertaistunut. Olemme tutkimushankkeessamme keskittyneet erityisesti matkailun ekologisten vaikutusten mittaamiseen, analysointiin ja kokeelliseen tutkimukseen pääasiallisesti Oulangan ja Pallas-Ounastunturin (nyk. Pallas-Yllästunturin) kansallispuistojen alueilla. Kokeellisten kulutustutkimuksien avulla olemme selvittäneet tallauksen intensiteetin, suunnan, ajoituksen ja kasvillisuustyypin vaikutuksia maaperän olosuhteisiin, kasvilajistoon, kasvillisuuden peittävyYTEEN ja tiheyteen sekä palautumiseen. Oulangan kansallispuistossa tehtävässä tallauskokeessa etsimme kasvillisuuden sietokyvyn kynnyksrajoja eri metsätyypeissä<sup>1,2</sup>. Pallas-Ounastunturilla olemme selvittäneet tallauksen ajankohdan ja polun kaltevuuden vaikutuksia kasvillisuuteen vuodesta 1999<sup>3</sup>. Kasvillisuuden peittävyYdet on mitattu useana ajankohtana ennen käsittelyä ja niiden jälkeen vuoteen 2002 saakka. Lisäksi tutkimme tallauksen ja porolaidunnuksen yhteisvaikutusta kasvillisuuden peittävyYTEEN, tiheyteen, ravinteisiin ja maaperän ominaisuuksiin. Kaikissa tutkimuksissa on tullut ilmi pohjoisten alueiden kenttä- ja pohjakerroksen kasvillisuuden huono sietokyky tallaukselle ja fyysiselle kulutukselle: kasvillisuus vaurioituu ja tuhoutuu jo verrattain alhaisella käytöllä (esim.<sup>1,3</sup>). Putkilokasvien peittävyYdet laskevat nopeasti ja häviävät kokonaan jo alhaisilla käyttömäärillä. Tallauksen vaikutus pohjakerroksen sammalten ja jäkälien peittävyYksiin näkyi viivellä verrattuna putkilokasveihin. Käytännössä kävijämäärät esimerkiksi kansallispuistoissa ovat kuitenkin selvästi korkeampia kuin kasvillisuuden sieto- ja palautumiskyky, mikä korostaa ennakoivan suunnittelun merkitystä retkeilyinfrastruktuuria rakennettaessa.

Koska ympäristövaikutus per käyttäjä poikkeaa käyttömuodoittain, jotka näinollen kävijämäärien ohella vaikuttavat keskeisesti virkistys- ja matkailukäytön ekologisiin vaikutuksiin. Uusista käyttömuodoista hevosvaellus on lisännyt suosiotaan myös Suomessa. Olemme tutkineet hevosvaelluksen vaikutuksia kasvilajistoon ja kasvien leviämistrategioihin Oulangan kansallispuistossa seurantamenetelmin sekä kokeellisin tutkimuksin<sup>4</sup>. Vuonna 2002 aloitetussa seurantakokeessa tutkimme hevosvaelluspolkujen kulumista sekä muita kasvillisuus- ja maaperävaikutuksia. Kokeelliset idätykset osoittivat hevoslannan sisältävän runsaasti itämiskykyisiä kulttuurilajien siemeniä. Vieraskasvien tiheydet olivat korkeimpia niillä koealoilla, jossa hevoslannan lisäyksen ohella oli tehty humuksen poisto. Tulosten mukaan hevosvaellus vaikuttaa voimakkaasti alueen kasvillisuuteen ja maaperään; alkuperäinen kasvillisuus ja maaperä kuluvat sekä hevoslannalla on lannoitusvaikutus maaperään. Hevosten lannan mukana leviää alueelle uusia tulokaslajeja (heiniä ja ruohoja), jotka ovat nopeakasvuisina tehokkaita kilpailijoita alkuperäiseen varpuvaltaiseen kasvillisuuteen verrattuna.

<sup>\*</sup> Oulun yliopisto, Oulangan tutkimusasema, Liikasenvaarantie 134, 93999 Kuusamo, sähköposti: pirkko.siikamaki@oulu.fi

<sup>a</sup> Metsäntutkimuslaitos, <sup>b</sup> Oulun yliopisto

Osana virkistys- ja matkailukäyttömuotojen tutkimusta olemme verranneet kesä- ja talvikäyttöä. Tutkimme retkeilyn ja maastohiihdon vaikutusta kasvilajistoon, kasvillisuuden peittävyyyteen ja tiheyteen sekä maaperän ominaisuuksiin ja muodostuneiden polkujen kuntoon Rukan Pyhävaaralla, Pohjois-Kuusamossa ja Pallas-Ounastunturin kansallispuiston alueella. Tutkimukseen on valittu seurantakoealoja vaellus- ja hiihtoreiteiltä kolmesta metsätyypistä (kuiva kangas, kuivahko kangas ja tuore kangas). Tulosten mukaan retkeily- ja hiihtoreittien suunnittelussa tulee ottaa huomioon osin erilaisia tekijöitä<sup>1</sup>. Kesävaellus aiheuttaa kasvillisuuden suoraa, välintöntä kulumista ja maaperän eroosiota, kun taas hiihtoreittien vaikutukset kasvillisuuteen ja maaperään aiheutuvat lähinnä välillisesti hiihtoreittien avaamisen yhteydessä. Poistettu puusto ja pensaskerroksen kasvillisuus muuttaa hiihtoreittien valaistus- ja kosteusolosuhteita, jolloin alkuperäinen kasvillisuus korvautuu uudella kasvillisuudella. Tutkimuksessa paikannamme myös retkeilyreittien ongelma-alueita ja syitä ongelmiin, mikä luo pohjaa kestävän polkuverkoston suunnittelulle erityisesti uusilla suojelualueilla.

Tutkimushankkeessamme olemme tutkineet myös paikallisväestön suhtautumista luonnonsuojeluun ja luontomatkailuun<sup>2,5,6,7,8</sup>. Paikallisten asukkaiden näkemyksiä tutkittiin Koillismaalla kyselytutkimuksella. Paikallisväestö suhtautuu luonnonsuojeluun ja luontomatkailun kehittämiseen pääosin myönteisesti Kuusamossa ja Syötteen alueella. Luonnonsuojelulla nähtiin olevan myönteisiä vaikutuksia muun muassa alueen matkailulle. Erityisesti Syötteen alueen asukkaiden mielestä suojelualueet edistävät matkailuelinkeinon toimintaedellytyksiä ja lisäävät siten matkailun tulo- ja työllisyysvaikutuksia. Suojelun negatiivisten tekijöiden taustalla vaikuttivat puolestaan maa- ja metsätalouden toimintaedellytysten heikkeneminen sekä riista- ja kalatalouden rajoitukset. Matkailun osalta likipitään kaikki vastaajat näkivät matkailun kehittämisen ja edistämisen myönteisenä asiana. Paikallisväestön mielestä suojelualueiden samoin kuin heidän asuinalueensa matkailijamäärää voidaan lisätä, mutta matkailun on perustuttava ympäristöystävällisiin ja pienille kohderyhmille suunnattuihin matkailuaktiviteetteihin. Faktorianalyysin tulosten mukaan vastaajien taustatiedoista vastaajan asuinalue, ikä, syntyperäisyys ja asumishistoria, koulutus sekä pääasiallinen toiminta selittivät luonnonsuojelu- ja matkailumyönteisyyteen liittyvää vaihtelua. Tämän tutkimuksen mukaan paikallisilla asukkailla onkin hyvin erilaisia mielipiteitä luonnon ja matkailun hyödyntämisen välisistä suhteista, eikä ole löydettävissä vain yhtä selkeästi erottuvaa näkemystä. Tulos korostaa vuorovaikutteisen, yhteisön lähtökohtia huomioivan prosessin tärkeyttä sekä luonnonsuojelun että matkailun kehittämistoimenpiteissä.

## KIRJALLISUUS

- <sup>1</sup> Tolvanen, A., Rämetsä, J., Siikamäki, P., Törn, A. & Orell, M. 2004. Research on ecological and social sustainability of nature tourism in northern Finland. Teoksessa: Sievänen, T., Erkkonen, J., Jokimäki, J., Saarinen, J., Tuulentie, S. & Virtanen, E. (toim.). Policies, Methods and Tools for Visitor Management. Proceedings of the Second International Conference on Monitoring and Management of Visitor Flows in Recreational and Protected Areas, June 16-20, 2004. Rovaniemi, Finland.
- <sup>2</sup> Rämetsä, J., Tolvanen, A., Kinnunen, I., Törn, A., Orell, M. & Siikamäki, P. 2005a. Sustainable tourism. Teoksessa: Jalkanen, A. & Nygren, P. (toim.). Sustainable use of renewable natural resources - from principles to practices. University of Helsinki Department of Forest Ecology Publications 34.
- <sup>3</sup> Törn, A., Rautio, J., Norokorpi, Y. & Tolvanen, A. 2006. Revegetation after short-term pedestrian trampling at subalpine heathvegetation - *Annales Botanici Fennici*, 43: 129–138.

- <sup>4</sup> Törn, A., Siikamäki, P. & Tolvanen, A. 2006. Can horses serve as seed dispersal agents of introduced species to protected areas? (käsikirjoitus).
- <sup>5</sup> Rämets, J., Törn, A., Siikamäki, P. & Tolvanen, A. 2005b. Luonnonsuojelu ja luontomatkailu paikallisväestön silmin – Kyselytutkimus Kuusamossa ja Syötteen alueella. - Metsähallituksen Luonnonsuojelujulkaisuja Sarja A 151. 48 s
- <sup>6</sup> Siikamäki, P. 2005. Paikallisväestön näkemys luonnonsuojelusta ja luontomatkailusta Kuusamossa ja Syötteellä. Teoksessa: Kangas, K., Siikamäki, P., Juntheikki, R., Kauppila, P. & Saarinen, J. (toim.). Luonto, matkailu ja aluekehitys. Naturpolis Kuusamo Koulutus- ja kehittämispalvelut. Tutkimuksia 2/2005. s. 25–44.
- <sup>7</sup> Törn, A., Siikamäki, P., Tolvanen, A., Kauppila, P. & Rämets, J. 2006. Local People, Nature Conservation and Tourism – A Case Study in North-Eastern Finland. (käsikirjoitus).
- <sup>8</sup> Törn, A., Tolvanen, A. & Siikamäki, P. 2005. Paikallisväestö, luonnonsuojelu ja matkailu Koillismaalla. Julkaisussa: Tuulentie, S. & Saarinen, J. (toim.). Kestävät käytännöt matkailun suunnittelussa ja kehittämisessä. Metlan työraportteja 20. 131 s. [Verkojulkaisu]. Saatavissa: <http://www.metla.fi/julkaisut/workingpapers/2005/mwp020.htm>. [Viitattu 2006].

## SÄÄSTÖPUUSTON MERKITYS VAATELIAALLE KÄÄPÄ- JA EPIFYTTIJÄKÄLÄLAJISTOLLE

Juha Siitonen<sup>\*</sup>, Jenni Hottola<sup>a</sup> ja Sampsa Lommi<sup>a</sup>

Säästöpuustoa alettiin jättää uudistusaloille uusien metsänhoitosuosituksen mukaisesti 1990-luvun alkupuolelta lähtien. Luonnonhoidon laadun seurantojen mukaan uudistusaloille jätetyn elävän ja kuolleen säästöpuuston tilavuus on ollut valtion mailla keskimäärin noin 6 m<sup>3</sup>/ha ja yksityismailla 4 m<sup>3</sup>/ha<sup>1,2,3</sup>. Vallitsevan käytännön mukaisten säästöpuumäärien merkityksestä lajistolle on ollut toistaiseksi vähän tietoja. Hankkeessa ”Talousmetsien luonnonhoidon merkitys metsälajiston monimuotoisuudelle – seurannan kehittäminen” inventoitiin 2004 kääpä-, epifyyttijäkälä- ja kovakuoriaislajistoa talousmetsien 1990-luvulla uudistushakatuissa säästöpuukohteissa.

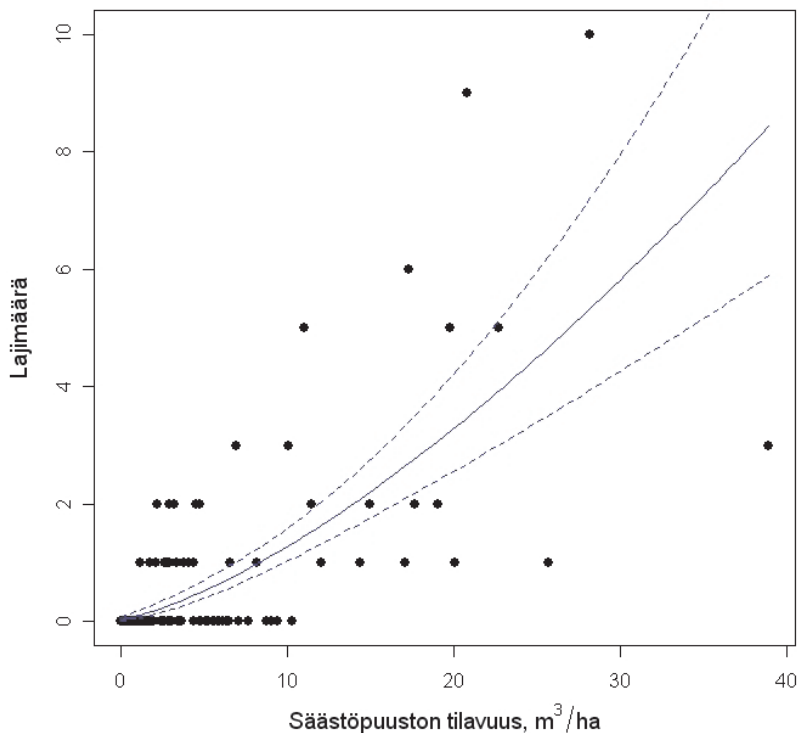
Neljän metsäkeskuksen (Lounais-Suomi, Pirkanmaa, Keski-Suomi ja Pohjois-Karjala) alueelta valittiin seitsemän tutkimusaluetta, joista neljä etelä- ja kolme keskiboreaaliselta vyöhykkeeltä. Kultakin alueelta valittiin tutkittavaksi 20 uudistushakkuualaa, yhteensä siis 140 kohdetta. Valtaosa tutkimuskohteista arvottiin Tapion luonnonhoidon laadun arvioinnissa mukana olleista yksityismetsien uudistushakkuualoista, jotka oli hakattu 1994–1998 eli 6–10 vuotta ennen tutkimusta. Otosta täydennettiin keskimääräistä runsassäästöpuustoisemmilla uudistushakkuualoilla, joita löytyi Metsähallituksen, metsäyhtiöiden ja metsäoppilaitosten mailta.

Jokaiselle kohteelle perustettiin 0,2 hehtaarin (20 x 100 m) koeala, jolta mitattiin elävä puusto ja kaikki vähintään viiden senttimetrin läpimittaiset kuolleet puut sekä hakkuukannot. Tämän lisäksi kaikki säästöpuun mitat täyttävät puut (männyllä, kuusella ja koivulla läpimitta  $\geq 15$  cm, muilla lehtipuilla  $\geq 10$  cm) mitattiin koko uudistusosalta tai sen osalta, mikäli hakattu alue oli useita hehtaareja. Kaikilta kohteilta inventoitiin kääpä- ja epifyyttijäkälälajisto säästöpuilta, epifyyttijäkälä ei kuitenkaan sammaloituneilta maapuilta tai sahatuilta pölleiltä. Tämän lisäksi kaikilta 0,2 hehtaarin koelaloilta inventoitiin epifyyttijäkälälajisto eri kasvualustoilta (alikasvospuut, taimet, kannot, maapuut) sekä joka neljänneltä koelalalta käävät myös hakkuukannoilta ja kaikilta vähintään 5 cm läpimittaisilta kuolleilta puilta. Joka toisella kohteella selvitettiin kovakuoriaislajistoa ikkuna- ja runkoikkunapyydysten avulla. Tässä esitettävät tulokset koskevat elävillä ja kuolleilla säästöpuilla esiintynyttä uhanalaista kääpälaajistoa sekä vaateliasta epifyyttijäkälälajistoa.

Elävän säästöpuuston tilavuus tutkituilla kohteilla oli keskimäärin 5 m<sup>3</sup>/ha ja vaihteluväli 0–36 m<sup>3</sup>/ha. Kuolleen säästöpuuston valtakunnan metsien inventoinnin (VMI) mukainen tilavuus ( $\geq 10$  cm läpimittaiset ja  $\geq 1,3$  m pitkät kuolleet puut ja niiden osat) oli keskimäärin 4,5 m<sup>3</sup>/ha ja vaihteluväli 0–39 m<sup>3</sup>/ha.

<sup>\*</sup> Metsäntutkimuslaitos, PL 18, 01301 Vantaa, sähköposti: juha.siitonen@metla.fi

<sup>a</sup> Metsäntutkimuslaitos



Kuva 1. Silmälläpidettävien ja uhanalaisten kääpien lajimäärän riippuvuus kuolleen säästöpuuston hehtaarikohtaisesta, VMI:n mukaisesta tilavuudesta. Kuvaan on sovitettu yleistetty lineaarinen malli (katkoviivat  $\pm 2 * SE$ ).

Käävät inventoitiin noin 4 000 kuolleelta säästöpuulta. Kääpiä (mukaan lukien kymmenkunta muuta inventoitua lahottajasienilajia) tavattiin yhteensä 120 lajia. Silmälläpidettäväksi tai uhanalaiseksi luokiteltuja lajeja tavattiin 30 lajia, joiden määrä per kohde riippui merkitsevästi kuolleen säästöpuuston määrästä. Kohteilla, joilla kuolleen säästöpuuston VMI:n mukainen tilavuus oli alle  $10 \text{ m}^3/\text{ha}$  (yhteensä 120 kohdetta), uhanalaisia ja silmälläpidettäviä kääpälajeja tavattiin 28 kohteelta (23 % kohteista). Vastaavasti kun tilavuus oli vähintään  $10 \text{ m}^3/\text{ha}$  (yhteensä 18 kohdetta), lajeja tavattiin 17 kohteelta (94 % kohteista) (kuva 1). Varsinaisia uhanalaisia lajeja (luokat VU + EN + CR) tavattiin seitsemältä kohteelta (5,8 % kohteista), joissa lahoppuun tilavuus oli alle  $10 \text{ m}^3/\text{ha}$ , sekä 12 kohteelta (66,7 % kohteista), joissa tilavuus oli vähintään  $10 \text{ m}^3/\text{ha}$ .

Epifyyttijäkälät inventoitiin 2 340 pääasiassa elävältä tai pystyyn kuolleelta säästöpuulta. Jäkälä tavattiin yhteensä 68 lajia, joista runsas puolet (37 lajia) kasvoi säästöpuiden ohella muillakin kasvualustoilla, mutta lähes puolet (31 lajia) pelkästään säästöpuilla. Silmälläpidettäväksi tai uhanalaiseksi luokiteltuja lajeja ei tavattu. Sen sijaan indikaattorilajeja<sup>4</sup> tavattiin useilta kohteilta. Mm. raidankeuhkojäkälää (*Lobaria pulmonaria*) tavattiin seitsemältä uudistusosalta yhteensä 18 puulta. Kasvualustapuut olivat etupäässä

järeitä, yli 40 cm läpimittaisia haapoja, tai sitten yli 20 cm läpimittaisia pihlajia ja raitoja. Muita useilta kohteilta tavattuja indikaattorijäkälälajeja olivat korpiluppo, kanadanluppo, huopanahekajäkälä ja karstanahekajäkälä.

Tulosten mukaan hakkuussa säästetyillä elävillä ja kuolleilla puilla esiintyy runsaasti lajistoa ja nimenomaan sellaista lajistoa, joka puuttuu kannoilta, hakkuutähteiltä, alikasvospuilta ym. avohakkuualalle jääviltä kasvualustoilta. Säästöpuusto lisää siten selvästi uudistusalojen lajistollista monimuotoisuutta. Nykyiset keskimääräiset säästöpuuston määrät näyttävät kuitenkin olevan liian pieniä uhanalaisille lajeille. Uhanalaisten kääpien esiintymistodennäköisyys kasvoi selvästi kohteilla, joilla kuollutta järeää puuta oli vähintään noin 10 mottia hehtaarilla. Tutkitut uudistusalat – varsinkin poikkeuksellisen runsassäästöpuustoiset – ovat voineet olla lajistoltaan varsin arvokkaita vanhoja metsiä ennen hakkuuta, ja suuri osa uhanalaisista lajeista kasvoi hakkuussa säästetyillä järeillä maapuilla. Lajien säilyminen uudistusosalalla pidemmällä tähtäimellä edellyttää sitä, että elävän säästöpuuston kuolleisuus tuottaa jatkossa riittävästi sopivia kasvualustapuita. Ainakin osa vanhan metsän jäkälälajeista voi säilyä elävillä kasvualustapuillaan uudistushakkuualalla pitkäänkin; säästetyt puut voivat mahdollisesti myöhemmin toimia lajien leviämisen lähteinä. Uhanalaisten ja silmälläpidettävien sekä monien vaateaiempien vanhan metsän lajien säilyminen nykyisillä säästöpuumäärillä näyttää kuitenkin epätodennäköiseltä.

## KIRJALLISUUS

- <sup>1</sup> Hänninen, H. 2001. Luontokohteet ja säästöpuusto talousmetsien hakkuissa – seurantatulokset vuosilta 1996–99. Teoksessa: Siitonen, J. (toim.). Monimuotoinen metsä. Metsäluonnon monimuotoisuuden tutkimusohjelman loppuraportti. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 812, s. 8–95.
- <sup>2</sup> Rissanen, K. 2001. Luonnonhoidon seuranta ja vertailu vuosien 1994–2000 tuloksiin. Metsähallitus, moniste 31 s.
- <sup>3</sup> Rissanen, K. 2003. Luonnonhoidon seuranta ja vertailu vuosien 1994–2002 tuloksiin. Metsähallitus, moniste 22 s.
- <sup>4</sup> Kuusinen, M. 1998. Jäkälät. Teoksessa: Sarin, O. & Kumpulainen, K. (toim.). Vanhaa metsää etsimässä. Metsähallitus, Luonnonsuojelu, s. 21–27.

# METSÄLAKIPURONVARSIEN JA VERROKKITALOUSMETSIEN PUUSTON RAKENNE JA LAJISTO

Juha Siitonen<sup>\*</sup>, Jenni Hottola<sup>a</sup>, Sampsa Lommi<sup>a</sup> ja Jaakko Mattila<sup>a</sup>

Metsälaissa (1093/1996) määritellään seitsemän erityisen tärkeää elinympäristötyyppiä. Näihin tyypeihin kuuluvien kohteiden ominaispiirteet tulee säilyttää, mikäli kohteet ovat luonnontilaisia tai luonnontilaisen kaltaisia ja selvästi ympäristöstään erottuvia sekä vallitsevan lain tulkinnan mukaan pienialaisia. Metsälakikohteiden kokonaispinta-ala yksityismailla on METE-kartoituksen tulosten mukaan 66 000 ha; noin kolmannes kohteista on puronvarsimetsiä<sup>1</sup>. Suuren kokonaispinta-alansa lisäksi metsälakipuronvarret ovat runsaspuustoisia, ja kohteiden rajaamisessa on usein ongelmia. Hankkeessa ”Taloustmetsien luonnonhoidon merkitys metsälajiston monimuotoisuudelle – seurannan kehittäminen” on inventoitu 2003–2005 kääpä-, epifyyttijäkälä- ja kovakuoriaislajistoa metsälakipuronvarsissa, -lehdossa ja -kallioilla sekä säästöpuukohteissa<sup>2,3,4</sup>.

Inventoinnit aloitettiin v. 2003 metsälakipuroista. Neljän metsäkeskuksen (Lounais-Suomi, Pirkanmaa, Keski-Suomi ja Pohjois-Karjala) alueelta valittiin seitsemän tutkimusaluetta, joista neljä etelä- ja kolme keskiborealiselta vyöhykkeeltä. Kultakin alueelta valittiin tutkittavaksi 10 metsälakipuronvartta sekä 10 kasvupaikaltaan ja kehitysluokaltaan vastaavanlaista muuta taloustmetsikköä, yhteensä siis 140 kohdetta. Kaikki tutkimuskohteet olivat kuusivaltaisia tuoreita kankaita tai sitä rehevämpiä, vähintään 50-vuotiaita varttuneita kasvatusmetsiköitä tai uudistuskypsyjä metsiköitä. Purokohteet poimittiin METE-kartoitustiedoista ja verrokkitaloustmetsät metsäsuunnittelutiedoista metsätalouden kehittämiskeskus Tapiossa. Jokaiselle kohteelle perustettiin 0,2 hehtaarin (20 x 100 m) koela, jolta mitattiin elävä puusto ja kaikki vähintään viiden senttimetrin läpimittaiset kuolleet puut sekä hakkuukannot. Kaikilta kohteilta inventoitiin kääpä- ja epifyyttijäkälälajisto, ja joka toisella kohteella selvitettiin kovakuoriaislajistoa ikkuna- ja runkoikkunapyydysten avulla. Uhanalaisten kääpien ja indikaattorijäkälien todennäköisimmät kasvualustapuut inventoitiin koelan lisäksi koko kuviolta. Inventoitu kokonaispinta-ala oli noin 50 hehtaaria puronvarsissa ja 110 hehtaaria verrokkitaloustmetsissä.

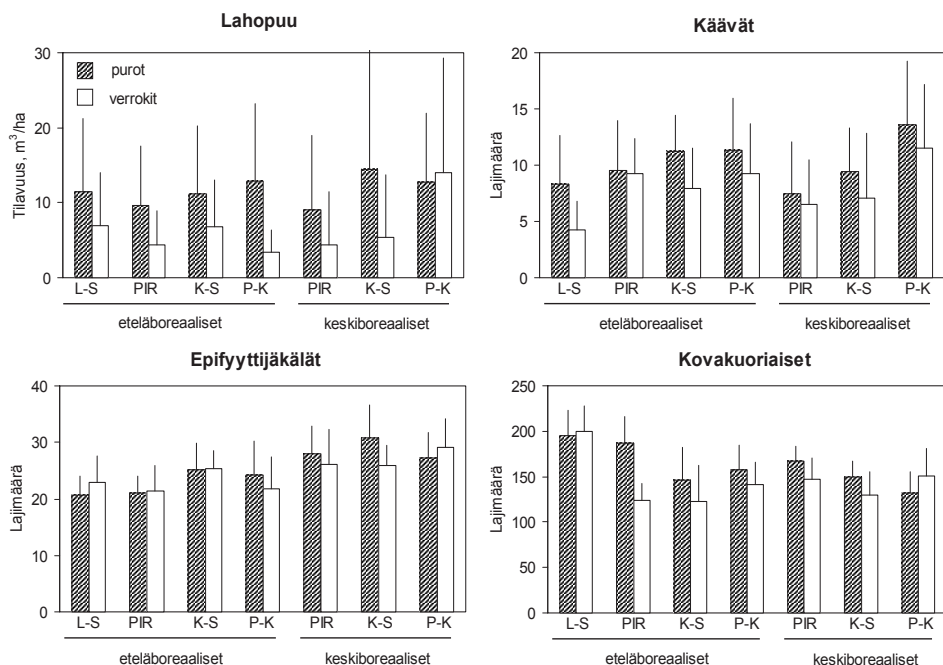
Metsälakipuronvarret olivat keskimäärin vähemmän käsiteltyjä ja siten luonnontilaisempia kuin verrokkitaloustmetsät. Hakkuukantojen keskimääräinen pohjapinta-ala oli purokohteissa 14,5 m<sup>2</sup>/ha ja verrokkikohteissa 20,3 m<sup>2</sup>/ha. Järeän lahoppuun (minimiläpimitta 10 cm, minimipituus 1,3 metriä) keskitilavuus oli purokohteissa 11,7 m<sup>3</sup>/ha ja verrokkikohteissa 6,5 m<sup>3</sup>/ha (kuva 1).

Erot lajistossa metsälakipurujen ja verrokkitaloustmetsien välillä sekä tutkimusalueiden välillä vaihtelivat lajiryhmästä toiseen (kuva 1). Kääpien ja kovakuoriaisten kokonaislajimäärä oli merkitsevästi suurempi purokohteissa kuin verrokeissa (kääpälajeja 28 % ja kovakuoriaislajeja noin 10 % enemmän purokohteissa). Epifyyttijäkälien lajimäärä

<sup>\*</sup> Metsäntutkimuslaitos, PL 18, 01301 Vantaa, sähköposti: juha.siitonen@metla.fi

<sup>a</sup> Metsäntutkimuslaitos



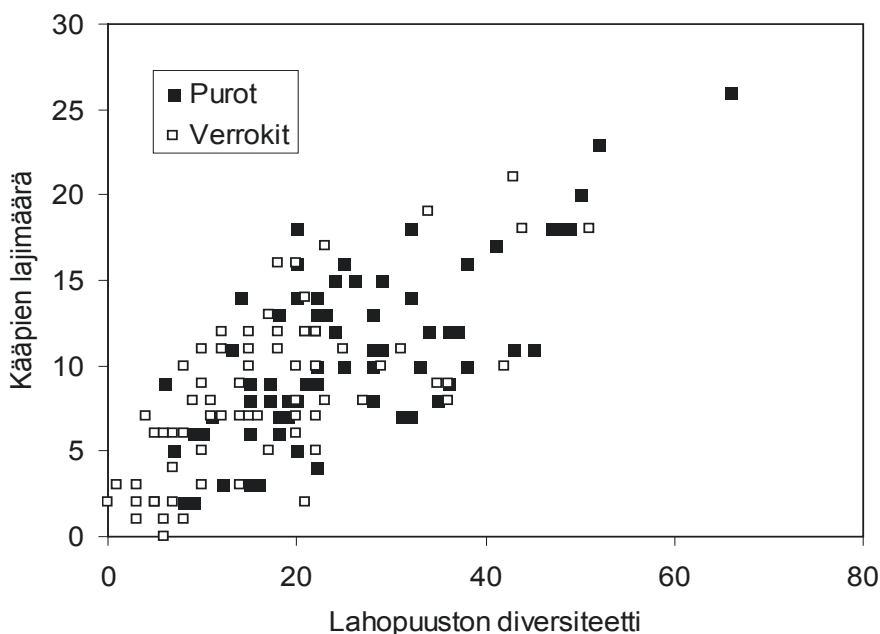


Kuva 1. Järeän lahopuun (minimiläpimitta 10 cm, minimipituus 1,3 metriä) keskimääräinen tilavuus sekä kääpien, epifyyttijäkälien ja kovakuoriaisten keskimääräinen lajimäärä metsälakipurukohteilla ja verrokkitalousmetsissä seitsemällä tutkimusalueella. Tutkimusalueet: L-S = Lounais-Suomi, PIR = Pirkanmaa, K-S = Keski-Suomi ja P-K = Pohjois-Karjala. Kukin pylväs on yhden alueen kymmenen metsikön keskiarvo (kovakuoriaisilla viiden); viivat pylväiden päässä kuvaavat alueen metsiköiden välistä keskihajontaa.

ei eronnut metsäluokkien välillä. Kääpien lajimäärä oli pienin Lounais-Suomessa ja selvästi suurin Pohjois-Karjalan keskiborealisella alueella. Kovakuoriaisten lajimäärä oli suurin Lounais-Suomessa; muut alueet eivät eronneet merkitsevästi toistaan. Epifyyttijäkälien lajimäärä oli keskiborealisella vyöhykkeellä merkitsevästi suurempi kuin eteläborealisella vyöhykkeellä. Eri lajiryhmien kokonaislajimäärät eivät korreloineet juuri lainkaan keskenään ( $r_s \leq 0,142$ ,  $p \geq 0,094$ ).

Lahopuun tilavuus ja diversiteetti selittivät suuren osan kääpien lajimäärän vaihtelusta. Lahopuun diversiteetti yksistään selitti 48 % lajimäärän vaihtelusta (kuva 2). Metsikön valtuuston ikä puolestaan oli tärkein epifyyttijäkälien lajimäärää selittävä tekijä. Vanhimmissa, 120-vuotiaissa metsiköissä lajimäärä oli noin kolmanneksen korkeampi kuin nuorimmissa, 50-vuotiaissa metsiköissä.

Uhanalaisia ja silmälläpidettäviä kääpiä löydettiin 25 lajia (68 havaintoa), epifyyttijäkälää 4 lajia (37 havaintoa) sekä kovakuoriaisia 9 lajia (12 yksilöä). Metsälakipuronvarret ja verrokkitalousmetsät eivät eronneet toisistaan uhanalaisten ja silmälläpidettävien lajien esiintymisen suhteen: purokohteilta tavattiin yhteensä 22 lajia (64 havaintoa), verrokeista 26 lajia (53 havaintoa). Lajeja löytyi vähintään yksi noin joka kolmannelta kohteelta (37 % purokohteista ja 31 % verrokkikohteista). Varsinaisia uhanalaisia lajeja



Kuva 2. Kääpien lajimäärän riippuvuus lahopuuston diversiteetistä eli erilaisten lahopuulaatujen määrästä 0,2 hehtaarin koaloilla metsälakipuronvarsissa ja verrokkitalousmetsissä.

(luokat VU + EN + CR) löytyi vain noin joka kuudennelta kohteelta (16 % purokohteista ja 17 % verrokkikohteista). Tutkimusalueet poikkesivat selvästi toisistaan uhanalaisten lajien esiintymisen suhteen: Lounais-Suomesta varsinaisia uhanalaisia lajeja ei löytynyt lainkaan, Pirkanmaalta ja Keski-Suomesta niitä löytyi joka kahdeksannelta kohteelta ja Pohjois-Karjalasta lähes joka kolmannelta kohteelta. Uhanalaisten ja silmälläpidettävien lajien populaatiot tutkituilla kohteilla olivat pieniä: käävillä yli 90 % esiintymistä rajoittui yhteen puuhun, epifyyttikälillä 66 % esiintymistä yhteen–kolmeen puuhun.

Tutkimuksen perusteella metsälakipuronvarret ovat keskimäärin runsaslajisempia kuin tavanomaiset talousmetsät. Uhanalaisia kangasmetsien lajeja niissä ei tällä hetkellä esiinny keskimäärin enempää kuin muissakaan varttuneissa tai uudistuskypsissä talousmetsissä. Puuston rakennepiirteet ovat kokonaislajimäärän ja uhanalaisten esiintymisen kannalta tärkeämpiä tekijöitä kuin metsikön sijainti puronvarressa tai muualla. Metsänkäsittelyn ulkopuolelle jäävissä metsälakikohteissa puuston rakenne kehittyä uhanalaisen lajiston kannalta suotuisammaksi, mutta toisaalta pienten populaatioiden säilyminen pienialaisissa kohteissa pitkällä tähtäimellä on epävarmaa. Uhanalaisten lajien esiintymisessä näyttää aineiston perusteella olevan myös selvää alueellista vaihtelua: Lounais-Suomessa lajeja oli vähiten ja Pohjois-Karjalan keskiborealisella vyöhykkeellä eniten.

## KIRJALLISUUS

<sup>1</sup>Yrjönen, K. 2004. Metsälain erityisen tärkeät elinympäristöt. Kartoitus yksityismetsissä 1998–2004. Loppuraportti. MMM:n julkaisuja 9/2004, 60 s.

<sup>2</sup> Hottola, J. & Siitonen, J. Importance of woodland key habitats for polyporous fungi is determined by dead – wood characteristics. *Käsikirjoitus*.

<sup>3</sup> Siitonen, J., Hottola, J. & Immonen, A. Differences in stand characteristics between brook-side key habitats and managed forests in southern Finland. *Käsikirjoitus*.

<sup>4</sup> Siitonen, J., Lommi, S. & Mäkinen, H. Epiphytic lichens in brook-siden key habitats and ordinary managed forests in southern Finland. *Käsikirjoitus*.



## PAIKKATIIETOMENETELMÄT MONIMUOTOISUUDEN SUOJELUN KUSTANNUSTEHOKKUUDEN LISÄÄMISESSÄ

Ron Store\*

Monitavoitteisuutta voidaan nykyisin pitää lähtökohtana lähes kaikelle luonnonvarojen käyttöön liittyvälle suunnittelulle. Metsätaloudessa monitavoitteisuus näkyy usein eriasteinena puuntuotannon rajoituksina monikäytössä olevissa kohteissa, mikä yleensä, ainakin pitkällä aikavälillä, aiheuttaa puuntuotannosta saatavan taloudellisen tulon pienenemistä. Jotta ekologisten näkökulmien huomioonottaminen metsänkäsittelyssä olisi mahdollisimman kustannustehokasta, tulee ekologisten tavoitteiden vaikutuksia tarkastella myös alueen muiden käyttömuotojen ja eliölajien näkökulmasta. Monimuotoisuuden suojeluun liittyvien ns. säästöalueiden osalta tämä tarkoittaa sitä, että säästöalueiden valinta tulisi punnita mahdollisimman monen alueelle asetetun tavoitteen suhteen. Tässä tiivistelmässä esitellään kahta tutkimusta, joiden tavoitteena oli kehittää ja testata menetelmiä, joiden avulla on mahdollista lisätä monimuotoisuuden suojelun kustannustehokkuutta paikantamalla kohteita, jotka ovat tärkeitä usean yhteensopivan tavoitteen kannalta ja hyödyntää näitä tietoja metsäsuunnittelun numeerisissa optimointilaskelmissa.

### Menetelmät

Tutkimuksissa kehitetyissä menetelmissä yhdistetään kartografisen mallinnuksen modernit GIS-tekniikat, ekologisen tilastollisen mallinnuksen menetelmät, asiantuntijatietämyksen mallinnuksen tekniikat sekä päätösanalyysimenetelmät. Paikkatietomenetelmistä hyödynnetään erityisesti työkaluja, joiden avulla voidaan tuottaa tietoa mm. alueen spatiaalisesta rakenteesta sekä yhdistää ja analysoida eri lähteistä peräisin olevaa tietoa. Päätöskäytännöksi käytetään mm. asiantuntijatietämyksen mallinnukseen, erilaisten painokertoimien määrittämiseen, epätäydellisen informaation käsittelyyn sekä vaihtoehtoisten ratkaisujen kokonaisvaltaiseen arvottamiseen.

Tutkimusten taustalla olevaa lähestymistapaa voidaan kuvata seuraavien päävaiheiden avulla:

1. sopivuusmallien laatiminen (esim. empiiriset tilastolliset mallit tai asiantuntijatietämyksen mallinnus)
2. malleissa tarvittavan tiedon tuottaminen paikkatietojärjestelmän karttatasoina
3. kohdealueen arviointi eri tavoitteiden suhteen (tärkeiden kohteiden rankkaus ja tunnistaminen)
4. tavoitteiden yhdistäminen ja verkostojen muodostaminen
5. vaihtoehtoisten puuntuotanto-ohjelmien tuottaminen
6. vaihtoehtoisten suunnitelmien kokonaisvaltainen arvottaminen

Lähestymistapaa voidaan hyödyntää kaikki vaiheet sisältävänä ketjuna tai erilaisina osaketjuina tiettyyn päätösongelmaan tarvittavan päätöstuen tuottamiseen. Tarkoituksenmukainen käyttötapa riippuu päätösongelman luonteesta.

\* Metsäntutkimuslaitos, PL 44, 69101 Kannus, sähköposti: ron.store@metla.fi



## Tulokset

Storen ja Jokimäen<sup>1</sup> tutkimuksessa käytettiin edellä kuvatun lähestymistavan neljää ensimmäistä vaihetta. Tutkimuksessa kehitettiin menetelmä, jonka avulla voidaan tuottaa ja yhdistää eri lajien elinympäristövaatimuksiin liittyvää ekologista informaatiota ja arvottaa kohdealueen elinympäristöt lajien elinympäristövaatimusten suhteen. Menetelmää testattiin tapaustutkimuksen avulla, jossa tuotettiin sopivuusmallit erikseen kolmelle vanhan metsän lajille (korpiludekääpä, leppälintu ja kirjosieppo) paikallistamalla aluksi kullekin lajille soveltuvat ja soveltumattomat alueet ja arvioimalla soveltuvien alueiden suhteellinen hyvyys sopivuusmallien avulla. Tutkimuksen toisessa vaiheessa testattiin paikkatietojärjestelmässä erilaisia menetelmiä ja painokertoimia lajikohtaisten sopivuusarviointien yhdistämiseen ja laadittiin sopivuuskarttoja kyseiselle vanhan metsän lajiryhmälle (kuva 1).

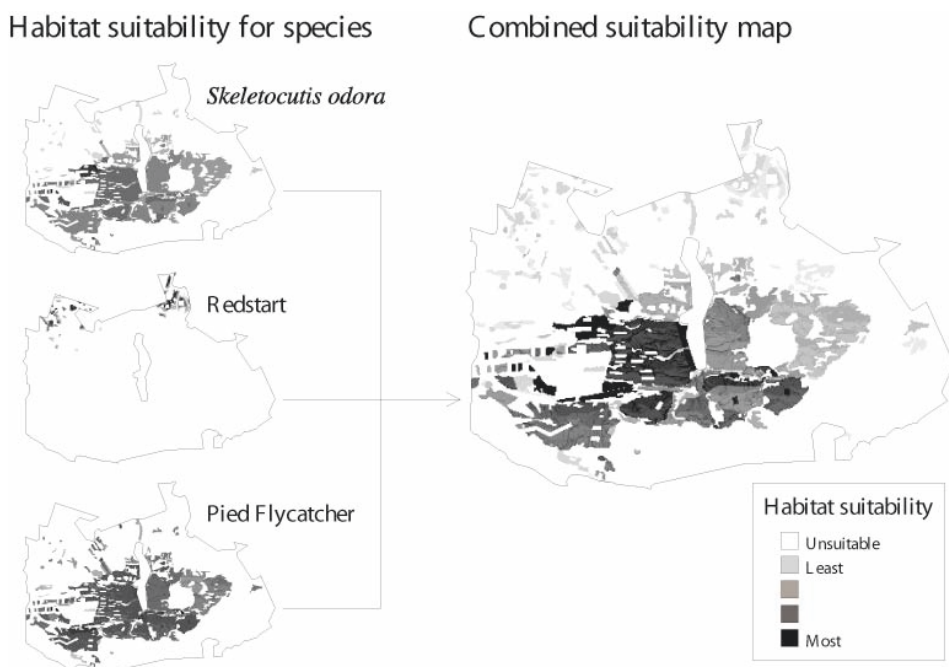
Vaikka tarkastelun kohteena olevat lajit olivat kaikki ns. vanhan metsän lajeja, oli eri lajien sopivuuskartoissa myös selkeitä eroja. Jos lajien elinympäristövaatimukset poikkesivat liian paljon toisistaan, ei yhdistetyn indeksin tuottaminen ollut tarkoituksenmukaista. Tapaustutkimuksen tuloksista kävi myös selvästi ilmi, että mitä enemmän lajien elinympäristövaatimukset erosivat toisistaan, sitä suurempi merkitys oli lajeille annetuilla painokertoimilla. Suurimmat edut lähestymistavassa olivat, että sen avulla voitiin tarkastella elinympäristöjä eri mittakaavoissa, yhdistää eri lajien elinympäristövaatimuksia lajikohtaisia painokertoimia käyttäen ja hyödyntää arvioinneissa sekä asiantuntijatietämystä että empiirisiä tilastollisia malleja.

Kankaan ym.<sup>2</sup> työssä esitellyssä sosioekologisessa aluetason suunnittelussa tavoitteena oli yhdistää sosiokulttuuralliset, ekologiset ja perinteiset puuntuotantoon liittyvät tavoitteet analyttisellä ja systemaattisella tavalla. Tutkimuksessa hyödynnettiin edellä kuvatun lähestymistavan kaikkia vaiheita kehitettäessä menetelmää, jossa säästökohteiden valinta ja verkottaminen tapahtui asiantuntijatietämyksen mallinnusta ja paikkatietomenetelmiä hyödyntäen, vaihtoehtoiset puuntuotanto-ohjelmat tuotettiin optimoinnin avulla suunnittelujärjestelmässä ja saadut vaihtoehtoiset ratkaisut arvoitettiin kokonaisvaltaisesti monikriteerisen arvioinnin menetelmiä hyödyntäen. Lähestymistavan avulla voitiin esimerkiksi paikallistaa ne alueet, joihin kohdistuu käyttöpaineita useamman tavoitteen suunnalta ja hyödyntää tätä tietoa eri tavoitteiden pohjalta valittujen säästökohteiden integroinnissa. Lisäksi menetelmän avulla voitiin hyödyntää asiantuntijatietämystä ja suunnitteluprosesseihin tyypillisesti liittyvää epätäydellistä informaatiota vaihtoehtoisten suunnitelmien arvottamisessa. Tapaustutkimuksessa koostettujen vaihtoehtoisten suunnitelmien paremmuus riippui alueelle asetetuista tavoitteista ja niiden keskinäisistä tärkeyksistä.

## Pohdinta

Päätösongelman ja tavoitteiden kokonaisvaltainen tarkastelu suojelukohteita valittaessa on olennainen tekijä monimuotoisuuden suojelun kustannustehokkuuden lisäämisessä. Tavoitteet voivat olla monimuotoisuuden suojelun eri näkökulmia ja/tai yhdistelmiä eri käyttömuotojen alueelle kohdistamista tavoitteista. Ihannetilanteessa kaikki suunnittelualueelle kohdistetut tavoitteet voidaan sisällyttää suunnittelujärjestelmään, joka esim. numeerisen optimoinnin avulla etsii parhaan mahdollisen ratkaisun

koko tavoitekirjon suhteen. Käytännössä optimointimenetelmien rajoitukset sekä tietämyksen ja erilaisten tuotantomallien puute estävät ainakin vielä tällä hetkellä tällaisen järjestelmän kehittämisen. Tavoitteiden määrän jatkuvasti lisääntyessä ja suunnitteluongelman mutkistuessa tällaisen kaiken kattavan järjestelmän kehittäminen tuskin toteutuu lähitulevaisuudessa. Sen sijaan akuuttia lievennystä ongelmaan saadaan kehittämällä esim. tässä tiivistelmässä kuvatun kaltaisia apuvälineitä, jotka auttavat suunnitteluongelman tarkastelua eri näkökulmista ja helpottavat käyttömuotojen ja tavoitteiden kustannustehokasta yhdistämistä.



Kuva 1. Eri eliölajien elinympäristövaatimusten yhdistäminen tapahtui kartografisen mallinnuksen menetelmiä hyödyntäen paikkatietojärjestelmässä.<sup>1</sup>

## KIRJALLISUUS

- <sup>1</sup> Store, R. & Jokimäki, J. 2003. A GIS-based multi-scale approach to habitat suitability modelling. *Ecological Modelling* 169: 1–15.
- <sup>2</sup> Kangas, J., Store, R. & Kangas, A. 2005. Socioecological landscape planning approach and multicriteria acceptability analysis in multiple purpose forest management. *Forest Policy and Economics* 7: 603–614.

# METSÄLAJISTON SUOJELUN JA METSIEN MONIKÄYTÖN KUSTANNUSTEHOKKUUS-ANALYYSI MONSU-METSÄSUUNNITTELU-OHJELMALLA

Olli-Pekka Tikkanen<sup>\*</sup>, Tero Heinonen<sup>a</sup>, Jukka Matero<sup>a</sup> ja Jari Kouki<sup>a</sup>

Uhanalaisten ja silmälläpidettävien metsälajien suuri määrä ja niiden vaihtelevat habitaattivaatimukset yhdistettynä metsän dynamiikkaan tekevät koko lajiston sisällyttämisestä suojelualueverkostoon haasteellisen tehtävän. Tässä työssä tutkimme, miten aluetason metsien käytössä voidaan suojelualueiden verkosto ja talousmetsien vaihtoehtoiset käsittelytavat yhdistämällä toteuttaa lahopuusta riippuvaisen uhanalaisen metsälajiston suojelu kustannustehokkaasti (huomioiden yhtä aikaa suojelun toteutusvaihtoehtojen ekologiset, taloudelliset ja sosiaaliset vaikutukset).

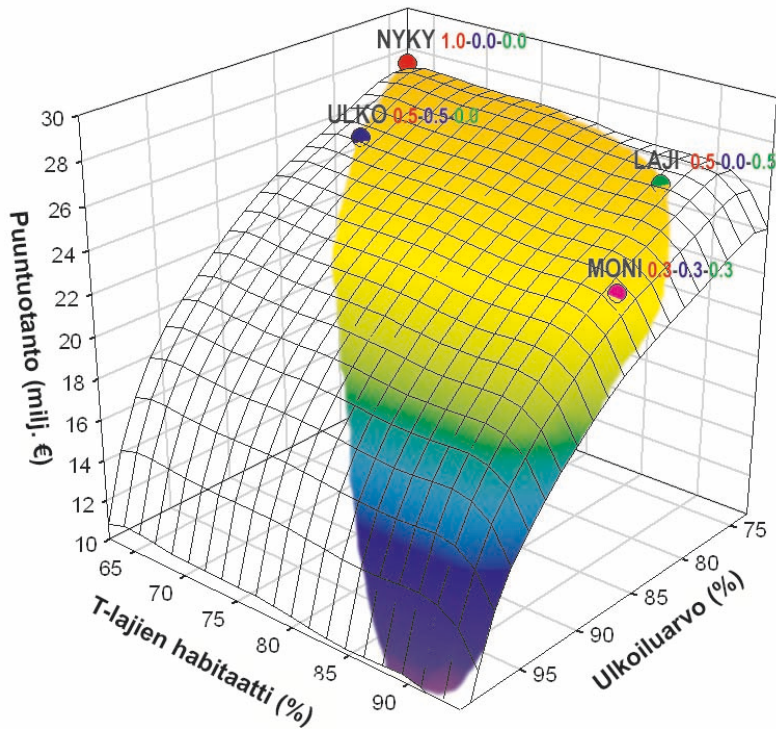
Mallialueena oli 120 km<sup>2</sup> alue Lieksan valtionmailla. Alueesta 10 % on nykyisiä suojelualueita, joita ei käsitellä simuloinneissa millään tavoin. Ryhmittelimme tutkimusalueen kangasmetsissä esiintyvän lahopuusta riippuvaisen uhanalaisen metsälajiston asiantuntijakyselyn<sup>1</sup> avulla vaatimuksiltaan samankaltaisten lajien ryhmiksi, ns. "tyyppilajeiksi". Kuvasimme 27 tyyppilajin resurssi- ja ympäristövaatimukset habitaatin soveltuvuusindeksien avulla (HSI, *habitat suitability index*). HSI kuvaa tietyn metsikön hyvyttä tarkasteltavan lajin elinympäristönä lajille tärkeiksi arvioituista habitaatin ominaisuuksista laatimiemme mallien avulla<sup>2,3</sup>.

Sisällytimme tyyppilajien HSI-mallit MONSU-metsäsuunnitteluohjelmistoon<sup>4</sup>, joka simuloimalla tuottaa metsiköille vaihtoehtoisia käsittely- ja kehityssarjoja 60 vuoden tarkastelujaksolle. Ohjelman optimointialgoritmi valitsee koko alueelle asetettujen tavoitteiden kannalta parhaan metsikkökohtaisten käsittely- ja kehityssarjojen yhdistelmän mahdollistaen puuntuotantoon liittyvien tavoitteiden lisäksi myös metsien virkistyskäyttöarvoa<sup>5</sup> ja ekologista laatua kuvaavien tavoitteiden käytön.

Tutkimme MONSUn avulla uhanalaisen metsälajiston suojelun vaihtoehtoiskustannuksia laatimalla tuotantomahdollisuuksien rajapinnan kolmen tavoitteen painoyhdistelmillä. Lopuksi vertailimme tarkemmin neljää metsien käyttökkenaariota, jotka olivat NYKY (puuntuotannon nettotulojen nykyarvon maksimointi talousmetsissä nykyisiä metsänhoitosuosituksia noudattaen jossa simulointijakson jälkeiset nettotulot otettiin huomioon puuston lopputilavuustavoitteella), ULKO (ulkoiluarvolla ja puuntuotannolla yhtä suuri painoarvo), LAJI (tyyppilajien habitaatilla ja puuntuotannolla yhtä suuri painoarvo) sekä MONI (ulkoiluarvolla, tyyppilajien habitaatilla ja puuntuotannolla yhtä suuri painoarvo).

<sup>\*</sup> Joensuun yliopisto, Metsätieteellinen tiedekunta, PL 111, 80101 Joensuu, sähköposti: olli-pekka.tikkanen@joensuu.fi

<sup>a</sup> Joensuun yliopisto

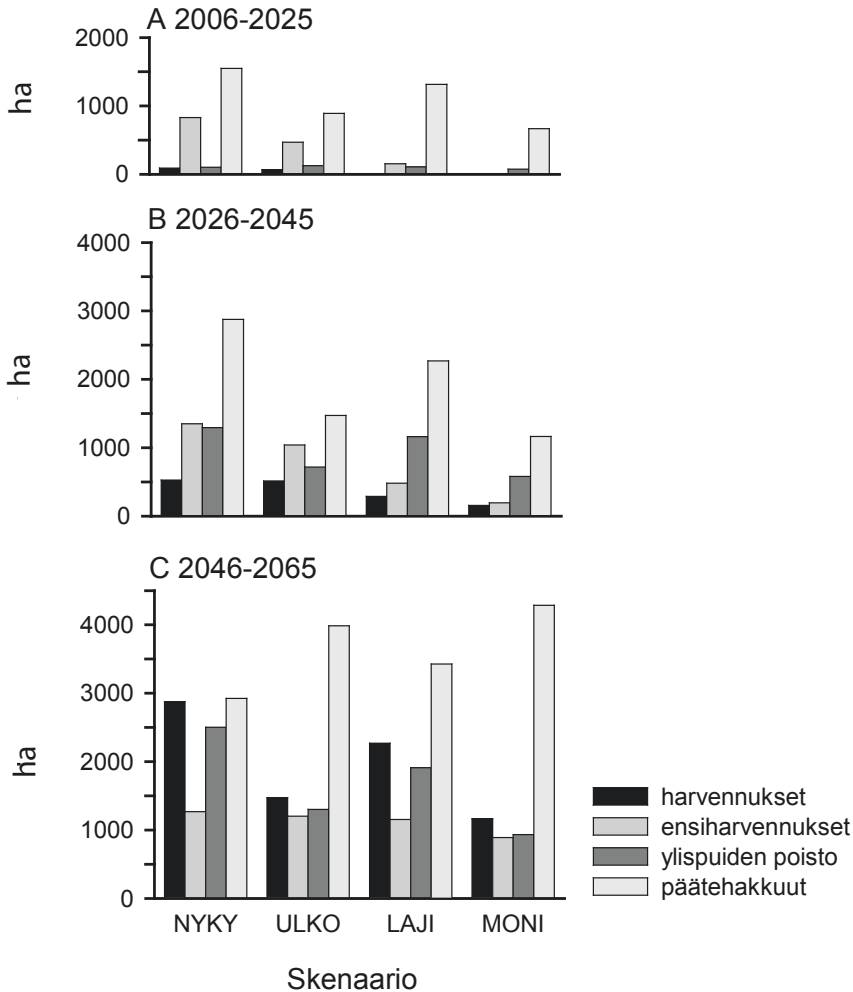


Kuva 1. Simuloitujen metsien käyttöskenaarioiden (NYKY, ULKO, LAJI ja MONI) sijoittuminen tehokkaita puuntuotannon, lajiston suojelun ja virkistyskäytön yhdistelmiä kuvaavalle tuotantomahdollisuuksien pinnalle (värillinen taso). Tyypilajien habitaatin määrä ja ulkoiluvarvo on ilmoitettu prosentteina alueen potentiaalista, puuntuotanto nettotulojen nykyarvona (korko 4 %). Numerot skenaarioiden nimien perässä ilmaisevat optimoinnissa käytettyjen tavoitteiden, puuntuotanto (pun.), ulkoiluvarvo (sin.) ja tyypilajien habitaatti (vihr.), painot.

## Tulokset ja johtopäätökset

Tehokkaita puuntuotannon, virkistyskäytön ja lajien suojelun tuotosyhdistelmiä kuvaava tuotantomahdollisuuksien rajapinta näyttää, että alueen talousmetsien käsittelyä muuttamalla voidaan lisätä merkittävästi koko alueen tyypilajien habitaattia ja ulkoiluvarvoa alentamatta oleellisesti puuntuotannon arvoa (kuva 1). Tyypilajien habitaatin määrän lisääminen 63 %:ista 89 %:iin alueen potentiaalista (LAJI-skenaario) on mahdollista tinkimällä noin 6 % puuntuotannon arvosta, pääosin vähentämällä ja lykkäämällä harvennushakkuiden määrää (kuva 2). Järeää lahopuuta vaativien lajien habitaatin määrää ei kuitenkaan pystytä lisäämään tällä tavoin. Alueen ulkoiluvarvon kasvattaminen on huomattavasti kalliimpaa kuin tyypilajien habitaatin määrän lisääminen, koska se näyttäisi edellyttävän kiertoajan pidentämistä. Ulkoiluvarvon maksimointi aiheuttaakin huomattavasti suuremman pudotuksen puuntuotannossa kuin tyypilajien habitaatin maksimointi. Ulkoiluvarvon ollessa suurimmillaan puuntuotannon





Kuva 2. Hakuutoimenpiteet eri skenaarioissa MONSUn kolmella 20 vuoden suunnittelukaudella.

arvo jäi 37 %:in (10,1 milj. €) verrattuna NYKY-skenaarioon. Tyypilajien habitaatin ollessa suurimmillaan puuntuotannon arvo oli tätä paljon suurempi, 63 % (17,1 milj. €) puuntuotannon maksimiarvosta. Puuntuotannon eri tasoilla ulkoiluarvon ja tyypilajien habitaatin määrän välillä vallitsee lisäksi kilpailutilanne: ulkoiluarvon lisääminen vähentää tyypilajien habitaatin määrää (kuva 1). Tulosten perusteella harvennusmallien muuttaminen voi olla talousmetsissä kiertoaikojen pidentämisestä selvästi tehokkaampi keino lisätä lahoppuusta riippuvaiselle uhanalaiselle metsälajistolle sopivaa habitaattia. (Tehtyjen hiiliaselaskelmien perusteella näyttää myös ilmeiseltä, että metsien rooli ilmamehän hiilidioksidipitoisuuden hallinnassa samalla vahvistuu).

Tuloksia ei voi suoraan yleistää, sillä alueen metsätyyppien jakauma ja metsien käsittelyhistoria määrää lyhyellä ja keskipitkällä aikavälillä (<60 v.) alueen habitaattipotentialin.

Mallialueen metsien ikäjakauma on lähtötilanteessa painottunut voimakkaasti nuoriin ikäluokkiin (alueen metsistä 47 % alle 40 -vuotiaita). Lisäksi lähtötilanteessa alueen metsistä 10 % oli jo suojeltu. Myös metsien kehitystä ennustaviin malleihin liittyy vielä joukko epävarmuustekijöitä. Puiden kuolevuusmallit on kehitetty alle 120-vuotiaille metsille eikä niiden soveltumista vanhoihin luonnonmetsiin tunneta riittävän hyvin. Lisäksi 60 vuoden tarkastelujakso on hieman liian lyhyt. Tämä näkyi mm. siinä, että järeää lahopuuta ei ehtinyt syntyä simuloinnin aikana (ei edes luonnonsuojelualueilla). Tyypilajien habitaattitavoitteen rajoittuminen 60 vuoden simulointijaksolle ei myöskään ota huomioon, miten viimeisellä suunnittelukaudella tehdyt hakkuut vaikuttavat myöhempään tyypilajien habitaatin määrän kehittymiseen. Puutteistaan huolimatta mallitarkastelu antoi hyviä suuntaviivoja ja uusia näkökulmia metsien monikäyttöön sekä paljasti oleelliset aukot nykyisessä metsän dynamiikan tuntemuksessa. Ekologisen tiedon ja tarkennettujen metsämallien yhdistäminen metsäsuunnitteluohjelmistoon avaa mahdollisuuden parempaan, kustannustehokkaaseen metsien monikäytön suunnitteluun.

## KIRJALLISUUS

- <sup>1</sup> Tikkanen, O.-P., Martikainen, P., Hyvärinen, E., Junninen, K. & Kouki, J. 2006. Red-listed boreal forest species of Finland: associations with forest structure, tree species and decaying wood. *Ann. Zool. Fenn.*, (painossa).
- <sup>2</sup> Kurttila, M., Pukkala, T. & Loikkanen, J. 2002. The performance of alternative spatial objective types in forest planning calculations: a case for flying squirrel and moose. *For. Ecol. Manag.* 166: 245–260.
- <sup>3</sup> Larson, M.A., Thompson, F.R.III, Millspaugh, J.J., Dijak, W.D. & Shifley, S.R. 2004. Linking population viability, habitat suitability and landscape simulation models for conservation planning. *Ecol. Modell.* 180: 103–118.
- <sup>4</sup> Pukkala, T. 2004. MONSU-metsäsuunnitteluohjelmisto. Versio 4. Ohjelmiston toiminta ja käyttö. 75 s.
- <sup>5</sup> Pukkala, T., Kellomäki, S. & Mustonen, E. 1988. Prediction of the amenity of a tree stand. *Scand. J. For. Res.* 3: 533–544.

## ENNALLISTAMISPOLTTOJEN JA LAHOPUUN LISÄYKSEN MERKITYS KOVAKUORIAISLAJISTOLLE

Tero Toivanen\* ja Janne S. Kotiaho<sup>a</sup>

Vanhojen metsien vähenemisen ja metsien fragmentoitumisen<sup>1</sup> ohella ovat boreaaliseen havumetsävyöhykkeeseen vaikuttaneet viimeisen vuosisadan aikana eniten häiriö-dynamiikan muutokset<sup>2,3</sup>. Esimerkiksi metsäpalot ovat nykyisin sangen harvinaisia ja pienialaisia. Myös lahopuun määrä metsissä on pudonnut murto-osaan entisestä<sup>4</sup>. Nämä muutokset ovat johtaneet erityisesti saproksyyli- eli lahopuusta riippuvaisten lajien<sup>5</sup> vähenemiseen ja uhanalaistumiseen<sup>6</sup>. Erityisen tärkeitä elinympäristöjä monille saproksyyllilajeille ovat metsien nuoret sukkessiovaiheet<sup>7,8</sup>, kuten metsäpaloalueet, joissa yhdistyvät lahopuun suuri määrä ja paahteinen ympäristö<sup>1,4</sup>. Koska tällaisia ympäristöjä ei nykyään synny luonnollisten häiriöiden seurauksena, on ennallistamisen tarve ilmeinen.

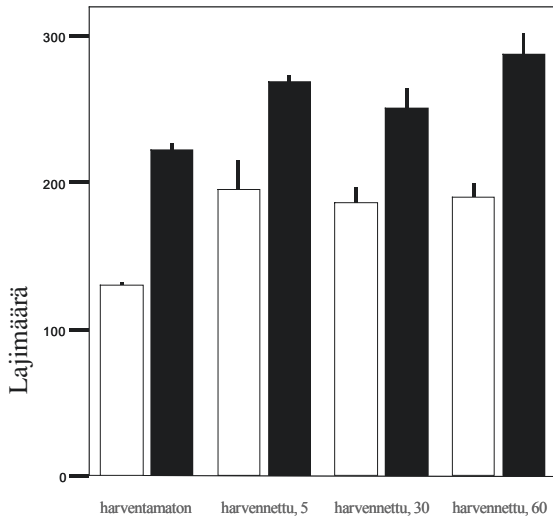
Lammin Evolle vuonna 2002 perustetussa kokeessa on tutkittu ennallistamistoimien, metsän polton ja järeän lahopuun tuoton, vaikutuksia kovakuoriaislajistoon. Koeasetelma muodostuu 24:stä noin kahden hehtaarin suuruisesta koealasta, jotka olivat alun perin 80-vuotiaita kuusivaltaisia talousmetsiä. Kevättalvella 2002 näistä koealoista 18 harvennettiin siten, että pystyvuoston tilavuudeksi tuli 50 m<sup>3</sup>/ha. Harvennetuille aloille jätettiin maapuuta 5, 30 tai 60 m<sup>3</sup>/ha (6 kappaletta kutakin käsittelyä). Kuusi koelaoista jätettiin harventamatta. Kesällä 2002 puolet koelaoista (3 kpl / käsittely) poltettiin.

Kovakuoriaislajistoa on tutkittu vuosina 2002–2004 asettamalla kullekin koealalle viisi ikkunapyydyistä, pyydykset ovat olleet maastossa toukokuun alusta syyskuun alkuun. Kerätty aineisto (vuonna 2003 56 029 yksilöä, 755 lajia) on määritetty lajitasolle. Kokonaislaji- ja yksilömäärien ohella aineiston perusteella on selvitetty poltto- ja hakkuukäsittelyjen vaikutuksia lahopuuriippuvaisten sekä harvinaisten<sup>9</sup> ja uhanalaisten<sup>10</sup> lajien esiintymiseen ja kovakuoriaisyhteisöjen rakenteeseen.

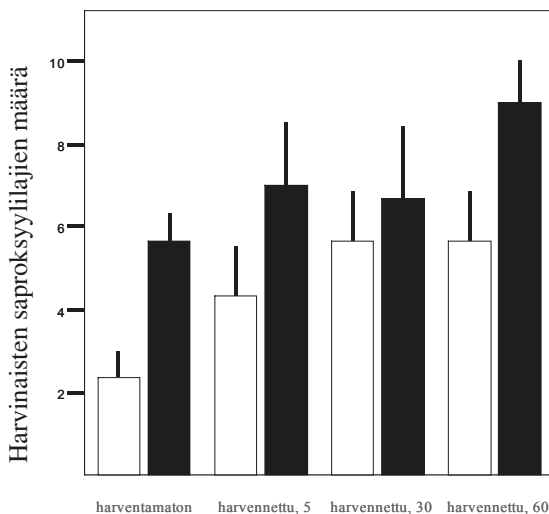
Polton havaittiin nostavan selvästi sekä kovakuoriaisten yksilö- että lajimääriä (kuva 1), sekä saproksyyllilajit että hieman yllättäen myös ei-saproksyyliit runsastuivat voimakkaasti välittömästi polton jälkeen. Suuri lahopuun määrä poltto-kohteilla tarjoaa resursseja saproksyyllilajeille, ei-saproksyyliit hyötynevät esimerkiksi paahteisesta ympäristöstä ja lisääntyneestä neulaskarikkeen määrästä. Erityisen huomattava vaikutus ennallistamispolttoilla oli harvinaisten saproksyyllilajien esiintymiseen (kuva 2), sen sijaan harvinaisten ei-saproksyyliin määrät eivät lisääntyneet poltetuilla kohteilla. Tämä kertoo siitä, että ennallistamispolttoilla kyetään luomaan sopivia elinympäristöjä vaateliaille lahopuuriippuvaisille lajeille. Myös muissa meneillään olevissa tutkimuksissa on havaittu poltolla olevan vastaavanlaisia vaikutuksia<sup>11</sup>. Uhanalaisten lajien määrät poltetuilla koelaoilla olivat suhteellisen alhaisia, mutta polton lajirunsausta kasvattava vaikutus oli näidenkin lajien kohdalla havaittavissa.

\* Bio- ja ympäristötieteiden laitos, PL 35, 40014 Jyväskylän yliopisto, sähköposti: teroiv@cc.jyu.fi

<sup>a</sup> Jyväskylän yliopisto



Kuva 1. Kovakuoriaisten lajimäärät koaloilla. Mustat pylväät kuvaavat poltettuja aloja ja valkeat pylväät polttamattomia. X-akselilla on kuvattu hakkuukäsittely ja tuotetun lahpuun määrä ( $m^3 / ha$ ).



Kuva 2. Harvinaisten saproksyytilajien määrät koaloilla. Mustat pylväät kuvaavat poltettuja aloja ja valkeat pylväät polttamattomia. X-akselilla on kuvattu hakkuukäsittely ja tuotetun lahpuun määrä ( $m^3 / ha$ ).

Myös hakkuukäsittelyllä havaittiin olevan vaikutusta kovakuoriaisten lajirunsauteen. Havaitut erot olivat kuitenkin lähinnä harvennettujen ja harventamattomien koalojen välillä, harvennetuille aloille jätetyn lahpuun määrän ei havaittu vaikuttavan kovakuoriaisten esiintymiseen sen enempää poltetuilla kuin polttamattomillakaan

kohteilla. Poltetuilla aloilla ensisijaisen resurssin kovakuoriaisille muodostavat palon tappamat pystypuut ja palaneen maapuun merkityksen voi olettaakin olevan vähäinen. Sen sijaan polttamattomilla aloilla tulos on varsin odottamaton. On kuitenkin todennäköistä, että järeän lahoppuun lisäyksen vaikutukset ilmenevät vasta ajan myötä: välittömästi hakkuun jälkeen yksinomaan hakkuutähdettä kykenee hyödyntämään suuri määrä saproksyyllilajeja mutta järeän lahoppuun lajisto muotoutuu vuosien, jopa vuosikymmenien, kuluessa.

Ennallistamistoimilla oli huomattava vaikutus myös kovakuoriaisyhteisöjen rakenteeseen: ordinaatioanalyyseissä sekä poltto- että hakkuukäsittelyn todettiin johtavan toisistaan selkeästi eroaviin yhteisöihin. Myös vaihtelu tuotetun lahoppuun määrässä aiheutti pieniä eroja yhteisörakenteessa sekä poltetuilla että polttamattomilla koealoilla. Poltetuilla kohteilla erot johtunevat lähinnä palon intensiteetin vaihtelusta maapuun määrän mukaan, polttamattomilla alueilla taas lahoppuuresurssin määrän vaikutuksesta.

Metsän poltto ennallistamiskeinona johtaa nopeasti suotuisiin tuloksiin: kokonaislajirunsauden kasvun lisäksi myös harvinaiset ja uhanalaiset lahoppuuta vaativat lajit runsastuvat poltetuilla kohteilla. Ennallistamispoltoilla voi täten olettaa olevan huomattava merkitys kovakuoriaislajien suojelulle. Lahoppuun tuotolla ei sen sijaan tutkimuksessa todettu olevan välittömiä vaikutuksia, vaikkakin yhteisöjen rakenteissa havaittiin eroja eri määriä lahoppuuta sisältävien ennallistamiskohteiden välillä. Lahoppuun tuoton lopullisten vaikutusten selvittäminen vaatii kuitenkin pitkän aikavälin seurantaa.

## KIRJALLISUUS

- <sup>1</sup> Kouki, J., Löfman, S., Martikainen, P., Rouvinen, S. & Uotila, A. 2001. Forest fragmentation in Fennoscandia: linking habitat requirements of wood-associated threatened species to landscape and habitat changes. *Scandinavian Journal of Forest Research Supplement* 3: 27–37.
- <sup>2</sup> Attiwill, P.M. 1994. The disturbance dynamics of forest ecosystems: the ecological basis for conservative management. *Forest Ecology and Management* 63: 247–300.
- <sup>3</sup> Kuuluvainen, T. 2002. Natural variability of forests as a reference for restoring and managing biological diversity in boreal Fennoscandia. *Silva Fennica* 36: 97–125.
- <sup>4</sup> Siitonen, J. 2001. Forest management, coarse woody debris and saproxylic organisms: Fennoscandian boreal forests as an example. *Ecological Bulletins* 49: 11–41.
- <sup>5</sup> Speight, M.C.D. 1989. Saproxylic Invertebrates and their Conservation. Council of Europe, Strasbourg.
- <sup>6</sup> Grove, S.J. 2002. Saproxylic insect ecology and the sustainable management of forests. *Annual Review of Ecology and Systematics* 33: 1–23.
- <sup>7</sup> Jonsell, M., Weslien, J. & Ehnström, B. 1998. Substrate requirements of red-listed saproxylic invertebrates in Sweden. *Biodiversity and Conservation* 7: 749–764.
- <sup>8</sup> Similä, M., Kouki, J., Martikainen, P. & Uotila, A. 2002. Conservation of beetles in boreal pine forests: the effects of forest age and naturalness on species assemblages. *Biological Conservation* 106: 19–27.
- <sup>9</sup> Rassi, P. (toim.) 1993. Suomen kovakuoriaisten frekvenssipisteluettelo 1.1.1960 - 1.1.1990. WWF, Helsinki.
- <sup>10</sup> Rassi, P., Alanen, A., Kanerva, T. & Mannerkoski, I. (toim.) 2001. Suomen lajien uhanalaisuus 2000. Ympäristöministeriö, Helsinki.
- <sup>11</sup> Hyvärinen, E., Kouki, J., Martikainen, P. & Lappalainen, H. 2005. Short-term effects of controlled burning and green-tree retention on beetle (Coleoptera) assemblages in managed boreal forests. *Forest Ecology and Management* 212: 315–332.

# METSÄTALOUDELLISTEN KULOTUSALOJEN MERKITYS KOVAKUORIAISLAJISTON SUOJELUSSA

Tero Toivanen\* ja Janne S. Kotiaho<sup>a</sup>

Metsätaloudellista kulotusta on käytetty metsän uudistamiskeinona viime vuosisadan alkupuolelta lähtien, enimmillään poltettiin 1950-luvulla noin 30 000 hehtaaria vuodessa<sup>1</sup>. Viime vuosikymmeninä kulotuksen suosio on laskenut, mutta edelleen on vuosittain kulotettu noin 500-1 000 hehtaaria<sup>1</sup>. Luonnolliset, laaja-alaiset metsäpalot ovat samaan aikaan suuresti vähentyneet ja monet palosta riippuvaiset<sup>2</sup> sekä myös järeää lahopuuta paahteisessa ympäristössä vaativat lajit<sup>3,4</sup> ovat tämän seurauksena taantuneet<sup>5</sup>. On mahdollista, että metsätaloudelliset kulotukset ovat kuitenkin tarjonneet soveliaan elinympäristön osalle näistä lajeista.

Metsätaloudellisten kulotusalojen kovakuoriaislajistoa, kulojen merkitystä harvinaisten ja uhanalaisten lajien elinympäristönä sekä lajiston muuttumista ajan kuluessa selvitettiin vuonna 2002 Lammin Evolla toteutetussa tutkimuksessa. Tutkimusaloiksi valittiin 20 kappaletta 1-16 vuoden ikäisiä kulotusaloja, joille oli jätetty säästöpuuta. Näitä aloja verrattiin 20:een vastaavan ikäiseen siemenpuuhakkuaan, jotka edustavat rakenteellisesti samankaltaisia ympäristöjä.

Kovakuoriaislajistoa tutkittiin pyytämällä niitä koealoilta ikkunapyydyksillä, kullekin koealalle asetettiin viisi pyydystä. Pyyntikausi alkoi toukokuun lopussa ja jatkui syyskuun loppuun. Kerätty aineisto (23 843 yksilöä, 697 lajia) määritettiin lajitasolle. Aineistosta erotettiin omiksi ryhmikseen lahopuusta riippuvaiset eli saproksyyllilajit<sup>6</sup> sekä harvinaiset<sup>7</sup> ja uhanalaiset<sup>8</sup> lajit. Lisäksi vertailtiin kovakuoriaisyhteisöjen rakennetta kulotusalojen ja siemenpuuhakkuiden välillä.

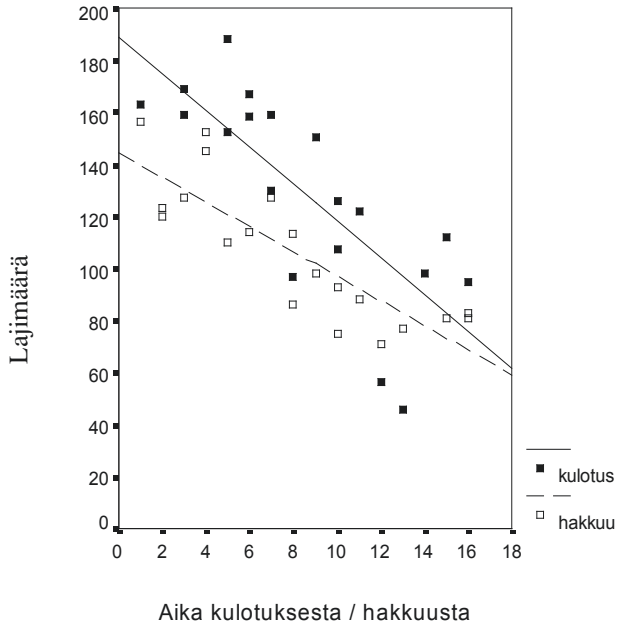
Kovakuoriaisten yksilömäärät vähenivät voimakkaasti alueen iän mukaan, kulotusalat ja siemenpuuhakkuut eivät eronneet toisistaan yksilömäärien suhteen. Sen sijaan kovakuoriaisten lajimäärät olivat kulotusaloilla suuremmat kuin siemenpuuhakkuilla (kuva 1), erityisesti saproksyyllilajit esiintyivät kulotuskohteilla runsaampina.

Sekä harvinaisten (kuva 2) että uhanalaisten lajien määrät olivat kulotusaloilla huomattavasti suurempia kuin siemenpuuhakkuilla. Eniten näitä lajeja tavattiin 5-10 vuoden ikäisillä kuloilla, tätä vanhemmilla kulotusaloilla harvinaisten ja uhanalaisten lajien määrät laskivat jyrkästi. Siemenpuuhakkuilla ei alueen iällä ollut juurikaan vaikutusta harvinaisten lajien esiintymiseen. Alle 10 vuoden ikäiset kulotusalat erosivat myös yhteisörakenteeltaan selvästi vastaavan ikäisistä siemenpuuhakkuista, tätä vanhemmilla kohteilla yhteisöt eivät eronneet toisistaan.

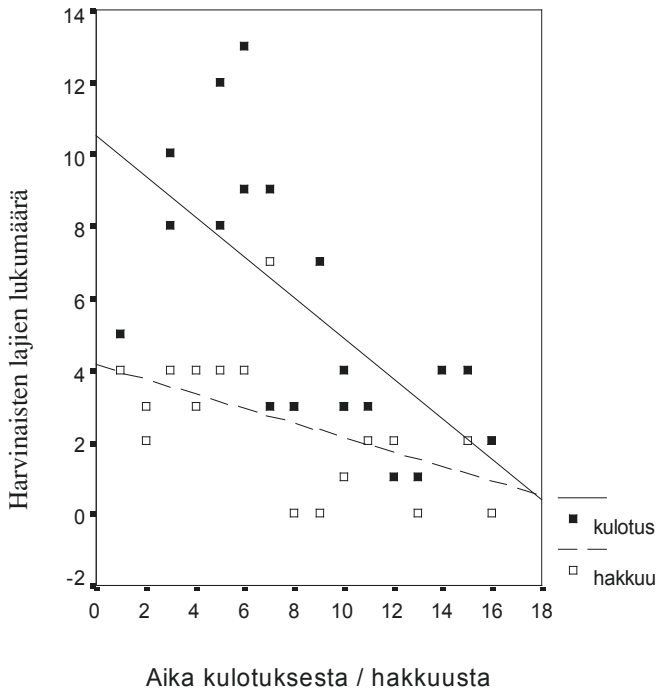
Luonnollisten metsäpalojen ollessa Suomessa nykyään hyvin harvinaisia, metsätaloudellisilla kulotuksilla lienee ollut huomattava merkitys paahteisen ympäristön lajien

\* Bio- ja ympäristötieteiden laitos, PL 35, 40014 Jyväskylän yliopisto, sähköposti: tertoiv@cc.jyu.fi

<sup>a</sup> Jyväskylän yliopisto



Kuva 1. Kovakuoriaisten lajimäärät kulotusaloilla ja siemenpuuhakuilla.



Kuva 2. Harvinaisten kovakuoriaislajien määrät kulotusaloilla ja siemenpuuhakuilla.

säilyttäjänä. Koska valtaosa kuloilla elävistä harvinaisista lajeista on lahoppuun vaatioita, on säästöpuiden jättäminen kulotusaloille ensiarvoisen tärkeää. Kulotusalojen lajisto näyttää pysyvän monipuolisena vain noin kymmenen vuoden ajan, jonka jälkeen se köyhtyy alueiden sulkeutumisen myötä. Ennallistamispoltojen, joissa tuotetun lahoppuun määrä on merkittävästi suurempi kuin metsätaloudellisissa kulotuksissa, voi olettaa säilyvän suotuisina elinympäristöinä kauemmin. Koska mahdollisuudet ennallistamispoltojen suorittamiseen ovat kuitenkin rajalliset, metsätaloudellisia kulotuksia, edellyttäen että jonkin verran säästöpuita niille jätetään, voidaan edelleen hyödyntää monimuotoisuutta lisäävänä toimenpiteenä.

## KIRJALLISUUS

- <sup>1</sup> Metsätalastollinen vuosikirja 1999. Metsäntutkimuslaitos. SVT Maa-, metsä- ja kalatalous.
- <sup>2</sup> Wikars, L.-O., 1992. Forest fires and insects. *Entomologisk Tidskrift* 113: 1–11.
- <sup>3</sup> Kouki, J., Löfman, S., Martikainen, P., Rouvinen, S. & Uotila, A. 2001. Forest fragmentation in Fennoscandia: linking habitat requirements of wood-associated threatened species to landscape and habitat changes. *Scandinavian Journal of Forest Research Supplement* 3: 27–37.
- <sup>4</sup> Siitonen, J. 2001. Forest management, coarse woody debris and saproxylic organisms: Fennoscandian boreal forests as an example. *Ecological Bulletins* 49: 11–41.
- <sup>5</sup> Grove, S.J. 2002. Saproxylic insect ecology and the sustainable management of forests. *Annual Review of Ecology and Systematics* 33: 1–23.
- <sup>6</sup> Speight, M.C.D. 1989. Saproxylic Invertebrates and their Conservation. Council of Europe, Strasbourg.
- <sup>7</sup> Rassi, P. (toim.) 1993. Suomen kovakuoriaisten frekvenssipisteluetelo 1.1.1960–1.1.1990. WWF, Helsinki.
- <sup>8</sup> Rassi, P., Alanen, A., Kanerva, T. & Mannerkoski, I. (toim.) 2001. Suomen lajien uhanalaisuus 2000. Ympäristöministeriö & Suomen ympäristökeskus, Helsinki. 432 s.



## METSÄNOMISTAJIEN NÄKEMYKSIÄ LUONNONSUOJELUALUEIDEN KAUPPOISTA

Aleksi Tuuri\* ja Simo Hannelius<sup>a</sup>

Metsähallitus ostaa yksityisiltä metsänomistajilta vapaaehtoisin kaupun maita luonnonsuojelua varten. Maata on perinteisesti hankittu suojeluohjelmiin rajatuilta alueilta, ja vuodesta 2005 alkaen myös METSO-ohjelman puitteissa metsänomistajien tarjousten perusteella maan eteläosassa. Tarjouskilpailu hanke perustuu metsänomistajien oma-aloitteisuuteen ja tilan tai sen osien tarjontaan.

Metsähallituksen metsätilakaupoista tehdyssä tutkimuksessa<sup>1</sup> verrataan Metsähallituksen luonnonsuojelu- ja metsätalouskauppojen kaupankohhteiden hintoja, puustoja sekä pinta-aloja. Tämän lisäksi vuonna 2005 Metsähallitukselle luonnonsuojelualueita myyneille metsänomistajille tehtiin postikyselytutkimus<sup>2</sup>, jossa tiedusteltiin heidän näkemyksiään ja kokemuksiaan luonnonsuojelukaupoista.

Vuosina 2004 ja 2005 tehdyt metsätilakaupat olivat kauppahintatutkimuksen<sup>1</sup> kohteena. METSO-ohjelmaan hankittujen metsien puuston keskitilavuus (128 m<sup>3</sup>/ha) oli selvästi suurempi kuin tiloilla, jotka oli ostettu valtion luonnonsuojeluohjelmiin kuuluvilta alueilta (71 m<sup>3</sup>/ha). METSO-kauppojen kohteet olivat keskitilavuudeltaan myös suurempia kuin Metsähallituksen tekemät metsätalouden kaupat (94 m<sup>3</sup>/ha). METSO-kohteista maksettiin muihin kauppoihin verrattuna hieman korkeampia kauppahintoja niin hehtaaria (€/ha) kuin kuutiotakin (€/m<sup>3</sup>) kohden. Eri tarkoituksiin ostettujen tilojen kauppahinnat eivät kuitenkaan poikenneet toisistaan tilastollisesti merkitsevästi. Keskipinta-alaltaan METSO-kaupat olivat pienempiä (19,9 ha) verrattuna Metsähallituksen tekemiin luonnonsuojeluohjelmien hankintoihin (26,8 ha) tai metsätalouden tarkoituksiin tehtyihin kauppoihin (37,7 ha). Tutkimukseen kuuluivat kaikki Metsähallituksen Etelä-Suomen alueella tekemät yli 10 hehtaarin kokoiset metsätilakaupat. Näistä METSO-kauppoja oli viisi, muita suojelukauppoja 16 ja metsätalouden maiden ostoja ja myyntejä yhteensä 23 kauppaa.

Lajistoltaan rikkaimmat suojelemattomat metsäalueet ovat yksityisessä omistuksessa. Kyselytutkimuksessa<sup>2</sup> pyrittiin selvittämään, miten metsänomistajat suhtautuvat erilaisten keinojen käyttöön monimuotoisuuden suojelua toteutettaessa. Tässä työssä tarkasteltiin Metsähallitukselle maitaan myyneiden metsänomistajien näkemyksiä erilaisista vaihtoehdoista.

Kyselylomake lähetettiin tilakoosta riippumatta kaikille Metsähallituksen kanssa Etelä-Suomen alueella vuonna 2005 METSO-kauppoja tehneille metsänomistajille (25) sekä valtioneuvoston hyväksymiin luonnonsuojeluohjelmiin maitaan myyneille metsänomistajille (99). Kyselyyn vastasi 45 prosenttia kauppoja tehneistä. Tutkimuksen kaupat olivat markkinahintaisia ja perustuivat maanomistajien vapaaehtoisuuteen. Tutkimuksessa tarkasteltiin keinoja, joilla yksityismaita saadaan hankituksi valtion suojeluohjelmiin. Ryhmien välisiä eroja testattiin tilastollisesti X<sup>2</sup>- sekä t-testin avulla.

\* Metsäekonomian laitos, PL 27, 00014 Helsingin yliopisto, sähköposti: aleksi.tuuri@helsinki.fi

<sup>a</sup> Metsäntutkimuslaitos

METSO-kauppoja tehneet olivat usein koulutettuja, suurien tilojen metsänomistajia, jotka olivat vertailuryhmäänsä aktiivisempia metsänomistajina. Metsänomistuksen tavoitteissa METSO-kauppoja tehneiden ryhmä korosti vertailuryhmäänsä enemmän puunmyyntituloja sekä metsän antamaa taloudellista turvallisuutta. Heitä voidaankin tutkimuksen perusteella pitää taloudellisesti valveutuneina sekä ympäristömyönteisinä. METSO-kauppoja tehnyt ryhmä suhtautui metsien- ja luonnonsuojeluun myönteisemmin kuin luonnonsuojeluohjelmiin maitaan myyneet metsänomistajat. Tässä ryhmien mielipiteiden jakaumat poikkesivat tilastollisesti merkitsevästi toisistaan ( $p$ -arvo = 0,021). Ympäristömyönteisyys heijastuikin nimenomaan metsänomistajien aktiivisuutena tarjota omia maitaan luonnonsuojelualueiksi. METSO-kauppoja tehneiden ryhmä suosi vertailuryhmäänsä enemmän sopimukseen perustuvaa suojelua, jossa maapohjan omistus säilyisi edelleen metsänomistajalla ( $p$ -arvo = 0,023).

Molempien ryhmien kesken käypää hintaa, eli todennäköistä luovutushintaa pidettiin selkeimpänä ja hyväksyttävimpänä korvauksen perusteena. Summa-arvomenetelmällä tai puuston hakkuuarvon perusteella määritetty korvaus ei saanut ryhmien kesken yhtä suurta kannatusta. Metsänhoitoyhdistyksiä pidettiin molempien ryhmien keskuudessa luotettavimpana arvioinnin tekijänä. Hyvänä vaihtoehtona korvauksen suuruuden määrittämisessä pidettiin myös metsänomistajien tekemää tarjousta ympäristökeskukselle. Varsinkin METSO-kauppoja tehneiden metsänomistajien ryhmässä Metsähallitusta pidettiin mieluisimpana neuvottelukumppanina luonnonsuojelukaupoissa.

METSO-kauppoja tehneistä yli 64 prosenttia oli tyytyväisiä tai melko tyytyväisiä kauppaan ja siitä saatuun korvaussummaan, kun vertailuryhmässä vastaava luku oli 49 prosenttia. METSO-kauppoja tehneiden ryhmä hyväksyikin korvauksen muodoksi ennemmin rahallisen korvauksen tai tuen (79 % hyväksyisi mielellään) kuin luonnonsuojeluohjelmiin maitaan myyneet metsänomistajat (29 % hyväksyisi mielellään). Kaikista vastanneista hieman yli 64 prosenttia oli kokonaisuudessaan tyytyväisiä tai melko tyytyväisiä luonnonsuojelukauppaan Metsähallituksen kanssa. Vastaajien saamien kokemusten perusteella melkein 60 prosenttia molempien ryhmien metsänomistajista tekisikin tilaisuuden tullen myös uuden luonnonsuojelukaupan.

Metsänomistajien suhtautumista suojelun keinoihin ovat tutkineet aiemmin mm. Horne ym.<sup>3</sup> ja Juutinen ym.<sup>4</sup>. Tässä tutkimuksessa saadut päätulokset ovat yhdensuuntaisia edellä mainituissa töissä saatujen tulosten kanssa ja tukevat niitä. Tulokset tuovat arvokasta uutta tietoa pysyviä suojeluratkaisuja tehneiden metsänomistajien näkemyksistä.

## KIRJALLISUUS

- <sup>1</sup> Tuuri, A. & Hannelius, S. 2006. Metsähallituksen luonnonsuojelu- ja metsätalouskaupat vuosina 2004–05. Metsähallituksen metsätalouden julkaisuja. Metsähallitus. Käsikirjoitus.
- <sup>2</sup> Tuuri, A. & Hannelius, S. Metsänomistajien näkemyksiä luonnonsuojelualueiden kaupoista: Vapaaehtoiset kiinteistökaupat ja Metsähallitus suojelumaiden ostajana. Metlan työraportteja. Käsikirjoitus.
- <sup>3</sup> Horne, P., Koskela, T. & Ovaskainen, V. (toim.) 2004. Metsänomistajien ja kansalaisten näkemykset metsälunnon monimuotoisuuden turvaamisesta. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 933. 110 s.
- <sup>4</sup> Juutinen, A., Horne, P., Koskela, T., Matinaho, S., Mäntymaa, E. & Mönkkönen, M. 2005. Metsänomistajien näkemyksiä luonnonarvokaupasta: kyselytutkimus luonnonarvokaupan kokeiluhankkeeseen osallistuneille. Metlan työraportteja 18. [Verkkojulkaisu]. Saatavissa: <http://www.metla.fi/julkaisut/workingpapers/2005/mwp018.htm>. [Viitattu 2006].

# METSÄVEROTUKSEN VAIKUTUS METSIEN IKÄLUOKKAJAKAUMAAN

Jussi Uusivuori<sup>\*</sup>, Jari Kuuluvainen<sup>a</sup> ja Jia Lin<sup>a</sup>

Tutkimuksessa<sup>1</sup> sovellettiin eri-ikäisistä metsiköistä koostuvan metsän kuvausta metsäverojärjestelmien ikäluokkajakaumavaikutusten tarkasteluun. Käytetty malli simuloi yksityisen (pien)metsänomistajan käyttäytymistä, kun tämä maksimoi sekä kulutukseen että metsien aineettomiin, kuten virkistys- ja monimuotoisuusarvoihin perustuvaa hyötyä. Puun myynti ja hakkuut lisäävät kulutushyötyä, kun taas metsässä olevan puuston määrä lisää metsästä saatavia aineettomia hyötyjä.

Tutkimuksessa tarkasteltiin neljää eri veromuotoa: 1. Voittovero (vastaa Suomen nykyistä puunmyynteihin perustuvaa metsätuloveroa); 2. Yield tax veroa (vero kerätään myyntien bruttoarvosta); 3. Puuston arvovero (omaisuusvero); ja 4. Maanarvovero (könttäsummatyypinen omaisuusvero).

Malliin perustuvien tulosten mukaan puun myyntiin perustuvat veromuodot vaikuttavat useimmiten vanhoja ikäluokkia säästävään suuntaan, kun taas puuston arvovero sekä maanarvovero supistavat vanhoja ikäluokkia. Tässä mielessä Suomessa käytössä oleva puun myyntitulojen nettoarvoon perustuva metsäverotus vaikuttaa yksityisomistuksessa olevia vanhoja metsiä suosivasti, kun huomioidaan metsien aineettomat arvot. Siten metsäverotuksella on samansuuntainen vaikutus myös yksityisomistuksessa olevan metsäluonnon monimuotoisuuteen olettaen, että monimuotoisuus kasvaa vanhojen metsien osuuden myötä. Mallitulosten mukaan myös yksityisten maanomistajien varallisuuden kasvulla on samansuuntainen vaikutus. Puun myyntiverotus tyypillisesti korostaa varallisuuden kasvun vanhoja ikäluokkia suosivaa vaikutusta.

## KIRJALLISUUS

<sup>1</sup> Uusivuori, J., Kuuluvainen, J. & Lin, J. 2006. Forest Taxation in Multiple-Stand Forestry with In Situ Preferences. University of Helsinki. Department of Forest Economics. Reports 38.

<sup>\*</sup> Metsäntutkimuslaitos, Unioninkatu 40 A, 00170 Helsinki, sähköposti: jussi.uusivuori@metla.fi

<sup>a</sup> Helsingin yliopisto

# HABITAATTIMALLINNUS SUOJELUALUEVERKON LAAJENTAMISMAHDOLLISUUKSIEN TARKASTELUN APUNA

Nina Vainikainen\* ja Sandra Luque<sup>a</sup>

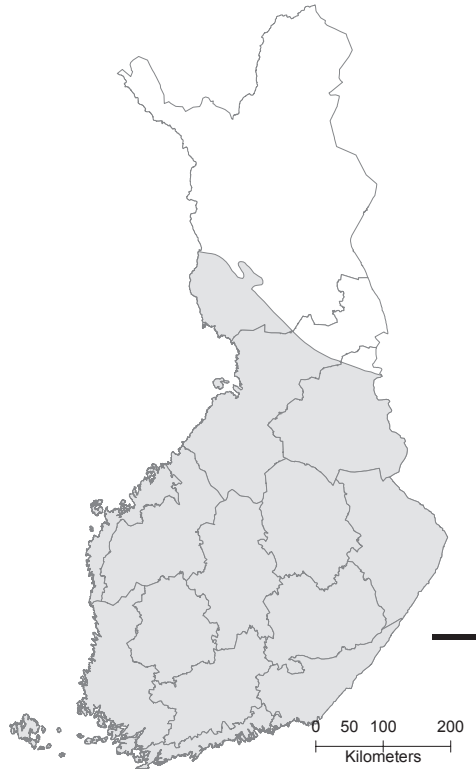
Tämän MOSSE-rahoitteisen projektin tavoitteena on ollut kehittää välineitä sekä luonnon monimuotoisuuden arviointiin talousmetsissä ja suojelualueilla että suojelualueiden suunnitteluun ja päätöksentekoon. Lähtökohta välineiden kehittämisessä on ollut etsiä paikkatietoaineistojen avulla elinympäristöjä, joilla on tiettyjä suojelunarvoisia ominaisuuksia, ja tarkastella niiden jakautumista Etelä- ja Keski-Suomessa maisemaekologisin menetelmin. Tarkastelualue on rajattu METSO-ohjelman aluetta mukailleen kattamaan hemi-, etelä- ja keskiborealiset metsäkasvillisuusvyöhykkeet (kuva 1). Kehitettyjen työkalujen ja indikaattorien avulla tietämyksemme metsien rakenteesta ja monimuotoisuuden kannalta arvokkaiden elinympäristöjen välisistä reunavaikutuksista on syventynyt. Kehittämiemme spatiaalisten mallien avulla voidaan tarkastella erilaisia skenaarioita mahdollisista kohteista ja kohteiden ryhmittymistä, jotka voisi liittää Suomen suojelualueverkostoon. Kehitystyössä olemme soveltaneet useita erilaisia lähestymistapoja.

## Aineiston kuvaus ja menetelmät

Projekti rakentui Valtakunnan metsien inventoinnissa (VMI) tuotetun metsävaratiedon ja siihen liittyvän muun tiedon varaan. VMI:n tuottama metsävaratieto Suomen metsistä on erittäin korkeatasoista ja kansainvälisesti ainutlaatuista<sup>1,2,3</sup>. Tarkoituksena oli mallintaa monimuotoisuutta VMI-aineistosta pohjalta, ja samalla hyödyntää VMI9:ssä ensimmäistä kertaa mitattuja monimuotoisuustunnuksia<sup>4</sup>. Kaikki käytetyt kartat olivat numeerisessa muodossa.

Projektin ensimmäisiä tuloksia olivat koealatiedoista johdetut numeeriset karttapinnat, jotka kuvaavat lahopuun tilavuutta, metsikkötuhojen esiintymistä, avainbiotooppien tiheyttä, metsän käsittelyhistoriaa sekä kasvillisuuskiltojen runsautta. Toisessa vaiheessa näitä pintoja ja monilähde-VMI:n teemakarttoja käytettiin syöttötietoina tuotettaessa karttoja, jotka ilmaisevat biodiversiteettiaron gradientteja koko Etelä- ja Keski-Suomelle. Projektin aikana kokeiltiin erilaisia lähestymistapoja ja luotiin monenlaisia elinympäristömalleja<sup>5,6</sup>, joilla pyrittiin tarkastelemaan metsien alueellisia eroja monimuotoisuuden kannalta sekä vertailemaan suojelualueita ja niitä ympäröiviä metsiä. Malleista tässä esitellään lehtoja kuvaava malli, lehtomalli. Muilla malleilla on kuvattu mm. runsaslahopuustoisia metsiä ja lintuhabitaatteja.

\* Metsäntutkimuslaitos, Unioninkatu 40 A, 00170 Helsinki, sähköposti: nina.vainikainen@metla.fi, nina.rautjarvi@metla.fi  
<sup>a</sup> Cemagref, Ranska



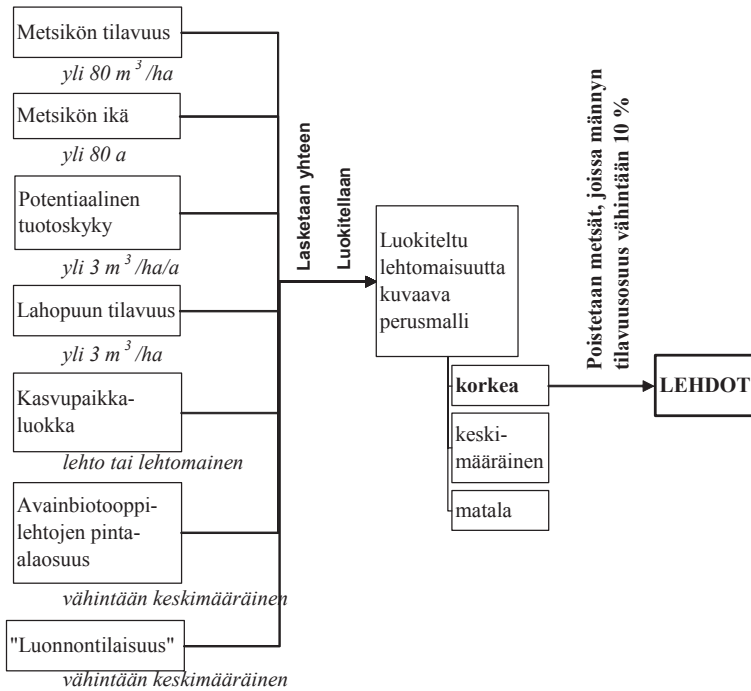
Kuva 1. Tarkastelualue eli hemi-, etelä- ja keskiboreaaliset kasvillisuusvyöhykkeet (tummennettu) sekä metsäkeskusten rajat.

## Lehtomalli

**Mallin rakenne.** Lehtomalli koostuu seitsemästä muuttujasta, jotka ovat numeerisia karttoja (kuva 2). Muuttujakartoista neljä - metsikön ikä, metsikön tilavuus, kasvupaikaluokka ja potentiaalinen tuotoskyky - ovat monilähdeinventoinnissa tuotettuja teemakarttoja, joiden resoluutio on muutettu 25 metristä 50 metriksi. Loput kolme muuttujaa - lahopuun tilavuus, avainbiotooppilehtojen pinta-alaosuus ja metsikön luonnontilaisuus - ovat peräisin VMI:n pistemuotoisesta koelaa-ainestosta (tarkastelualueella yli 53 000 metsä- ja kitumaalle osunutta koelaa), ja ne on yleistetty karttapinnaksi kriging-interpolointia ja kernel-tiheyslaskentaa käyttäen. Avainbiotooppien pinta-alaosuudet on havainnoitu 30 m säteisiltä koelaloilta. Luonnontilaisuutta kuvataan metsikön toimenpidehistorian avulla: kernel-tiheyspinta on muodostettu niihin koeloihin perustuen, joilla ei ole tehty mitään toimenpiteitä vähintään 30 vuoteen.

Mallinnuksen ensimmäisessä vaiheessa kaikille muuttujille asetettiin raja-arvot, jotka täyttävät pikselit saivat muuttujan arvon 1. Sen jälkeen muuttujat laskettiin yhteen ja tulokartta luokiteltiin kolmeen luokkaan. Varsinaiset lehdot paikallistaaksemme

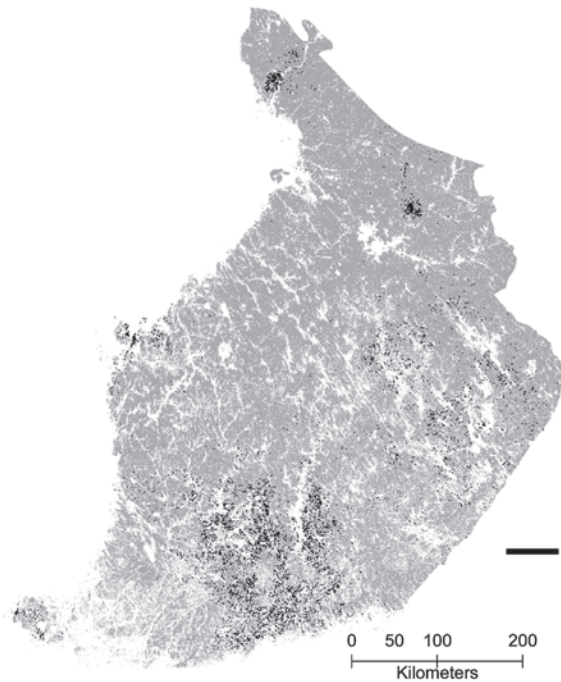
ylimmästä luokasta muodostettiin vielä neljäs luokka, josta oli poistettu pikselit, joissa männyn tilavuus oli vähintään 10 % metsikön tilavuudesta ja johon pakotettiin kaikki kasvupaikkakartan mukaiset lehdot ja jotka muodostivat vähintään 0.75 ha kokoisia yhtenäisiä laikkuja. Näin muodostettu lehtoluokka kattaa 1,0 % tarkastelualueen metsätalouden maasta (kuva 3).



Kuva 2. Lehtomallin kaaviokuva sisältäen muuttujat ja niiden raja-arvot.

## Mallin toiminta

Lehtomallin tarkoituksena ei ole tuottaa spatiaalisesti tarkkaa tuloskarttaa siitä, missä lehdot sijaitsevat. Sen sijaan mallin avulla voidaan vertailla isompia alueita, kuten metsäkeskuksia, toisiinsa tai tarkastella vaikkapa suojelualueiden rakennetta. Lehtomallin mukaisten lehtojen osuus metsätalouden maasta vaihtelee suuresti metsäkeskusten välillä (taulukko 1). Lehtojen osuus on pienin Etelä-Pohjanmaan, Keski-Suomen ja Pohjois-Pohjanmaan metsäkeskusten alueella ja suurin Rannikon ja Häme-Uusimaan metsäkeskusten alueella. Lehtojen osuus suojelualueista on suurimmassa osassa metsäkeskuksista samaa luokkaa kuin niiden osuus suojelualueiden ulkopuolisista metsistä, mutta Pirkanmaalla suojelualueiden ulkopuolella on suhteellisesti selvästi enemmän lehtoja kuin suojelualueiden sisällä ja Kainuun metsäkeskuksen alueella taas käytännössä puolet mallin mukaisista lehdoista on suojeltuja.



Kuva 3. Lehtomallin osoittamien lehtojen esiintyminen tarkastelualueella.

### Tulosten tarkastelu

Spatiaalisen mallinnuksen avulla on mahdollista tarkastella laajojenkin alueiden ominaisuuksia. Tämän projektin puitteissa luodut mallit on kehitetty maisemaekologisesta lähtökohdasta eli maiseman rakenteen tarkastelu ja vertailu eri mittakaavoissa on ollut oleellinen osa työtä. Vastaavaa tutkimusta ei ole Suomessa ennen tehty samassa mittakaavassa ja mallinnuksen toimivuutta on ollut lähestymistavan ja resoluution vuoksi mahdoton tarkistaa käytännössä, mutta kun lehtomallin mukaista lehtokarttaa vertaa karttaan Suomen lehtokeskuksista<sup>7</sup>, ovat selkeät yhtäläisyydet havaittavissa. Kaikki lehtokeskukset erottuvat lehtomallin mukaisesta lehtokartasta, ja Etelä-Hämeen lehtokeskuksen ympäristöstä voisi mallin tulokartan perusteella olla löydettävissä lisää lehtoja. Tämän tyyppinen mallinnus ei kuitenkaan korvaa suojeltavien kohteiden maastokartoitusta, mutta voi toimia apuna sille, millä alueilla suojelulle saattaisi olla lisätarvetta. Lehtomalli sekä muut projektin aikana kehitetyt elinympäristömallit sekä maisemaekologiset laskennat kuvataan tarkemmin projektin puitteissa vielä julkaistavissa artikkeleissa.

Taulukko 1. Lehtomallin mukaisten lehtojen osuus suojelualueiden ulkopuolisesta ("talous-metsät") ja suojelualueisiin kuuluvasta metsätaloudenmaasta sekä jo suojeltujen lehtomallin mukaisten lehtojen osuus kaikista lehtomallin mukaisista lehdosta metsäkeskuksittain.

Metsäkeskus	Lehtomallin mukaista lehtoalaa		
	talous- metsistä, %	suojelu- alueista, %	suojeltu, %
Rannikko - Etelärannikko	4.6	4.7	2.3
Rannikko - Pohjanmaa	1.3	2.8	1.5
Lounais-Suomi *	0.3	0.1	0.8
Häme-Uusimaa	5.9	4.9	1.0
Kaakkois-Suomi	0.4	0.6	1.3
Pirkanmaa	2.7	1.3	0.8
Etelä-Savo	0.8	0.6	0.9
Keski-Suomi	0.1	0.1	0.6
Etelä-Pohjanmaa	0.0	0.0	0.3
Pohjois-Savo	0.7	1.7	1.7
Pohjois-Karjala	0.8	0.5	1.6
Pohjois-Pohjanmaa **	0.0	0.1	8.5
Kainuu **	0.2	3.7	47.0
Lappi **	0.7	0.6	5.8
Ahvenanmaa	1.9	1.5	0.7

\* Ahvenanmaan tiedot laskettu erikseen.

\*\*Kainuun, Pohjois-Pohjanmaan ja Lapin metsäkeskuksista tarkastelussa mukana keskiboreaalaiselle metsäkasvillisuusvyöhykkeelle osuva ala.

## KIRJALLISUUS

- 1 Tomppo, E. 1991. Satellite Image-Based National Forest Inventory of Finland. International Archives of Photogrammetry and Remote Sensing, 28, s. 419–424.
- 2 Tomppo, E., Henttonen, H., Korhonen, K.T., Aarnio, A., Ahola, A., Heikkinen, J., Ihalainen, A., Mikkilä, H., Tonteri, T. & Tuomainen, T. 1998. Etelä-Pohjanmaan metsäkeskuksen alueen metsävarat ja niiden kehitys 1968–97. Teoksessa: Etelä-Pohjanmaa. Metsävarat 1968–97, hakkuumahdollisuudet 1997–2026. Metsätieteen aikakauskirja - Folia Forestalia 2B/1998: 293–374.
- 3 Tomppo, E. & Halme, M. 2004. Using coarse scale forest variables as ancillary information and weighting of variables in k-NN estimation: a genetic algorithm approach. Teoksessa: Remote Sensing of Environment 92, s. 1–20.
- 4 Tomppo, E. & Tonteri, T. 1998. Luonnon monimuotoisuuden arviointi valtakunnan metsien inventoinnissa. Teoksessa: Annala, E. (toim.). Monimuotoinen metsä. Metsäluonnon monimuotoisuuden tutkimusohjelman väliraportti. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 705: 7–17.
- 5 Rautjärvi, N., Luque, S. & Tomppo, E. 2005. Mapping spatial patterns from national forest inventory data: a regional conservation planning tool. Teoksessa: Kleinn, C., Nieschulze, J. & Sloboda, B. (toim.). 2005. Remote sensing and geographical information systems for environmental studies, applications in forestry, s. 293–302.
- 6 Rautjärvi, N. & Luque, S. 2005. A hierarchical approach to protect forest biodiversity and to assess habitat suitability in the Finnish forest. Teoksessa: Håkan Olsson (toim.). 2005. Proceedings of ForestSat 2005 in Borås May 31 - June 3, 2005, s. 123–127.



<sup>7</sup> Etelä-Suomen ja Pohjanmaan metsien suojelun tarve -työryhmän mietintö 2000. Metsien suojelun tarve Etelä-Suomessa ja Pohjanmaalla. Suomen ympäristö 437, Luonto ja Luonnonvarat. Oy Edita Ab, Helsinki, 284 s.

## **KÄYTÄNNÖN ENNALLISTAMIS- MENETELMIEN TULOKSELLISUUDEN ARVIOINTI EVON NATURA 2000 ALUEELLA – ENNALLISTAMISKULOTUKSET JA HAAVAN LISÄÄMINEN**

Ilkka Vanha-Majamaa<sup>\*</sup>, Seppo Kallonen<sup>a</sup>, Saara Lilja<sup>b</sup>, Henrik Lindberg<sup>c</sup>, Reijo Penttilä<sup>d</sup>  
ja Katja Sidoroff<sup>e</sup>

Erilaisten ennallistamismenetelmien käyttö on viime vuosina merkittävästi lisääntynyt, mutta menetelmien vaikutusten tieteellinen arviointi usein puuttuu<sup>1</sup>. Vaikka mm. lahopuun tuottamisen ja kulotuksen vaikutukset ovat usein moninaiset, tulosten tarkastelu keskittyy usein tiettyjen rakennepiirteiden tai yhden eliöryhmän muutokseen. Tässä tutkimuksessa tavoitteena on erityisesti verrata lahopuun tuottamisen vaikutuksia monimuotoisuuteen ilman kulotusta ja kulotuksen kanssa<sup>2</sup>. Tutkimus liittyy osana laajempaan tulen käytön ekologiaa vaikuttavien tutkimushankkeeseen<sup>3,4</sup>. Toisena päätavoitteena on ratkaista haavan uudistumiseen liittyviä ongelmia, jotka yhdistettyinä aiempaan metsänhoitoon ovat aiheuttaneet haavan vinoutuneen populaatorakenteen<sup>5</sup>. Laajempaa tavoitteena on pyrkiä kokonaisvaltaisesti arvioimaan erilaisten ennallistamismenetelmien tuloksellisuutta Evon alueella ja tulosten soveltuvuutta valtakunnallisten monimuotoisuuskeskusten ratkaisuun.

Tutkimus keskittyy pääosin Evon 7860 ha NATURA-2000 alueelle, joka johtuen alueen vanhan metsän suojelualueista (Kotinen ja Sudenpesänkangas), Evon suojelumetsästä, alueen pitkistä palo- ja lahopuujatkumosta, sekä vanhojen haapojen runsaudesta, on erityisasemassa eteläsuomalaisen metsän suojelussa ja sen tutkimuksessa. Tutkimus keskittyy vuosina 2001 - 2002 perustettuun laajaan ennallistamiskokeeseen<sup>2</sup>, jonka avulla verrataan hakkuin tuotettujen eri lahopuumäärien vaikutuksia ilman kulotusta ja kulotuksen kanssa metsien monimuotoisuuden muutoksiin (Taulukko 1). Kukin kuvio koostuu kuivan ja kostean biotoopin koealasta, yhteensä 48 koealaa. Tutkimus keskittyy metsikkörakenteiden muutokseen (elävän puuston kehitys ja metsiköiden uudistuminen<sup>2,6,7</sup>, puuston kuolleisuus ja siihen vaikuttavat tekijät<sup>8,9</sup>, lahopuudynamiikka<sup>2</sup>), sekä lajistollisiin muutoksiin (aluskasvillisuus<sup>10</sup>, sekä lahopuiden lajisto, erityisesti kääväkkäät ja kasvi- ja jäkälälajisto<sup>11,12</sup>). Alueella on lisäksi tutkittu mm. hyönteislajistoa, uhanalaisten lajien uudistumista<sup>13</sup> ja maaperän ravinne- ym. muutoksia<sup>14,15,16</sup>. Kukin osatutkimus perustuu empiirisiin maastoinventointeihin ja analyyseihin yleisesti käytettyihin menetelmin.

Haavan populaatorakennetta ja uudistumista tutkittiin vuonna 2005 Evon alueen valtionmaiden vanhoissa talousmetsissä, sekä haavan populaatorakenteen kehittymistä Kotisten luonnonsuojelualueella, jossa maamme ensimmäinen haavan populaatoraken-

<sup>\*</sup> Metsäntutkimuslaitos, PL 18, 01301 Vanha, sähköposti: ilkka.vanha-majamaa@metla.fi

<sup>a</sup> Metsähallitus, <sup>b</sup> Metsäntutkimuslaitos, <sup>c</sup> Hämeen ammattikorkeakoulu, <sup>d</sup> Suomen ympäristökeskus, <sup>e</sup> Helsingin yliopisto

Taulukko 1. Evon ennallistamiskokeen käsittelyt.

	Poltto	Toistot	Polttamaton	Toistot
Käsittely 1.	5m <sup>3</sup> /ha maapuuta	3	5m <sup>3</sup> /ha maapuuta	3
	50m <sup>3</sup> /ha pystypuuta		50m <sup>3</sup> /ha pystypuuta	
Käsittely 2.	30m <sup>3</sup> /ha maapuuta	3	30m <sup>3</sup> /ha maapuuta	3
	50m <sup>3</sup> /ha pystypuuta		50m <sup>3</sup> /ha pystypuuta	3
Käsittely 3.	60m <sup>3</sup> /ha maapuuta	3	60m <sup>3</sup> /ha maapuuta	3
	50m <sup>3</sup> /ha pystypuuta		50m <sup>3</sup> /ha pystypuuta	
Kontrolli	Ei hakkuita	3	Ei hakkuita	3
Yhteensä 24 metsikköä				

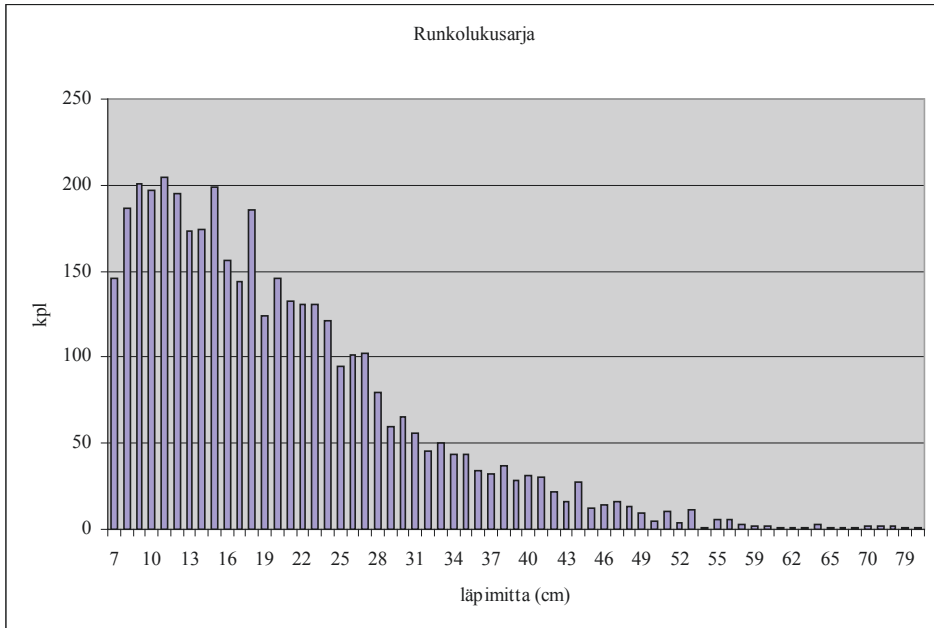
teen kartoitus tehtiin vuosina 1994–1995, ja joka tarjoaa siten erinomaisen pohjan arvioida haavan populaatioiden muutoksia. Haapakartoitus kattoi 1 500 ha alan, yhteensä 4 079 kpl haapaa (D1,3 > 7cm). Lisäksi arvioitiin kaikkien kartoitettujen haapojen kuntoluokka, sekä kahdesta taimikosta kartoitettiin haavantaimet ja niiden kuntotilanne.

Ennallistamiskokeen tulokset osoittavat, että 1) suurempi lahopuumäärä lisää palon intensiivisyyttä<sup>2</sup> ja aluskasvillisuuden koostumus<sup>10</sup> vaikuttaa ennallistamispoltojen ekologisiin vaikutuksiin. Lahopuumäärää kulotuksen yhteydessä säätelemällä voidaan päästä haluttuihin palon jälkeisiin vaikutuksiin, 2) ennallistamispoltoilla ja lahopuun tuottamisella voidaan nopeasti muuttaa sukessiokehitys jäljittelemään luonnon häiriödynamiikkaa<sup>2,7,10</sup>, 3) kuviotiedoissa yleensä huomiotta ja kulotuksen yhteydessä usein palamatta jäävillä kosteilla painanteilla on merkittävä vaikutus metsikön palon jälkeisiin rakenteellisiin ja lajistollisiin vaikutuksiin<sup>2,6,7,10,11,12</sup>, ja ne voivat toimia lajiston leviämiskeskuksina.

Taloustmetsien haapakartoitus osoitti niissä olevan runsaimmin nuorta, pieniläpimittaista haapaa, järeimpiä haapoja oli vähän (kuva 1). Myös haapayksilöiden pieni keskitehys (2,7/ha) tukee aiempia tuloksia. Merkillepantavaa on myös haavan esiintymisen keskittyminen kosteikkoihin, jyrkänteille sekä kuvioiden rajalle, joka osittain selittyy näiden paikkojen puunkorjuu- ja taimikonhoitovaikeudesta. Hirvivaurio oli havaittavissa n. 30 % haavoista<sup>17</sup>.

Kotisten luonnonsuojelualueella haapoja oli 1 245 (50,2/ha). Haapatiheyden ohella myös haapojen kokorakenne poikkesi olennaisesti taloustmetsien vastaavasta. Kotisilla haapapopulaatiot olivat tasarakenteisia, painottuen isoihin läpimittaluokkiin. Haavan nuoret läpimittaluokat puuttuvat käytännössä kokonaan. Noin kymmenen vuoden aikana alueen vanhoista haavoista 13 % oli kuollut<sup>17</sup>.

Ennallistamiskokeen tulokset osoittavat, että lahopuumäärän lisäämisellä ja tulen käytöllä voidaan jäljitellä luonnon häiriödynamiikkaa ja vaikuttaa myönteisesti luonnon monimuotoisuuteen. Em. ennallistamistoimilla on merkittäviä vaikutuksia metsikkörakenteen kehittymiseen ja eri eliöryhmien lajiston muutoksiin ja runsaussuhteiden kehitykseen. Eri eliöryhmät reagoivat eri tavoin ennallistamiskäsittelyihin, ja vaikka toimien välittömät vaiku-



Kuva 1. Haavan runkolukusarja Evon talousmetsissä.

tukset ovatkin pääsääntöisesti eri lajiryhmien kannalta negatiivisia<sup>11,12</sup>, jo varsin nopeasti vaikutukset muuttuvat positiivisiksi ja niiden voidaan arvella olevan positiivisia pitkään sukcession kuluessa. Tutkimus edellyttää kuitenkin pitkäaikaista seuranta.

Haapatutkimus vahvistaa käsityksiä haavan populaatorakenteen vinoumasta sekä haavan uudistumisen ongelmista. Vaikka nuorta haapaa on metsissä kohtuullisen runsaasti, on epävarmaa varttuvatko ne vanhoiksi haavoiksi viime vuosikymmenien voimakkaan hirvilaidunnuksen vuoksi. Monimuotoisuuden hoidon kannalta tätä voidaan pitää keskeisenä ongelmana, josta lisätietoa kaivataan. Vaikka vanhojen puiden kuoleminen on luonteeltaan satunnaista ja usein sidoksissa poikkeuksellisiin sääolosuhteisiin, voidaan kuitenkin karkeasti ennustaa, että lähivuosikymmenien aikana huomattava osa Etelä-Suomen luonnonsuojelualueiden järeistä, monimuotoisuutta ylläpitävistä haavoista tulee kuolemaan, ja niiden ylläpitämisen lajistoon elinmahdollisuudet heikkenevät. Erityisesti Kotisten kaltaisilla vanhan metsän suojelualueilla haapalajiston tulevaisuus näyttää synkältä, sillä haapa ei niissä näytä uusiutuvan juuri lainkaan<sup>17</sup>. Tulevaa tutkimusta tulisikin suunnata haavan uudistumisongelmien ratkaisemiseen, mikä on tulevaisuuden metsien monimuotoisuuden säilyttämisen kannalta avainasemassa.

Tutkimustulokset osoittavat, että aktiivisilla ennallistamistoimilla kuten lahoppun lisäämisellä ja tulen käytöllä mm. haavan uudistumista<sup>6</sup> ja muita positiivisia monimuotoisuusvaikutuksia<sup>2,7,10,11,12,13,15,16,18</sup> voidaan edistää myös talousmetsissä.

# KIRJALLISUUS

- <sup>1</sup> Vanha-Majamaa, I. & Jalonen, J. 2001. Green tree retention in Fennoscandian forestry. *Scand. J. For. Res.* 3: 79–90.
- <sup>2</sup> Lilja, S., de Chantal, M., Kuuluvainen, T., Vanha-Majamaa, I. & Puttonen, P. 2005. Restoring natural characteristics in boreal Norway spruce (*Picea abies* L. Karst) stands with partial cutting, dead wood creation and fire: immediate treatment effects. *Scandinavian Journal of Forest Research* 20 (suppl. 6): 68–78.
- <sup>3</sup> Vanha-Majamaa, I. 2003. Tuli palaa metsiin. *Metsäntutkimus* 3: 12–13.
- <sup>4</sup> Vanha-Majamaa, I., Heikkilä, T. & Lindberg, H. 2004. Forest fire research in Finland. *International Forest Fire Research* 30: 22–28.
- <sup>5</sup> Lindberg, H. & Vanha-Majamaa, I. 2005. Aspen management in restoration ecology - the importance of scale and disturbances. [Verkkodokumentti]. Saatavissa: [http://www.eau.ee/~ecosyst/index.php?page=0509\\_past&contents=0509\\_present](http://www.eau.ee/~ecosyst/index.php?page=0509_past&contents=0509_present). [Viitattu 2006].
- <sup>6</sup> de Chantal, M., Kuuluvainen, T., Lindberg, H. & Vanha-Majamaa, I. 2005. Early regeneration of *Populus tremula* from seed after forest restoration with fire. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 20 (suppl. 6): 33–42.
- <sup>7</sup> Lilja, S., de Chantal, M., Peterson, C., Kuuluvainen, T., Vanha-Majamaa, I. & Puttonen, P. Microsites and seedlings in managed *Picea abies* stands before and after restorative treatment with partial cutting, dead wood creation and fire (manuscript submitted to *Forest Ecology and Management*)
- <sup>8</sup> Grau Oltra, N. 2004. Tree mortality after experimental fires, M.Sc. thesis, 32 s.
- <sup>9</sup> Sidoroff, K., Kuuluvainen, T., Tanskanen, H. & Vanha-Majamaa, I. 2005. Tree mortality after low-intensity prescribed fires in managed *Pinus sylvestris* stands in southern Finland. *Scan. J. of For. Res.*, (painossa).
- <sup>10</sup> Järvinen, C. 2004. Graden av skada på undervegetationen samt humuslagrets minskning vid naturvårdsbränning. Pro gradu, University of Helsinki.
- <sup>11</sup> Ryömä, R., Vanha-Majamaa, I. & Laaka-Lindberg, S. 2002. The effects of forest management, fire and restoration fellings on epixylic lichens and bryophytes. Teoksessa: Viegas, D.X. (toim.). *Proceedings of the IV International Conference on Forest Fire Research - 2002 Wildland Fire Research Summit*. Millpress. s. 219.
- <sup>12</sup> Ryömä, R. & Laaka-Lindberg, S. 2005. Bryophyte recolonisation on burnt soil and dead wood: a review. *Scand. J. of For. Res.* 20(6): 5–16.
- <sup>13</sup> Kalamees, R., Püssa, K., Vanha-Majamaa, I. & Zobel, K. 2005. The effects of fire and stand age on seedling establishment of *Pulsatilla patens* in a pine-dominated boreal forest. *Canadian Journal of Botany* 83: 688–693.
- <sup>14</sup> Alamo Carrasco, E. 2003. The fire and changes in the organic layer of boreal upland forest. M.Sc. thesis, 45 s.
- <sup>15</sup> Jaatinen K., Knief, K., Yrjälä, K., Dunfield, P. & Fritze, H. 2004. Methanotrophic bacteria in boreal forest soil - effects of fire. *FEMS Microbiology Ecology* 50: 195–202.
- <sup>16</sup> Kujala, A. & Toivonen, T. 2004. Biodiversity Oriented Prescribed Burnings at Evo and Vesijako in 2002- Effects on Humus and Tree Stands. Häme Polytechnic. BSc. Thesis, 61 s. + liitteet.
- <sup>17</sup> Ahola, R. 2005. Haavan esiintyminen Evon suojelalueiden ympäristössä - Maastokartoitusten tulokset ja tulevaisuuden ennuste. Opinnäytetyö. Hämeen ammattikorkeakoulu, metsätalouden koulutusohjelma.
- <sup>18</sup> Lindberg, H. & Vanha-Majamaa, I. 2005. Evaluating different forest restoration techniques in Southern Finland. Teoksessa: Comin, A. & Garcia, M. (toim.). *Proceedings of The World Conference on Ecological Restoration, 12-18.9.2005, Zaragoza, Spain*. Society for Ecological Restoration International, s. 98.

## METSÄT JA HYVÄ ELÄMÄ. ARVOA, TIETOA JA TOIMINTAA – EKOLOGISEN KESTÄVYYDEN SOSIAALISET REUNAEHDOT

Kati Vierikko<sup>\*</sup>, Jari Niemelä<sup>a</sup> ja Seppo Vehkamäki<sup>a</sup>

Metsien kestävästä käytöstä ja metsävarojen riittävydestä on Suomessa puhuttu jo 1800-luvulta lähtien metsäteollisuuden nousun myötä. Tänä päivänä käsitteeseen liitetään usein kolme itsenäistä osaa: ekologinen, taloudellinen ja sosiaalinen (kulttuurinen). Ekologisen kestävyys käsite on saanut 1990-luvulta lähtien paljon julkisuutta. Termille on olemassa useita luonnontieteellisiä määritelmiä, minkä vuoksi se koetaan usein helpommin käsitettäväksi ja mitattavaksi ilmiöksi kuin sosiaalinen kestävyys. Vankasta luonnontieteellisestä taustastaan huolimatta ekologiseen kestävyteen liittyy paljon arvo- ja tulkintalatauksia, kuten kestävä metsätalouden keskusteluun yleensäkin. Tästä huolimatta ekologisen kestävyys sosiaalista konstruktia tai sosiokulttuurista merkitystä ja tulkintaa ei ole paljoa tutkittu.

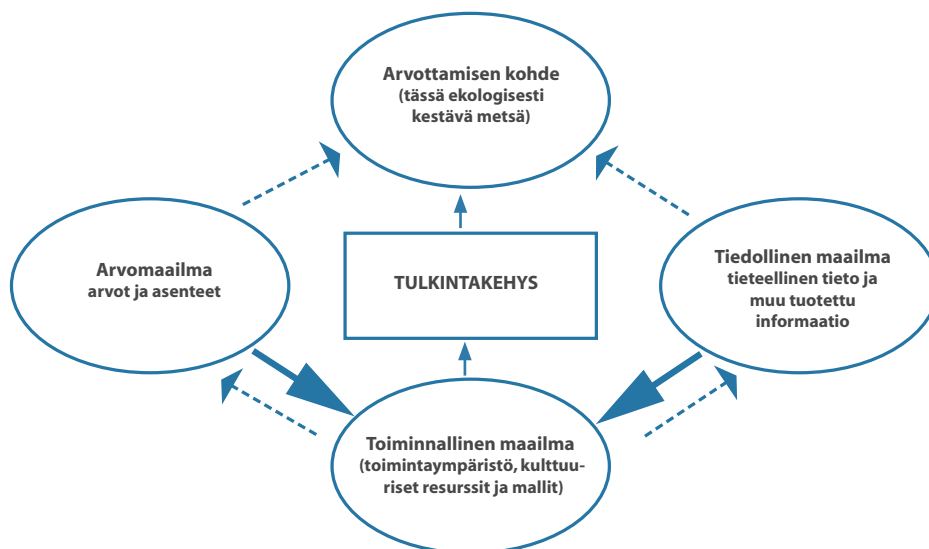
Tutkimuksemme jakaantuu kolmeen itsenäiseen osioon: (I) ekologinen kestävyys sosiokulttuurisena konstruktiona<sup>1</sup>; (II) biologis-luonnontieteellisen tutkimuksen merkitys käsitteen rakentumisessa<sup>2</sup>; ja (III) ekologisen ja sosiaalisen kestävyys komponenttien väliset vaihtosuhteet (trade-offs)<sup>3</sup>. Esittelemme ensimmäisen osion tuloksia.

Ensimmäisessä osatutkimuksessa tarkastelimme käsitteen sosiokulttuurista rakentumista, niitä julkilausumattomia rajoja ja ehtoja, joita sosiaalinen ympäristö, kulttuuri ja yksilö asettavat ekologiselle kestävyys. Empiirisen tutkimuksen eli teemahaastattelun avulla pyrimme selvittämään miten eri metsätoimijat tulkitsevat ekologista kestävyys. Keskeisin kysymys oli: muuttuuko henkilöiden toiminta ekologisesti kestävämpään suuntaan vai muuttaako heidän toimintansa ekologista kestävyys heille sopivampaan suuntaan? Tutkimusta varten haastattelimme 20:ä henkilöä, joista neljä oli naisia. Haastateltavilla oli ammattinsa tai muun toiminnan kautta vahva side suomalaisen metsään ja metsätalouteen. Haastattelu oli puolistrukturoitu teemahaastattelu<sup>4</sup>. Analyysi perustui kehys-teoriaan, joka määräytyy toimintamme kautta ja antaa merkityksen tarkasteltaville asioille<sup>5</sup> (kuva 1).

Haastatteluaineistosta nostettiin esille kuusi eri tulkintakehystä, joihin haastateltavien kertomukset luokiteltiin: 1) tiedeperusteinen, 2) informaatiopohjainen, 3) ammattitaitoinen, 4) oma asiantuntijuus, 5) kokemukseen perustuva ja 6) tilannesidonnainen tulkinta (taulukko 1). Metsätoimijoiden arjen eli toimintaympäristön vaikutus nousi vahvasti esille ammattinsa, asiantuntijuutensa ja kokemuksensa kautta tulkintaa tekeillä ryhmillä. Asiantuntijoiden luomia uusia käsitteitä ei omaksuta suoraan, vaan pikemminkin oman toiminnan kautta, eivätkä ne saa liiaksi muuttaa perinteistä ajattelutapaa. Sen sijaan informaatioon ja tieteelliseen tietoon perustavilla ei arjen toiminta ekologisen kestävyys

<sup>\*</sup> Bio- ja ympäristötieteiden laitos, PL 65, 00014 Helsingin yliopisto, sähköposti: kati.vierikko@helsinki.fi

<sup>a</sup> Helsingin yliopisto



Kuva 1. Henkilön arvomaailma ja tiedollinen maailma vaikuttavat ekologisen kestävyuden tulkintaan toiminnallisen maailman kautta (yhtenäiset nuolet). Kestävyuden arvokäsite muodostuu, eli kohteen arvottaminen tapahtuu henkilön tulkintakehyn kautta.

tulkintavaiheessa korostunut. Heille ekologisen kestävyuden käsite saa merkityksensä ulkoa annettuna, eikä heidän tulkinnassaan korosteta omakohtaisia näkemyksiä tai kokemuksia. Nämä henkilöt tekevät metsien ekologista kestävyyttä koskevat johtopäätökset tukeutumalla vahvasti perinteiseen asiantuntijatietoon.

Yhteistä kaikille tulkintakehyn ryhmille oli, että tieteen merkitystä korostettiin tulkintavaiheessa vähän. Käytettävissä oleva tiedon määrä ei näytä suoranaisesti vaikuttavan henkilöiden näkemyksiin ekologisesta kestävyydestä, vaan kyse on pikemminkin erilaisista tulkintatavoista ja arvottamisesta toimintaympäristön viitoittaman tulkintakehyn kautta. Tässä tutkimuksessa ekologisen kestävyuden käsitettä tarkasteltiin teoreettisella tasolla, jolloin henkilöiden toimintaympäristön kontekstit ja yksilön intressit tai preferenssit eivät välttämättä vaikuta yhtä selvästi ekologisen kestävyuden tulkintaan kuin esimerkiksi tavoiteohjelmien tai alueellisten metsäohjelmien, kaavoitus- tai vastaavissa, tavoitteellisissa suunnittelutilaisuuksissa.

Ekologisen kestävyuden erilaisten tulkintakehysten esille nostaminen on yksi keino luonnehdittaessa käsitteen sosiokulttuurisia reunaehtoja. Vuorovaikutteisessa suunnittelutilanteessa voimme joko pyrkiä yhteisymmärrykseen tai kyseenalaistaa toisten esittämät väittämät. Kun tunnistamme eri toimijoiden taustalla olevia toimintaympäristöjä tulkintakehyn kautta, voimme ymmärtää paremmin ristiriitaisiakin argumentteja tai näkemyksiä ekologisesti kestävästä metsästä tai metsienkäytöstä. Voimme myös vertailla metsätoimijoiden, luonnontieteen, yhteiskunnan ja metsäpolitiikan antamia ekologisen kestävyuden merkityksiä ja analysoida missä suhteessa merkitysten konstruotumiset ovat analogisia ja onko niissä tapahtuvat muutokset samanaikaisia ja -suuntaisia. Näitä eri konstruotumisen muotoja ei ole tarpeen yhdistää tai muutosta synkronisoida, kunhan otamme ne tavoitteita asettaessa huomioon (taulukko 2).

Taulukko 1. Kuuden, haastatteluista esille nostettujen tulkintakehysteryhmien ekologiselle kestävyydelle antamat merkityssisällöt, sekä heidän näkemyksensä yhteiskunnallisen toiminnan merkityksestä (onko kestävyuden käsite sidottu arvoihin ja voidaanko toteuttaa suunnittelulla) ja luonnontieteellisen tutkimuksen roolista toteutettaessa ekologisesti kestävää metsienkäyttöä (onko tietoa tuotettu riittävästi ja ohjaako päätösten tekemä vai hyödynnetään omiin tarkoituksiin).

<b>Tulkintakehys</b>	<b>Ekologinen kestävyys</b>	<b>Yhteiskunnallinen toiminta</b>	<b>Tieteen merkitys</b>
<b>Tiede (1 hlö)</b>	monimuotoisuus (1)	arvosidonnainen,	riittävästi
<b>Informaatio (6 hlö)</b>	lajien suojelu (1) toimivuus (2) elinvoimaisuus (1) monimuotoisuus (1)	ylläpidetään hoidolla ja suojelutoimilla	Ei riittävästi (3), ohjaa toimintaa (3)
<b>Ammatti (5 hlö)</b>	lajien suojelu (3) elinvoimaisuus (2)	saavutetaan suunnittelulla (5)	ei riittävästi (4) riittävästi (1) ohjaa toimintaa (5)
<b>Asiantuntija (2 hlö)</b>	lajien suojelu (1) toimivuus (1)	arvosidonnainen, saavutetaan suunnittelulla	riittävästi (1) ohjattavissa (1)
<b>Kokemus (3 hlö)</b>	lajien suojelu (2) toimivuus (1)	arvosidonnainen, turvataan suunnittelulla	ei riittävästi (2) ohjaa toimintaa (3) riittävästi (1)
<b>Tilanne (3 hlö)</b>	lajien suojelu (1) toimivuus (2)	suunnittelulla suuri merkitys	ei riittävästi (3)

Taulukko 2. Ekologisen kestävyuden merkityssisältö on erilainen riippuen mistä lähtökohdista käsite on konstruoitu. Luonnontieteellisen tutkimuksen voidaan edustavan tieteellistä tietoa, metsäpoliittisen konstruoitumisen taustalla on valta- ja velvoitetekijät, kun taas yhteiskunta edustaa yhteisön jakamia arvoja, sekä moraalisia että oikeudellisia velvoitteita, jolloin myös lainsäädäntö on osa yhteiskuntaa eikä (metsä)politiikkaa. Sosiokulttuurinen edustaa haastateltuja metsätoimijoita ja heidän sosiaalista ja kulttuurista taustaansa.

<b>Ekologinen kestävyys on</b>	<b>biologis-luonnontieteellinen merkitys</b>	<b>yhteiskunnan arvot</b>	<b>metsäpolitiikan arvot</b>	<b>metsätoimijan tulkinta</b>
<i>"lajien suojelua"</i>	paikallispopulaatioiden säilymisen minimivaatimukset	lajeilla yhtäläiset oikeudet elää, toisaalta näyttävät lajit saavat enemmän huomiota	eliölajien suojelu kustannustehokasta, metänomistajien oikeudet huomioitava	eliölajien ja elinympäristöjen suojelua
<i>"ekosysteemin toimivuutta"</i>	luonnonmetsän häiriödynamiikkaa eri alueittakaavoissa	metsät tärkeitä ilmastomuutoksen hidastajana	metsiä hoidetaan ja käytetään niin että terveys ja elinvoimaisuus säilyy	toimivuus ei vaaraannu suuressa mittakaavassa: hyvä palautumis- tai puskurointikyky
<i>"metsän elinvoimaisuutta"</i>	eliölajien, populaatioiden ja metapopulaatioiden säilyminen pitkällä aikavälillä	metsien elinvoimaisuutta ja terveyttä ylläpidettävä	metsien elinvoimaisuutta ja terveyttä ylläpidettävä; tuhot minimoitava	terve ja hyvinvoiva metsä joka uusiutuu
<i>"metsäluonnon monimuotoisuutta"</i>	eliölajien tai rakennepiirteiden määrä ja runsaus tietyllä alueella avaintekijät	ilmastonmuutos uhkaa monimuotoisuutta, monimuotoiset metsät viihtyisiä, monimuotoisuus säilytettävä tuleville sukupolville	monimuotoisuuden turvaaminen kustannustehokkaasti "hot spot" kohteilla	luonnontieteellisellä tutkimuksella määritetty; puuston monimuotoisuutta

## KIRJALLISUUS

- <sup>1</sup> Vierikko, K. & Niemelä, J. 2006. Arvojen ja arjen ekologinen kestävyys – metsätoimijoiden tulkinta ja ekologisen kestävyuden merkityssisällöt. Käsikirjoitus, julkaistaan erillisjulkaisussa vuonna 2006. Metsälehti kustennus.
- <sup>2</sup> Vierikko, K. & Niemelä, J. 2006. Ekologisen kestävyuden biologis-luonnontieteellinen merkityksen rakentuminen suomalaisessa metsäntutkimuksessa. (käsikirjoitus).
- <sup>3</sup> Vehkamäki, S., Vierikko, K., Niemelä, J., Pellikka, J. & Lindén, H. 2006. Ekologisten ja sosiaalisten kestävyysmuuttujien vaihtosuhteet – seutukunnallinen tarkastelu. Analyysivaiheessa, julkaistaan erillisjulkaisussa vuonna 2006.
- <sup>4</sup> Hirsjärvi, S. 1988. Teemahaastattelu. Yliopistopaino, Helsinki. 144 s.
- <sup>5</sup> Saaristo, K. 2000. Avoin asiantuntijuus. Ympäristökysymys ja monimuotoisuuden ekspertiisi. Nykykulttuuritutkimuskeskuksen julkaisuja 66. Nykykulttuurin tutkimuskeskus, Jyväskylän yliopisto. Gummerus Kirjapaino Oy, Saarijärvi. 191 s.



## ENNALLISTAMISEN VAIKUTUS LAHOPUUELIÖLAJEIHIN

Raimo Virkkala<sup>\*</sup>, Reijo Penttilä<sup>a</sup>, Pekka Punttila<sup>a</sup>, Juha Siitonen<sup>b</sup>, Heikki Kotiranta<sup>a</sup> ja Raimo Heikkilä<sup>c</sup>

Tutkimuksen tarkoituksena on selvittää metsien ennallistamisen vaikutusta lahoppuueliölajien (kovakuoriaiset, kääväkkäät) esiintymiseen käyttämällä ihmisen aikaansaamia (poltto, keinotekoinen lahoppuun tuottaminen) ja luontaisten häiriöiden (metsäpalot, tuulenkaadot) tuottamia vanhempia lahoppuukeskittymiä ”ennallistamiskokeina”. Tutkimuksessa tarkastellaan ennallistamisalueiden sijainnin, lahoppuun määrän ja lahoppuuta tuottaneesta häiriöstä kuluneen ajan vaikutusta lahoppuueliölajeihin. Sijainnilla tarkoitetaan etäisyyttä potentiaalisista lähdealueista, jollaisina pidetään luonnontilaisen kaltaisia metsäalueita. Tutkimuksen tavoitteena on tuottaa tietoa ennallistettavien alueiden sijainnin sekä alueiden lahoppuun määrän ja laadun merkityksestä lahoppuueliölajiston palautumiselle.

Tutkimuskohteet sijaitsivat lähdealueiden määrän ja metsämaiseman laadun suhteen toisistaan poikkeavilla alueilla: (1) Lounais-Suomi – Uusimaa: pitkä metsätaloushistoria, vähän lähdealueita, ei palojatkumoa; (2) Häme (Evo – Pohjois-Pirkanmaa): keskipitkä metsätaloushistoria, enemmän lähdealueita, alueellisesti pitkä palojatkumo; (3) Pohjois-Karjala (Lieksa – Ilomantsi): lyhin metsätaloushistoria, runsaahkosti lähdealueita, katkeamaton palojatkumo erityisesti Venäjän puoleisten metsäpalojen vuoksi.

Kovakuoriais- ja kääväkäsinventoinnit sekä elävän ja kuolleen puuston mittaukset toteutettiin vuonna 2003 polttokohteilla (45 kohdetta) ja vuonna 2004 muilla runsalahoppuustoisilla, lähinnä tuulenkaato-kohteilla (28 kohdetta) sekä vanhoissa luonnontilaisen kaltaisissa metsissä (15 kohdetta) em. tutkimusalueilla. Polttokohteiden palosta oli kulunut 5–14 vuotta, tuulenkaato-kohteissa lahoppuusto oli syntynyt pääosin 5–20 vuotta sitten, ja luonnonmetsäverrokeissa lahoppuujatkumo oli huomattavasti pidempi. Kohteiden lahoppumäärä vaihteli muutamasta kuutiometristä yli 200 kuutiometriin hehtaarilla. Lisäksi kääväksälajiston osalta tutkimuksessa toistettiin vuosina 2002 (Lieksa) ja 2005 (Evo) kolmen poltetun metsikön pitkäaikaisseurannat 13 vuotta palon jälkeen sekä kovakuoriaisilla tehtiin vuonna 2002 tutkimusmenetelmiin liittyviä osatutkimuksia.

Kääpälajisto ja eräiden orvakkalajien esiintyminen selvitettiin kokonaisuudessaan sisäkkäisiltä 0,2–0,5 ha suuruisilta koaloilta, minkä lisäksi kussakin kohteessa pyrittiin inventoimaan vähintään 20 järeän ( $lpm \geq 15$  cm) maapuun lajisto. Kaikkiaan vuosina 2003–2004 selvitettiin 76 koelan (39 poltto-, 22 tuulenkaato- ja 15 luonnonmetsäkohdetta) kääväksälajisto. Kovakuoriaislajistosta kerättiin näytteet kaikilta vuosien 2003–2004 kohteilta ikkuna- ja runkoikkunapyydyksin. Kaikilta koaloilta mitattiin elävä ja kuollut puusto.

Kääväksälajiston seurantatutkimuksissa Lieksassa sekä kääpien kokonaislajimäärä että uhanalaisten ja silmälläpidettävien kääpien lajimäärät kasvoivat polton jälkeen

<sup>\*</sup> Suomen ympäristökeskus, PL 140, 00251 Helsinki, sähköposti: raimo.virkkala@ymparisto.fi

<sup>a</sup> Suomen ympäristökeskus, <sup>b</sup> Metsäntutkimuslaitos, <sup>c</sup> Ystävyysdenpuiston tutkimuskeskus

Taulukko 1. Tutkimusmetsiköiden sekä uhanalaisten ja silmälläpidettävien kääväksilajien lukumäärät eri tutkimusalueiden poltto- ja tuulenskaatohteissa sekä luonnontilaisen kaltaisissa vanhoissa metsissä. Suluisissa kääväksesiintymien lukumäärät.

Käsittely	Koealat/Lajit	Tutkimusalue		
		Lounais-Suomi – Uusimaa	Häme	Pohjois-Karjala
Poltto	Koealat	12	14	13
	Uhanalaiset	1(1)	2(3)	14(90)
	Silmälläpidettävät	12(31)	12(60)	23(368)
Tuulenskaato	Koealat	7	8	7
	Uhanalaiset	1(9)	6(17)	12(46)
	Silmälläpidettävät	2(14)	8(64)	16(94)
Luonnonmetsä	Koealat	5	5	5
	Uhanalaiset	3(6)	8(42)	10(49)
	Silmälläpidettävät	5(31)	12(37)	13(62)

viiveellä. Aluksi lajimäärät laskivat, sitten ne kasvoivat paloa edeltäneelle tasolle kuuden vuoden kuluttua palosta ja olivat selvästi paloa edeltänyttä tasoa korkeammat 13 vuotta palon jälkeen tehdyssä inventoinnissa. Muutokset kokonaislajimäärässä olivat samankaltaiset talous- ja luonnonmetsäkohteissa, mutta talousmetsässä uhanalaisten ja silmälläpidettävien lajien määrä ei kasvanut palon jälkeen lainkaan kun taas luonnonmetsässä se lähes kolminkertaistui. Tämä oli seurausta talousmetsäkohteen lahoppuuston laadusta: lahoppuusto oli yksipuolista ja pieniläpimittaista. Seurantakoealat sijaitsivat lähellä luonnontilaisen kaltaisen vanhan metsän lähdealueita.

Eri tutkimusalueilla sijaitsevien polttopaikkojen tulokset osoittivat, että lähdealueiden määrä ja laatu metsämaaisemassa määräävät pitkälti palokohdeiden laajuuden. Pohjois-Karjalasta, missä luonnontilaisen kaltaisia metsiä on tutkimusalueista eniten ja metsätaloushistoria on lyhin, löytyi 14 uhanalaista kääväksilajia ja 90 uhanalaisten kääväksien esiintymää, kun taas Hämeen ja Lounais-Suomen kohteilta löytyi yhteensä vain kolme uhanalaista lajia ja yhteensä neljä esiintymää (taulukko 1). Silmälläpidettäviä kääväksilajeja löytyi Hämeen ja Lounais-Suomen kohteilta selvästi uhanalaisia lajeja enemmän, mutta myös silmälläpidettävien lajien määrässä ero Pohjois-Karjalan kohteisiin oli huomattava (taulukko 1). Polttokohdeiden kovakuoriaisaineiston alustavat tulokset maiseman laadun vaikutuksesta tukevat kääväksitutkimuksessa saatuja tuloksia: vaatelioiden lahoppulajien määrä Lounais-Suomen näytteissä oli huomattavasti pienempi kuin muilla tutkimusalueilla.

Tuulenskaatokoealoilta tutkimustulokset olivat samansuuntaisia kuin polttokoealoilta: sekä uhanalaisten että silmälläpidettävien kääväksilajien lukumäärä ja runsaus olivat selvästi suurimmat Pohjois-Karjalassa ja pienimmät Lounais-Suomen – Uudenmaan alueella (taulukko 1). Uhanalaisten ja silmälläpidettävien kääväksilajien esiintymien määrä väheni myös luonnontilaisen kaltaisissa vanhoissa metsissä Pohjois-Karjalasta Hämeeseen ja edelleen Lounais-Suomen – Uudenmaan alueelle.

Alustavien analyysien perusteella etäisyydellä luonnontilaisen kaltaisiin vanhoihin metsiin oli suurin merkitys kääväksälajien esiintymiseen poltto- ja tuulenkaatokohteilla keskipitkän metsätaloushistorian omaavalla Hämeen tutkimusalueella, missä uhanalaisten ja silmälläpidettävien kääväksälajien ja niiden esiintymien määrät olivat keskimäärin selvästi suuremmat lähdealueiden eli luonnontilaisen kaltaisten vanhojen metsien läheisyydessä kuin kauempana niistä.

Lahopuun määrän vaikutuksesta ei ole vielä tarkkaa tietoa, sillä puuston tilavuuslaskennat ovat kesken. Kultakin tutkimusalueelta valittiin kuitenkin yhtä paljon lahopuuston määrän suhteen erilaisia kohteita.

Tutkimustulosten perusteella metsien ennallistamisen positiiviset vaikutukset kääväksälajistoon havaitaan viiveellä eli yli viiden vuoden kuluttua toimenpiteestä. Metsien ennallistaminen kannattaa kussakin maisemassa kohdentaa lähdealueiden lähetyville järeäpuustoihin, monipuolisen puulajivalikoiman omaaviin kohteisiin, jolloin ennallistaminen parhaiten hyödyttää vaateliasta (uhanalaista ja silmälläpidettävää) lahoppuulajistoa lisäämällä lähdealueiden kytkeytyneisyyttä, efektiivistä kokoa ja vähitellen myös lajien populaatiokokoa.

# YHTEENVETO

## **Raportin tausta ja tarkoitus**

Suomessa metsillä on ollut poikkeuksellisen suuri rooli yhteiskunnan, talouden ja kulttuurin kehityksessä. Metsäpolitiikkaa ohjaa kansallinen metsäohjelma (KMO), joka linjaa metsien käytön tavoitteet monipuolisesti. Metsien monimuotoisuuden turvaaminen on keskitetty kansallisessa metsäohjelmassa Etelä-Suomen metsien monimuotoisuusohjelmaan eli METSOon. METSO-ohjelma koostuu 17 toimenpiteestä, joiden tarkoituksena on laajentaa suojelualueverkostoa, parantaa sen laatua ja luoda tiedollisia ja muita edellytyksiä luonnon monimuotoisuuden turvaamiselle.

Tämän METSO-tutkimusraportin tarkoituksena on koota yksiin kansiin mahdollisimman kattavasti uusin metsien monimuotoisuutta koskeva suomalainen tutkimustieto. Raportissa tarkastellaan monimuotoisuuden suojelun ekologisia, taloudellisia ja sosiaalisia vaikutuksia yhdessä. Raportti tukee METSO-ohjelman seurannan ja arvioinnin loppuraportointia ja esittää tuoreita tutkimustuloksia päätöksenteon pohjaksi. METSO-ohjelman seurantajakso 2003–2006 on niin lyhyt, etteivät monet ohjelman vaikutuksista vielä tule esille sen aikana. Jotta suojelupolitiikan linjausten tueksi saataisiin arviota METSO-ohjelman ekologisista, taloudellisista ja sosiaalisista vaikutuksista pitkällä aikavälillä ja laajamittaisemmin toteutettuna, tukeudutaan vaikutusten arvioinnissa raportissa julkistettavaan tutkimustietoon.

Julkaisu syntyi kolmen tutkimusohjelman – Monimuotoisuuden tutkimusohjelman (MOSSE), Ympäristöklusterin tutkimusohjelman ja Metsätutkimuslaitoksen 'Metsien monimuotoisuuden turvaamisen keinot ja yhteiskunnalliset vaikutukset' (TUK)-tutkimusohjelman – yhteistyönä. Myös useita näihin ohjelmiin kuulumattomia tutkimusryhmiä ja tutkijoita on ollut mukana. Raportin kirjoittamiseen osallistui yhteensä yli 140 tutkijaa. METSO-ohjelmassa monimuotoisuuden tutkimus on ymmärretty laajaksi kokonaisuudeksi, jossa ekologian lisäksi otetaan huomioon taloudelliset ja yhteiskunnalliset näkökulmat ja niiden vaikutukset. Eri tutkimusohjelmissa ja -hankkeissa toimineiden tutkijoiden yhteistyö on ollut laajaa ja toimivaa.

Raportti sisältää kaksi osaa. Alkuosa koostuu yhteiskuntatieteiden ja ekologian eturivin asiantuntijoiden yhdessä kokoamista luvuista, joihin on koottu aihepiireittäin tutkimustuloksia. Raportin laajaan jälkimmäiseen osaan on koottu tutkijoiden tiivistelmät uusista tutkimustuloksista. Valtion metsien inventointi (VMI/Metla), Metsätalouden kehittämiskeskus Tapio ja Metsähallitus (metsätalous ja luontopalvelut) tuottivat raporttiin tuoretta taustatietoa.

## **Metsäluonnon monimuotoisuuden turvaamisen tarve ja ekologiset vaikutukset**

Suomen kokonaisuus-alue (mukaan lukien kitu- ja joutomaa) on tiukasti suojeltu 11,2 %. Metsien suojelualueita on perustettu runsaimmin Pohjois-Suomeen, jossa on paljon

valtion omistuksessa olevia metsiä. Siellä tiukasti suojeltuja alueita on 20,5 % kokonaismaa-alasta. Etelä-Suomessa suuri osa metsistä on yksityismetsänomistajien hallussa ja tiukasti suojeltujen alueiden osuus kokonaismaa-alasta on 2,2 %. Metsäkasvillisuusvyöhykkeet huomioiden lisäsuojelun tarve on edelleen suurin eteläisessä Suomessa. Suojelun tulisi kohdistua ensisijassa luonnontilaisiin tai luonnontilaisen kaltaisiin metsiin, jotka ovat laadultaan soveltuvia uhanalaiselle ja vaateliaalle metsälajistolle. Toisaalta suojelualueverkon puutteita tulee tarkastella käynnissä olevien luontotyyppien uhanalaisarvioinnin ja suojelualueiden inventointien tulosten valossa, joiden myötä eri elinympäristöjen suojelutarpeesta saadaan tarkempi arvio. Lisäksi elinympäristöjen suojelutarpeen arvioinnissa voidaan hyödyntää teoreettista ekologiaa.

## ***Suojelualueverkko***

Etelä-Suomen metsien monimuotoisuuden suojelun suurimmat ekologiset haasteet liittyvät kolmeen pääkysymykseen ja näkökulmaan:

1. Kuinka metsien suojelualueiden verkostosta saadaan ekologisesti riittävän kattava, laadukas ja alueellisesti edustava?
2. Miten metsien suksessio- ja häiriödynamiikka muuttaa suojelualueiden rakennetta lähivuosikymmeninä erityisesti pienillä suojelualueilla, ja vaikuttavatko nämä muutokset uhanalaisten lajien kykyyn esiintyä elinvoimaisina populaatioina suojelualueilla?
3. Mikä on suojelualueiden ja talousmetsien yhteisvaikutus uhanalaisten metsälajien populaatioiden turvaamisessa ja mitkä lajit kykenevät elämään myös talousmetsien olosuhteissa? Onko suojelu- ja talousmetsien muodostama kokonaisuus ekologisilta ominaisuuksiltaan erilainen maan eri osissa ja vaikuttavatko erot esim. luonnonarvokaupan edellytyksiin eri osissa maata?

Elinympäristön määrän vähenemisen ja laadun heikkenemisen on osoitettu olevan suurin syy lajien taantumiseen ja uhanalaistumiseen. Pienillä suojelualueilla lajien populaatiot ovat usein pieniä ja niiden riski hävitä paikallisesti on suuri. Pienialaisten kohteiden muodostama verkosto voi kuitenkin säilyttää joidenkin lajien elinvoimaisia kantoja suuremmalla tarkastelualueella, jos verkoston tiheys olisi riittävän suuri. Suojelualueverkon toimivuutta voidaan parantaa ennallistamalla suojelualueiden metsiä sekä laajentamalla suojelualueiden kokoa suojelemalla luonnontilaisen kaltaisia tai sellaisiksi ennallistettuja talousmetsiä. Talousmetsien luonnonhoitotoimilla voidaan lisäksi parantaa metsämaiseman laatua lisäämällä suojelualueiden kytkeytyneisyyttä. Tällä pyrittäisiin vaateliiden lajien leviämisen edistämiseen suojelualueiden muodostamien lajistollisten ydinalueiden välillä.

## ***Ennallistaminen ja monimuotoisuuden turvaaminen***

Tietoa luonnonmetsien rakenteesta voidaan käyttää pohjana ennallistamisen suunnittelussa. Luonnonmetsätutkimukseen perustuvia keskeisiä aluetason ennallistamisen tavoitteita ovat vanhojen metsien piirteitä omaavien metsien lisääminen ja runsaslahopuustoisten palonjälkeisten suksessiovaiheiden esiintymisen turvaaminen.

Runsalahopuustoisten palaneen metsän kehitysvaiheiden lähes täydellinen puuttuminen leimaa nykyisten metsien rakennetta verrattuna luonnontilaisiin metsiin. Metsäsukcession toinen ääripää, vanhat paloilta kauan säilyneet kuusimetsät, ovat olleet luontaisesti yleisin luonnonmetsän kehitysvaihe. Ennallistamistoimien ei pitäisi vähentää vanhojen kuusimetsien määrää eikä hidastaa niiden muodostumista suojelualueille.

Ennallistamisen vaikutukset riippuvat toimenpiteiden alueellisesta jakautumisesta. Huonosti leviävän lajiston elinympäristöjen ennallistaminen kannattaa keskittää olemassa olevien lajistokeskittymien läheisyyteen. Hyvin leviävillä lajeilla elinympäristön määrä on sijaintia tärkeämpi tekijä. Erityistä huomiota alue- ja suuraluetasolla edellyttävät harvinaiset uhanalaiset metsäiset luontotyytit, jotka vaativat ennallistamista tai elinympäristön hoitoa. Tällaisia ovat mm. harju-, jalopuu- ja tulvametsät sekä puustoiset perinnebiotoopit.

Metsikön mittakaavassa riittävän puustoisten alojen poltto on tehokas ennallistamiskeino, jonka vaikutukset erityisesti hyönteislajistoon ja maaperän siemenpankilajistoon näkyvät välittömästi. Muiden lajiryhmien osalta positiiviset vaikutukset näkyvät vuosien viiveellä. Poltto on yleensä syytä liittää edeltävään ennallistavaan hakkuuseen, jonka avulla lisätään kuolleen puun ja palavan materiaalin määrää. Ennallistamispolttoja on toteutettava riittävän laajalla alueella ja riittävän säännöllisin väliajoin paloaluejatkumon ja siitä riippuvaisen lajiston turvaamiseksi.

Lahopuun tuottaminen on myös tärkeä ennallistamiskeino, jonka vaikutukset kuitenkin näkyvät yleensä vasta pitemmällä aikavälillä. Lahopuun laadullisen monimuotoisuuden ja jatkumon turvaaminen on haasteellista. Luonnontilaisissa metsissä kuollutta puuainesta syntyy yleensä jatkuvasti. Lahopuun keinollinen tuottaminen sen sijaan on usein kertaluonteinen toimenpide, koska samalle kohteelle palaaminen on kustannussyistä kannattamatonta. Ellei jäljelle jäävä puusto ole niin harva, että se altistuu tuulenskaadoille, lahopuun muodostuminen vähenee tällaisten ennallistamistoimien jälkeen, koska elävän puuston kasvuolosuhteet paranevat kilpailun vähentyessä. Elinympäristön saatavuuden huomattava ajallinen vaihtelu on ongelma kuolleesta puusta riippuvaisille eliöille. Lahopuukeskittymien lähistöllä tulisikin olla uusia alueita, joille lahopuueliöt voivat siirtyä alkuperäisen kohteen laadun heikentyessä.

### ***METSO-ohjelman uudet keinot***

METSO-ohjelmassa kokeiltavien uusien keinojen ekologinen vaikuttavuus riippuu kohteiden laadusta ja määrästä. Tutkimustieto luonnonarvokaupan ekologisesta vaikuttavuudesta Satakunnassa osoittaa, että uusilla keinoilla on saatavissa ekologiselta laadultaan arvokkaita alueita suojelun piiriin, tosin sopimukseen päätyneiden kohteiden ekologisessa arvossa on paljon vaihtelua. Suuri laadun vaihtelu viittaa siihen, että luonnonsuojelubiologisten kriteerien täytymisen arviointia kohteiden valinnassa pitäisi edelleen tarkentaa. Kustannustehokkuuden näkökulmasta korvauksen suuruuden tulisi vaihdella siten, että ekologisesti arvokkaimmista kohteista maksetaan metsänomistajalle suurempi korvaus kuin vähemmän laadukkaista kohteista. Luonnonarvokaupassa tämä on rakennettu sisään korvausperusteisiin ja korvaus määräytyy osittain ekologisten laadun perusteella. Tarjouskilpailussa kohteiden ekologinen laatu ei vaikuta korvauksen suuruuteen, mikäli metsänomistaja ei hintapyyntöä tehdessään huomioi tätä.

Vapaaehtoisuuteen perustuvien keinojen osalta tulisikin pohtia tarkemmin kriteerien ja maksettavan korvauksen välistä suhdetta. Korvauksen painottuminen ekologisiin arvoihin kannustaisi metsänomistajia nimenomaan niiden tuottamiseen.

Sopimuskohteiden laadun lisäksi ekologinen vaikuttavuus riippuu siitä, kuinka laajaan suojeluun vapaaehtoisin keinoin ja käytettävissä olevan rahoituksen puitteissa voidaan päästä. Kyselytutkimusten mukaan metsänomistajien halukkuus osallistua vapaaehtoiseen metsien suojeluun uusilla keinoilla on melko laajaa, ja merkittäviä määriä metsiä voitaisiin saada suojelun piiriin tätä kautta. Uudet keinot tarjoavat metsänomistajille vaihtoehtoisen ja muita käyttömuotoja täydentävän tavan ansaita toimeentuloa metsistään. Tällöin metsänomistaja voi aidosti punnita, millaisia tuotteita ja palveluja hän metsissään haluaa tuottaa. Luontoarvojen aktiivinen tuottaminen osassa metsiä voi käydä kannattavaksi toiminnaksi, joka voidaan hoitaa esimerkiksi harvennushakkuiden yhteydessä.

Uusien keinojen ekologista vaikuttavuutta suojeltujen kohteiden lukumäärän tai kokonaispinta-alan perusteella ei voida vielä arvioida, koska kokeiluhankkeiden tavoite on ollut kehittää uusia toimintatapoja eikä voimavaroja uusien keinojen koko suojelupotentiaalin käyttöönottoon ole ollut. Jos markkinat todellisuudessa alkavat toimia ja kysyntää (yhteiskunnan suojeluun kohdentamia voimavaroja) ja tarjontaa (metsänomistajien halukkuutta) on riittävästi, uusien keinojen ekologinen vaikuttavuus laajenee huomattavasti nykyisestä. Uusien keinojen ekologinen vaikuttavuus on riippuvainen myös muiden käytössä olevien suojelukeinojen laajuudesta.

Vapaaehtoisesti suojellut alueet saattavat paikallisesti ja tiettyinä ajanjaksona olla tärkeitä metsien suojelualueverkon täydentäjiä, mutta alueiden merkitystä pitkällä aikavälillä heikentää niiden epävarma suojeluasema. Mikäli uudet keinot johtavat jatkuvasti ja laaja-alaisesti muuttuvaan suojelukohteiden joukkoon, ekologinen vaikuttavuus on kohteiden laadun ja määrän perusteella arvioitua pienempi. Lyhyet määräaikaiset, esim. luonnonarvokauppa-kohteiden 10 vuoden sopimukset eivät ole yhteensopivia sen seikan kanssa, että huonosti leviävien lajien populaatioiden säilyminen vaatii pysyviä ja vakaita olosuhteita. Lisäksi monet ekologisesti tärkeät piirteet vaativat pitkiä aikoja kehittyäkseen, esimerkiksi puun lahoamisjatkumon syntyminen, keloapuun, ja puuston eri-ikäisrakenteisuuden muodostuminen tai suurikokoisten iäkkäiden puuyksilöiden kehittyminen kestää vuosikymmeniä tai vuosisatoja. Jos kohteet sopimuskauden jälkeen siirtyvät merkittävässä määrin metsätalouskäyttöön, uudet keinot voivat olla ekologisesti tehottomia.

Ekologisen epävarmuuden arvioimiseksi on siis olennaisen tärkeää tietää, mitä kohteille todennäköisesti tapahtuu sopimuskauden päätyttyä. Tutkimustulosten mukaan noin puolet esim. luonnonarvokaupan kohteista tulee ensimmäisen sopimuskauden päättyessä uudelleen tarjolle. Lisäksi monet metsänomistajat ovat valmiita tekemään nyt luonnonarvokaupassa käytössä ollutta 10-vuotista sopimusta pidempiä sopimuksia. Tarjouskilpailukohteiden sopimukset ovat pysyviä tai 20 vuotta kestäviä. Sopimusten pituutta kasvattamalla voidaan hallita vapaaehtoisuuteen perustuvan suojelun ekologista epävarmuutta.

Toinen keskeinen sopimusten pituuteen liittyvä kysymys on, ovatko suojelun perusteena olevat ekologisesti arvokkaat piirteet luonteeltaan hitaasti kehittyviä vai dynaamisia. Tällaisia dynaamisia piirteitä sisältäviä kohteita ovat erilaiset nuoret

ja ohimenevät sukkessiovaiheet kuten kulotetut tai muuten palaneet metsät, joissa on runsaasti hiiltynyttä puuainesta, koivikkoiset tai haavikkoiset sukkessiovaiheet sekä tulvimisen tai maankohoamisen seurauksena syntyneet sukkessiometsät. Valtaosa luonnonsuojelubiologisista kriteereistä, joita on käytetty vapaaehtoisuuteen perustuvien kohteiden laadun arvioinnissa, voidaan katsoa edustavan hitaasti kehittyviä rakennepiirteitä. Dynaamisia piirteitä korostetaan lähinnä täydentävissä kriteereissä. Tämän seurauksena esimerkiksi Satakunnan luonnonarvokaupan kokeiluhankkeen kohteet ovat pääasiassa runsaslahopuustoisia kangasmetsiä (65 % kaikista sopimuskohteista) ja korvausta on maksettu pääasiassa hitaasti kehittyvistä piirteistä (lahopuu ja järeät puuyksilöt). Vastaavasti palanutta puuta on kohteilla ollut hyvin vähän eikä sen esiintyminen siten ole paljoakaan vaikuttanut kohteista maksettaviin korvauksiin.

## **Talousmetsät**

Metsälain arvokkaiden elinympäristöjen merkitys lajiston monimuotoisuudelle vaihtelee elinympäristötyypistä ja lajiryhmästä toiseen. Arvokkaiden elinympäristöjen säästäminen on tehokkain keino luontaisesti pienialaisten elinympäristökohteiden, kuten lähteiden lajiston monimuotoisuuden ylläpitämisessä. Tutkimuksissa on todettu, että arvokkaissa elinympäristöissä esiintyy enemmän lajeja kuin keskimääräisissä talousmetsissä ja myös harvinaista ja vaateliasta lajistoa. Kangasmetsien uhanalaisten lajien populaatioille pienialaisilla metsälakikohteilla ei näytä tämänhetkisen tutkimustiedon perusteella olevan erityistä merkitystä. Yksittäisten kohteiden välinen vaihtelu harvinaisen ja uhanalaisen lajiston esiintymisessä on kuitenkin suurta ja liittyy puuston rakennepiirteisiin, erityisesti lahopuun määrään ja puuston ikään. Arvokkaiksi elinympäristöiksi rajattujen kohteiden pieni koko on merkittävä ongelma muuttuvista rakennepiirteistä riippuvaiselle lajistolle. Pienellä kohteella sopivan tyyppisiä lahopuita tai kasvualustapuita on vähän, ja uusia ei välttämättä muodostu jatkuvasti.

Säästetyt lahopuut ja hakkuun jälkeen kuolleet säästöpuut ovat potentiaalisesti merkittävä elinympäristö monille lajeille, jotka ovat luonnonmetsissä sopeutuneet metsäpaloihin ja muihin luontaisiin häiriöihin. Monet lajit suosivat kuolleita puita avoimissa ympäristöissä. Osa lajeista on täysin riippuvaisia avoimilla paikoilla olevista lahopuista eivätkä tällaiset lajit tule toimeen sulkeutuneissa vanhoissa metsissä. Koska metsäpalojen tai muiden luontaisten häiriöiden seurauksena uudistuneita metsiä ei ole talousmetsissä eikä juuri suojelualueillakaan, on talousmetsien säästöpuusto suojelualueiden ennallistamisen lisäksi ainoa keino ylläpitää tätä lajistoa.

Nykyiset säästöpuuston määrät talousmetsissä eivät kuitenkaan mitä todennäköisimmin riitä säilyttämään uhanalaisia häiriöihin sopeutuneita lajeja. Säästöpuuston keskittäminen sekä metsikkö- että aluetasolla on suositeltava tavoite. Säästöpuustoa tulisi jättää selvästi keskimääräistä enemmän esimerkiksi arvokkaiden elinympäristöjen ja lahopuukeskittymien yhteyteen, suojelualueiden läheisyyteen sekä alueille, joilla esiintyy uhanalaista lahopuulajistoa. Kulutus, erityisesti runsaaseen säästöpuustoon yhdistettynä, on merkittävä keino paloista riippuvaisten ja lukuisten muidenkin harvinaisten ja uhanalaisten lajien kantojen lisäämiseen.

Useiden tutkimustulosten mukaan näyttää siltä, että Etelä-Suomessa uhanalaisia lahopuulajeja alkaa esiintyä vasta sellaisissa vanhoissa metsissä, joissa on runsas



lahopuusto. Lahopuuston määrä ei tule merkittävästi lisääntymään talousmetsissä nykyisillä luonnonhoidon keinoilla. Lahopuun määrän lisääminen edellyttää lisääpanostusta mm. elävän ja kuolleen säästöpuuston sekä luonnontuhojen seurauksena syntyvän kuolleen puuston säästämisen muodossa. Lisääntyvä energiapuun korjuu vähentää huomattavasti kuolleen puun määrää uudistus- ja harvennushakkuualoilla luonnonhoidon tavoitteiden vastaisesti. Energiapuun korjuun ja luonnonhoidon tavoitteiden yhteensovittamiseen on tarpeen jatkossa kiinnittää riittävästi huomiota.

## ***Luonnon monimuotoisuuden turvaamisen yhteiskunnalliset vaikutukset***

### ***Valtakunnalliset vaikutukset***

Valtiolle suoria kustannuksia suojelusta aiheutuu suojelukorvausten maksamisesta sekä suojelualueiden ylläpidosta, hoidosta ja tietojen keruusta. Koko maan tasolla lunastuskorvaus on vaihdellut välillä 91–30 000 euroa hehtaarilta vuosina 2000–2005 ollen keskimäärin 1 271 euroa hehtaarilta. Muilla keinoilla, kuten vapaaehtoisilla kaupoilla, on päästy keskimäärin pienempiin hankintakustannuksiin hehtaaria kohden kuin lunastusmenettelyllä.

Taloudellisessa mielessä luonnonarvokaupan kaupankäynti ei ole aina toiminut tehokkaimmalla mahdollisella tavalla, koska metsänomistajia ei ole kilpailutettu ja joissakin kokeiluhankkeissa sopimukset kohteista on tehty yksitellen tarjousten saapumisen jälkeen, mikä on vaikeuttanut kohteiden luontoarvojen ja korvauksen suuruuden vertailua. Suojeluviranomainen voisi tehostaa kaupankäyntiä ottamalla vastaan useita tarjouksia ennen sopimusten tekoa. Tämä helpottaisi kohteiden kustannus-hyöty vertailua ja tavoitteiden mukaisen verkoston luomista sekä varmistaisi sopimusten suuremman tasapuolisuuden, koska kaikki kohteet arvioitaisiin saman tietotason ja budjetin puitteissa. Metsänomistajat eivät lisäksi ole useinkaan esittäneet omaa korvauspyyntöään neuvotteluiden alussa, ja tämän vuoksi neuvottelut on käynnistetty suojeluviranomaisen tekemän hinta-arvion pohjalta. Kokemus korvauksen määrittelyn vaikeudesta on rajoittanut eniten maanomistajan halukkuutta tehdä hintapyyntö itse. Metsänomistajille tiedottaminen heidän metsiensä ekologisista ja taloudellista arvoista sekä erilaisten päätöksen tekoa tukevien järjestelmien kehittäminen ja soveltaminen parantaisivatkin vapaaehtoisuuteen perustuvien suojelukeinojen taloudellista tehokkuutta. Hyvä tietopohja ja arviointia helpottavat järjestelmät lisääisivät osaltaan metsänomistajan päätäntävaltaa.

Luonnonsuojelualueilla toteutettavien ennallistamishankkeiden kustannustehokkuuteen voidaan vaikuttaa mm. ennallistettavan pinta-alan, käytävien ennallistamismenetelmien ja työvaikeustekijöiden määrittelyjen avulla. Ennallistamishankkeille laadittavien kustannusarvioiden valmistelussa voitaisiin hyötyä toteutuneiden hankkeiden välisistä kustannusvertailuista ja niiden perusteella määritellyistä hyvistä käytännöistä. Ennallistamisella on vaikutuksia myös alueen virkistyskäyttöön sekä monimuotoisuuden lisääntymisen että maisemamuutosten kannalta. Ennallistamistoimien tuottamat mahdolliset virkistysyhdöt lisäävät ennallistamisinvestointien kustannustehokkuutta.

Tutkimusten mukaan suojelun vaikutukset metsäsektorin tuotantoon, työllisyyteen ja puumarkkinoille jäävät ehkä aiemmin luultua pienemmiksi. Metsien puuvarannon kehitys antaa mahdollisuuksia lisätä suojelua, mutta suojelualueiden lisääminen ei ole aivan ongelmaton. Tutkimustulosten mukaan suojelun lisääntyminen johtaa vähentyneen puuntarjonnan vuoksi kantohintojen nousuun. Metsäteollisuudelle kantohintojen nousu lisää kustannuksia ja johtaa kapasiteetin ja tuotannon alenemiseen lähinnä sahateollisuudessa. Sen sijaan paperiteollisuudessa puun hinnan osuus kokonaiskustannuksista on pienempi, eikä tuotanto muutu.

Vaikka suojelun lisääntyessä hakkuut vähenevät, metsänomistajien kantorahatulot eivät valtakunnan tasolla keskimäärin kuitenkaan paljoa muutu. Tutkimustulosten mukaan kantohinnat nousevat suunnilleen suhteessa saman verran kuin hakkuut vähenevät.

Perinteisen tiukan suojelun mukaisesti toteutettu suojelupinta-alan lisäys aiheuttaa suurimmat positiiviset ja negatiiviset kerrannaisvaikutukset. Uusien METSO-keinojen käyttö näyttäisi aiheuttavan tiukkaa suojelua pienempiä tuotanto- ja työllisyysvaikutuksia.

### ***Alueelliset ja väestöryhmittäiset vaikutukset***

Vaikka mahdollisella suojelun lisäämisellä ei valtakunnan tasolla ole tutkimuksissa todettu olevan kovin merkittäviä taloudellisia vaikutuksia, aluetasolla ja kerrannaisvaikutuksineen tilanne voi olla toinen. Pyrittäessä edustavaan suojelualueverkostoon eri puolilla maata on myös alueelliset taloudelliset ja sosiaaliset vaikutukset otettava huomioon.

Suojelualueiden muodostamisella voi olla myönteisiä taloudellisia vaikutuksia ja hyötyjä mm. virkistyskäytön ja matkailun kehittämisen kautta. Virkistyskäytön hyödyt eivät usein jakaudu tasapuolisesti eri väestöryhmille. Tutkimustulosten mukaan valtion suojelualueilla kävijät ovat keskimääräistä paremmin koulutettuja ja toimivat muita useammin toimihenkilöammateissa. Tutkimusta pitäisi kohdentaa myös suojelualueilla vähän tai ei ollenkaan käyvien väestöryhmien tarpeiden ja käytön esteiden selvittämiseksi.

Virkistysyötyjen varmistamiseksi olisi myös tärkeää kehittää alueiden virkistys- ja matkailukäyttöä niiden ekologisen kantokyvyn mukaisesti. Kun maaseudulla kehitetään suojelualueisiin tukeutuvaa matkailua, muuttuu maaseudun kulttuurinen ja sosiaalinen ympäristö. Paikallisten asukkaiden ja toimijoiden näkökulmien huomioon ottaminen ja hyväksyntä on muutoksessa tärkeää. Samanaikaisesti tulisi kehitystä pyrkiä ohjaamaan niin, että maaseudun matkailuvedovoima säilyisi.

### ***Ohjaukset ja suojelun suunnittelu***

Monimuotoisuuden kannalta vaikuttavimmat ja kustannustehokkaimmat suojelutoimenpiteet vaihtelevat eri elinympäristöissä. Esimerkiksi runsaslahopuustoisten luonnontilaisten metsien säilyttäminen edellyttää usein pysyvää suojelua ja verrattain laajojen alueiden poistamista metsätaloudeksi, kun taas lehtometsien suojelussa on usein kysymys suhteellisen pienten metsäalueiden verkostosta. Haasteena on valita eri suojelun keinojen yhdistelmä siten, että ekologisten kriteerien lisäksi taloudellisesti tehokas ja sosiaalisesti hyväksyttävissä oleva suojelun taso saavutetaan.

METSO-ohjelman uudet keinot ja kehittyvät metsänhoitokäytännöt saattavat tarjota tehokkaita ratkaisuja monimuotoisuuden turvaamiseen, mutta toistaiseksi kokeiluhankkeet ovat olleet varsin pieniä ja alueellisesti suppeita, jotta niiden vaikutusta olisi voitu kattavasti arvioida. Kokeiluhankkeissa on saatu suojelun piiriin keskimäärin alle kymmenen hehtaarin kohteita. Ekologisen tiedon perusteella pienet kohteet ovat monessa suhteessa ongelmallisia, eivätkä tarjoa pitkäaikaista turvaa koko lajistolle. Sen sijaan ne voivat toimia sopivina suojelualueina sellaisille lajiryhmille, jotka kykenevät elämään pienillä alueilla eivätkä ole riippuvaisia suojelun myötä muuttuvasta resurssista. Koska metsänomistajien mieltymykset sopimusten pituuden suhteen vaihtelevat, voitaisiin harkita vapaaehtoisten keinojen käytäntöihin joustavuutta esimerkiksi siten, että hitaasti kehittyviä rakennepiirteitä ja niihin liittyviä ekologisia arvoja sisältäville kohteille pyritäisiin tekemään pidemmät tai jopa pysyvät sopimukset. Nopeasti muuttuvia rakennepiirteitä voitaisiin suojella nimenomaan nyt kokeiluilla kymmenenvuotuisilla sopimuksilla. Esimerkiksi metsäiset perinnebiotoopit, joissa luontoarvojen säilyminen vaatii jatkuvia hoitotoimia, sopivat hyvin määräaikaisten suojelusopimusten piiriin.

Seudullisen edustavuuden takaaminen voi olla hankalaa, ellei uusien keinojen yhteydessä kehitetä samalla myös uusia suojelualueiden suunnittelu- ja kohteiden tarjousjärjestelmiä. METSON keinoihin kuuluva yhteistoimintaverkosto saattaisi tarjota hallinnollisen työvälineen tällaisen tarkastelun ja siihen kytkettyvän suojelusuunnittelun toteutukseen.

Tiedon lisääminen ja asenteiden muutos metsänomistajien, metsänomistajia neuvovien tahojen sekä ympäristöviranomaisten keskuudessa on tarpeen. Metsänomistajat ja eri sektorien toimijat ovat kuitenkin jo nyt valmiita soveltamaan uusia monimuotoisuuden turvaamisen keinoja. Uusien keinojen hyväksyttävyyttä perustuu ensisijaisesti metsänomistajan päätäntävällän säilyttämiseen; hän pääasiassa tekee aloitteen suojelusta, hänellä on mahdollisuus muotoilla kohteen arvostus hintapyyntöksi, ja hän päättää, hyväksyykö sopimuksen. Metsänomistaja säilyttää päätäntävällän myös tarjotessaan kohdetta pysyvään suojeluun. Myös suojelusopimusten määräaikaisuus lisää metsänomistajan päätäntävällän, koska hän sitoutuu rajalliselle aikajaksolle. Taloudellinen korvaus suojelusta on metsänomistajalle tärkeä peruste uusien keinojen hyväksynnälle, koska se tekee suojeluvaihtoehdosta yhden taloudellisen toiminnan muodon. Metsänomistajien omaehtoisuuden ja päätäntävällän kunnioittaminen aiheuttaa haasteita tilanrajat ylittävien kohteiden suojelulle. Metsänomistajien yhteistoiminnan edistämisen kannustimista tarvitaan lisää tietoa. Kannustimia voivat olla taloudellisen korvauksen lisäksi tiedon lisääntyminen ja siitä seuraava päätösautonomian paraneminen ja vähenevä riippuvuus viranomaisen antamasta tiedosta.

Metsänomistajien ja kokeiluhankkeisiin osallistuneiden organisaatioiden edustajien kokemukset uusista keinoista sekä kokeilussa muodostuneista uusista kommunikointikanavista ja sosiaalisesta oppimisesta ovat myönteisiä. Kaiken kaikkiaan kokeiluhankkeissa kertynyt tieto edistää uusien keinojen hyväksyttävyyttä ja sovellettavuutta. Tiedon lisääntyminen vähentää ennakkoluuloja ja lisää hallinnan tunnetta niin metsänomistajien kuin viranomaisten ja muiden organisaatioidenkin parissa. Hankkeisiin liittynyt voimakas tiedotuspanos on täten hyvin perusteltu.

Muut kuin perinteiset tiukan suojelun keinot tarvitsevat onnistuakseen metsäneuvontaa ja -suunnittelua. Nämä keinot tarvitsevat lisää resursseja tai nyt käytössä olevien resurssien

kohdentamista uudelleen. Metsäsuunnittelun kehittämisen tuloksena suunnittelussa maastotyöhön käytettyjä resursseja voi vapautua ja niitä voidaan käyttää esimerkiksi metsänomistajien neuvontaan. Siinä voidaan puuntuotannon lisäksi entistä aktiivisemmin ottaa esille myös omistajan tai yhteiskunnan tavoitteiden mukainen monimuotoisuuden edistäminen. Lisäksi tulee ratkaista tähän liittyvät hallinnolliset ongelmat. Ohjauskeinojen kehittämisen tavoitteena tulee olla luonnon – ei hallinnon – monimuotoisuuden lisääminen.

On mahdollista myös harkita julkisten tukien uudelleen suuntaamista. Tavoitteena on tilanne, jossa monimuotoisuuden edistämistä markkinoidaan omistajille yhtä innokkaasti kuin metsätalouden edistämishankkeita. Eräs mahdollisuus olisi luoda uusi, yksityismetsänomistajille suunnattu laaja-alainen talousmetsien luonnonhoitotuki. Tuen myöntämiselle määritettäisiin aluekohtaisia ehtoja, esimerkiksi velvoite jättää huomattavasti keskimääräistä enemmän säästöpuita (suuruusluokka 10–100 m<sup>3</sup>/ha), tekopökköiden tekeminen harvennus- ja päätehakuissa, suojavyöhykkeiden jättämien avainbiotooppien ympärille reunavaikutusten ehkäisemiseksi, uudistusalojen kulotus ja muita vastaavia toimia. Tukiehtoihin voisi sisältyä myös mahdollisuus muodostaa laajempia luonnonhoitoalueita, joilla tuen taso olisi keskimääräistä korkeampia. Tukien käytöstä ja myöntämisestä tehtäisiin luonnonhoitosopimus metsänomistajan ja valtion kesken.

Suojelun laajuuden ohella ohjauskeinojen valinnalla on selvästi vaikutusta suojelusta koettuun hyötyyn. Sekä kansalaiset yleensä että metsänomistajat arvostavat METSO-ohjelman uusia ohjauskeinoja perinteistä maan ostoon ja lunastukseen perustuvaa suojelua enemmän. Hyödyistä ja kustannuksista tehtyjen tutkimusten perusteella Etelä-Suomen metsien yhteiskunnallisesti optimaalinen suojelupinta-ala on nykyistä suurempi. Tulokset ovat kuitenkin alustavia, ja ympäristöpoliittisen päätöksenteon tueksi tarvitaan lisää teoreettisesti perusteltuja hyöty-kustannus analyysyjä, joissa tulisi mm. eritellä vaihtoehtoisin tavoin toteutetun suojelun hyötyjä ja kustannuksia. Myös metsäverotuksen muutoksen vaikutus metsien monimuotoisuuteen kaipaa lisää tutkimusta. Myyntitulojen verotus tekee metsien muun kuin puuntuotantokäytön aiempaa edullisemmaksi. Se saattaa siis vaikuttaa erityisesti pienten metsätilojen siirtymiseen puuntuotannon ulkopuolelle, ja toimii käytännössä välillisenä kannustimena monimuotoisuuden suojelun lisäämiselle.

Monimuotoisuuden turvaamisen paikalliset sosiaaliset vaikutukset syntyvät sopeutumisprosessina, hierarkisen hallinnon ja paikallisen ns. sosioekologisen järjestelmän vuorovaikutuksena. Toivottavia paikallisia vaikutuksia ei voida siten tarkoituksellisesti tuottaa. Sen sijaan alustavien tutkimustulosten perusteella vaikuttaa siltä, että monipuolisilla taloudellisten ohjauskeinojen valikoimilla voidaan luoda mahdollisuuksia paikallisille positiivisille sopeutumisprosesseille. Näissä prosesseissa erilaisten paikallisten sosiaalisten yhteisöjen tai metsänomistajien ja hallinnon välillä toimivien välittäjien rooli on merkittävä. Samalla julkisen vallan ohjauskeinojen olisi tuotettava ekologista monimuotoisuutta ja oltava mahdollisimman yksinkertaisia. Aihe vaatiiikin lisätutkimusta erityisesti näkökulmasta, jossa ekologia, taloudellisia ja sosiaalisia vuorovaikutussuhteita tarkastellaan yhtäaikaisesti.

## **Toimintaympäristön muutokset**

Useat yhteiskunnassamme meneillään olevat muutokset vaikuttavat siihen, miten metsiämme käytetään ja hoidetaan tulevaisuudessa, ja miten tarve ja edellytykset suojata luonnon monimuotoisuutta kehittyvät. Muun muassa metsien virkistyskäytön ja luontomatkailun lisääntyminen sekä mahdollinen metsänhoitosuosituksen muutos metsien hiilensidontaa ja monimuotoisuutta paremmin huomioivaan suuntaan ovat muutoksia, jotka sopivat hyvin yhteen luonnon monimuotoisuuden turvaamisen kanssa. Yhteiskunnassa vallitsevat asenteet ja arvot ovat osittain kehittymässä ympäristömyönteisempään suuntaan. METSO-ohjelman uusien keinojen myötä myös metsänomistajien asenteet monimuotoisuuden turvaamista kohtaan ovat muuttumassa myönteisemmiksi.

Metsätalouden lisäksi tulevaisuudessa metsien biodiversiteettiin vaikuttavista ympäristötekijöistä merkittävin lienee ilmastonmuutos, joka tuonee mukanaan biodiversiteetin kannalta sekä kielteisiä että myönteisiä asioita. Ilmastonmuutoksen huomioinen tuo oman lisänsä suojeluvaihtoehtojen ekologisten ja taloudellisten ulottuvuuksien hahmottamiseen.

Taloudelliselta kannalta merkittävin metsien biodiversiteetin suojeluun vaikuttava ja sitä vaikeuttava tekijä lienee valtion odotettavissa oleva, väestön ikääntymisestä johtuva kiristynyt rahoitustilanne. Sen sijaan Suomen metsäsektorilla ei liene tulevilla vuosikymmenillä näköpiirissä sellaista tuotannon volyymin kasvua, joka vaikeuttaisi suojelua tai nostaisi sen kustannuksia nykytasosta. Pikemminkin kehitys voi olla päinvastainen, kun metsät kasvavat selvästi kotimaista puunkäyttöä enemmän. Merkittävänä epävarmuustekijänä on kuitenkin tuontipuun saatavuus. Puupolttoaineita suosiva energiapolitiikka ja energian hinnan nousu tuottavat haasteen integroida energiapuun kasvatusta metsien kasvatukseen tavalla joka yhdistää taloudelliset tavoitteet ekologiseen kestävyYTEEN.

# ETELÄ-SUOMEN METSIEN MONIMUOTOISUUSOHJELMA

METSO:n jäljillä – Etelä-Suomen metsien monimuotoisuusohjelman tutkimusraporttiin on koottu uusin tutkimustieto metsien monimuotoisuuden suojelun ekologisista, taloudellisista ja sosiaalisista vaikutuksista. Raportti on osa laajan Etelä-Suomen metsien monimuotoisuusohjelman METSO:n (2003–2007) arviointia. Ohjelmaan sisältyy mm. vapaaehtoisia luonnonsuojelun kokeiluhankkeita, luonnonsuojelualueiden ennallistamista ja talousmetsien luonnonhoidon kehittämistä.

Raportti on syntynyt useiden tutkimusohjelmien ja -hankkeiden yhteistyönä. Kirjoittamiseen on osallistunut yli 140 suomalaista tutkijaa. Raportti koostuu yhteenvetoluvuista ja 75 tutkimushankkeen tuoreimpien tutkimustulosten esittelyistä.

Teos on suunnattu metsä- ja ympäristöammattilaisille, tutkijoille, opiskelijoille sekä kaikille muille metsäluonnosta ja metsiin liittyvistä yhteiskunnallisista kysymyksistä kiinnostuneille. Päättäjille raportti tarjoaa tutkittua tietoa metsäpoliittisen päätöksenteon tueksi.