Metsän kätköissä

Suomen metsäluonnon monimuotoisuus



EDITA

Metsän kätköissä

Metsän kätköissä

Suomen metsäluonnon monimuotoisuus

TOIMITTANEET

Timo Kuuluvainen

Lauri Saaristo

Petri Keto-Tokoi

Jouko Kostamo

Jari Kuuluvainen

Mikko Kuusinen

Markku Ollikainen

Päivi Salpakivi-Salomaa

TEKSTITOIMITUS

Eeva-Liisa Hallanaro

Jukka-Pekka Jäppinen

EDITA • HELSINKI

© 2004 kirjoittajat ja Edita Publishing Oy

Kuvien copyright kuvien tekijöillä ja kuvaajilla

Ulkoasu: Marjut Heikkinen

Kannen valokuvat:
Luonnonkuva-arkisto/ Timo Nieminen
Markus Varesvuo

Julkaisija: FIBRE

Kustantaja: Edita Publishing Oy

Kirjan sisällöstä vastaavat lukujen kirjoittajat.

Viitattaessa tämän kirjan teksteihin käytettäköön lukujen
ja artikkelien tekijäin nimiä. Viittausohje:

Kirjoittaja, N. 2004. Kirjan luvun tai alaluvun otsikko. 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. x-x.
Edita Publishing Oy. Helsinki

ISBN 951-37-3849-3

Edita Prima Oy

Helsinki 2004

SISÄLTÖ



Osa 1

EKOLOGIA

1 SUOMEN METSÄLUONTO – osa globaalia monimuotoisuutta

1.1 Monimuotoisuus ekologisena ilmiönä 19
Monimuotoisuuden määritelmät 19
Monimuotoisuuden mittaaminen 21
Monimuotoisuuden merkitys ekosysteemien toiminnalle 23
Monimuotoisuuden historiaa ja maantiedettä 28
Boreaalinen havumetsä syntyy 32
1.2 Suomen metsäluonnon peruspiirteet 34
1.3 Metsäluonnon lajistollista monimuotoisuutta selittäviä tekijöitä 37
Monimuotoisuutta uudistavat kehityskulut 37
Vanhat alueet nuoria monimuotoisempia 37
Ekolokeroteoria selittää monimuotoisuuden kehittymistä ja säätelyä 38
Ympäristön heterogeenisuus vaikuttaa monimuotoisuuteen 39
Lajidiversiteetti kasvaa kasvupaikan tuotoskyvyn myötä 40
Petojen ja kasvissyöjien vaikutus 41
Häiriöiden merkitys monimuotoisuudelle 44

2 METSÄN LUONTAINEN RAKENNE, DYNAMIIKKA JA MONIMUOTOISUUS

2.1 Metsän vaihtelevuus monimuotoisuuden perustana 49
Luonnontilainen metsä vertailukohtana 49
Metsäekosysteemin hierarkkisuus, monimuotoisuus ja palautuvuus 50
Metsän heterogeenisuus ja biodiversiteetti 51
Häiriöt ja metsän heterogeenisuus 55
Sukkessiot ja metsän heterogeenisuus 59
Metsän heterogeenisuuden mittakaavat 61
Eri mittakaavatasojen vuorovaikutuksen merkitys 65
2.2 Metsän luontaiset rakenteet ja vaihtelevuus 65
Metsikkörakenteet 65
Metsäaluerakenteet 69

3 METSÄLAJISTON EKOLOGIA JA MONIMUOTOISUUS

3.1 Metsälajien lukumäärä ja elinympäristöt 76
Metsälajien lukumäärä eliöryhmittäin 76

Metsän perustuotanto ja sen jakautuminen 78
Ravintoverkot ja metsän eliöyhteisöt 79
3.2 Eliölajien sopeutuminen metsän rakenteeseen ja dynamiikkaan 85
Metsän sukkessio ja lajisto 86
Boreaalisen metsän eri rakennepiirteistä riippuvaiset lajit 88
Lajiston sukkessio lahopuulla 91
3.3 Metsälajien populaatioekologia 93
Populaation koko ja kannanvaihtelu 93
Metapopulaatiot ja niiden kannanvaihtelu 96
3.4 Lajimäärän suhde elinympäristön pinta-alaan ja pirstoutumiseen 99
Sukupuuttokustannus ja sukupuuttovelka 101
Lajien esiintymisen kynnysarvo ja ekologinen vaste 103
Elinympäristön pirstoutumisen vaikutus 104
Reunavaikutukset 105



Osa 2

MONIMUOTOISUUDEN TURVAAMISEN LÄHTÖKOHDAT

4 IHMISEN VAIKUTUS SUOMEN METSIIN

4.1 Suomen metsien käytön ja käsittelyn päävaiheet 114
4.2 Eränkäynti ja eräviljely 116
4.3 Kaskiviljely, tervanpoltto ja metsälaidunnus 116
Kaskenpoltto ja kaskiviljely 116
Tervanpoltto 120
Puun kotitarvekäyttö 120
Metsälaidunnus 121
4.4 Harsintametsätalous 122
Harsinnan vaikutukset 123
4.5 Tehostettu metsätalous 124
4.6 Kohti taloudellisesti, ekologisesti ja sosiaalisesti kestävää metsätaloutta 133
Metsätalouden ympäristövaikutukset ja niiden kritiikki 133
Tavoitteena moniarvoinen metsien käyttö 134
Suomen metsäpolitiikan muutokset 1990-luvulla 138

5 METSIEN MONIMUOTOISUUDEN TURVAAMISEN PERUSTEET

5.1 Metsien monimuotoisuuden turvaamisen yleiset lähtökohdat 142
Suojelualueiden ja talousmetsän kokonaisuuden merkitys 142
Mittakaavatasojen merkitys 143

Metsien monimuotoisuuden turvaamisen keskeiset periaatteet 145
5.2 Metsien aluerakenteen käsitemallit 147
5.3 Suojelualueverkko 149
Suojelualueverkon suunnittelun periaatteet 149
Maiseman pirstoutuminen, kytkeytyneisyys ja ekologiset yhteydet 151
Tukialueet ja suojavyöhykkeet 155
5.4 Ekologinen ennallistaminen ja elinympäristöjen hoito 157
Mitä on ennallistaminen? 157
Ennallistamisen tavoitteet ja mittakaavat 160
Ennallistamisen käyttöalueet luonnonsuojelussa 160
Ennallistamismenetelmät 161
Elinympäristöjen hoito 165
5.5 Monimuotoisuuden turvaaminen suojelualueiden ulkopuolella 166
Luonnonmetsiä koskevan tiedon hyödyntäminen 166
Talousmetsän ja luonnonmetsän erot 167
Monimuotoisuutta turvaava metsänkäsittely 168
Metsiköiden rakenteellisen vaihtelevuuden säilyttäminen 173
Maiseman heterogeenisuuden ja kytkeytyneisyyden säilyttäminen 179
Pienvesiekosysteemien suojelu 180
Riskien hajauttaminen 181
Metsän luontaiseen häiriödynamiikkaan perustuvia metsänkäsittelymalleja 181
Luonnonmetsiä koskevan tiedon soveltamisen haasteita 183
5.6 Mukautuva suunnittelu ja seuranta 184



Osa 3

MONIMUOTOISUUDEN TURVAAMINEN KÄYTÄNNÖSSÄ

6 LUONNONSUOJELULAKIIN PERUSTUVA METSIEN SUOJELU

6.1 Luonnonsuojelulaki ja luonnonsuojeluhallinto 195
6.2 Lajien suojelu 196
Rauhoitetut lajit 196
Uhanalaiset lajit 196
Erityisesti suojeltavat lajit 200
Luontodirektiivin liitteen IV (a) eläinlajit 200
6.3 Alueiden suojelu 200
Nykyiset luonnonsuojelualueet 200
Valtakunnalliset suojeluohjelmat 201
Natura 2000 -luonnonsuojelu-alueverkosto 201
Luonnonsuojelulain suojellut luontotyypit 203
Muut erityisalueet 203

6.4 Suojeltujen metsien määrä ja laatu 203
Suojelupinta-aloja käsitelleen työryhmän luokittelu 205
Suojeltujen metsien alueellinen osuus ja jakautuminen 205
6.5 Suomen metsien suojelun yleispiirteet ja puutteet 208

7 KESTÄVÄ KEHITYS METSÄTALOUDESSA

7.1 Metsätalouden toimija ja kestävän kehityksen periaate 210
Kestävän kehityksen periaatteen soveltaminen 211
7.2 Metsä- ja luonnonsuojelu-lainsäädäntö 214
Metsälaki ja -asetus 215
Laki kestävän metsätalouden rahoituksesta 215
Luonnonsuojelulaki ja metsätalous 215
7.3 Metsätalouden kehittämisohjelmat 216
Metsätalouden ympäristöohjelma 216
Vesiensuojelun tavoiteohjelma 2005 218
Vesipolitiikan puitedirektiivi 219
Kansallinen metsäohjelma 2010 220
Kansallisen metsäohjelman ympäristövaikutusten arviointi 221
Etelä-Suomen metsien suojelu 222
Alueelliset metsäohjelmat 222
Metsäohjelmien toteutuminen ja kehittämistarpeet 226
7.4 Metsänhoidon ohjeistus, koulutus ja neuvonta 226
Metsänhoidon suositukset 226
Metsänomistajien luonnonhoidon koulutus ja neuvonta 228
Metsäalan ammattilaisten luonnonhoidon koulutus 229
7.5 Metsätalouden toimija ja monimuotoisuustiedon hallinta 231

8 METSIEN ALUEELLINEN SUUNNITTELU JA MONIMUOTOISUUS

8.1 Metsäsuunnittelun haasteet: monitavoitteisuus ja alue-ekologinen näkökulma 234
Mitä on monitavoitteinen metsäsuunnittelu? 235
Alue-ekologisen metsäsuunnittelun mahdollisuudet 236
Alue-ekologisten tarkastelujen mittakaavat ja hierarkkinen suunnittelu 237
Metsätalouden alueellisten tavoiteohjelmien kehittäminen 238
8.2 Yksityismetsien metsäsuunnittelu 241
Miten luonnon monimuotoisuus otetaan huomioon yksityismetsien metsäsuunnittelussa? 242
Luonnonhoitosuunnitelma 243
Kehittämistarpeet luonnon moni-muotoisuuden edistämisen kannalta 243
Kehittämissuosituksia 245
8.3 Valtion metsien alueellinen luonnon-varasuunnittelu ja alue-ekologinen suunnittelu 247
Luonnonvarasuunnittelu 247
Alue-ekologinen suunnittelu 250
8.4 Metsät ja luonnon monimuotoisuus kaavoituksessa 253
8.5 Alueellinen metsäsuunnittelu metsäteollisuusyritysten metsissä 257

9 METSIEN KÄSITTELY JA MONIMUOTOISUUS

9.1 Monimuotoisuuden turvaamisen käytännön lähestymistavat 259
9.2 Talousmetsien arvokkaat elinympäristöt 262
Turvattavat elinympäristötyypit 262
Elinympäristöjen kartoitus 263

Elinympäristöjen merkitys monimuotoisuudelle 264
Kehittämismahdollisuuksia 269
9.3 Säästöpuut, lahopuu ja lehtipuu 271
Lahopuun merkitys metsien monimuotoisuudelle 271
Lahopuun määrä luonnonmetsissä 273
Lahopuun määrä talousmetsissä 274
Lehtipuuvaltaisten metsien merkitys monimuotoisuudelle 276
Säästöpuiden ekologiset tavoitteet 278
Säästöpuu, lahopuu ja lehtipuu metsänhoito-ohjeissa 280
Kehittämistarpeita ja -mahdollisuuksia ??
9.4 Paloympäristöt 283
Kulot luonnonmetsissä 283
Kulot talousmetsissä ja kulotuksen nykytilanne 284
Kulotus talousmetsien luonnonhoidossa 284
9.5 Suot 285
Soiden luokittelu, esiintyminen ja määrä 285
Metsäojituksen kehitys 286
Ohjeistojen kehitys 286
Soiden merkitys monimuotoisuudelle 288
Ojituksen vaikutus eliölajiston muutoksiin 290
Soiden ennallistaminen 291
9.6 Pienvedet ja rantametsät 292
Rantametsien merkitys pienvesien monimuotoisuudelle 292
Rantametsien merkitys metsäluonnon monimuotoisuudelle 295
Metsätalouden vaikutukset vesien ja rantojen monimuotoisuuteen 297
Suojavyöhykkeiden mitoitusta koskeva tutkimustieto 298
Vesiensuojelun ja vesiluonnon suojelun suositukset 299
Kehittämissuosituksia 303
9.7 Lajit 305
Lajien suojelun säädökset 306
Lajikohtaiset ohjeet ja suositukset 306
Eliölajit-tietokanta 307



Osa 4

TALOUDELLISET JA YMPÄRISTÖPOLIITTISET KYSYMYKSET

10 MONIMUOTOISUUS JA YHTEISKUNNAN HYVINVOINTI

Monimuotoisuuden turvaamisen talousteoriaa 316
Metsien monimuotoisuuden turvaamisen yhteiskunnallinen optimi 318
Etelä-Suomen metsät ja monimuotoisuuden turvaaminen 323
Suojelun ohjauskeinojen valinta 323

11 MONIMUOTOISUUDEN ARVOTTAMINEN

11.1 Monimuotoisuuden hyötyjen arvottaminen 326
Monimuotoisuuden hyötyjen arvottamismenetelmät 326
Metsien monimuotoisuuden arvottamistutkimuksia 329
Metsien suojelupinta-alaan vaikuttavien hankkeiden arvo 329
Talousmetsien monimuotoisuuden lisäämisen arvo 332
Monimuotoisuuden arvo virkistyskäytölle 333
Arvottamistutkimusen tehtävät ja haasteet 333
11.2 Metsien suojelun kustannukset 334
Puun tuotannon ekologiset ulkoisvaikutukset ja metsiensuojelun kustannukset 334
Metsiensuojelun taloudelliset ja yhteiskunnalliset kustannukset 335
Tutkimusten arviointi 337
Tehokas metsiensuojelu ja rajalliset voimavarat 339
Metsätalous, monimuotoisuus ja metsiensuojelu 341

12 KUSTANNUSTEHOKKUUS

Erilaisia lähestymistapoja kustannustehokkuuteen 343
Aluevalintamallit: suurin mahdollinen monimuotoisuus annetuilla kustannuksilla 345
Kustannustehokkaat indikaattorit 348
Tulevaisuuden haasteita 352

13 OSALLISTAVA SUUNNITTELU JA RISTIRIITOJEN SOVITTELU

Metsät kiistojen kohteena 354
Osallistavan suunnittelun lähtökohdat 355
Kokemuksia osallistavasta suunnittelusta Suomessa 356
Ristiriitojen sovittelu 358
Metsäsodista metsäkeskusteluun 361

14 MONIMUOTOISUUDEN SUOJELUN OHJAUSKEINOT

Ohjauskeinojen luonteen tarkastelua 364
Uusia keinoja monimuotoisuuden suojeluun 367
Informaatio-ohjaus, neuvonta ja koulutus 370

TIETOLAATIKOT

sivu

1.1 Eliölajien ekologiaan ja suojeluun liittyviä käsitteitä 25
1.2 Miten luonnon monimuotoisuuden suojelun tarvetta perustellaan? 27
1.3 Lajimäärän suhde pinta-alaan 31
1.4 Kasvupaikkojen laadun vaihtelu ja monimuotoisuus kivennäismaiden metsissä 42
2.1 Puulajien elinkierto-ominaisuudet 53
2.2 Metsäpalojen esiintyminen 58
2.3 Metsikön kehitysvaiheet 62
2.4 Metsäalueen rakennetta ja dynamiikkaa tutkitaan simulaatiomallilla 70
3.1 Maaperän hajottajayhteisöt 80
3.2 Loiset 83
3.3 Liito-orava 89
3.4 Harmoyökkösten vuorovuosittainen kannanvaihtelu 94
3.5 Paikalliskannan häviämisriski 95
3.6 Luonnonmetsien pinta-alan vähenemisen vaikutus lajimäärään 100
4.1 Suomen metsät 1850 119
4.2 Metsien pirstoutuminen 126
4.3 Kasvillisuuden sukkessio ja monimuotoisuus kivennäismaiden talousmetsissä 128
4.4 Kasvillisuuden muutoksia viimeisen 50 vuoden aikana 129
4.5 Metsäojituksen vaikutukset suoluonnon monimuotoisuuteen 132
4.6 Lajimäärät talous- ja luonnonmetsissä 134
4.7 Metsäkeskustelun painotuksia 1960-2000-luvuilla 136
4.8 Suomen metsätalouden ekologisen kestävyyden puutteita ja käytännön toimia niiden korjaamiseksi 137
5.1 Suojelun suuntaaminen 152
5.2 Ennallistamisen ympäristövaikutukset 164
5.3 Luonnontilaisen ja talousmetsän alueellinen ikäjakauma 169
5.4 Luonnonmukaisuus suomalaisessa metsänhoidossa 170
5.5 Hakkuumenetelmien lyhyen aikavälin vaikutukset monimuotoisuuteen 175
5.6 Säästöpuut ja monimuotoisuus 177
5.7 Seuranta osana mukautuvaa suunnittelua 187
6.1 Uhanalaisuusluokat ja uhanalaisuuden kriteerit 197
7.1 Metsätalouden ympäristöpolitiikan kehittämisen ”virstanpylväitä” Suomessa 1994–2003 217

sivu

7.2 Vesiensuojelun tavoiteohjelman toteuttaminen metsänhoidossa 220
7.3 Metso-toimintaohjelman keinot edistää metsäluonnon monimuotoisuutta 223
7.4 MTK:n metsien monimuotoisuusohjelma 224
7.5 UPM-Kymmene Oyj:n metsien monimuotoisuusohjelma 225
7.6 Suomen metsätalouden ympäristönhoidon suosituksia ja ohjeita 1989-2003 227
8.1 Alue-ekologisen suunnittelun periaatteita 241
8.2 Metsäpeuran talvilaidunalueiden metsäsuunnittelu ja kehittäminen Etelä-Pohjanmaalla 244
8.3 Metsäsuunnittelu jokihelmisimpukan elinympäristön suojelukeinona Viljakkalassa 246
8.4 Luonnon monimuotoisuus yleiskaavan kaavamerkinnöissä 255
9.1 Metsälain erityisen tärkeitä elinympäristöjä koskevat toimenpiderajoitukset 264
9.2 Arvokkaimpien elinympäristöjen turvaaminen 268
9.3 Avainbiotooppien lajistotutkimus 269
9.4 Talousmetsien luonnonhoidon laadun seuranta 271
9.5 Esimerkki lahopuukovakuoriaistutkimuksesta 275
9.6 Lehtipuut ja monimuotoisuus 277
9.7 Säästö- ja lahopuusto metsäsertifioinnissa 281
9.8 Kunnostusojitus ja ravinteiden huuhtoutuminen 290
9.9 Rantametsien suojavaikutukset ja niiden vaikutusetäisyydet 300
9.10 Harjusinisiiven ja palosirkan siirtoistutuksista uutta tietoa uhanalaisten lajien suojeluun 307
9.11 Vertailutietoa Suomen ja Venäjän Karjalan raja-alueiden luonnosta 308
9.12 Petolintujen pesimäalueiden hoito-ohjeet Metsähallituksessa 308
10.1 Kestävyyden käsitteestä metsätaloudessa 320
10.2 Etelä-Suomen metsien suojelun tason muuttamisen hyödyt ja kustannukset 322
11.1 Kotitalouksien maksuhalukkuus monimuotoisuuden suojeluun 331
11.2 Täpläpöllökiista 338
13.1 Metsien kunnostus Uudessa Meksikossa 360

JOHDANTO

Kun mannerjää suli Suomenniemeltä noin 10 000 vuotta sitten, metsät valloittivat vähitellen vapautuneen maan. Ihminen seurasi nopeasti vetäytyvää jäätä, mutta aluksi harvalukuisten metsästäjä-keräilijöiden vaikutus metsiin ei ollut suuri. Ensimmäiset merkit maanviljelystä ovat 3 500 vuoden takaa. Vähä vähältä ihminen astui mukaan metsän elämään sitä aktiivisesti muokkaavana toimijana. Väestön kasvun myötä kaski- ja tervasavut nousivat yhä syrjäisemmistä erämaan kolkista ja luonnontilainen metsä sai väistyä asutummilta seuduilta.

Metsäteollisuus alkoi kehittyä 1800-luvun lopulta alkaen ja siitä muodostui metsäisen maan elinkeinoelämän selkäranka. Vähitellen metsätalous ulottui yli koko Suomen. Suomalaisen metsänhoidon ja metsätalouden historia on kiistatta menestystarina, mutta metsät ovat hyötykäytössä myös muuttuneet. Muutoksia aiheuttivat ensin valikoivat hirren harsintahakkuut, sitten 1900-luvulla ennen toista maailmansotaa kaiken kaupallisen mitan täyttävän puun harsinta (ns. talonpoikaisharsinta) ja viimeksi sodanjälkeinen moderni metsänhoito harvennus- ja avohakkuineen.

Luonnonsuojelun historian tärkeäksi merkkipaaluksi muodostui biologisen monimuotoisuuden suojelua ja luonnonvarojen kestävää käyttöä käsitellyt Yhdistyneiden Kansakuntien Ympäristö ja Kehityskonferenssi Rio de Janeirossa vuonna 1992. Sen myötä tuli laajemmin tunnetuksi termi ”biologinen monimuotoisuus”, joka pian merkittävästi muutti luonnonsuojeluajattelua. Aluksi tuskin asiantuntijatkaan, saati maallikot, tiesivät mistä monimuotoisuudessa tarkemmin ottaen oli kyse. Alkoi keskustelun, tutkimuksen ja asenneilmapiirin muutoksen aika. Tähän kirjaan tiivistyy monia piirteitä tästä monimuotoisuuteen liittyvästä laajasta prosessista ja sen tuloksista.

Monimuotoisuudella tarkoitetaan laajasti ymmärrettynä koko elämän kirjoa. Luonnon monimuotoisuudessa voidaan erottaa useita tasoja: geneettinen monimuotoisuus, lajistollinen monimuotoisuus sekä elinympäristöjen eli habitaattien monimuotoisuus. Suomen metsäluonnon monimuotoisuuden merkittävin muovaaja on tätä nykyä metsätaloutta harjoittava ihminen. Metsätaloutta puolestaan säätelevät yhteiskunnan arvot ja kuluttajien tarpeet sekä yleiset taloudelliset tekijät. Siksi metsäluonnon monimuotoisuuden ymmärtäminen ja turvaaminen vaatii ekologisten, taloudellisten, sosiaalisten ja kulttuuristen tekijöiden sekä niiden välisen vuorovaikutuksen ymmärtämistä. Kysymys metsien monimuotoisuudesta kietoutuu erottamattomasti koko suomalaiseen elämänmuotoon.

Metsien suojelun ja käytön tavoitteet ja perusteet ovat muuttuneet nopeasti. 1990-luvun alun kansainvälisen ympäristöpolitiikan muutoksella oli ilmeinen vaikutus myös Suomen ympäristö- ja metsäpolitiikkaan sekä kansalaisten asenteisiin. Useissa tutkimuksissa havait-

tiin ympäristöarvojen merkityksen kasvu kansalaisten keskuudessa. Muutos heijastui myös lainsäädäntöön sekä valtiollisiin ohjelmiin, esimerkkeinä maa- ja metsätalousministeriön ja ympäristöministeriön vuonna 1994 yhdessä julkaisema Metsätalouden ympäristöohjelma ja 1990-luvun puolivälissä toteutettu metsälainsäädännön uudistus. Metsätaloudessa aina 1990-luvulle asti vallitsevana ollut tavoite, puuntuotannolliseen kestävyyteen perustuva pitkäjänteinen taloudellinen kestävyys, sai uusissa ohjelmissa rinnalleen ekologisen ja sosiaalisen kestävyyden tavoitteet. Tarkoituksena oli ottaa huomioon sekä aineelliset että aineettomat hyödykkeet ja palvelut, joita metsät yhteiskunnalle tuottavat.

Muutokset metsien suojelun ja käytön perusteissa ja menetelmissä ovat olleet seurausta sekä muuttuneista arvoista ja tavoitteista että jossakin määrin uudesta tutkimustiedosta. Uusi tieto monimuotoisuuden ekologiasta korostaa näkemystä, jonka mukaan metsien monimuotoisuus syntyy ja säilyy häiriö- ja sukkessioprosessien uudistaman monimuotoisen elinympäristömosaiikin ja eliölajien populaatiodynamiikan yhteisvaikutuksen tuloksena. Tämän näkemyksen mukaan on keskeistä, että monimuotoisuutta uudistavien prosessien jatkuvuus turvataan. Ekologisesti kestävä metsien hyödyntäminen tarkoittaa ennen kaikkea monimuotoisuutta ylläpitävien kehityskulkujen ymmärtämistä ja hallintaa.

Jos monimuotoisuuden turvaaminen on haastava tehtävä ekologiselle perustutkimukselle ja luonnonsuojelun sekä metsänkäsittelyn kehittämiselle, niin yhtä haastavaa on uusien menettelytapojen soveltaminen käytäntöön. Suomen kaltaisessa, perhemuotoiseen yksityisomistukseen perustuvassa maassa metsien käsittelystä vastaa usein viime kädessä yksityinen metsänomistaja. Monimuotoisuuden vaaliminen muuttaa metsänomistajan metsästään saamaa tuloa, metsämaan arvoa ja metsänhoidon kustannuksia. Monimuotoisuuden suojelu voi onnistua vain, jos nämä muutokset kukkarossaan tunteva metsänomistajakunta on valmis edistämään monimuotoisuuden turvaamista omistamillaan metsäalueilla. Yhteiskunnan tulisi löytää sellaisia ohjauskeinoja, jotka aidosti kannustavat metsänomistajia suojelemaan monimuotoisuutta sekä edistävät suojeluyhteistyötä metsänomistajien välillä – monimuotoisuuden rajathan eivät noudata yksityisomistuksen rajoja.

Metsätalouden neuvontaorganisaatioilla on keskeinen merkitys suojelutavoitteiden, uusimman tutkimustiedon ja uusien menetelmien välittäjinä metsänomistajille ja käytäntöön. Ne etsivät ratkaisuja, joilla yhdistetään käytännön tarpeet, kehittyvät arvot ja uusin tutkimustieto. Tiedeyhteisöä tarvitaan tässä tuottamaan mahdollisimman soveltamiskelpoista ja monipuolista tietoa metsäammattilaisille ja -organisaatioille. Joustavuutta vaaditaan myös organisaatioilta, joiden on oltava valmiita omaksumaan uutta tietoa ja kehittämään uusia toimintatapoja.

Kun katsomme menneisyyteen, voimme pitää metsiä suomalaisten elämän punaisena lankana. Metsät ja niiden monimuotoisuus ovat aina vaikuttaneet elämäämme. Koska näin on myös tulevaisuudessa, tarvitsemme ymmärrystä metsiemme monimuotoisuudesta, niiden kehityksestä ja merkityksestä. Meidän on myös tiedettävä miten ihminen vaikuttaa monimuotoisuuteen ja monimuotoisuus ihmiseen. Tämän teoksen keskeisiä teemoja ovat monimuotoisuuden ekologia, ihmisen toiminnan vaikutus monimuotoisuuteen, monimuotoisuuden ylläpitämiseen kohdistettavien voimavarojen määrittäminen sekä käytännön menetelmien ja yhteiskunnallisten ohjauskeinojen soveltaminen metsäluonnon monimuotoisuuden turvaamiseen. Tärkeä tulevaisuutta koskeva kysymys on mitä voimme tehdä nyt, jotta metsäluonnon monimuotoisuus säilyy myös tuleville sukupolville.

Yllä mainittuja teemoja käsitellään neljässä osassa. Teoksen ensimmäinen osa (luvut 1–3) esittelee Suomen metsäluonnon monimuotoisuutta ekologisena ilmiönä, metsiemme luontaisen rakenteen ja monimuotoisuuden välisiä yhteyksiä sekä metsälajistomme ekologiaa. Tässä osassa sivuutetaan metsätalouden taloudellis-yhteiskunnalliset reunaehdot sekä metsämaan yksityisomistuksesta aiheutuvat koordinaation ongelmat ja keskitytään metsien monimuotoisuuden ekologiaan. Kir-



Kuva: Petri Keto-Tokoi

jan toisessa osassa (luvut 4 ja 5) tarkastellaan ihmisen vaikutusta maamme metsiin ja niiden monimuotoisuuteen kautta aikojen (luku 4), sekä monimuotoisuuden turvaamisen ekologisia perusteita suojelualueiden ja talousmetsien muodostamassa kokonaisuudessa (luku 5).

Kirjan kolmannessa osassa (luvut 6–9) pureudutaan metsäluonnon monimuotoisuuden turvaamisen käytäntöön. Käsiteltäviä aiheita ovat metsien suojelu luonnonsuojelualueilla (luku 6), toimijan näkökulma monimuotoisuuteen ja sen hallintaan kestävän kehityksen osana, talousmetsien monimuotoisuuden suojelun poliittinen ja hallinnollinen viitekehys (luku 7), sekä monimuotoisuuden huomioon ottaminen metsien alueellisessa suunnittelussa ja metsien käsittelyssä (luvut 8 ja 9). Neljännessä osassa (luvut 10–14) näkökulma siirtyy yhä voimakkaammin kohti yhteiskunnallisia reunaehtoja ja metsien monimuotoisuutta tarkastellaan taloudellisena ja ympäristöpoliittisena kysymyksenä. Pohdinnan kohteena on monimuotoisuuden ja yhteiskunnan hyvinvoinnin välinen suhde (luku 10), monimuotoisuuden arvottaminen (luku 11), monimuotoisuuden kustannustehokas suojelu (luku 12), osallistava suunnittelu ja ristiriitojen sovittelu (luku 13) sekä monimuotoisuuden suojelun ohjauskeinot (luku 14).

Kertomus Suomen metsien monimuotoisuudesta on myös suomalaisten ja suomalaisuuden tarina. Tämä kirja pyrkii antamaan kokonaiskuvan metsiemme suojelun ja kestävän käytön ekologisista perusteista sekä monimuotoisuuden huomioon ottamisesta käytännön metsätaloudessa. Teos on suunnattu erityisesti metsä- ja ympäristöalan ammattilaisille, tutkijoille ja opiskelijoille, mutta myös kaikille muille Suomen metsäluonnon monimuotoisuudesta kiinnostuneille.

Kirjan julkaisua ovat rahoittaneet ja tukeneet liikenne- ja viestintäministeriö, maa- ja metsätalousministeriö, Metsäteollisuus ry, Suomen Akatemia ja sen biodiversiteettitutkimusohjelma sekä ympäristöministeriö. Kirjan tekstitoimituksen ovat rahoittaneet maa- ja metsätalousministeriö ja ympäristöministeriö. Kirja on osa Suomen biodiversiteettitutkimusohjelma FIBREn toimesta valmisteltua, Suomen luonnon monimuotoisuudesta kertovaa kirjasarjaa. Sarjan muut osat ovat Veden varassa – Suomen vesiluonnon monimuotoisuus ja Elämää pellossa – Suomen maatalousympäristön monimuotoisuus.

Seuraavia henkilöitä kiitetään kommenteista kirjan eri lukuihin:
Veikko Hiltunen, Sanna Kotiharju, Matti Leikola, Henrik Lindberg, Markku Meriluoto, Erkki Mäntymaa, Jari Niemelä, Tapani Tasanen, Ilkka Vanha-Majamaa, Pauli Wallenius, Klaus Yrjönen, Esa Ärölä.

Toimittajat





OSA 1

EKOLOGIA

YK:n ympäristöohjelman vuonna 1992 järjestämä Ympäristö- ja kehityskonferenssi (UNCED, Rio de Janeiro) nosti biologisen monimuotoisuuden suojelun, hoidon ja kestävän käytön yleiseen tietoisuuteen.

LUVUSSA 1 käsitellään luonnon monimuotoisuuden käsitettä ja merkitystä sekä kuvataan monimuotoisuuden historiaa ja jakautumista maapallolla ja Suomessa. Siinä tarkastellaan myös Suomen metsäluonnon yleispiirteitä ja metsäluonnon monimuotoisuuteen vaikuttavia tekijöitä: lajien leviämishistoriaa jääkauden jälkeen, ilmaston muovaamia metsäkasvillisuusvyöhykkeitä, kasvupaikkojen välistä vaihtelua sekä lajien välisiä vuorovaikutussuhteita.

LUVUSSA 2 tarkastellaan boreaalisen metsän luontaista rakennetta ja dynamiikkaa sekä näiden ominaispiirteiden vaikutusta monimuotoisuuteen. Siinä kuvataan, kuinka eri aika- ja tilamittakaavoissa esiintyvät häiriöt ja häiriöitä seuraavat sukkessiot muokkaavat metsärakennetta ja kuinka näin syntynyt vaihtelu pitää yllä lajiston monimuotoisuutta niin metsikön sisällä kuin kokonaisilla metsäalueillakin.

LUVUSSA 3 kuvataan metsien eliölajiston monimuotoisuutta. Siinä kerrotaan, kuinka paljon metsälajeja on eri eliöryhmissä, missä metsän pienelinympäristöissä lajit elävät sekä millä tavoin eri eliölajit ovat sopeutuneet boreaalisen havumetsän rakenteeseen ja dynamiikkaan. Luvussa tarkastellaan myös eliökantojen suuruuteen ja kannanvaihteluihin vaikuttavia seikkoja sekä esitellään teoreettista taustaa sille, miten elinympäristön pinta-ala ja laikuittaisuus vaikuttavat eliölajien häviämisriskiin.



MIKKO MÖNKKÖNEN

1

SUOMEN METSÄLUONTO
– osa globaalia monimuotoisuutta

Mitä biologisella monimuotoisuudella (biodiversiteetillä) tarkoitetaan? Miten eliölajiston monimuotoisuus on vaihdellut tai vaihtelee maapallolla ja Suomessa? Miten paikallinen ja maantieteellinen monimuotoisuus liittyvät toisiinsa? Mitkä tekijät selittävät eliölajiston monimuotoisuutta? Miten Suomen geologian historia ja geologiset ominaisuudet vaikuttavat lajiston monimuotoisuuteen?

1.1
Monimuotoisuus ekologisena ilmiönä

Monimuotoisuuden määritelmät

YK:n ympäristöohjelman vuonna 1992 järjestämä Ympäristö- ja kehityskonferenssi (UNCED, Rio de Janeiro) nosti biologisen monimuotoisuuden suojelun, hoidon ja kestävän käytön yleiseen tietoisuuteen. Käsitteet biologinen monimuotoisuus, eli biodiversiteetti (engl. *biological diversity* tai *biodiversity*) tai suomeksi luonnon monimuotoisuus, kuuluvatkin jo jokapäiväiseen kielenkäyttöön. Useimmat meistä pystyvät kysyttäessä antamaan jonkinlaisen määritelmän näille termeille.

Laajimmin määriteltynä biodiversiteetti on synonyymi ilmaisulle ”elämä maapallolla”, koska ajassa ja tilassa esiintyvä vaihtelevuus (monimuotoisuus) on elollisen luonnon perusominaisuus. Laaja määritelmä ei tee luonnon monimuotoisuuden käsitteestä ymmärrettävämpää, mutta antaa sille vaihtoehtoisen ilmaisutavan. Koska luonnolla on muitakin ominaisuuksia

kuin monimuotoisuus, rinnastus ei ole aivan ongelmaton.

Luonnon monimuotoisuus jaetaan perinteisesti lajistolliseen (taksonomiseen), perinnölliseen (geneettiseen) ja ekologiseen diversiteettiin (taulukko 1.1). Lajistollinen diversiteetti tarkoittaa eliölajien määrää ja lajikoostumuksen vaihtelua ajan ja paikan suhteen. Kun käsitellään lajitasoa ylempiä taksonomisia tasoja, voidaan puhua esimerkiksi sukujen ja heimojen runsaudesta ja vaihtelusta. Perinnöllinen monimuotoisuus koostuu vaihtelusta perinnöllisen aineksen (nukleotidit, geenit, kromosomit) koostumuksessa eliöyksilöiden, niiden muodostamien populaatioiden ja lajien välillä sekä myös korkeampien taksonomisten yksiköiden, kuten sukujen ja heimojen välillä.

Ekologinen monimuotoisuus puolestaan viittaa vaihtelevuuteen eri tason ekologisten systeemien rakenteessa. Esimerkiksi ekosysteemien monimuotoisuudella tarkoitetaan vaihtelua eliölajeille tai populaatioille tarjolla olevien elinympäristöjen määrässä ja koostumuksessa. Populaatioiden ekologisella monimuotoisuudella puolestaan tarkoitetaan vaihtelua eliöyksilöiden muodostamien ryhmien koostumuksessa, esimerkiksi ikärakenteessa tai lisääntymistehokkuudessa.

Monimuotoisuuden sisältöä voidaan lähestyä myös historiallisesta näkökulmasta. Nykyisin elävien eliöiden synty on tulosta pitkästä historiallisesta tapahtumasarjasta, joka käynnistyi alkumeressä noin 3,8 miljardia vuotta sitten. Eliökunnan historian olennaisena piirteenä ovat sen monimutkaisuudessa tapahtuneet laadulliset hyppäykset. Yksi merkittävä laadullinen hyppäys oli esimerkiksi monisoluisten eliöiden ilmaantuminen maapallolle noin 800–900 miljoonaa vuotta sitten (eli elämä on ollut yksisoluista suurimman osan eliökunnan historiaa). Toinen hyvä esimerkki laadullisista hyppäyksistä on nelijalkaisten maaselkärankaisten synty noin 380 miljoonaa vuotta sitten. Laadullisten hyppäysten tuloksena elämä voidaan nähdä hierarkkisena rakenteena. Hyvä vertaus tälle hierarkialle on esittää elämä haaroittuvana historiallisena puuna, missä oksien kärjet edustavat nykyisin elossa olevia eliöitä. Jokaisella oksalla on nähtävissä haaroittumiskohtansa.

TAULUKKO 1.1
Luonnon monimuotoisuuden elementit eri tasoilla[1].

Ekologinen monimuotoisuus	Perinnöllinen monimuotoisuus	Taksonominen monimuotoisuus
Biomit		Pääjaksot
Ekoalueet (Ecoregions)		Luokat
Maisemat (Landscapes)		Heimot ja lahkot
Ekosysteemit		Suvut
Elinympäristöt (Habitats)		Lajit
Ekolokerot		Alalajit
Populaatiot	Populaatiot	Populaatiot
	Yksilöt	Yksilöt
	Kromosomit	
	Geenit	
	Nukleotidit	

Elämän puussa historiasta periytyvä hierarkia voidaan nähdä kahdella laadullisesti erilaisella tavalla[2]. Rakenteellinen hierarkia on elämän aineellisen osan muodostama sisäkkäinen rakenne. Esimerkiksi nelijalkaisten maaselkärankaisten (sammakkoeläimet, matelijat, linnut ja nisäkkäät) rakenteet perustuvat niitä historiallisesti edeltävien eläinten, varsieväisten kalojen, rakenteeseen. Polveutumishierarkia (genealoginen hierarkia) sisältää elämän informaation yksiköt, jotka pitävät yllä biologisten rakenteiden uusiutumista. Osa eliöiden perimään pakatusta informaatiosta (DNA:n emäsjärjestyksestä) on pysynyt liki muuttumattomana läpi elämän historian, mutta myös tässä periytyvässä informaatiossa on nähtävissä suuria laadullisia hyppäyksiä evoluution kuluessa esimerkkinä vaikkapa tasalämpöisyyden solutason säätelyn ilmaantuminen eläinkunnassa.

Rakenteellinen hierarkia kattaa ekologisen monimuotoisuuden perinteiset luokittelutasot. Myös taksonominen monimuotoisuus voidaan osittain lukea rakenteellisen hierarkian piiriin. Taksonominen hierarkia voidaan toisaalta nähdä myös osana polveutumishierarkiaa, mutta selkeimmin polveutumishierarkia vastaa geneettisen monimuotoisuuden tasoja.

Oleellinen ero näiden lähestymistapojen välillä on se, että jälkimmäinen tapa nähdä elollinen luonto rakenteellisena ja toiminnallisena hierarkiana sisältää selkeästi ajatuksen monimuotoisuudesta prosessina, joka etenee ajassa ja tilassa. Monimuotoisuus ei ole vain olemassa olevia rakenteita, geenejä, populaatioita, eliölajeja jne., vaan elollisen luonnon olemassaolotapa, jossa keskeisenä elementtinä on muutos. Monimuotoisuus ei siis ole luontoon sisältyvä kohde, vaan alati vaihteleva ja muuntuva luonteenpiirre. Monimuotoisuutta ei synny, eikä se säily, ilman elollisen luonnon prosesseja, muun muassa uusien lajien syntymistä, sukupuuttoja, geenivirtaa tai lajien välisiä vuorovaikutuksia. Tästä ajatuksesta on tehtävissä se yleinen johtopäätös, että elämän monimuotoisuuden tärkeimpiä elementtejä ovat evolutiiviset ja ekologiset prosessit, jotka tuottavat ja uudistavat monimuotoisuutta.

Luonnon hierarkkisesta rakenteesta seuraa, että kullakin tasolla esiintyvä monimuotoisuus voi säilyä vain, jos sitä edeltävän tason monimuotoisuus säilyy. Yhdellä hierarkkisella tasolla tapahtuvat luonnon prosessit tuottavat rakenteellista monimuotoisuutta seuraavalle tasolle, mikä puolestaan on tämän tason prosessien edellytys ja niin edelleen. Esimerkiksi populaatioiden välinen geneettinen erilaistuminen tuottaa vaihtelua perinnöllisen aineksen koostumukseen, mikä puolestaan on perusta uusien lajien synnylle.

Voidaan siis ajatella, että niin kauan kuin ekologisten ja evolutiivisten prosessien toiminta jatkuu keskeytymättä, myös monimuotoisuus on turvattu. Ihmisen toiminnan aiheuttama haitallinen muutos luonnossa ja luonnon monimuotoisuuden köyhtyminen voidaan tällöin nähdä seurauksena siitä, että monimuotoisuutta uudistavat prosessit häiriintyvät.

Monimuotoisuuden mittaaminen

Monimuotoisuuden käsitteen ymmärtäminen ei vielä tee siitä käyttökelpoista, koska pelkkä määrittely ei auta selvittämään miten paljon, missä ja millaisessa muodossa monimuotoisuutta esiintyy. Vastaaminen näihin kysymyksiin on entistä ajankohtaisempaa, koska luonnon monimuotoisuuden määrä on kiihtyvällä vauhdilla kutistumassa. Tarvitaan keinoja, joilla ”elämää maapallolla” voidaan mitata, jotta monimuotoisuuden turvaamiseksi tarkoitetut voimavarat ja toimenpiteet voidaan suunnata perustellusti ja tarkoituksenmukaisesti.

Koska monimuotoisuudella on useita ilmenemismuotoja, on selvää, ettei sille ole olemassa yhtä ainoaa tyhjentävää mittaria. Onkin tärkeää, että mitattava ominaisuus valitaan huolella, sillä valinta vaikuttaa siihen, millaista tietoa saadaan ja millaisia päätelmiä järkevästä toiminnasta tiedon perusteella tehdään. Toisaalta mitattavan suureen valinta itsessään heijastaa arvojamme ja käsityksiämme monimuotoisuuden olennaisista ja tärkeistä piirteistä. Esimerkiksi elinympäristöjen monimuotoisuuden valitseminen mittaamisen kohteeksi voi kertoa siitä, että tätä monimuotoisuuden ulottuvuutta pidetään erityisen arvokkaana.

Termi ”biodiversiteettikriisi” viittaa ihmisen aiheuttamiin lisääntyneisiin sukupuuttoihin eli lajimäärän nopeaan pienenemiseen. Yleisemminkin puhuttaessa luonnon monimuotoisuudesta tarkoitetaan usein eliölajiston monimuotoisuutta. Lajimäärä onkin yleisin käytössä ollut mittari monimuotoisuuden määrälle, vaikka sinänsä lajimäärä, tai laajemmin taksonominen monimuotoisuus, on vain yksi luonnon monimuotoisuuden ilmenemismuoto.

Syitä lajimäärän merkitykseen luonnon monimuotoisuuden mittarina on useita. Lajimäärää on tutkittu jo vuosisatoja ja saatavilla onkin kohtuullisen kattava kuva maapallon lajimäärän yleisestä vaihtelusta (ks. myöhemmin). Esimerkiksi geneettisen vaihtelun mittausmenetelmät ovat vasta viimeisen 10–15 vuoden aikana kehittyneet sellaisiksi, että on mahdollista hankkia laajaa tietoa yksilöiden, populaatioiden ja eliölajien välisistä eroista perintöaineksen koostumuksessa. Lajimäärän mittaaminen heijastaa toisaalta sitä yleisempää käsitystä, että lajit ovat luonnon monimuotoisuuden keskeisin ja tärkein osatekijä. Kolmanneksi, lajikäsite on tuttu, ja taksonominen luokittelu on ihmiselle ominainen tapa ymmärtää ja hallita luonnon vaihtelua.

Hankalammin hallittavissa ja mitattavissa ovat luonnon sellaiset piirteet, kuten elinympäristöjen monimuotoisuus, jotka näyttävät vaihtelevan jatkuvasti ilman selkeitä rajoja. Elinympäristöjen monimuotoisuuden määrän vertailu käy lisäksi hankalaksi ja sopimuksen-



Joskus on helpompi mitata elinympäristöjen monimuotoisuutta (esim. lahopuun määrää ja laatua) kuin lajistollista monimuotoisuutta (lahopuulla elävien lajien määrää). Kuva: Saara Lilja

varaiseksi, ellei vertailtaville alueille ole yhteismitallista tapaa luokitella elinympäristöjä.

Lajimäärä on yleensä käytännössä mahdollista mitata luotettavasti. Tällöin on olennaista, kuinka hyvin lajimäärä heijastelee muiden monimuotoisuuden piirteiden määrää. Koska monimuotoisuus on hierarkkisesti rakentunut, on tiettyyn rajaan saakka itsestään selvää, että lajimäärän kasvu lisää monimuotoisuuden määrää myös ylemmillä taksonomisilla tasoilla (eli lajimäärän kasvaessa esimerkiksi heimojen lukumäärä kasvaa). Samoin, koska lajien väliset erot perintöaineksen koostumuksessa ovat suurempia kuin yksilöiden väliset erot lajin sisällä, lajimäärä välttämättä korreloi positiivisesti geneettisen monimuotoisuuden kanssa.

Edelleen ekologisten vuorovaikutusten takia lajimäärän kasvu todennäköisesti lisää myös elinympäristöjen monimuotoisuutta. Yksinkertaisimmillaan tämä tarkoittaa, että esimerkiksi kasvilajien lukumäärän lisääntyessä kasvaa kasvissyöjien käyttämien resurssien monimuotoisuus. Yleisemmin tarkasteltuna elinympäristöt rakentuvat fysikaalisista tekijöistä, kuten valaistuksesta, kosteudesta ja happamuudesta, mutta toisaalta oleellinen osa elinympäristön rakennetta ovat eri lajeja edustavat yksilöt ja niiden runsaus. Esimerkiksi puulajien tai niiden runsaussuhteiden muutos metsäalueelta toiselle muuttaa myös elinympäristön rakennetta ja laatua metsässä elävien eläinten kannalta.

Elinympäristöjen erottaminen toisistaan perustuu yleensä kasvillisuuteen ja kasvillisuuden luomiin rakenteisiin. ”Metsä” erotetaan ”savannista” kasvillisuuden rakenteen perusteella, erilaiset metsäiset elinympäristöt toisistaan usein kasvilajikoostumuksen avulla. Lajimäärän kasvaessa elinympäristöjen erottaminen toisistaan tulee mahdolliseksi tai helpottuu. Suuri lajimäärä tarkoittaa siis suurta elinympäristöjen määrää. Lajimäärää voidaankin suhteellisen luotettavasti käyttää korvikemittana (surrogaattina) luonnon monimuotoisuuden osille, jotka ovat vaikeammin suoraan mitattavissa, jos kohta lajimäärä itsessäänkin on mielenkiintoinen

luonnon monimuotoisuuden ilmenemismuoto. Toisaalta korrelaatio toimii myös vastakkaiseen suuntaan. Joskus on helpompi mitata elinympäristöjen monimuotoisuutta (esim. lahopuun määrää ja laatua) kuin lajistollista monimuotoisuutta (lahopuulla elävien lajien määrää), jolloin elinympäristöjen määrä toimii surrogaattina lajimäärälle.

Monimuotoisuuden määrää kuvaavalla suureella on useimmiten erotettavissa kaksi puolta: ominaisuuksien lukumäärä (inventaariodiversiteetti) ja muutos ominaisuuksien koostumuksessa (erotteludiversiteetti). Voidaan joko inventoida esimerkiksi lajien määrää tai tutkia muutosta lajikoostumuksessa.

Usein on tärkeää tarkastella myös mittakaavaa, jossa mittaaminen tapahtuu, koska monimuotoisuuteen vaikuttavien tekijöiden (prosessien) merkitys vaihtelee maantieteellisen mittakaavan mukaan (luku 1.3). Esimerkiksi lajidiversiteettiä (ml. lajimäärä) voidaan mitata useassa eri mittakaavassa (taulukko 1.2). Voidaan tutkia, montako perhoslajia ja millaisissa lukumääräsuhteissa esiintyy yhdellä niityllä (alfa-diversiteetti) tai tarkastella sitä, kuinka paljon perhoslajisto muuttuu siirryttäessä niityltä rantalaitumelle (beta-diversiteetti). Vastaavasti perhoslajien lukumäärää voidaan tutkia laajemmalla tasolla, esimerkiksi jonkin luonnonmaakunnan tai valtion alueella.

TAULUKKO 1.2

Lajidiversiteetin tasot ja tyypit. Maantieteellinen mittakaava kasvaa taulukossa ylhäältä alaspäin. Termit Whittakerin (1977) mukaan[3]. Esimerkkitapaus perhosten lajidiversiteetistä kursivoituna.

Inventaariodiversiteetti	Erotteludiversiteetti
Pistediversiteetti, diversiteetti otoksessa tai mikrohabitaatissa jonkin elinympäristön sisällä *Perhoslajien määrä yhdellä ravintokasvilla*	Muutos elinympäristön sisäisessä lajikoostumuksessa, esim. mikrohabitaattien välillä *Muutos perhoslajistossa kasviyksilöiden välillä samassa elinympäristössä*
Elinympäristön paikallinen lajimäärä, alfa-diversiteetti *Niityn perhoslajien lukumäärä*	Muutos elinympäristöjen välisessä lajikoostumuksessa, beta-diversiteetti *Muutos perhoslajiston koostumuksessa niityn ja rantalaitumen välillä*
Maisematason diversiteetti kattaen useampia elinympäristöjä, gamma-diversiteetti *Perhoslajien määrä ml. alueen erilaiset elinympäristöt*	Muutos maisemien välisessä lajikoostumuksessa *Muutos perhoslajistossa kun siirrytään alueelta toiselle*
Alueellinen diversiteetti laskettuna yli useampien maisemien, epsilondiversiteetti *Suomen perhoslajiston monimuotoisuus*	Muutos lajikoostumuksessa esim. ilmastogradienttia pitkin tai alueelta toiselle, maantieteellinen erilaistuminen, delta-diversiteetti *Suomen ja Viron perhoslajiston erilaisuus*

Monimuotoisuuden merkitys ekosysteemien toiminnalle

Luonto on perusolemukseltaan vaihteleva ja monimuotoinen. Monimuotoisuutta pitävät yllä luonnon omat uusiutumisprosessit, mutta toisaalta prosessien edellytyksenä on rakenteellinen monimuotoisuus. On usein esitetty, että monimuotoisuus on välttämätöntä, koska sillä on yhteys biologisten systeemien toimintaan eri aikajänteillä. On esimerkiksi ajateltu, että eliölajeilla ja niiden monimuotoisuudella on jokin erityinen tehtävä ekosysteemeissä ja ilman tätä monimuotoisuutta systeemien toiminnan taso olennaisesti heikentyy (kuva 1.1).

Tätä lajidiversiteetin merkitystä ekosysteemien toiminnan kannalta on pohdittu muun muassa seuraavassa lyhyesti esiteltävien hypoteesien kautta[4,5].

1. Diversiteetti-vakaushypoteesin *(diversity-stability hypothesis)* mukaan jokainen laji on ekosysteemin toiminnan kannalta yhtä tärkeä, ja lajien tehtävä on tasapainottaa ekosysteemin toimintaa. Jos systeemistä poistetaan mikä tahansa laji, ekosysteemin

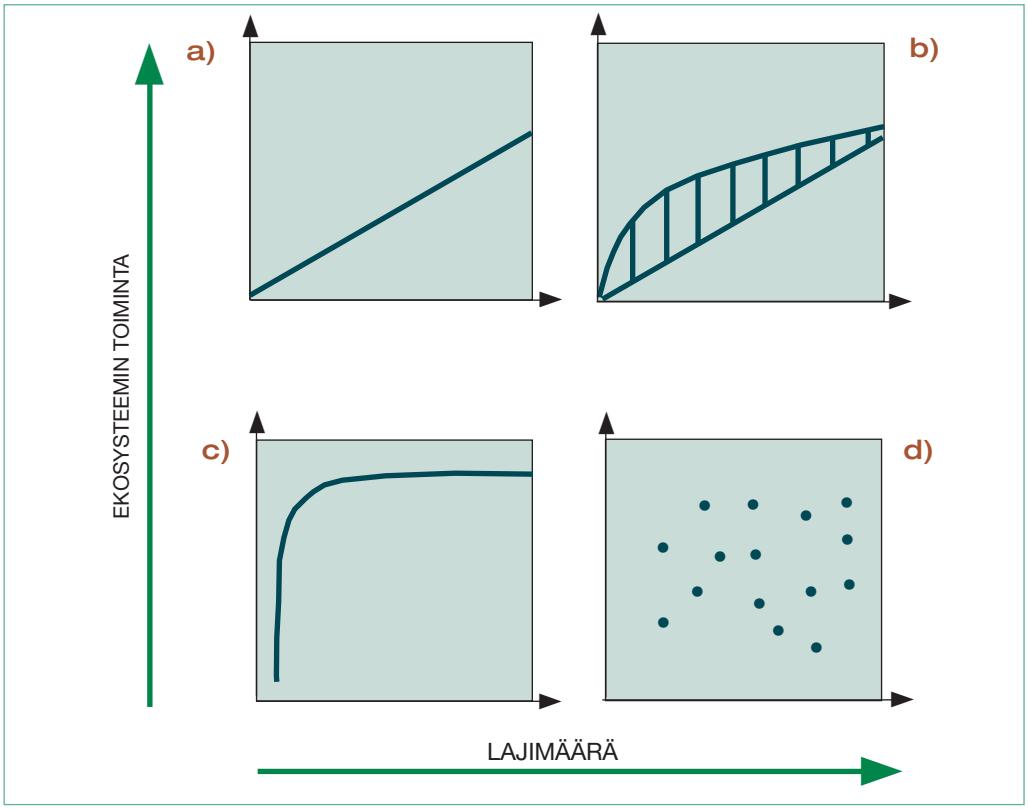
toiminnan taso alenee tietyn määrän. Lajimäärän ja toiminnan tason välillä on jokseenkin suoraviivainen suhde.

2. Niittihypoteesin *(rivet hypothesis)* mukaan kullakin lajilla on yhtä suuri merkitys ekosysteemin toiminnan tasolle, mutta lajimäärän ja toiminnan tason välinen suhde ei silti ole suoraviivainen. Lajit ovat ikään kuin niittejä, joilla ekosysteemin osat on kiinnitetty toisiinsa. Muutaman niitin poisto ei vielä aiheuta suurtakaan muutosta, mutta jos niitä poistetaan riittävän monta, ekosysteemi hajoaa ja sen toiminnan taso laskee nopeasti.
3. Redundanssihypoteesin *(redundancy hypothesis)* mukaan ekosysteemien lajirunsaus on itseään toistavaa eli redundanttia. Ekosysteemissä on kutakin ekologista ”tehtävää” varten ylen määrin lajeja, eikä lajimäärän väheneminen juuri vaikuta ekosysteemin toiminnan tasoon, ennen kuin lajimäärä on käynyt hyvin pieneksi.
4. Vararengashypoteesi esittää, että vaikka ekosysteemeissä on suurimman osan aikaa ylen määrin lajeja, poikkeuksellisten olojen (esim. kuivuuden) aikana suuri lajimäärä turvaa ekosysteemin toiminnan. Lajirunsauden itseään toistavuus toimii ekosysteemin toiminnan vakuutuksena poikkeusolojen varalta.
5. Eliölajien merkitys ekosysteemin toiminnalle voi olla ennustamaton ja arvaamaton (idiosynkraattinen), jolloin monimuotoisuuden ja ekosysteemin toiminnan välillä ei ole selkeää yhteyttä. Jotkin lajit (ns. avainlajit) voivat olla ekosysteemin toiminnan kannalta tärkeämpiä kuin toiset (tietolaatikko 1.1).

Kaikki edellä kuvatut hypoteesit ovat saaneet tukea tutkimuksista.

KUVA 1.1

Lajimäärän ja ekosysteemien toiminnan välinen yhteys a) diversiteetti-vakaushypoteesin, b) niittihypoteesin, c) redundanssihypoteesin ja d) idiosynkraattisen hypoteesin mukaan[5].



TIETOLAATIKKO 1.1

Eliölajien ekologiaan ja suojeluun liittyviä käsitteitä

Biologista monimuotoisuutta koskevassa kirjallisuudessa on paljon erilaisia eliölajien ekologiaan ja suojeluun liittyviä käsitteitä, joiden merkitys on hyvä tuntea.

Indikaattorilaji *(indicator species)* on eliölaji, jonka ekologiset ominaisuudet tunnetaan niin hyvin, että ko. lajin esiintyminen alueella antaa arvokasta tietoa alueen laadusta. Käsitteen tarkempi määritelmä riippuu asiayhteydestä ja päämääristä. Suomen metsistä puhuttaessa indikaattorilaji viittaa useimmiten eliöön, jonka esiintymisen alueella ajatellaan kertovan alueen suuresta suojeluarvosta. Indikaattorilajit voidaan jakaa edelleen ryhmiin sen mukaan, mitä niiden esiintymisen ajatellaan indikoivan[6]. Monimuotoisuuden indikaattorilajit kertovat jotakin alueen arvosta monimuotoisuuden kannalta yleisemmin.

Sateenvarjolaji *(Umbrella species)* on eliö, jonka kasvualue (kasvi) tai elinpiiri (eläin) on riittävän suuri ja elinympäristövaatimukset ovat riittävän laajat siten, että ko. lajin esiintymien suojelu saattaa myös muita lajeja suojelun piiriin[7]. Hyvä suomalainen esimerkki on valkoselkätikka, joka vaatii kohtuullisen laajoja (50–100 ha) varttuneita koivuvaltaisia metsiä, joissa on runsaasti lahopuuta. Valkoselkätikan suosimissa metsissä asuu suuri joukko uhanalaisia kovakuoriaisia, joten valkoselkätikkametsien suojelu turvaisi usean vaikeasti havaittavan kovakuoriaislajin populaatioiden säilymisen[8].

Avainlaji *(Keystone species)* on eliö, jonka vaikutukset ekosysteemin toimintaan, rakenteeseen tai muiden eliölajien populaatioihin ovat suuremmat kuin kyseisen lajin runsauden tai biomassan perusteella olisi odotettavissa[9]. Esimerkiksi haapaa voidaan pitää Suomen metsissä avainlajina, koska metsissämme esiintyy koko joukko sammalia, jäkäliä, sieniä ja selkärangattomia eläimiä, jotka ovat kokonaan tai osittain riippuvaisia haavan esiintymisestä. Myös majavaa voidaan pitää esimerkkinä avainlajista, koska majavan vaikutus metsämaisemien rakenteeseen voi olla hyvin suuri.

Lippulaivalaji *(Flagship species)* on laajasti tunnettu karismaattinen eliölaji, joka toimii luonnonsuojelutoiminnan tai luontotietoisuuden symbolina tai kannustimena. Esimerkiksi muuttohaukka toimi ihmisten luontotietoisuuden herättäjänä 1960-luvulla, kun sen todettiin olevan kuolemassa Euroopasta sukupuuttoon ympäristömyrkkyjen seurauksena. Saimaannorppa on toiminut Suomessa luonnonsuojelun lippulaivana jo vuosikymmenten ajan. Liito-orava suurine silmineen ja hellyttävine olemuksineen on saanut ihmisten sympatian puolelleen. Laji on vähitellen saavuttamassa asemaa metsiensuojelun lippulaivalajina.

Kohdelaji *(Focal species)* on sangen joustava käsite, jonka merkitys riippuu asiayhteydestä ja käyttötarkoituksesta. Kohdelajeja voidaan käyttää esimerkiksi määrittelemään sellaisia elinympäristön tai maiseman ominaisuuksia, joita jollakin alueella tulisi olla monimuotoisuuden säilyttämiseksi. Tällöin voidaan valita kohdelajeiksi joukko ympäristömuutoksille tunnetusti herkkiä tai elinympäristövaatimuksiltaan tiukkoja lajeja, ja määritellä alueelta vaadittavat ominaisuudet näiden lajien tunnettujen vaatimusten kautta.

Mikko Mönkkönen

Lajidiversiteetin on todettu yleensä johtavan ekosysteemien tuottavuuden ja vakauden lisääntymiseen[10,11], vaikkakin ekosysteemien vakauden kannalta lajimäärä ei sinänsä ole tärkein seikka[12]. Ekosysteemin vakaus kasvaa erityisesti silloin, kun – lajimäärän kasvaessa – erilaisia ekologisia tehtäviä suorittavien toiminnallisten ryhmien määrä kasvaa. Monissa tutkimuksissa on todettu, että vain 20–50 % alkuperäisestä lajimäärästä riittää pitämään yllä suurinta osaa niistä (biogeokemiallisista) toiminnoista, jotka liittyvät ekosysteemien aineiden kiertoon ja energian siirtymiseen[13]. Tämä merkitsee, että puolet tai jopa enemmän lajien monimuotoisuudesta on ekosysteemin toiminnan kannalta ”kaunista turhuutta” (redundanttia).

Suomen metsien maaperäeliöiden monimuotoisuutta koskeneet tutkimukset osoittavat, ettei lajimäärän ja ekosysteemin toiminnan tason välillä ollut suoraa yhteyttä ja että lajirunsauden suhde maaperäekosysteemien toimintaan on paremminkin ennustamaton ja arvaamaton (idiosynkraattinen)[14]. Jotkin tutkimukset ovat puolestaan tarjonneet tukea vararengashypoteesille. Runsaslajiset yhteisöt sietävät häiriöitä paremmin ja palautuvat häiriön jälkeen ennalleen nopeammin kuin vähälajiset yhteisöt[10]. On ilmeistä, että diversiteetin ja ekosysteemin toiminnan tason välinen yhteys vaihtelee ekosysteemistä ja tilanteesta toiseen, eikä mikään edellä mainituista hypoteeseista yksin riitä kuvaamaan tätä yhteyttä.

Vakiintuneen ajatustavan mukaan monimuotoisuuden merkitys luonnon prosesseille voidaan jakaa seuraaviin osiin[2]. Ensinnäkin monimuotoisuus tarjoaa puskurin ulkoisia häiriöitä vastaan: ekosysteemiä kohtaavien häiriöiden vaikutus heikkenee ja ekosysteemien palautumistodennäköisyys häiriöiden jälkeen paranee monimuotoisuuden kasvaessa. Monimuotoisuus on ikään kuin luonnon immunologinen järjestelmä, ja tämän järjestelmän teho on sitä parempi, mitä monimuotoisempi se on. Kuten edellä esitetty pohdinta lajidiversiteetin suhteesta ekosysteemien toiminnan tasoon osoitti, mitään tarkkaa rajaa tarvittavalle monimuotoisuuden määrälle ei voida määritellä.

Toiseksi, vaihtelevuus yksilöiden ja populaatioiden välillä takaa lyhyen aikavälin sopeutuvuuden muuttuviin ympäristöoloihin. Esimerkiksi ilmaston vaihtelu tai poikkeukselliset sääolot muodostavat haasteen, johon ekosysteemit kykenevät vastaamaan vaihtelevuutensa turvin. Kolmanneksi, pitkällä aikavälillä, geneettinen monimuotoisuus muodostaa raaka-aineen evoluutiolle, jonka kautta syntyy uusia geneettisiä sopeumia, eliölajeja ja lopulta kokonaan uusia elomuotoja.

Jos luonnon monimuotoisuuden mittana käytetään lajimäärää, on riskinä, että koko monimuotoisuuskysymys ymmärretään väärin. Helposti ajatellaan, että ponnistelut monimuotoisuuden säilyttämiseksi tarkoittavat lajimäärän maksimointia. Eliölajien mahdollisimman suuri määrä, tai halu ja tarve säilyttää koko lajistollinen monimuotoisuus, on perusteltua vain koko maapallon mitassa. Alueellisesti ja paikallisesti selkeästi asetettu päämäärä on turvata se lajien kirjo, joka on kullekin alueelle luontaista ja tyypillistä.

Joskus tämä voi tarkoittaa myös ponnisteluja lajimäärän vähentämiseksi, esimerkiksi silloin kun tulokaslajit uhkaavat alkuperäisen, alueelle luontaisen lajiston säilymistä. Luonnon monimuotoisuuteen kuuluvat myös lajistoltaan niukat alueet, lajiautiot, eikä silloin puhuta ongelmasta, joka pitäisi poistaa esimerkiksi istuttamalla uusia lajeja. Metsä-Lapin karut mäntykankaat voivat olla esimerkiksi linnustonsa puolesta todellisia lajiautioita. Se on metsäluontoomme kuuluvaa luontaista vaihtelua.

YK:n ympäristö- ja kehityskonferenssista (UNCED) alkanut yhteiskunnallinen prosessi pyrkii sisällyttämään luonnon monimuotoisuuden suojelun, hoidon ja kestävän käytön läpäisevästi kaikkeen yhteiskunnalliseen päätöksentekoon[15, 16,17]. On kuitenkin esitetty väitteitä, että biodiversiteettikysymys olisi vain vanha luonnonsuojeluaate uusissa vaatteissa, iskusana, jolla vanhoja ajatuksia markkinoidaan. Perinteisen luonnonsuojeluajattelun ja biodiversiteettikysymyksen välillä on periaatteellinen ero. Klassinen luonnonsuojelu on luonnon hyväksikäytön alaviite[2]. Sen keskeinen ajatus oli säilöä näytteitä alkuperäisestä luonnosta luonnonsuojelualueiksi, ihmisen toiminnan ulkopuolisiksi reservaateiksi, joita tarvitaan yhä tehostuvan ja laajenevan luonnonkäytön vastapainoksi.

Eittämättä luonnonsuojelualueilla on suuri merkitys luonnon monimuotoisuuden säilyttämisessä, mutta biodiversiteettikysymys on olennaisesti laajempi asia. Koska vaihtelevuus on elämän perusominaisuus ja uusiutumisen ehto, biodiversiteetti ei ole erillinen suojeltava kohde, vaan kaiken elollisen luonnon olemassaolon perusta. Tämän ajatuksen mukaan biodiversiteetin säilyttäminen ei tarvitse erityisiä ulkoisia perusteluja, sellaisia kuin luontokohteiden ainutlaatuisuus tai tieteellinen merkitys. Koska ihminen on osa luontoa ja edelleen riippuvainen luonnon ekosysteemien toiminnasta, monimuotoisuus on myös inhimillisen kulttuurin säilymisen edellytys (tietolaatikko 1.2).

TIETOLAATIKKO 1.2

Miten luonnon monimuotoisuuden suojelun tarvetta perustellaan?

1. Taloudelliset perusteet

- Tunnettujen luonnonvarojen arvot voivat muuttua ennakoimattomalla tavalla.
- Suuri osa ihmiskunnan taloudellisesta toiminnasta on riippuvaista luonnonvaraisten eliölajien ja ekosysteemien tuottamista ekosysteemipalveluista.
- Lajit toimivat indikaattoreina ihmisellekin haitallisista ympäristömuutoksista.
- Lajit ja niiden geenit sisältävät toistaiseksi tuntemattomia potentiaalisia hyötyjä.
- Luonnon monimuotoisuutta säilyttävä toiminta voi olla etu tai edellytys tuotteiden menekille ympäristötietoisilla markkinoilla.

2. Esteettiset ja elämykselliset perusteet

- Monipuolinen ja lajistoltaan rikas luonto on kauniimpi ja tarjoaa enemmän elämyksiä kuin yksipuolinen ja vähälajinen luonto.
- Luonnon kauneus ja rikkaus tekee ihmisten elämästä mielenkiintoista ja jännittävää, elämisen arvoista.

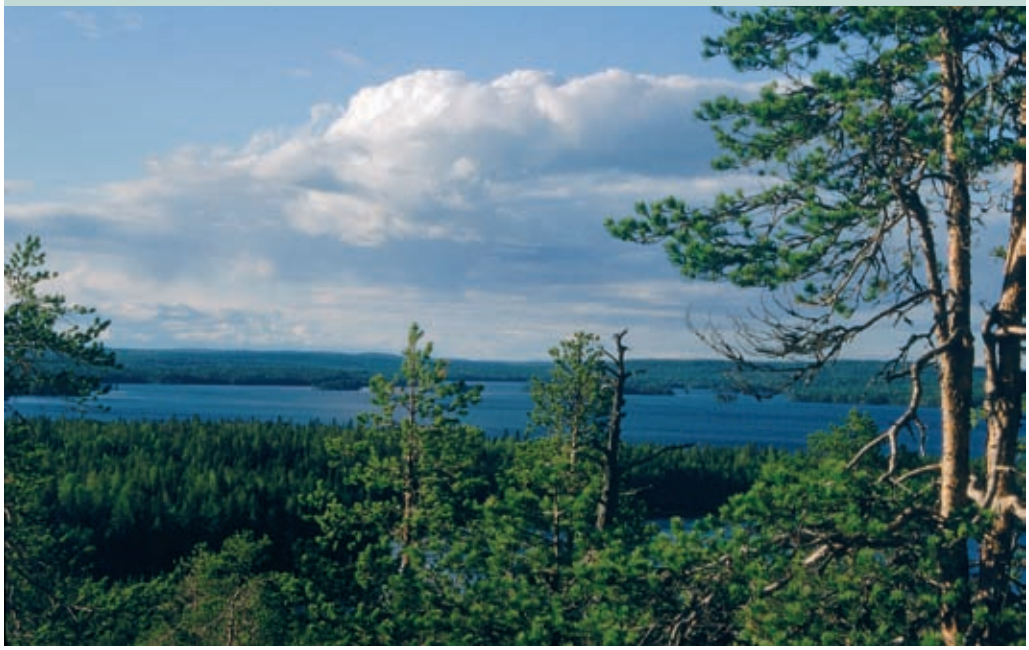
3. Ekologiset perusteet

- Luonnon monimuotoisuus on taannut elämän ja evoluution jatkumisen maapallolla, jopa katastrofaalisten ympäristömuutosten jälkeen.
- Monimuotoisuus lisää ekosysteemien kykyä sopeutua ympäristömuutoksiin.
- Monimuotoisuus lisää ekosysteemien toiminnan vakautta ja kykyä palautua häiriöistä.
- Emme tiedä, miten monimuotoisuuden vähentäminen vaikuttaa ekosysteemien toimintaan.

4. Eettiset perusteet

- Lähes kaikkiin maailman uskontoihin sisältyy ajatus elämän pyhyydestä ja ihmisen velvollisuudesta varjella Luojan luomaa elämää.

Metsämaisema Vienansalossa (Kuva: Timo Kuuluvainen).



Biosentrisen näkemyksen mukaan lajeilla on itseisarvo, oikeus elämään, joka on riippumaton ihmisen niille antamasta arvosta.

- Lajit ovat ainutlaatuisia evoluution tuotteita.
- Lajien sukupuutto merkitsee niiden lopullista häviämistä. Tästä syystä ihmisellä ei ole moraalista oikeutta ajaa muita lajeja sukupuuttoon.
- Ihmisellä on oikeus hyödyntää, mutta myös velvollisuus suojella luontoa. Jumalakin asetti Aatamin viljelemään ja varjelemaan paratiisia.
- Kestävän kehityksen filosofiaan sisältyy valinnan mahdollisuuksien säilyttäminen myös tuleville sukupolville.
- Ihminen kykenee maapallon ainoana lajina, ainakin periaatteessa, ottamaan vastuun omasta toiminnastaan.

5. Oikeudelliset, hallinnolliset ja poliittiset perusteet

- Ihmisyhteisöt ovat pyrkineet luomaan puitteet luonnon monimuotoisuuden suojelulle yhteisillä päätöksillä:
  - YK:n biologista monimuotoisuutta koskeva yleissopimus
  - Sitoutuminen kestävän kehityksen ja ekologisen kestävyyden periaatteisiin
  - EU:n luonnonsuojeludirektiivit (luonto- ja lintudirektiivi)
  - Suomen kansallinen lainsäädäntö
  - Kansalliset tavoiteohjelmat (Suomen biologista monimuotoisuutta koskeva kansallinen toimintaohjelma)
  - Maakunnalliset ja alueelliset tavoiteohjelmat

Petri Keto-Tokoi

Monimuotoisuuden historiaa ja maantiedettä

Maapallon luonnon nykyinen monimuotoisuus on liki 4 miljardin vuoden mittaisen biologisen kehityksen tulos. Suurimman osan historiaansa elämä on piileskellyt merissä. Vasta noin 450 miljoonaa vuotta sitten ilmaantuivat ensimmäiset maalla elävät kasvit, ja eläimet tulivat pian perässä. Ensimmäiset maaselkärankaiset, sammakkoeläimet, nousivat vetisestä alkukodistaan maalle jo devonikaudella, noin 380 miljoonaa vuotta sitten. Niitä seurasi nopeasti suhteellisesti kookkaiden maaselkärankaisten monimuotoistuminen, joka aloitti matelijoiden valtakauden.

Ensimmäiset nisäkkäät ilmaantuivat maapallolle melko aikaisin, jo yli 200 miljoonaa vuotta sitten. Linnut erottuivat omaksi kehityslinjakseen matelijoista noin 160 miljoonaa vuotta sitten. Varsinaisesti viimeiset 65 miljoonaa vuotta ovat olleet nisäkäs- ja lintulajiston monimuotoistumisen aikaa. Elämän nykyaikaa kutsutaan usein nisäkkäiden valtakaudeksi, mutta täytyy muistaa, että nisäkkäät ovat lajimäärältään sangen pieni ryhmä (reilut 4 000 lajia) verrattuna esimerkiksi lintuihin (n. 9 000 lajia) tai puhumattakaan hyönteisistä (vähintään miljoonia lajeja). Kukkakasvien kehitys alkoi noin 100 miljoonaa vuotta sitten viimeisimpänä kasviryhmistä, mutta tällä hetkellä kukkakasvit muodostavat liki 90 % kaikista korkeammista kasvilajeista, joita nykyään tunnetaan noin 250 000 lajia.

Huolimatta jatkuvista sukupuutoista ja jopa useista massasukupuuttoaalloista, jolloin valtaosa maapallon lajeista katosi varsin lyhyessä ajassa, maapallon eliölajiston monimuotoisuus on hitaasti kasvanut ajan mittaan. Sukupuuttoaallot ovat koetelleet etenkin eläinlajistoa, mutta kasvien osalta suunta on ollut selkeästi kohti yhä monimuotoisempaa lajistoa. Maapallon eliölajiston monimuotoisuus on ilmeisesti saavuttanut huippunsa samoihin aikoihin, kun ensimmäiset nykyihmiset ilmaantuivat Afrikassa.

Tämän huipun tarkkaa sijaintia ei kuitenkaan tiedetä. Arviot maapallon nykyisestä lajimäärästä vaihtelevat muutaman miljoonan ja 200 miljoonan lajin välillä. Tieteellisesti nimettyjen eliölajien määrä kasvaa vuosittain ja lienee tällä hetkellä noin 2 miljoonaa. On arvioitu, että tunnettujen lajien määrä olisi vain jäävuoren huippu maapal-

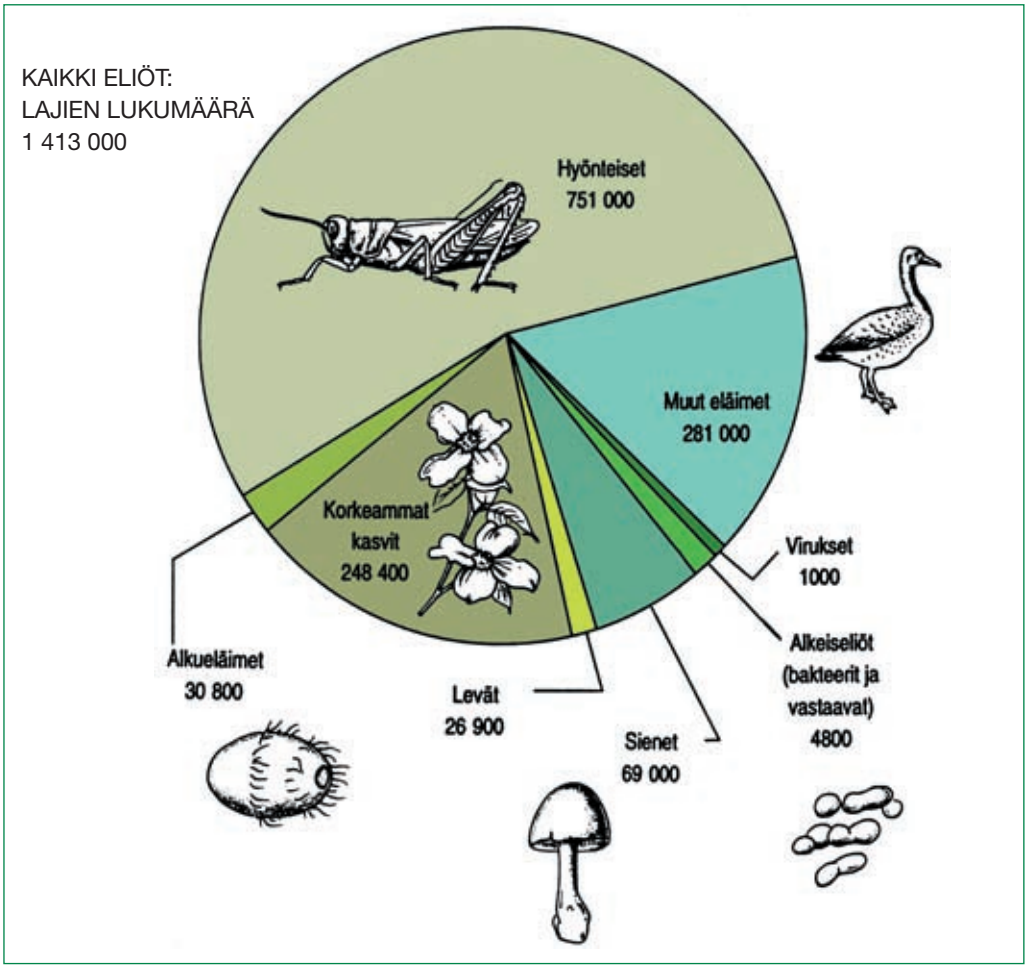
lon koko lajikirjosta. Yleisimmin hyväksyttynä pidetään 10–20 miljoonan kokonaislajimäärän arviota. ”Parhaimpina” pidetyt arviot maapallon lajimäärästä ovat yleensä osoittautuneet jälkikäteen karkeiksi aliarvioinneiksi.

Mielenkiintoinen piirre maapallon eliölajiston monimuotoisuudessa on sen vinoutunut sijoittuminen muutamiin taksonomisiin ryhmiin. Selkärankaiset, mukaanlukien linnut, nisäkkäät, matelijat, sammakkoeläimet, kalat ja alemmat selkäjänteiset, muodostavat vain ohuen, mutta toisaalta näkyvimmän monimuotoisuuden pintakerroksen: selkärankaisia on noin 3 % tunnetuista lajeista. Ylivoimaisesti suurimman lajiryhmän, yli 50 % tunnetuista lajeista, muodostavat hyönteiset. Hyönteisten monimuotoisin ryhmä on kovakuoriaiset 20 % osuudellaan kokonaislajimäärästä (kuva 1.2).

Luonnon monimuotoisuus ei ole jakaantunut tasaisesti maapallolle, vaan se on pakkautunut maalle. Vaikka meret peittävät 71 % maapallon pinnasta, ne elättävät vain 15 % tunnetuista eliölajeista. Jos asiaa tarkastellaan pääjaksotasolla (esim. kaikki eläimet nahkiaisesta ihmiseen kuuluvat yhteen selkäjänteisten pääjaksoon), huomataan, että taksonomisen diversiteetin määrä on merissä kuitenkin huomattavasti suurempi kuin maalla (eläinkunnan 32 pääjaksoa merissä ja 12 maalla). Merissä on siis enemmän erilaisia elomuotoja kuin maalla, vaikka merieliöiden lajimäärä jää pienemmäksi.

KUVA 1.2

Tunnettujen, maapallolla nykyisin elävien eläinlajien jakaantuminen eri ryhmiin[18].



Syynä merien suurempaan pääjaksojen määrään on elämän alkuperä ja pitkä historia merissä[19]. Vain osaan merissä syntyneistä pääjaksoista on kehittynyt sopeumia maalla elämistä varten. Maalla elävien eliöiden suurta lajimäärää selittävät puolestaan maaekosysteemien suuri vaihtelevuus ja ”arkkitehtoninen hienopiirteisyys” sekä maaekosysteemien suurempi tuottavuus meriin verrattuna.

Toinen selkeä säännönmukaisuus on lajimäärän väheneminen leveyspiirin mukaan. Tämä ilmiö toistuu lähes poikkeuksetta riippumatta siitä, ollaanko meressä vai maalla, mitä eliöryhmää tarkastellaan ja missä mittakaavassa lajimäärää mitataan. Trooppiset sademetsät peittävät vain noin 6 % maapallon pinta-alasta, mutta niiden uskotaan sisältävän yli puolet maapallon eliölajeista. Hehtaarilta Amazonasin alueen trooppista sademetsää voi löytyä satoja puulajeja. Maailmanennätys lienee mitattu Perun alueelta, missä hehtaarin koealalta löydettiin 530 puuyksilöä, jotka edustivat 302 lajia. Toinen 60 kilometrin päässä sijaitseva hehtaarin ruutu tuotti tulokseksi 550 yksilöä ja 289 lajia[20]. Verrattaessa näiden kahden hehtaarin kokoisen koealan lajistoa, havaittiin, että vain 20 % lajeista oli yhteisiä. Yhteensä nämä kaksi hehtaaria Perun sademetsää sisälsivät enemmän puulajeja kuin koko Länsi-Eurooppa tai Pohjois-Amerikan itäosa.

Tropiikin ylivertaiselle monimuotoisuudelle on esitetty monia syitä, ja on ilmeistä, että ilmiön taustalla on useita eri mekanismeja. Yhden synteesin mukaan syynä on trooppisen alueen suuri koko, ympäristöolojen vakaus evolutiivisessa ajassa ja sidotun auringon energian suuri määrä[18]. Tropiikki on maabiomeista pinta-alaltaan suurin, ja suuri lajimäärä onkin osittain seurausta hyvin tunnetusta lajimäärän ja pinta-alan välisestä positiivisesta suhteesta (tietolaatikko 1.3). Pinta-ala ei kuitenkaan riitä ainoaksi selittäjäksi, sillä myös samankokoisia alueita verrattaessa tropiikki päihittää muut biomit lajimäärässä.

Suurempi sidotun energian määrä mahdollistaa sen, että tropiikissa samankokoiselle alueelle mahtuu enemmän lajeja kuin suuremilla leveyspiireillä, missä tuotantotaso on alhaisempi. Suuri perustuotantokaan ei yksin selitä elämän estotonta rehotusta tropiikissa, sillä mikään ei takaa, etteivät yksi tai muutamat lajit käytä kaikkea saatavilla olevaa energiaa. Kolmas syy on tropiikin evolutiivinen vakaus, mikä on suonut evoluutiolle tasaisen ja ennustettavan ympäristön ja mahdollistanut suuren erikoistumisasteen ekolokeroiden suhteen. Suuremmalla kakulla on siis enemmän jakajia, ja kakku jaetaankin kapeampiin siivuihin. Sinänsä pelkkä olojen vakaus ei riitä suureen lajimäärään, kuten syvänmeren pohjien ekosysteemit osoittavat.

Maapallon ilmasto on ollut kylmenevällä kurssilla jo noin 20 miljoonaa vuotta. Hyvin selkeä kylmä vaihe alkoi noin 2,5 miljoonaa vuotta sitten pleistoseenikauden alussa. Pleistoseenin ja nykyisen holoseenikauden ilmastooloja voidaan viimeisen sadan miljoonan vuoden perspektiivissä pitää poikkeuksellisen kylminä. Kylmenevä suuntaus ei kuitenkaan ole merkinnyt jatkuvaa tasaista viilenemistä, vaan lämpimämmät vaiheet ovat vuorotelleet todella hyisien kausien kanssa[24]. Tämän seurauksena varsinkin pohjoisen lauhkean ja boreaalisen metsävyöhykkeen pinta-ala ja maantieteellinen sijainti on vaihdellut suuresti.

Mutta trooppinenkaan alue ei ole säilynyt muuttumattomana läpi historian, vaan sen kasvillisuudessa on tapahtunut suuria ilmaston muutoksista johtuneita vaihteluita. Esimerkiksi viime jääkausien aikaan tropiikin ilmasto oli selvästi nykyistä kuivempi, jolloin trooppisten sademetsien pinta-ala kutistui murto-osaan nykyisestä. Ehkä olennaisin ero yhtäältä tropiikin ja toisaalta lauhkean ja arktisen vyöhykkeen välillä ei olekaan olosuhteiden ajallinen kesto, vaan se, että trooppisten seutujen pinta-ala on säilynyt huomattavan suurena läpi elämän historian, mutta kylmempien ilmastoalueiden pinta-ala on kulkenut useiden pitkien ”pullonkaulavaiheiden” läpi.

Myös fossiiliaineisto tukee ajatusta, että nykyisille lauhkean vyöhykkeen eliöille on löydettävissä yhtä pitkä ajallinen historia kuin tropiikin eliöille. On ilmeistä, että nykyisillä lauhkean ja boreaalisen vyöhykkeen olosuhteillakin on pitkä ajallinen jatkumo. Esimerkiksi havupuista kuuset, jotka kaikkialla pohjoisella pallonpuoliskolla edustavat puulajistossa sopeutumista kylmiin oloihin, ovat olleet olemassa kymmeniä miljoonia vuosia – jo paljon ennen kuin boreaalisesta havumet-

TIETOLAATIKKO 1.3

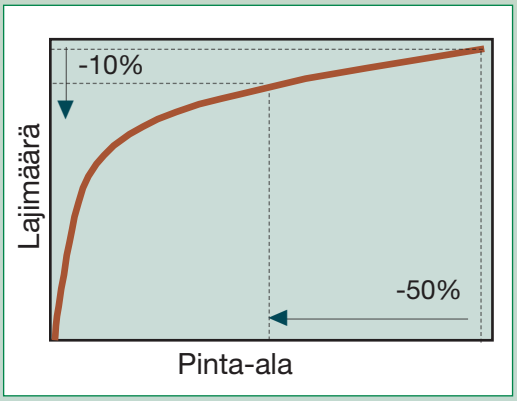
Lajimäärän suhde pinta-alaan

Klassinen ekologinen havainto on, että eliölajien määrä kasvaa tarkasteltavan alueen pinta-alan kasvaessa. Tätä voidaan pitää ehkä parhaana esimerkkinä muuten niin harvinaisesta lainalaisuudesta ekologiassa. Lainalaisuuus pätee niin mantereilla kuin saarillakin. Lajimäärä kasvaa pinta-alan kasvaessa, tarkasteltiin asiaa sitten missä maantieteellisessä mittakaavassa tahansa[21].

Merkittävää on, ettei pinta-alan ja lajimäärän suhde ole kuitenkaan suoraviivainen, vaan lajimäärä kasvaa pinta-alan kasvaessa ensin voimakkaasti, mutta kasvu tasaantuu suuriin pinta-aloihin mentäessä. Yleisesti on todettu, että lajimäärän ja pinta-alan välistä suhdetta voidaan riittävän tarkasti kuvata yhtälöllä $S = c A^z$, missä S on lajimäärä, A on pinta-ala sekä c ja z suhdetta kuvaavia vakioita. Parametri z määrää sen, kuinka nopeasti lajimäärä kasvaa pinta-alan kasvaessa ja c vaikuttaa erityisesti kuvaajan lopulliseen tasoon[21]. Saariympäristöissä parametrin z arvo on yleensä korkeampi (n. 0,25–0,35) kuin mantereilla (0,1–0,2), eli saarilla lajimäärä kasvaa ripeämmin pinta-alan kasvaessa kuin mantereilla. Jos sekä lajimäärälle että pinta-alalle tehdään logaritmimuunnos, saadaan lajimäärän ja pinta-alan välille jotakuinkin suoraviivainen suhde, jota voidaan kuvata yhtälöllä $\log S = \log c + z \log A$.

Syitä sille, että lajimäärä kasvaa pinta-alan kasvaessa, on useita. Ensinnäkin pinta-alan kasvaessa alueelle mahtuu enemmän yksilöitä, mikä lisää lajimäärää puhtaasti otantaan liittyvien seikkojen takia (yhden yksilön näytteeseen ei mahdu kuin yksi laji). Toiseksi, kasvava pinta-ala tuo mukanaan uusia elinympäristöjä ja sitä kautta uusia lajeja (ks. lajimäärän ja elinympäristöjen määrän suhteesta luku 1.3). Kolmanneksi, pinta-alan kasvaessa kasvaa myös todennäköisyys sille, että alueelle asettuu uusia lajeja, minkä lisäksi populaatioiden sukupuuttoriski pienenee populaatiokoon kasvaessa (saarieliömaantieteen teoria)[22]. Neljänneksi, hyvin suurilla alueilla uusien lajien synty (lajiutuminen) on todennäköisempää, ja lajien sukupuuttoriski edelleen pienenee.

Hyvin tunnettua lajimäärän ja pinta-alan välistä suhdetta voidaan käyttää myös ennustamaan,



kuinka paljon elinympäristöjen katoaminen vähentää lajeja[23]. Toimiva nyrkkisääntö on, että pinta-alan puolittaminen alkuperäisestä vähentää lajimäärää 10 %. Yllämainittuja kaavoja voidaan käyttää yleisempien ennusteiden tekoon. Alkuperäistä lajimäärää, pinta-alan ollessa A_a, kuvataan kaavalla

$$S_a = c A_a^z$$

ja lajimäärää tilanteessa, jossa osa elinympäristöstä on hävinnyt, kaavalla

$$S_u = c A_u^z$$

Jakamalla yhtälöt toisillaan ja järjestämällä tekijät uudelleen, saadaan uuden lajimäärän arvioksi $S_u = S_a (A_u/A_a)^z$. Elinympäristön häviämisen takia sukupuuttoon kuolevien lajien määrän ennusteeksi saadaan $S_a - S_u = S_a - S_a (A_u/A_a)^z$.

Toisin sanoen tarvitaan alkuperäinen lajimäärä, lajimäärän ja pinta-alan välisen suhteen parametri z sekä ennuste tai tieto tuhoutuneesta pinta-alasta, niin voidaan ennustaa elinympäristön häviämisen vaikutus lajimäärään. Tämä yhtälö toimii kohtalaisen tarkasti edellyttäen, että elinympäristön pinta-ala on pääasiallinen lajimäärään vaikuttava tekijä. Elinympäristöjen määrän pienentyessä huomattavasti myös muut tekijät (esim. pirstoutumisvaikutukset) alkavat vaikuttaa lajimäärään, jolloin lajimäärä putoaa nopeammin kuin pelkän pinta-alan perusteella olisi ennustettavissa.

Mikko Mönkkönen

sävyöhykkeestä oli edes aavistusta. Myös monien muiden lauhkean vyöhykkeen puusukujen, kuten tammien *(Quercus)* tai vaahteroiden *(Acer)* fossiiliaineisto yltää yli 60 miljoonan vuoden taakse mesotsooiselle maailmankaudelle, dinosaurusten ja lentoliskojen aikaan.

On siis todennäköistä, että tropiikin ulkopuolisten alueiden suhteellinen lajiköyhyys tropiikkiin verrattuna ei sinänsä johdukaan suoraan näiden biomien lyhyestä olemassaolosta, vaan niiden pinta-alan suurista vaihteluista, joiden myötä vain osa lajeista on pystynyt selviämään läpi historian pullonkaulojen. Toisaalta se, että maapallon lajimäärä on kasvanut ajan myötä, osoittaa, että evolutiivisen ajan pituudella on merkitystä monimuotoisuuden synnylle ja kertymiselle. Eri alueiden väliseen vaihteluun evolutiivisen ajan pituudella lienee sen sijaan ollut vähäisempi vaikutus.

Boreaalinen havumetsä syntyy

Boreaalinen havumetsävyöhyke on maapallon metsäbiomeista nuorin. Se on kehittynyt sen viilenemisen seurauksena, joka on viimeisen 20 miljoonan vuoden ajan luonnehtinut maapallon ilmastoa. Vielä varhaisella oligoseenikaudella, noin 30 miljoonaa vuotta sitten, trooppiset ja subtrooppiset metsät vihannoivat hyvinkin pohjoisessa aina Huippuvuorilla ja Kanadan (nykyisin) arktisilla saarilla asti. Nykyisiin mittoihinsa boreaalinen vyöhyke on levinnyt vasta pleistoseenikaudella, viimeisen 2 miljoonan vuoden aikana, jolloin ilmaston viileneminen on huipentunut. Tärkeällä sijalla on ollut puiden kylmänkestokyvyn kehittyminen.

Itä-Aasia on ollut lauhkean vyöhykkeen puuvartisen kasvillisuuden kehittymisen keskus, ja onkin esitetty, että valtaosa lauhkean, siis myös boreaalisen, vyöhykkeen puusuvuista olisi kehittynyt trooppisista ja subtrooppisista lajeista pakkasta kestäviksi puiksi juuri Itä-Aasiassa. Boreaalisen havumetsän puulajiston alkuperä lienee Itä-Siperian vuoristoissa, missä pakkasenkestävyys kehittyi silloisissa havulehtipuusekametsissä ja mistä kylmänkestävät lajit sittemmin pleistoseenikaudella levisivät laajemmalle alueelle ilmaston viiletessä.

Pleistoseeni erottuu sitä edeltävistä maailmankausista paitsi ilmaston kylmyyden, myös sen vaihtelevuuden vuoksi. Pleistoseenille ovat olleet ominaisia toistuvat jäätiköitymiset (glasiaalit) pohjoisella pallonpuoliskolla ja jääkausien väliin jäävät lämpimämmät jaksot (interglasiaalit). Elämme parhaillaan yhtä interglasiaalia, jota kutsutaan holoseeniksi.

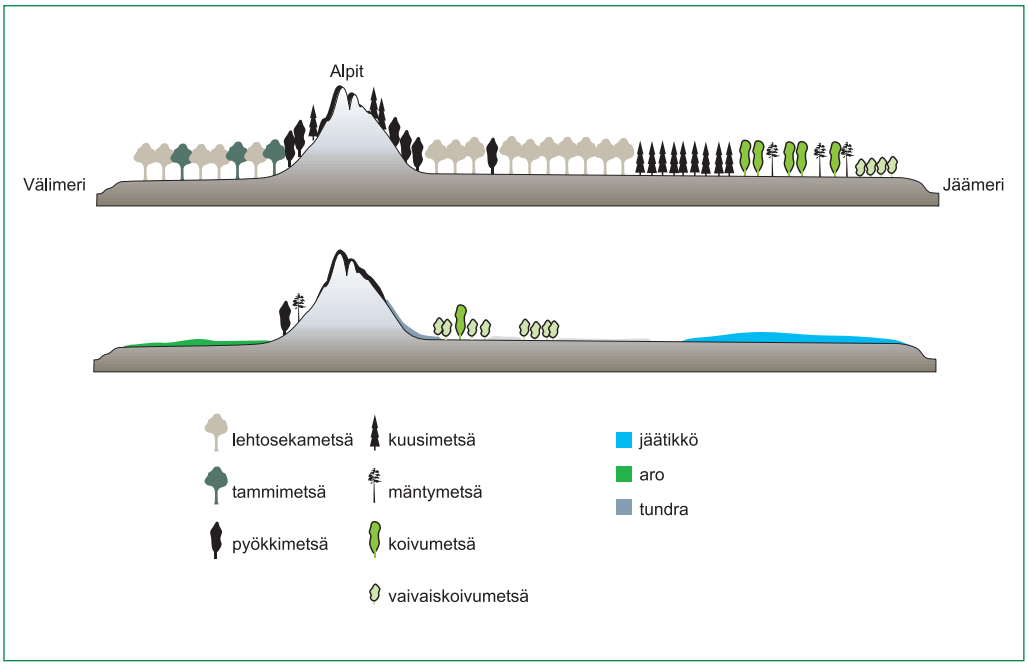
Voimakkaat ja toistuvat ilmaston muutokset ovat johtaneet nopeisiin muutoksiin myös havumetsän levinneisyydessä, esiintymisessä ja rakenteessa. Jääkausien aikaan puiden oli vetäydyttävä etelään, pois arktisen ilmamassan sekä, varsinkin Euroopassa ja Pohjois-Amerikassa, mannerjään tieltä. On kuitenkin huomattava, että puulajit reagoivat ilmaston muutoksiin toisistaan riippumattomasti. Nykyiset metsävyöhykkeet eivät siis kokonaisuuksina siirtyneet etelämmäksi jääkausien huippujen ajaksi. Niinpä jääkauden aikaiset metsät olivat eteläisillä ”talvehtimisalueilla” sekä lajistoltaan että rakenteeltaan hyvinkin erilaisia kuin nykyiset metsämme.

Jääkausien aikaan metsä katosi Euroopasta lähes kokonaan lukuun ottamatta eteläisimpien niemimaiden (Balkanin, Apenniinien ja Pyrenneitten niemimaan) vuoristoja. Vuoristojen pohjoispuolella ilmasto oli liian kylmä metsien kasvulle, ja alempana Välimeren piirissä liian kuiva (kuva 1.3). Boreaalisista puulajeista mänty ja koivut esiintyivät laajemmalla alueella Etelä-Euroopassa kuin kuusi, jota tavattiin vain Balkanilla ja siitä itään. Pohjois-Amerikassa metsien nykyisen kaltainen vyöhykkeellisyys säilyi läpi jääkausien, joskin metsien rakenne ja puulajikoostumus poikkesi nykyisestä. Myös metsäpinta-ala oli Pohjois-Amerikassa huomattavasti suurempi kuin Euroopassa. Sekä havu- että lehtimetsät ulottuivat jotakuinkin yhtenäisinä halki mantereen. Yhtenäisiä, laajoja boreaalisia metsiä oli jääkauden aikaan myös Itä-Aasiassa.

Jääkausien vaikutus metsiin, niiden kasvillisuuteen ja eläimistöön on ollut kaikkein rajuin Euroopassa. Pleistoseenikaudella Euroopasta on todettu hävinneen suuri määrä kasvilajeja, varsinkin puita. Tämä näkyy edelleen kun vertaamme pohjoisen pallonpuoliskon eri osien lajimääriä. Itä-Aasiassa on esimerkiksi kuusi kertaa enemmän puulajeja ja kaksi kertaa enemmän

KUVA 1.3

Euroopan kasvillisuusvyöhykkeet jääkausien välisten lämpimien kausien (interglasiaali; yläkuva) ja jääkausien aikaan (glasiaali; alakuva)[25].



lintu- ja nisäkäslajeja kuin vastaavan kokoisilla alueilla Euroopassa. Pohjois-Amerikan puu-, lintu- ja nisäkäslajisto on yleensä monimuotoisempi kuin Euroopan vastaava lajisto.

Boreaalisella vyöhykkeellä erot ovat samansuuntaiset, mutta hieman pienemmät. Esimerkiksi puulajisto on yksipuolisin Fennoskandiassa, missä on vain kaksi metsissä esiintyvää havupuulajia, ja runsain Itä-Siperiassa, missä havupuita on 8 lajia. Myös Pohjois-Amerikassa boreaalisten metsien puusto on monimuotoisempaa kuin Euroopassa. Esimerkiksi Itä-Kanadan boreaalisissa metsissä on 4–6 yleistä havupuulajia.

Metsäpuuston taksonominen koostumus on melko yhtenäinen yli koko havumetsävyöhykkeen. Vallitsevat puulajit kuuluvat muutamaan havupuusukuun, kuten mäntyihin *(Pinus)*, kuusiin *(Picea)*, pihtakuusiin *(Abies)* ja lehtikuusiin *(Larix)*. Varsinkin metsien nuoremmissa kehitysvaiheissa esiintyy varjostusta huonosti sietäviä lehtipuita. Lehtipuutkin lukeutuvat pääasiassa vain muutamaan sukuun: koivut *(Betula)*, haavat ja poppelit *(Populus)*, pajut *(Salix)* ja lepät *(Alnus)*. Yhdenkään puulajin levinneisyys ei kuitenkaan ulotu yli koko boreaalisen vyöhykkeen, vaan metsien taksonominen yhtenäisyys rajoittuu sukutasolle.

Boreaalista havumetsää pidetään lajistollisesti köyhimpänä metsävyöhykkeenä. Kokonaislajimäärä onkin boreaalisella vyöhykkeellä pienempi kuin esimerkiksi lauhkean vyöhykkeen lehtimetsissä, puhumattakaan trooppisista sademetsistä. Siitä yleisestä perussäännöstä, että lajimäärä vähenee pohjoista kohti, on toki poikkeuksia. Esimerkiksi sahapistiäisten, pajujen ja jäkälien lajimäärä kasvaa kohti pohjoista.

Lajisto voi myös paikallisella tasolla olla monimuotoisuutensa puolesta aivan vertailukelpoinen muiden metsäbiomien lajistoon. Esimerkiksi Oulangan kansallispuistosta, jonka pinta-ala on 200 km^2, on löydetty liki 900 kovakuoriaislajia. Paljon pienemmässä otoksessa Pudasjärven alueen vanhoista metsistä löytyi yhden kesän aikana yli 400 kovakuoriaislajia[26]. Nämä lajimääräarviot ovat hyvinkin samaa suuruusluokkaa kuin jotkin lehtimetsävyöhykkeel-

tä saadut arviot: Oulangan kokoisella metsäalueella Englannista on arvioitu elävän noin 1 500 kovakuoriaislajia. Vertailu trooppisten metsien kovakuoriaislajimäärään on tuottanut arvion, että paikallisella tasolla tropiikin lajimäärät ovat noin 6–8 kertaisia boreaalisiin metsiin verrattuna[27]. On kuitenkin muistettava, että lajimäärä ei kerro koko kuvaa luonnon monimuotoisuudesta, ja että boreaalisia metsiä asuttaa suuri joukko eliölajeja, joita ei tavata muualla.

1.2
Suomen metsäluonnon peruspiirteet

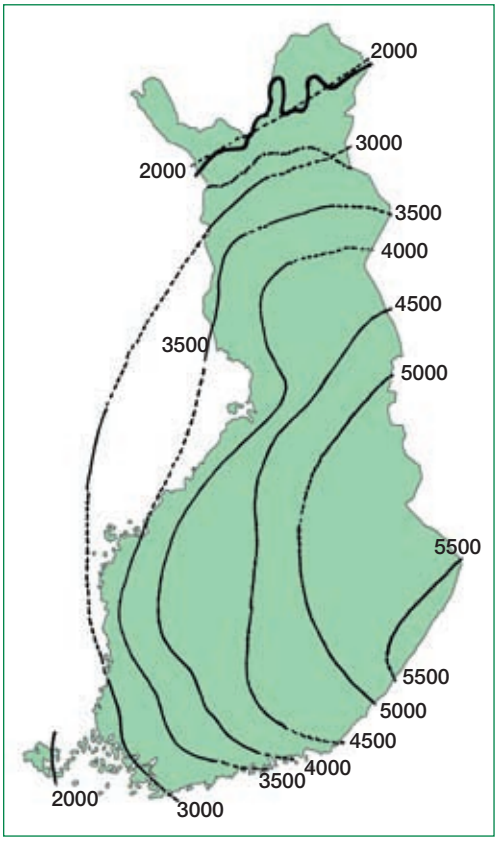
Suomen metsäluonnon monimuotoisuutta tarkasteltaessa on hyvä muistaa, että 20 000 vuotta sitten maamme aluetta peitti kilometrien paksuinen mannerjää. Kaikki eliölajit, jotka esiintyvät täällä nykyisin, ovat saapuneet meille evolutiivisessa mielessä hyvin hiljattain. Myös metsät ja niiden eliöstö palasivat Fennoskandiaan jääkauden jälkeen, mutta eri puulajit noudattivat omaa aikatauluaan. Jään alta paljastuvan maan valtasivat nopeimmin koivut, haapa, pajut ja lepät, mutta heti perässä saapui myös mänty. Jalot lehtipuutkin, jotka varsinkin atlanttisella kaudella (n. 8 000–5 000 vuotta sitten) olivat tärkeä osa Fennoskandian metsiä, palasivat pohjoiseen ennen kuusta. Tuhansien vuosien ajan Suomen metsiä luonnehtivat mänty ja lehtipuu, ja metsäkuva oli olennaisesti nykyistä valoisampi ja avoimempi.

Tilanne muuttui, kun kuusi metsäpuistamme viimeisenä saapui jääkauden aikaisilta ”talvehtimisalueiltaan” (refugioista) saavuttaen nykyisen levinneisyytensä vasta noin 3 000 vuotta sitten eli muutamia kymmeniä puusukupolvia sitten (kuva 1.4). Kuusi valtasi nopeasti alaa varsinkin tuottavimmilla kasvupaikoilla, jolloin muun muassa maaperän happamuus alkoi lisääntyä lehtipuiden väistyessä. Yhtä aikaa kuusen levittäytymisen kanssa tapahtui ilmastossa selvä käänne: atlanttisen lämpökauden päätyttyä ilmasto viileni.

Kuusi levittäytyi Fennoskandiaan ilmeisesti kahdesta jääkauden aikaisesta refugiosta. Suomeen kuusi saapui yhtäältä Karjalan kannaksen kautta Balkanin ja Itä-Euroopan alueelta ja toisaalta pohjoisempaa reittiä Ural-vuorten eteläosien refugioista. Suomesta on edelleen erotettavissa kahta geneettisesti erilaista kantaa, etelänkuusia *(Picea a. abies)* ja Pohjois-Suomessa esiintyviä pohjankuusia *(Picea abies obovata)*.

KUVA 1.4

Kuusen leviäminen Suomeen viimeisen jääkauden jälkeen.Viivat osoittavat kuusen yleistymisen ajankohtaa vuosina ennen nykyaikaa. Paksu viiva kuvaa pohjoista puurajaa ja piste-katkoviiva metsän rajaa[28].





Fennoskandiassa on metsänrajapuuna koivu. Kuva: Petri Keto-Tokoi

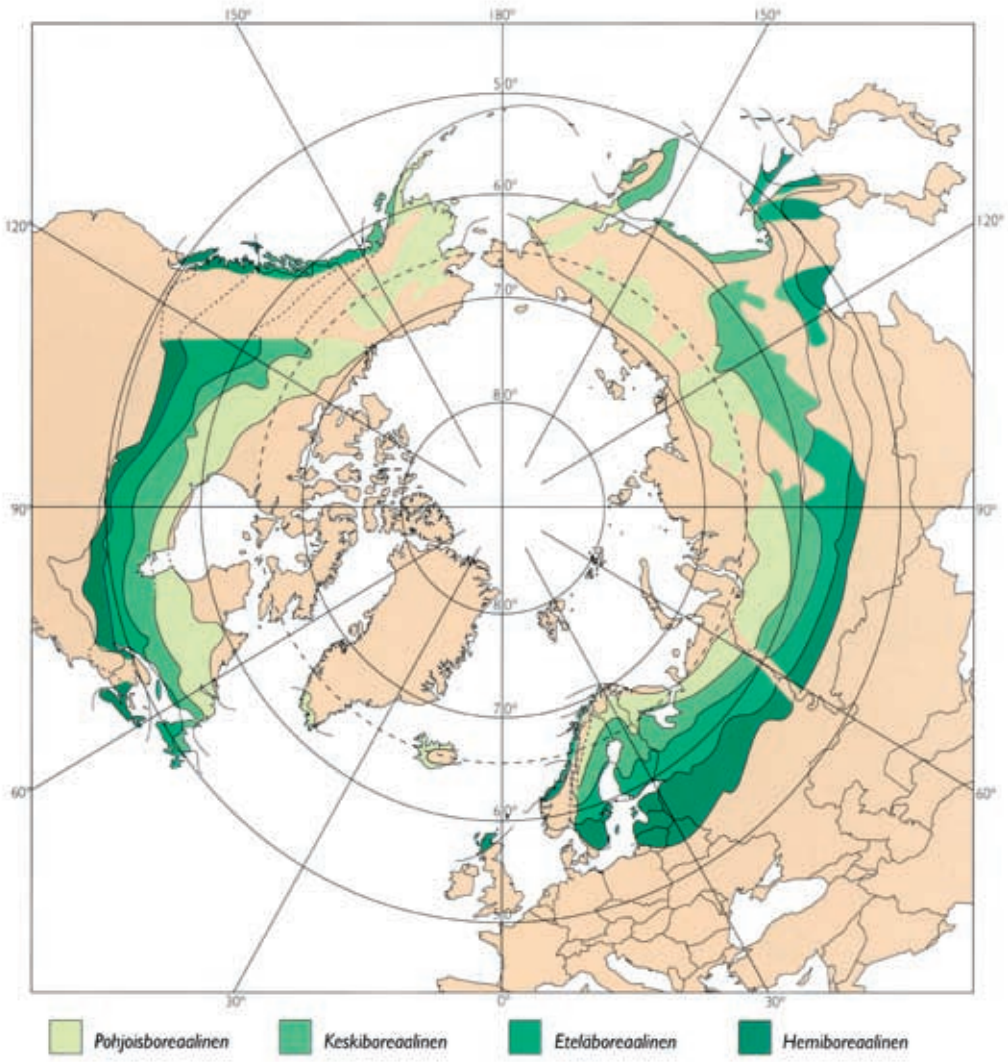
Fennoskandian eliölajisto on omintakeinen sekoitus eteläistä, pohjoista ja itäistä elementtiä. Suuri osa lajistosta kuluu eurooppalaiseen lajiryhmään, jonka jääkautiset refugiot sijaitsivat Euroopassa tai sen välittömässä läheisyydessä. Eurooppalaista lajistoa luonnehtivat tavallisimmin väljät ja joustavat elinpaikkavaatimukset. Tämä lienee seurausta niistä ankarista oloista ja voimakkaista muutoksista, joita Eurooppa on kokenut pleistoseenikaudella ja joiden seurauksena vain joustavin osa lajistosta säilyi yli kylmien kausien.

Pohjoisen (arktisen) elementin osuus metsäeliöstössä on vähäinen. Monia itäisen, siperialaisen lajiston edustajia voidaan puolestaan pitää taigaspesialisteina: joihinkin pohjoisen havumetsän piirteisiin erikoistuneina lajeina. Itäinen lajisto on parhaiten edustettuna itäisen Fennoskandian metsissä, ja yleensä tämän elementin merkitys on suurin keski- ja pohjoisboreaalisella vyöhykkeellä. Monen itäisen metsälajin levinneisyys ulottuu Suomen metsiin, mutta ei enää lännemmäksi.

Fennoskandian sijainti aivan boreaalisen metsävyöhykkeen reunassa on suurilmaston kannalta poikkeava (kuva 1.5). Fennoskandia kuuluu Atlantin vaikutuspiiriin, jolloin lämpötilaolot ovat täällä sangen erilaiset kuin muualla boreaalisella vyöhykkeellä. Mereinen ilmasto tekee muun muassa talvet leudommiksi ja kesät vähemmän helteisiksi kuin Venäjällä ja Kanadan mantereisilla alueilla. Myös Fennoskandian keskilämpötila on useita asteita korkeampi kuin boreaalisella vyöhykkeellä yleensä. Niinpä boreaalisen vyöhykkeen eteläraja kulkee täällä pohjoisempana kuin vyöhykkeen pohjoisraja itäisessä Pohjois-Amerikassa. Napapiirin pohjoispuolella metsää kasvaa Fennoskandian lisäksi vain paikoin Siperiassa ja Alaskassa. Osana boreaalista vyöhykettä Fennoskandiassa on aivan omintakeinen yhdistelmä lämpötilan ja valon vuodenaikaista vaihtelua.

Ilmastolla on selkeä vaikutus Suomen metsien rakenteeseen. Mereisyyden takia Fennoskandiassa on esimerkiksi metsänrajapuuna koivu, muualla yleensä kuusi tai lehtikuusi. Suomi poikkeaa muusta Fennoskandiasta vähäisemmän korkeusvaihtelun puolesta, mikä antaa Suomen metsille ja metsämaisemalle oman leimansa. Tästä johtuva erikoisluonne näkyy muun muassa laajana Järvi-Suomen alueena.

KUVA 1.5
Boreaalinen havumetsävyöhyke alavyöhykkeineen.



1.3 Metsäluonnon lajistollista monimuotoisuutta selittäviä tekijöitä

Monimuotoisuutta uudistavat kehityskulut

Lajistolliseen monimuotoisuuteen vaikuttavat tekijät (prosessit) voidaan karkeasti jakaa kahteen ryhmään. Diversiteetti voidaan toisaalta nähdä ja kuvata historiallisena prosessina, missä lajirunsaus heijastaa lajiutumisen ja leviämisen tuloksena syntynyttä lajien ajallista kertymää. Tämä näkökulma oli vallalla vielä 1900-luvun alkupuolella, jolloin esimerkiksi klassinen havainto tropiikin suuremmasta lajimäärästä selitettiin yleisimmin sillä, että tropiikilla oli takanaan pitkä evolutiivinen historia.

Toinen lähestymistapa selittää lajimäärän vaihtelua pienen mittakaavan ilmiöstä lähtien. Tämän 1960-luvulta lähtien kehittyneen yhteisöekologian tutkimustradition mukaan kysymys lajimäärän vaihtelusta palautuu paikallisten eliöyhteisöjen sisäisten vuorovaikutusten kysymykseksi, jossa olennaisena tekijänä on resurssien määrä ja niiden jako yksilöiden ja lajien kesken. Tämän näkemyksen mukaan lajimäärä on suuri paikoilla, missä resursseja (esim. ravintoa ja elintilaa) on runsaasti ja missä lajien väliset vuorovaikutukset johtavat resurssien hienopiirteiseen jakoon eri lajien kesken.

Biodiversiteettikysymyksen noustua esiin ekologinen tutkimus siitä, mitkä seikat vaikuttavat luonnon monimuotoisuuden alueelliseen jakautumiseen ja paikalliseen monimuotoisuuteen, on saanut uutta nostetta. Myös vuosikymmenten mittainen, välillä kiivaskin ajatustenvaihto historiallis-maantieteellisiä ja ekologis-deterministisiä näkemyksiä puolustavien ekologien kesken on alkanut hahmottaa esiin entistä synteettisempää näkemystä monimuotoisuuden taustalla vaikuttavista prosesseista. Modernin evoluutionäkemyksen ja diversiteettitutkimuksen välillä on nähtävissä analogia. Evoluutiobiologit katsovat periytyvyyden ja luonnonvalinnan evoluution yleisiksi periaatteiksi, mutta tunnustavat myös, että evoluutio on pohjimmiltaan historiallisesti ainutkertainen ja ennustamaton tapahtuma, joka ei ole toistettavissa. Myös alueellinen ja paikallinen monimuotoisuus ilmenee yhtäältä siinä historiallisessa jatkumossa, jonka tuloksena nykyiset eliöyhteisöt ovat syntyneet mutta johon pienen mittakaavan ekologiset vuorovaikutukset voivat toisaalta antaa oman vauhtinsa ja suuntansa.

Tarkasteltavan ekologisen ilmiön sekä tämän ilmiön selitykseksi oletetun prosessin tulee vastata toisiaan. Kun tarkastellaan monimuotoisuuden vaihtelua paikallisessa mitassa, ensisijaisina selityksinä tulevat kyseeseen ekologiset, paikalliseen tuottavuuteen ja lajien välisiin vuorovaikutuksiin tukeutuvat lyhyen aikavälin prosessit. Historiallisilla ja evolutiivisilla selityksillä lienee toisaalta suurempi merkitys monimuotoisuuden epätasaiselle jakautumiselle mantereiden laajuisilla alueilla. Esimerkiksi kahden perhoslajin välinen kilpailu ravintokasveista voi paikallisella tasolla vaikuttaa merkittävästi lajien esiintymiseen ja runsauteen tietyllä niityllä, mutta voiko tämä paikallinen kilpailu vaikuttaa jotenkin myös koko mantereen perhoslajiston monimuotoisuuten? Sen osoittaminen tieteellisesti vaatii kokonaisen ketjun eri mittakaavoilla tapahtuvaa ekologista tutkimusta.

Vanhat alueet nuoria monimuotoisempia

Yksi mahdollinen selitys monimuotoisuuden alueelliselle vaihtelulle on alueiden erilainen ajallinen historia. Suomen geologinen historia selittää vahvasti lajistollista monimuotoisuutta kokonaisuutena. Sen sijaan Suomen sisällä evolutiivisella ajalla ei ole ollut merkitystä monimuotoisuuden kehittymiselle, koska jääkauden jälkeinen aika on ollut aivan liian lyhyt esimerkiksi lajiutumisille.

Mantereisimmat osat Suomea paljastuivat mannerjään alta reilut 10 000 vuotta sitten, jolloin Euroopassa alkoi voimakas jääkauden jälkeinen ilmaston lämpeneminen. Viimeisetkin rippeet mannerjäästä sulivat Suomesta arviolta 7 000 vuotta sitten. Geologisesti nuo-

rinta aluetta edustavat rannikkoseudut, missä maankohoaminen tuottaa jatkuvasti uutta maapinta-alaa. Esimerkiksi Pohjanlahden rannikon metsien osalta ei voida puhua juuri minkäänlaisesta ajallisesta jatkumosta, koska siellä metsät ovat enimmäkseen primäärisukkession tuottamia. Sen sijaan Itä-Suomessa voimme liikkua metsissä, jossa on samalla paikalla kasvanut yli sata puusukupolvea.

Geologisen ajan pituus voi lajien leviämishistorian kautta heijastua siihen, miten Suomen eliöstön lajistollinen monimuotoisuus on jakautunut eri alueille. Monet kasvit ja eläimet ovat päässeet leviämään itäiseen Fennoskandiaan suoraan lounaassa tai etelässä sijainneista refugioistaan. Itämeri ja sen edeltäjä, jotka erottivat itäisen Fennoskandian Keski-Euroopasta, eivät ole olleet näiden lajien leviämiselle kuin vähäinen hidaste. Mutta esimerkiksi nisäkkäille pääasiallinen leviämistie jääkauden jälkeiseen Suomeen kulki pitkin kaakkoisia ja itäisiä maakannaksia sekä Etelä-Skandinavian kautta Pohjanlahden ympäri. Monet Euroopassa laajalle levittäytyneet nisäkkäät ovat saapuneet meille molempia reittejä, mutta itäisen saapumisreitin vaikutus Suomen eliöstöön näkyy selvästi. Erityisesti tämä koskee siperialaisen levinneisyystyypin lajeja, joita nisäkkäissämme edustavat muun muassa liito-orava ja vesikko. Niitä ei tavata enää Suomen länsipuolella Skandinaviassa.

Itäisen leviämisreitin merkitys on mahdollisesti nähtävissä myös linnustossamme siten, että metsälinnuston lajimäärä on Itä-Suomessa suurempi kuin lännempänä[30]. Eron taustalla on nimenomaan itäisten, siperialaisen faunatyypin lajien painottuminen itään. On mahdollista, että joidenkin lintujen levinneisyysalue ei ole vielä ”ennättänyt” lännemmäksi, mihin Itä-Aasian jääkausirefugioista on pitkä matka. Se, että useiden itäisten metsälintulajien levinneisyys on viime aikoina laajentunut länteen, saattaa johtua juuri tästä. Esimerkiksi Ruotsin ensimmäiset pesimähavainnot sinipyrstöstä, Siperian taigakuusikoiden linnusta, tehtiin 1990-luvun lopulla, vaikka Suomessa laji on pesinyt jo liki 1900-luvun alkupuolelta saakka. Myös nisäkäslajistossa tapahtuu jatkuvia levinneisyysalueen muutoksia, eikä Suomen eliöstön voida katsoa saavuttaneen tasapainotilaa.

Ekolokeroteoria selittää monimuotoisuuden kehittymistä ja säätelyä

Lajien väliset vuorovaikutukset ovat yhteisöekologian keskeinen lähtökohta. Vuorovaikutuksilla on puolestaan osoitettu olevan suuri merkitys ainakin paikallisen monimuotoisuuden määräytymisessä.

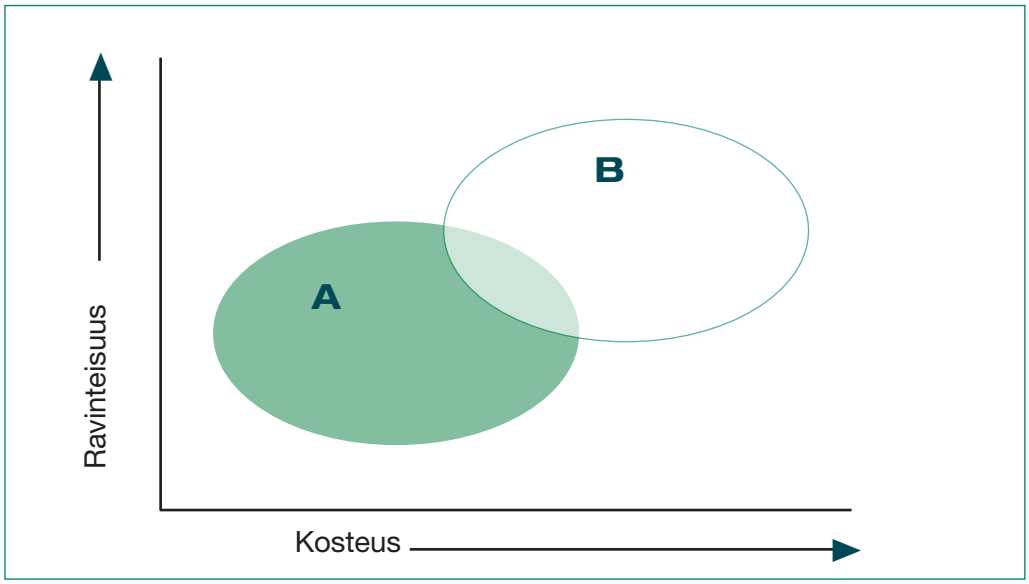
Ekolokeroteoria pyrkii selittämään eliöyhteisöjen rakennetta ja monimuotoisuutta lajien vuorovaikutusten kautta. Ekolokero kuvaa kunkin lajin ekologista asemaa yhteisössään. Tämä ekologinen asema tarkoittaa sitä, miten eliölajin populaatio sijoittuu suhteessa keskeisiin ympäristötekijöihin[31]. Lajien kannalta näitä keskeisiä ympäristötekijöitä voivat olla luonnonolot (kosteus, valon määrä, maaperän happamuus) tai elollisen ympäristön vaihtelu (ravinnon määrä, petojen määrä). Populaation peruslokeroksi kutsutaan sitä ympäristötekijöiden määrittämää tilaa ympäristössä, missä lajin populaatiot säilyvät elinkelpoisina. Usein tämä peruslokero on monen eri tekijän yhteisvaikutuksena syntynyt suotuisten ympäristöolojen yhdistelmä. Esimerkiksi monen metsille ominaisen ruohovartisen kasvin kasvu ja lisääntyminen onnistuu vain riittävän varjoisassa, ravinteisessa ja kosteassa kasvupaikassa (kuva 1.6).

Syrjäyttävän kilpailun periaatteen mukaan kahden samassa yhteisössä elävän lajin ekolokero ei voi olla täysin identtinen. Liian samankaltaiset lajit käyttävät samoja resursseja ja lopulta toinen laji syrjäyttää toisen kilpailussa näistä yhteisistä resursseista. Ekologisesti samankaltaisten lajien välinen kilpailu voi johtaa toisen tai molempien lajien kannalta siihen, etteivät kaikki peruslokeron osat olekaan enää suotuisia, vaan toteutunut ekolokero onkin kapeampi kuin peruslokero. Toteutunut ekolokero on niiden ympäristötekijöiden määräämä tila, missä lajin populaatiot luonnossa tosiasiallisesti pystyvät elämään yhdessä muiden lajien yksilöiden kanssa.

Ekolokeroteoria tarjoaa yhden tavan ymmärtää lajien välisen kilpailun vaikutuksia yhteisön rakenteeseen ja monimuotoisuuteen. Edellä jo viitattiin syrjäyttävän kilpailun periaatteeseen, jonka mukaan ekologisesti liian samankaltaiset lajit syrjäyttävät toisensa, eikä niiden rinnakkaiselo samassa yhteisössä ole mahdollista. Lajien välinen kilpailu siis kaventaa yhteisöjen monimuotoisuutta ainakin teoreettisesti.

KUVA 1.6

Kahden lajin perusekolokero kahden tärkeän elinympäristömuuttujan (tässä tapauksessa kosteus ja ravinteisuus) määrittämänä. Ellipsin rajaamilla alueilla lajien yksilöt pystyvät selviytymään ja lisääntymään, toisin sanoen lajien populaatiot voivat kasvaa. Lajin A ekolokero sijaitsee pienemmän ravinteisuuden ja kosteuden alueella kuin lajin B ekolokero. Molemmat lajit sietävät kosteuden vaihtelua enemmän kuin ravinteisuuden vaihtelua eli niiden ekolokerot ovat tämän akselin suunnassa leveämpiä.



Lajien välisestä kilpailusta on runsaasti tutkimustietoa. Epäselvää kuitenkin on, missä määrin kilpailu on pääasiallinen tai tärkeä monimuotoisuutta rajoittava tekijä. Luonnossa toimii kilpailun ohella myös muita lajien välisiä vuorovaikutussuhteita (peto-saalissuhteet, mutualismi jne.), jotka voivat jättää kilpailun vaikutukset varjoonsa. Toisaalta kilpailu mekanismina edellyttää, että resurssien rajallinen määrä rajoittaa populaatioita eli populaatiot ovat ympäristön kantokyvyn määräämässä tasapainotilassa. Voimakkaat ympäristövaihtelut voivat kuitenkin pitää populaatiot pysyvästi tai suurimman osan aikaa kantokyvyn alapuolella, jolloin kilpailu ei välttämättä sanottavasti vaikuta yhteisöjen rakenteeseen ja monimuotoisuuteen. Varsinkin pohjoisen havumetsävyöhykkeen oloja pidetään niin vaihtelevina, ettei lajien välinen kilpailu liene tärkeä monimuotoisuuden rajoittaja. Muutamat lintututkimukset ovat osoittaneet, että Suomen metsissä lajien välillä vallitsevat pikemminkin positiiviset kuin kilpailulliset vuorovaikutussuhteet[32].

Ympäristön heterogeenisuus vaikuttaa monimuotoisuuteen

Selkeä ekologinen periaate ja havainto on, että lajien ekolokerot, siis elinympäristövaatimukset, poikkeavat toisistaan. Lähisukuiset lajit voivat suosia aivan eri osia elinympäristöstä. Tämä on monimuotoisuuden ymmärtämisen ja säilymisen kannalta tärkeä periaate, koska siitä seuraa vääjäämättä se johtopäätös, että elinympäristöjen monimuotoisuus lisää lajistollista monimuotoisuutta. Mitä vähemmän lajien ekolokeroissa on päällekkäisyyttä muiden lajien ekolokeroiden kanssa, sitä suurempia ovat beta-diversiteetti (lajiston vaihtuma elinympäristöstä toiseen) ja gamma-diversiteetti (alueellinen lajimäärä) (taulukko 1.2).

Aiemmin esitettiin myös päinvastoin kulkeva päättely, että lajistollinen monimuotoisuus väistämättä lisää elinympäristöjen monimuotoisuutta, sillä monet keskeiset elinympäristömuuttujat (ekolokeroiden ulottuvuudet) ovat lajien muodostamia. Yhtä kaikki, elinympäris-

töjen monimuotoisuus on läheisesti kytkeytynyt lajistolliseen monimuotoisuuteen.

Hyvän esimerkin periaatteen toimimisesta Suomen metsäluonnossa tarjoavat eri metsätyyppien väliset lajistoerot. Esimerkiksi lintulajistosta keskimäärin 30 % vaihtuu, kun siirrytään mäntyvaltaisista metsistä kuusivaltaisiin[30]. Myös kovakuoriaislajistossa on huomattavaa metsätyyppien välistä vaihtelua. Tutkimuksessa, jossa kartoitettiin kovakuoriaisia neljässä eri metsätyypissä (kuivat kankaat, tuoreet kankaat, lehtomaiset kankaat ja korvet) Pohjois-Suomessa, havaittiin, että kaikkiaan 435 kovakuoriaislajista vain 35 % esiintyi kaikissa elinympäristöissä[26]. Yhteen metsätyyppiin keskittyneiden lajien osuus oli puolestaan 33 %. Suurimmat lajimäärät havaittiin yhtäältä lehtomaisilla kankailla ja toisaalta kuivilla kankailla. Käytännössä tämä tarkoittaa sitä, että esimerkiksi luonnonsuojelualueverkoston tulisi kattaa kaikkia metsätyyppejä.

Toinen tärkeä seuraus lajien ekolokeroiden erilaisuudesta – ja sen tuomasta elinympäristöjen määrän ja lajimäärän kiinteästä suhteesta – koskee metsäkuvion sisäisen rakenteen merkitystä monimuotoisuudelle. Monille lajeille metsä sinänsä ei ole elinympäristö, vaan niiden elinympäristön muodostavat metsän sisäiset rakenteet, kuten lahopuusto, puuyksilöt tai pienet mikroelinympäristöt puiden oksistossa tai rungolla. Nimenomaan tässä suhteessa luonnonmetsät ovat elinympäristökirjossaan talousmetsiä monimuotoisempia ja siksi yleensä runsaslajisempia. Metsänhoito on vähentänyt metsän sisäistä rakenteellista monimuotoisuutta muun muassa suosimalla yhden puulajin samanikäisten puuyksilöiden metsiköitä, poistamalla lahopuita ja ehkäisemällä uuden lahopuuston muodostumista. Näiden toimien seuraukset näkyvät sekä metsien rakenteessa[33] (luku 2) että lajistossa[34]. Metsien rakenteellisen monimuotoisuuden kaventuminen ja sitä kautta elinympäristöjen väheneminen onkin merkittävimpiä lajistollisen monimuotoisuuden vähentäjiä ja lajien uhkatekijöitä (luku 3).

Lajidiversiteetti kasvaa kasvupaikan tuotoskyvyn myötä

Lajistollinen monimuotoisuus kasvaa yleensä alueen perustuotannon tason kasvaessa. Mitä enemmän auringonenergiaa voidaan sitoa pinta-ala- ja aikayksikköä kohti, sitä enemmän lajeja yhteisö elättää. Tämä luonnossa havaittu säännönmukaisuus perustuu energian jakoon: iso määrä energiaa voidaan jakaa useamman käyttäjän kesken. Mikään ei kuitenkaan takaa, että nuo useammat käyttäjät edustaisivat suurempaa joukkoa lajeja, sillä pelkkä yhden lajin yksilömäärän lisääntyminen riittää kuluttamaan kasvaneen energiamäärän. Lajimäärän ja energian välinen riippuvuus *(species-energy theory)*[35] edellyttää siis muitakin mekanismeja.

Tuotannon ja lajimäärän välinen suhde, jos tarkastellaan kaikkia tietyllä alueella asuvia lajeja, voi syntyä myös ravintoverkkojen kautta. Perussääntö ekologiassa on, että vain 10 % energiasta siirtyy ravintoverkon yhdeltä tasolta seuraavalle, esimerkiksi tuottajilta (kasvit) ensimmäisen asteen kuluttajille (kasvinsyöjät). Tämän mukaan ekosysteemissä, jossa olisi kolmannen asteen kuluttajia (4-linkkinen ekosysteemi) vain 1 promille tuottajien sitomasta energiasta on tällä tasolla käytettävissä. Pitkien ravintoketjujen ylläpitoon tarvitaankin valtava määrä perustuotantoa. Tämän ajatuksen mukaan perustuotannon rajallisuus rajoittaa ravintoketjujen pituutta ja sitä kautta lajimäärää.

Tuotannon ja lajimäärän suhteen laatu riippuu tarkastelun maantieteellisestä mittakaavasta. Alueellisella tasolla on lähes poikkeuksetta havaittu, että lajimäärä kasvaa jotakuinkin suoraviivaisesti tuottavuuden kasvaessa[11]. Suppean mittakaavan tutkimuksissa, esimerkiksi lannoituskokeissa, on puolestaan todettu, ettei lajimäärän ja tuotannon välinen suhde ole välttämättä suoraviivainen, vaan lajimäärä saavuttaa usein huippunsa kun tuotanto on keskimääräistä. Tuotannon lisääntyessä lajimäärä aluksi kasvaa, mutta kääntyy laskuun hyvin suurilla tuotantotasoilla muutamien lajien monopolisoidessa kaiken tuotantolisän tuoman hyödyn[21]. Kokeet, joissa on manipuloitu kasvilajien määrää, osoittavat lähes poikkeuksetta, että lajimäärä kasvattaa ekosysteemin tuotannon tasoa[11].

Perustuotannon ja lajimäärän suhteen takana on siis oltava useita mekanismeja, joiden suhteellinen merkitys vaihtelee mittakaavan mukaan. On ilmeistä, että tuotoksen suora vaikutus lajimäärään on suurin silloin, kun muiden mekanismien merkitys voidaan sulkea pois. Melko pienen alueen sisällä lajimäärä

voi hyvinkin heijastaa lähinnä tuotantoeroja. Se, että Suomessa lajimäärä lähes poikkeuksetta pienenee kohti pohjoista, voitaneen osin selittää tätä kautta. Esimerkiksi 50 x 50 km^2 kokoisilla ruuduilla esiintyvien lintulajien määrä putoaa keskimäärin 160:sta noin 80:aan, kun siirrytään Etelä- ja Länsi-Suomesta Tunturi-Lappiin. Jos tarkastellaan vain metsälajistoa, linnusto supistuu Etelä-Suomen yli 60 lajista Metsä-Lapin 40–50 lajiin[36].

Samankaltaisia eroja havaitaan selkärangattomissa eläimissä. Esimerkiksi Suomen 1 400 pikkuperhoslajista 90 % on tavattu kapealta Ahvenanmaan ja Etelä-Karjalan väliseltä rannikkovyöhykkeeltä. Vastaava luku Oulun–Kuusamon korkeudella on 50 % ja Metsä-Lapissa 25 %. Pikkuperhosissa on myös paljon enemmän sellaisia lajeja, jotka esiintyvät vain etelässä (250 pelkästään eteläarannikolla esiintyvää) kuin pohjoiseen rajoittuneita (Metsä-Lapissa parikymmentä laji, joita ei tavata muualla).

Samanlainen ja olennaisesti tuottavuuden tasoon liittyvä ero lajimäärässä voidaan havaita metsätyyppien välillä. Eri metsätyyppien tuottavuudet voivat poiketa toisistaan hyvinkin paljon: esimerkiksi lehtomaisilla kankailla tuotos (mitattuna varttuneen metsän puutilavuuden vuotuisella kasvulla) voi olla yli kuusinkertainen kangasmaiden karuimpiin kasvupaikkoihin verrattuna. Samalla ruohovartisten kasvien lajimäärä kolmen aarin näytealoilla vähenee lehtojen keskimäärin 21 lajista lehtomaisten kankaiden 15 lajiin ja lopulta kuivien karukkokankaiden keskimäärin yhteen lajiin[37].

Petojen ja kasvissyöjien vaikutus

Edellä jo viitattiin, kuinka ravintoverkon alimman tason, perustuotannosta vastaavien kasvien sitoma energiamäärä säätelee ravintoverkon pituutta ja lajien määrää. Vaikutussuhde voi toimia myös ylhäältä alaspäin, jolloin kasvissyöjien toiminta säätelee kasvien biomassaa ja lajimäärää ja petojen runsaus ja vaikutus taas kasvissyöjien runsautta ja lajistoa.

Tekijöidensä (Hairston, Smith ja Slobodkin) mukaan HSS-hypoteesiksi nimetty ajatus pyrki vastaamaan kysymykseen, miksi maapallo on niin vihreä[49]. Miten on mahdollista, että kasvisyöjien läsnäolosta huolimatta niiden vaikutus kasvillisuuteen on useimmissa ekosysteemeissä pieni? Vastauksena kysymykseen he esittivät, että pedot rajoittavat kasvissyöjien populaatioita niin, etteivät ne pääse liiaksi kurittamaan kasvillisuutta. Jos ekosysteemistä puuttuvat kasvinsyöjiä säätelevät pedot, tilanne voi johtaa ylilaiduntamiseen ja lopulta myös kasvinsyöjien populaatioiden romahtamiseen.

Tällainen ylhäältä alas kulkeva säätely vaikuttaa lajistolliseen monimuotoisuuteen. Laiduntavat lajit voivat pitää yllä tavallista suurempaa kasviyhteisön monimuotoisuutta laidunnuksen kohdistuessa lajeihin, jotka muutoin valtaisivat kasvualan muilta lajeilta. Ylemmältä tasolta tuleva vaikutus siis ehkäisee lajien välisestä kilpailusta johtuvaa monimuotoisuuden kaventumista.

Sama ilmiö toimii petojen ja kasvinsyöjien välillä (tai ravintoverkon minkä tahansa kahden tason välillä). Petojen vaikutus voi estää yhtä tai muutamaa kasvinsyöjälajia runsastumasta muiden lajien kustannuksella etenkin, jos petojen saalistus kohdistuu kilpailullisesti voimakkaampiin lajeihin. Usein on havaittu, että kasvinsyöjät ja pedot suosivat – ravintovalikoimansa puitteissa – erityisen runsaina esiintyviä lajeja vapauttaen näin resursseja vähälukuisempien, mahdollisesti huonompien kilpailijoiden käytettäväksi ja lisäten siten alemman tason monimuotoisuutta[50].

Boreaalisten metsien kasvinsyöjistä hirvieläimet, erityisesti hirvi, vaikuttavat mahdollisesti voimakkaastikin metsän rakenteeseen ja koko ekosysteemin toimintaan. Vaikutus on suurin talviakaan, jolloin hirvet laiduntavat puiden vesoja. Hirvet suosivat lehtipuuvesoja ja varsinkin haapaa, pihlajaa ja pajuja, mutta syövät myös havupuiden taimia (taulukko 1.3). Hirvien valikoiva laidunnus voi vaikuttaa muun muassa metsikön puulajisuhteisiin[51]. Taimikoissa laidunnuksen on todettu lisäävän puulajien määrä ja myös alueen tuottavuutta. Varttuneissa metsissä tilanne oli päinvastainen: lehtipuiden osuus väheni ja ravinteiden kierto hidastui[52]. Hirvien laidunnus voi muokata myös metsän pohjakasvillisuutta ja selkärangattomien eläinten lajistoa, mutta nämä vaikutukset riippuvat metsätyypistä[51].

TIETOLAATIKKO 1.4

Kasvupaikkojen laadun vaihtelu ja monimuotoisuus kivennäismaiden metsissä

Kasvien kasvuun ja menestymiseen vaikuttaa ennen se, miten paljon kasvupaikalla on saatavissa erilaisia resursseja, kuten ravinteita, vettä ja valoa. Myös monet muut ympäristötekijät vaikuttavat suoraan kasveihin; esimerkiksi maaperän pH:lla on merkitystä ravinteiden otolle ja lämpötilalla kasvien kasvulle. Jotkin ympäristötekijä, kuten maanpinnan topografia, vaikuttavat kasveihin välillisesti. Ne säätelevät resurssien määrää tai kasveihin suoraan vaikuttavia ympäristötekijöitä.

Kivennäismaiden metsänkasvupaikkojen tuottokyky luokitellaan Suomessa metsätyyppijärjestelmällä, joka pohjautuu A.K. Cajanderin metsätyyppiteoriaan[38,39], sekä pituusbonitoinnilla, joka perustuu puuston valtapituuteen ja ikään[40, 41]. Metsätyyppiteoria jakaa kasvupaikan laatuun vaikuttavat seikat primääreihin ja sekundäärisiin kasvupaikkatekijöihin. Primäärit tekijät säilyvä kasvupaikalla, vaikka se paljastettaisiin kasvittomaksi, sekundäärisiin vaikuttavat paikalla oleva kasvillisuus, häiriöt ja esimerkiksi ihmistoiminta. Primääreihin ja sekundäärisiin kasvupaikkatekijöihin sisältyy sekä niitä resursseja, joita kasvit tarvitsevat menestyäkseen, että muita kasveihin vaikuttavia ympäristötekijöitä.

Metsätyyppiteorian mukaan ne kasvupaikat, joilla on samankaltainen kasvillisuus metsikön ollessa varttunut ja sulkeutunut, kuuluvat samaan metsätyyppiin. Ne ovat myös kasvupaikkaominaisuuksiltaan samankaltaisia. Teoriaan sisältyy siis ajatus kasvillisuuden käytöstä kasvupaikan laadun arvioinnissa. Metsätyyppiteorian käytännön sovelluksessa, metsätyyppijärjestelmässä, kullakin metsäkasvillisuusvyöhykkeellä erotetaan kuusi kasvupaikkatyyppiä, joihin kuhunkin sisältyy yksi tai useampia metsätyyppejä[42]. Metsätyypit tunnistetaan aluskasvillisuuden indikaattorilajien ja kasvilajien hyvinvoinnin perusteella.

Suomalaisilla kivennäismailla ravinteisuus ja kosteus ovat yleensä sidoksissa toisiinsa. Niiden aiheuttama kasvupaikan laadun vaihtelu tuo kasvillisuuten yhden, hyvin voimakkaan vaihtelusuunnan, viljavuusgradientin[43, 44]. Boreaalisiin metsiin on muodostunut jääkauden jälkeen podsolimaannos, ja vain parhailla lehtokasvupaikoilla on ruskomaata[45]. Boreaaliset kasvupaikat ovatkin Euroopassa keskimäärin hyvin karuja ja vähälajisia verrattuna lauhkeaan vyöhykkeeseen.

Mitä tuottavampi kasvupaikka, sitä enemmän lajeja kenttäkerroksen kasvillisuudessa on keskimäärin[46]. Myös kasvillisuuden vaihtelu on suurinta lehtojen kaltaisilla tuottavilla kasvupaikoilla. Monet lehdoissa tai lehtomaisilla kankailla viihtyvistä ruohoista ja heinistä vaativat paljon resursseja, joten ne eivät pysty elämään karummilla kasvupaikoilla. Varvut taas eivät pysty kilpailemaan rehevillä paikoilla vaan dominoivat tuoreita kankaita ja sitä karumpia kasvupaikkoja. Pitkäikäisinä kloonikasveina niillä on vahva kilpailuasema niukkaravinteisissa ja suhteellisen vakaissa oloissa[47].

Pohjakerroksen kasvillisuus on lajimäärältään niukinta tuoreilla ja kuivahkoilla kankailla, missä suurikokoiset ja nopeakasvuiset kangasmetsäsammalet, kuten metsäseinäsammal, metsäkerrossammal ja kangaskynsisammal[48], jättävät vain vähän tilaa muille sammalille ja jäkälille. Karummilla kasvupaikoilla nämä lajit kasvavat vedenpuutteen vuoksi hitaasti, joten hidaskasvuisemmilla jäkälillä on mahdollisuus vallata kasvutilaa. Lehdot taas ovat liian varjoisia suurikokoisille kangasmetsäsammalille, jotka eivät sitä paitsi siedä kovin runsasta lehtipuukariketta. Lehtojen sammalkasvillisuus onkin biomassaltaan niukka mutta runsaslajinen. Siihen kuuluu karikkeella tai mullan pinnalla viihtyviä lajeja, jotka vaativat ravinteikasta ja kosteaa kasvupaikkaa.

Tiina Tonteri

Puronvarsilehto Pohjois-Boreaalisella vyöhykkeellä
(Kuva: Saara Lilja).



Hirven vaikutukset metsäekosysteemin monimuotoisuuteen riippuvat oleellisesti hirvitiheydestä. Jos tiheys on suuri, monimuotoisuus yleensä vähenee. Hirven aiheuttamista taimikkovaurioista (taulukko 1.3) voidaan päätellä, että metsiköissä, joissa hirviä on erityisen paljon, pihlajan, haavan ja raidan osuus puuston kokonaistilavuudesta jää pieneksi verrattuna alueisiin, missä hirvitiheys on pieni. Suomen ja Ruotsin varttuneissa metsissä haavan kokonaistilavuus on vain kymmenesosa Venäjän Karjalan metsiin verrattuna, joskin tämän eron taustalla on muitakin syitä kuin erot hirvien tiheydessä. Tilanne säilynee myös tulevaisuudessa pelkästään hirven aiheuttaman laidunnuksen takia. Haavan ja raidan vähyys on monimuotoisuuden kannalta kielteinen asia, koska nämä nykyisin vähälukuiset lehtipuut ovat monimuotoisuuden kannalta avainlajeja (luku 3).

TAULUKKO 1.3

Hirven talviset ravintokasvit suosituimmuusjärjestyksessä ja arvio siitä, kuinka paljon vaurioita hirven valikoiva laidunnus on saanut aikaan Etelä-Ruotsissa, Etelä-Suomessa ja Venäjän Karjalassa[53]. Hirven keskimääräinen yksilötiheys Ruotsissa on n. 1/km^2, Suomessa 0,3–0,4/km^2 ja Venäjän Karjalassa 0,1–0,3/km^2. Suosituimpien ravintokasvien (pihlaja, raita, haapa) osalta taulukko osoittaa, kuinka suuren osan prosentteina kaikista versoista hirvi oli tuhonnut kokonaan. Koivuille, männylle ja kuuselle numero kertoo osuuden versoista, joissa oli jonkinasteisia merkkejä hirven aiheuttamista vahingoista.

Puulaji	Ruotsi	Suomi	Karjala
Pihlaja	21	1	0
Raita	13	0	3
Haapa	21	0	2
Rauduskoivu	72	48	27
Hieskoivu	50	27	14
Mänty	45	28	37
Kuusi	13	15	15

Petojen läsnäolo metsäekosysteemissä voi vaikuttaa myös välillisesti muiden ravintoverkon tasojen monimuotoisuuteen. On esitetty, että karhun, suden ja ahman kaltaisilla suurpedoilla olisi myönteinen vaikutus pienikokoisten kasvinsyöjäeläinten tiheydelle ja lajimäärälle. Suurpedot pitävät kurissa pienempien näätäeläinten, kettujen ja muiden pienpetojen kantoja. Kettua pidetään Suomessa merkittävänä kanalintujen pesätuhojen aiheuttajana, ja kettukannan kasvu onkin yksi todennäköinen syy kanalintukantojen viime vuosikymmenien jyrkälle alamäelle.

Fennoskandian alueelta ei valitettavasti ole tietoa siitä, miten hyvin suurpedot voisivat säädellä pienpetojen populaatioita ja sitä kautta vaikuttaa muiden eläinlajien kantoihin. Ruotsissa tehty tutkimus siitä, miten tautiepidemian aiheuttama kettukannan romahtaminen vaikutti muihin riistaeläimiin, tukee päätelmiä ketun suuresta merkityksestä jäniksen, kanalintujen ja metsäkauriin kantojen säätelijänä[54]. Jos puolestaan suurpedoilla on kettukantoja säätelevä vaikutus, kuten pohjoisamerikkalaisissa tutkimuksissa on todettu, voi suurpedoilla olla positiivinen merkitys pienriistalle. Suomessa tehdyt pienpetojen poistokokeet taas osoittavat, ettei ainakaan sellaisilla poistoilla, jotka kohdistuvat vain suppeaan alueeseen, ole suurtakaan vaikutusta kanalintujen pesimäkannan kokoon, vaikka ne parantavatkin kanalintujen lisääntymismenestystä[55].

Häiriöiden merkitys monimuotoisuudelle

Keskimääräisten häiriöiden hypoteesin (Intermediate disturbance hypothesis) mukaan monimuotoisuus on suurimmillaan silloin, kun eliöyhteisöä häiritään aika ajoin[56]. Häiriöksi määritellään mikä tahansa ekosysteemin ulkopuolelta tuleva tekijä, joka muuttaa ekosysteemin tilaa huomattavalla tavalla. Häiriöiden seurauksena syntyy uudenlaisia elinympäristöjä, lajien runsaussuhteet muuttuvat ja yhteisöistä voi hävitä joitakin lajeja. Tämä avaa mahdollisuuksia muille lajeille saapua yhteisöön. Jos yhteisöä häiritään liian voimakkaasti tai usein, sen lajimäärä pysyy pienenä, koska vain häiriöitä hyvin sietävät lajit voivat asuttaa alueen ennen uutta häiriötä. Jos puolestaan häiriöiden taajuus ja voimakkuus on keskimääräinen, yhteisössä voi esiintyä sekä häiriön seurauksena sinne asettuneita lajeja että huonommin häiriöitä sietävää lajistoa. Vähäisellä häiriöiden

esiintymistaajuudella häiriöistä ja niiden seurauksena syntyneistä elinympäristöistä riippuvaiset lajit katoavat.

Ajatusta voidaan soveltaa sekä paikallisesti yhden elinympäristölaikun tilanteeseen, tai maisematasolla, jolloin hypoteesi ennustaa alueellisen lajimäärän olevan suurin silloin, kun alueella tapahtuu häiriöitä kohtuullisella taajuudella ja voimakkuudella. Silloin maisemassa on jatkuvasti edustettuna koko kirjo eri tavoin ja eri aikoina häirittyjä elinympäristöjä. Elinympäristöjen suuresta määrästä seuraa suuri lajimäärä. Häiriöiden voimistuessa tai heiketessä elinympäristöjen monimuotoisuus vähenee ja lajimäärä pienenee. Hypoteesia tukevia tuloksia on saatu eritoten tutkittaessa kasveja ja vuorovesirantojen eläimistöjä. Ajatus keskimääräisten häiriöiden monimuotoisuutta lisäävästä vaikutuksesta ei ole kuitenkaan yleispätevä, kuten useat tutkimukset liikkuvammilla eliöillä ovat osoittaneet[57].

Suomen metsissä maisematason häiriöitä aiheuttivat ennen ihmisen laajaa vaikutusta muun muassa metsäpalot (luku 2). Palot lisäävät metsäisten elinympäristöjen monimuotoisuutta ja sitä kautta lajimäärää. Esimerkiksi Kuusamon alueella tehdyt tutkimukset osoittavat, että yhdessä elinympäristötyypissä, kuten kauan häiriöltä säästyneessä vanhassa metsässä, esiintyvä lintulajisto edustaa vain otosta koko metsälintulajistosta[58]. Häirittyjen elinympäristöjen linnusto lisää siten Kuusamon alueellista

Metsäkuvion sisäiset häiriöt lisäävät metsien rakenteellista vaihtelua ja sitä kautta elinympäristöjen monimuotoisuutta. Kuvassa tuulenkaatoaukko.

Kuva: Timo Kuuluvainen



lajimäärää huomattavasti. Tämä on luonnollista, kun muistetaan lajimäärän ja elinympäristöjen määrän positiivinen suhde, joka johtuu lajien erilaisista elinympäristövaatimuksista.

Myös kovakuoriaisissa on osoitettu olevan omat lajinsa, jotka ovat sopeutuneet erilaisten häiriöiden jälkeisiin metsäympäristöihin[59]. Paikallinen lajimäärä oli suurin heti palon jälkeen syntyneissä varhaisen sukkessiovaiheen metsissä, ja näiden metsävaiheiden lajisto poikkesi rakenteeltaan suuresti muiden metsien lajistosta. Maisematasolla monimuotoisuus siis eittämättä kasvaa, kun häiriöt luovat maisemaan suuren joukon erilaisia, myös varhaisen sukkessiovaiheen elinympäristöjä (luku 2).

Paikalliset, metsäkuvion sisäiset häiriöt, kuten tuulenkaadot, hyönteiset ja taudit, jotka sortavat sieltä täältä puita tai puuryhmiä, lisäävät metsien rakenteellista vaihtelua ja sitä kautta elinympäristöjen monimuotoisuutta. Puulajien määrä metsikkökuvion sisällä kasvaa usein häiriöiden seurauksena, kun vapautunut kasvupaikka korvautuu toisen lajin yksilöllä. Kuolleet ja kaatuneet puut ovat puolestaan lukuisten sienten ja selkärangattomien eläinten elinympäristöjä. Monet tutkimukset ovat osoittaneet, että tällainen elinympäristövaihtelu on olennaisen tärkeää boreaalisen metsän eliölajiston monimuotoisuudelle[34].

Kuinka usein metsäkuvion tulisi kokea häiriöitä ja millaisia häiriöitä, tai kuinka taajaan metsäpaloja tulisi esiintyä maisematasolla, jotta monimuotoisuus säilyisi luontaisen suurena? Lajimäärä heijastelee elinympäristöjen määrän monimuotoisuutta, ja käytännön kannalta olennaisempaa lienee erilaisten elinympäristöjen määrä. Tärkeämpää kuin hahmottaa häiriöiden taso ja määrä, onkin ymmärtää elinympäristöjen määrän ja pinta-alan kriittisiä tasoja, joita lajistollisen monimuotoisuuden säilyminen edellyttää. Toisaalta koko kysymys palautuu monimuotoisuuden kannalta perustavaan kysymykseen lajimäärän kasvun merkityksestä. Monimuotoisuuden turvaamisessahan ei ole kyse lajimäärän maksimoinnista, vaan luontaisen ja tyypillisen monimuotoisuuden säilyttämisestä. Olisi siis tärkeää tuntea se häiriöiden määrä ja voimakkuus, joka on boreaalisille metsille luontaista ja tyypillistä. Näitä kysymyksiä käsitellään teoksen luvuissa 2 ja 5.

KIRJALLISUUS

1) Heywood, V.H. & Baste, I. 1995. Introduction. Teoksessa: Heywood, V.H. (toim.), Global Biodiversity Assessment, s. 1–19. UNEP. Cambridge University Press. Cambridge.

2) Haila, Y 1995. Kestävän kehityksen luontoperusta – Mitä päättäjien tulee tietää ekologiasta? Suomen Kuntaliitto. 89 s. Helsinki.

3)Whittaker, R.H. 1977. Evolution of species diversity in land communities. Evolutionary Biology 10: 1–67.

4)Lawton, J.H. 1994. What do species do in ecosystems? Oikos 71: 367–374.

5)Johnson, K.H., Vogt, K.A., Clark, H.J., Schmitz, O.J. & Vogt, D.J. 1996. Biodiversity and the productivity and stability of ecosystems. Trends in Ecology and Evolution 11: 372--377.

6)McGeoch, M.A. 1998. The selection, testing and application of terrestrial insects as bioindicators. Biol. Rev. Cambridge Phil. Soc. 73: 181–201.

7) Stork, N.E. & Samways, M.J. 1995. Inventoring and monitoring. Teoksessa: Heywood, V.H. (toim.), Global Biodiversity Assessment, s. 476–543. UNEP. Cambridge University Press. Cambridge.

8) Martikainen, P., Kaila, L. & Haila, Y. 1998. Threatened beetles in White-backed Woodpecker habitats. Conservation Biology 12: 293–301.

9) Simberloff, D.A. 1998. Flagships, umbrellas, and keystones: is single-species management pas'e in the landscape era? Biological Conservation 83: 247–257.

10) Tilman, D. 2000. Causes, consequences and ethics of biodiversity. Nature 405: 208–211.

11) Purvis, A. & Hector, A. 2000. Getting the measure of biodiversity. Nature 405: 212–219.

12) McCann, K.S. 2000. The diversity-stability debate. Nature 405: 228–233.

13) Schwartz, M.W. ym. 2000. Linking biodiversity to ecosystem functioning: implications for conservation ecology. Oecologia 122: 297–305.

14) Mikola, J. & Setälä, H. 1998. Relating species diversity to ecosystem functioning: mechanistic backgrounds and experimental approach with a decomposer food web. Oikos 83: 180–194.

15) Kangas, P., Jäppinen, J.-P., von Weissenberg, M. & Karjalainen, H. (toim.) 1997. Suomen biologista monimuotoisuutta koskeva kansallinen toimintaohjelma 1997–2005. Suomen ympäristö 137. 189 s. Helsinki.

16) Kangas, P., Jäppinen, J.-P. & von Weissenberg, M. (toim.) 2000. Suomen biologista monimuotoisuutta koskevan kansallisen toimintaohjelman toteutuminen vuosina 1997–1999. Ensimmäinen seurantaraportti. Suomen ympäristö 407. 154 s. Helsinki.

17) Kangas, P. & Jäppinen, J.-P. (toim.) 2002. Suomen biologista monimuotoi-

suutta koskevan kansallisen toimintaohjelman toteutuminen vuosina 2000–2001. Toinen seurantaraportti. Suomen ympäristö 558. 62 s. Helsinki.

18) Wilson, E.O. 1995. Elämän monimuotoisuus. Art House.

19) May, R.M. 1994. Biological diversity: differences between land and sea. Philosophical transactions of the royal society of London. B 343: 105–111.

20) Salo, J. & Pyhälä, M. 1991. Amazonia. Otava. 304 s. Helsinki.

21) Rosenzweig, M. L. 1995. Species Diversity in Space and Time. Cambridge University Press. Cambridge.

22) MacArthur, R.H. & Wilson, E.O. 1967. The Theory of Island Biogeography. Princeton University Press. Princeton.

23) Pimm, S.L. & Askins, R.A. 1995. Forest losses predict bird extinctions in eastern North America. Proc. Nat. Acad. Sci., USA 92: 9343–9347.

24) Eronen, M. 1991. Jääkausien jäljillä. Tähtitieteellinen yhdistys Ursa. 271 s. Helsinki.

25) Cox, C.B. & Moore, P.D. 2000. Biogeography. An ecological and evolutionary approach. 6. painos. Blackwell.

26) Similä, M., Kouki, J., Mönkkönen, M. & Sippola, A.-L. 2002. Beetle species richness in boreal forests in northern Finland along forest productivity gradient. Ecography 25: 42–52.

27) Hanski, I. & Hammond, P. 1995. Biodiversity in boreal forests. Trends in Ecology and Evolution 10: 5--6.

28) Tolonen, K. 1983. Kuusen levinneisyyshistoria Suomessa. Sorbifolia 14:53–59.

29) Hämet-Ahti, L., Palmén, A., Alanko, P. & Tigerstedt, P.M.A. 1989. Suomen puu- ja pensaskasvio. Dendrologian seura, Helsinki.

30) Mönkkönen, M. 1994. Diversity patterns in Palaearctic and Nearctic forest bird assemblages. Journal of Biogeography 21: 183–195.

31) Hutchinson, G.E. 1957. Concluding remarks. Cold Spring Harbor Symp. Quantitative Biology 22: 415–427.

32) Mönkkönen, M. & Forsman, J. T. 2002. Heterospecific attraction among forest birds: a review. Ornithological Science 1: 41–51.

33) Tonteri, T. & Siitonen, J. 2001. Lahopuu talousmetsissä valtakunnan metsien 9. inventoinnin tulosten mukaan – vertailu luonnonmetsiin. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 812: 57–72.

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

35) Wright, D.H. 1983. Species-energy theory: An extension of species-area theory. Oikos 41: 496–506.

36) Väisänen, R.A., Lammi, E. & Koskimies, P. 1998. Muuttuva pesimälinnusto. Otava. 567 s. Helsinki.

37) Tonteri, T. 2001. Ruohot. Teoksessa: Reinikainen, A., Mäkipää, R., Vanha-Majamaa, I. & Hotanen, J.P. (toim.), Kasvit muuttuvassa metsäluonnossa, s. 177–179. Tammi. 384 s. Helsinki.

38) Cajander, A.K. 1909. Über Waldtypen. Fennia 28(2): 1–176.

39) Cajander, A.K. 1949. Metsätyypit ja niiden merkitys. Acta Forestalia Fennica 56(4): 1–69.

40) Gustavsen, H.G. 1980. Talousmetsien kasvupaikkaluokittelu valtapituuden avulla. Folia Forestalia 454: 1–31.

41) Gustavsen, H.G. & Mielikäinen, K. 1984. Luontaisesti syntyneiden koivikoiden luokittelu valtapituuden avulla. Folia Forestalia 597: 1–20.

42) Kuusipalo, J. 1996. Suomen metsätyypit. Kirjayhtymä. 144 s. Helsinki.

43) Lahti, T. & Väisänen, R. A. 1987. Ecological gradients of boreal forests in south Finland: an ordination test of forest site type theory. Vegetatio 68: 145–156.

44) Tonteri, T., Mikkola, K. & Lahti, T. 1990. Compositional gradients in the forest vegetation of Finland. Journal of Vegetation Science 1: 691–698.

45) Eurola, S. 1999. Kasvipeitteemme alueellisuus. Oulanka Reports 22: 1–116.

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

47) Reinikainen, A. & Salemaa, M. 2000. Varvut. Teoksessa: Reinikainen, A., Mäkipää, R., Vanha-Majamaa, I. & Hotanen, J.-P., Kasvit muuttuvassa metsäluonnossa, s. 97–103. Tammi. 384 s. Helsinki.

48) Mäkipää, R. 2000. Aitosammalet. Teoksessa: Reinikainen, A., Mäkipää, R., Vanha-Majamaa, I. & Hotanen, J.-P. Kasvit muuttuvassa metsäluonnossa, s. 233–235. Tammi. 384 s. Helsinki.

49) Hairston, N.G., Smith, F.E. & Slobodkin, L.B. 1960. Community structure, population control, and competition. American Naturalist 94: 421–425.

50) Ricklefs, R.E. 1990. Ecology. 3rd edition. W.H. Freeman and Company. New York.

51) Suominen, O., Danell, K. & Bergström, R. 1999: Moose, trees, and ground-living invertebrates: indirect interactions in Swedish pine forests. Oikos 84: 215–226.

52) Persson, I.L., Danell, K. & Bergström, R. 2000. Disturbance by large herbivores In boreal forests with special reference to moose. Annales Zoologici Fennici 37: 251–263.

53) Angelstam, P., Wikberg, P.-E., Danilov, P., Faber, W.E. & Nygrén, K. 2000. Effects of moose density on timber quality and biodiversity restoration in Sweden, Finland, and Russian Karelia. Alces 36: 133–145.

54) Lindström, E.R., Andrén, H., Angelstam, P., Cederlund, G., Hörnfeldt, B., Jäderberg, L., Lemnell, P.-A., Martinsson, B., Sköld, K. & Swenson, J.E. 1994. Disease reveals the predator: Sarcoptic mange, red fox predation, and prey populations. Ecology 75: 1042–1049.

55) Kauhala, K., Helle, P. & Helle, E. 2000. Predator control and the density and reproductive success of grouse populations in Finland. Ecography 23: 161–168.

56) Connell, J.H. 1978. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. Science 199: 1302–1310.

57) Wootton, J.T. 1998. Effects of disturbance on species diversity: a multitrophic perspective. American Naturalist 152: 803–825.

58) Helle, P. 1985. Effects of forest regeneration on the structure of bird communities in northern Finland. Holarctic Ecology 8: 120–132.

59) 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.



TIMO KUULUVAINEN • TUOMO WALLENIUS • JUHO PENNANEN

2

METSÄN LUONTAINEN RAKENNE, DYNAMIIKKA JA MONIMUOTOISUUS

Mitkä seikat vaikuttavat luonnonmetsän rakenteeseen, ja miten metsän rakenne vaikuttaa monimuotoisuuteen? Missä tila- ja aikamittakaavoissa metsää ja sen monimuotoisuutta voidaan tarkastella? Millainen merkitys metsän hierarkkisella rakenteella on ekosysteemin toiminnalle ja kehitykselle? Miten häiriöt ja sukkessiot vaikuttavat monimuotoisuuteen? Millaisia Suomen metsät olisivat luonnontilassa?

Metsien ekologisesti kestävä käyttö ja niiden monimuotoisuuden turvaaminen ovat riippuvaisia siitä, kuinka hyvin tunnemme metsäekosysteemien luontaisen rakenteen ja kehityksen ja ne seikat, jotka pitävät monimuotoisuutta yllä. Tässä suhteessa on merkittävää, että tutkimuksen kautta muotoutunut käsitys luonnontilaisista metsäekosysteemeistä on muuttunut suuresti muutamassa vuosikymmenessä. Aina 1970-luvulle asti päähuomio kiinnitettiin metsäekosysteemien lajiston ja rakenteen kehitykseen, metsäsukkessioon, jonka katsottiin olevan vakaata ja hyvin ennustettavaa[1,2]. Metsän kehityksen katsottiin päätyvän vakaaseen, niin kutsuttuun kliimaksi-vaiheeseen, jonka ajateltiin olevan metsäekosysteemin normaali pysyvä olotila[3]. Erilaisia häiriöitä, kuten metsäpaloja ja myrskytuhoja, pidettiin poikkeuksellisina tuhoina, jotka eivät kuuluneet metsän ”normaaliin” tilaan.

Tämä luonnon tasapainoa korostava näkemys muuttui, kun ymmärrettiin erilaisten häiriöiden suuri merkitys metsän ekologiassa. Metsäpalot, myrskyt, puita tappavat patogeenisienet ja monet muut osin satunnaisetkin häiriötekijät vaikuttavat olennaisesti luonnontilaisten metsien rakenteeseen ja kehittymiseen[4,5]. Häiriöt ovat tärkeitä monimuotoisuudelle, koska ne, yhdessä puustosukkessioiden kanssa, luovat metsän elinympäristöjen kirjon, joka vaihtelee sekä alueittain että ajan myötä[6,7].

Luonnonmetsien monimuotoinen häiriödynamiikka luo nopeasti uusia resurssien ja rakenteiden yhdistelmiä, joita lajisto voi hyödyntää. Tämä on ollut tärkeää monimuotoisen metsälajistomme evoluutiolle. Toisaalta tasapainoa ja pitkäjänteisyyttä ekosysteemien dynamiikkaan tuovat häiriöitä seuraavat, jopa satoja vuosia kestävät sukkessiot. Osa lajistosta onkin sopeutunut hyödyntämään pitkäkestoisten metsäsukkessioiden luomia elinympäristöjä. Metsän rakenne ja monimuotoisuus muotoutuu häiriöiden ja sukkessioiden – vanhoja rakenteita tuhoavien nopeiden mullistusten ja pitkäkestoisten rakentavien kehityskulkujen – vuorovaikutusten tuloksena[8,9,10].

Evolutiivinen ja historiallinen näkökulma on välttämätön pyrittäessä ymmärtämään metsien monimuotoisuutta ja niiden ekologisesti kestävän käytön periaatteita. Evolutiivinen näkökulma muistuttaa siitä, että luontainen metsälajistomme on vuosituhansien saatossa sopeutunut elämään niissä elinympäristöissä, joita luonnontilainen metsä tarjoaa (luku 3). Puiden ja metsän muiden eliöiden välisen vuorovaikutuksen ymmärtäminen on avain metsän monimuotoisuuteen vaikuttavien seikkojen ymmärtämiseen. Esimerkiksi kuolleen puuaineksen runsaus luonnonmetsissä on johtanut siihen, että on kehittynyt monia tätä resurssia hyödyntäviä lajeja, tikoista lahomaapuulla eläviin kovakuoriaisiin. Metsän tai metsäalueen käyttöhistoria ja luonnontilaisuuden aste on kuitenkin aina otettava huomioon, kun tarkastellaan ekosysteemin tilaa tai pohditaan ekosysteemin kestävän käytön mahdollisuuksia[11] (luku 4).

2.1 Metsän vaihtelevuus monimuotoisuuden perustana

Luonnontilainen metsä vertailukohtana

Metsän luontaisen rakenteen, kehityksen ja lajiston tuntemusta tarvitaan, kun arvioidaan ihmisen vaikutusta metsään, kehitetään luonnonmetsän piirteisiin perustuvia metsänkäsittelymenetelmiä tai kun arvioidaan kuinka lähelle luonnontilaa ennallistamisen kohteena oleva metsä on onnistuttu palauttamaan[12].

Luonnontilainen metsä on teoreettisesti helposti määriteltävissä. Kyseessä on metsä, johon ihmisen toiminnalla ei ole ollut vaikutusta. Käytännössä luonnontilainen metsä ei kuitenkaan ole yksinkertaisesti kuvattavissa. Tämä johtuu paitsi luonnon suuresta vaihtelevuudesta, myös ihmisen ja metsäluonnon vuosisatoja jatkuneesta vuorovaikutuksesta (luku 4). Luonnontilainen metsä onkin syytä määritellä pragmaattisesti metsäksi, jonka rakenteeseen ja toimintaan ihmisellä on ollut vain vähäinen vaikutus.

Nykyisin ihmisen vaikutus metsäluontoon – joko välitön tai välillinen vaikutus – ulottuu Suomessa lähes kaikkialle. Metsänkäytön pitkä historia näkyy erityisesti eteläisessä Suomessa, missä myös luonnonsuojelualueiden metsien rakenne on yleensä ihmisen toiminnan muokkaama. Suojellusta metsäpinta-alastamme luonnontilaista tai luonnontilaisen kaltaista metsää on vain vähän.

Vaikka ihminen ei puuttuisikaan metsään, ei metsä silti ole muuttumaton. Sen rakenteeseen ja dynamiikkaan vaikuttavat esimerkiksi ilmastossa tapahtuvat vaihtelut (luku 1). Luonnontilaisen metsän rakenne ja dynamiikka eivät siis ole yksiselitteisesti kuvattavissa, vaan kyse on metsän olennaisten piirteiden ja niiden vaihtelevuuden määrittelystä.

Koska monet luonnontilaisen metsän keskeiset ilmiöt, kuten metsäpalot ja niitä seuraavat kasvillisuussukkessiot, ovat usein laaja-alaisia, kokonaiskuvan hahmottamiseksi on tarkoituksenmukaisinta käsitellä luonnontilaista metsää alueellisessa mittakaavassa, laajana muuttuvana mosaiikkina, jota muokkaavat ajan ja paikan mu-

kaan vaihtelevat häiriöt ja niiden käynnistämät kasvillisuussukkessiot.

Metsäekosysteemin hierarkkisuus, monimuotoisuus ja palautuvuus

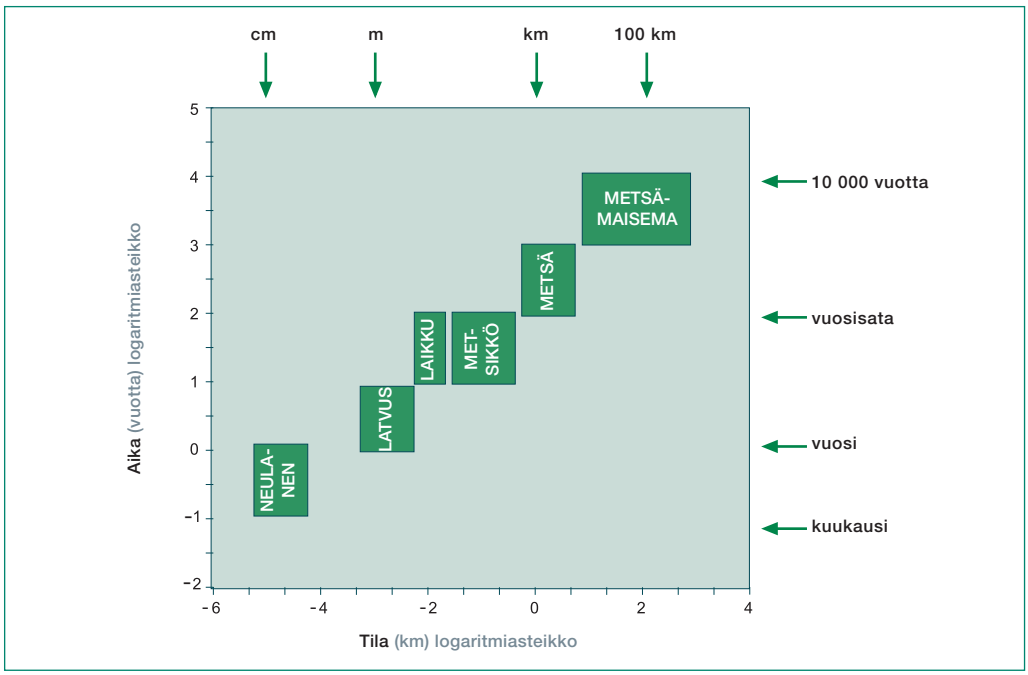
Metsä on hierarkkisesti rakentunut dynaaminen ekosysteemi, jota voidaan tarkastella eri aika- ja tilamittakaavoissa. Hierarkkisuus tarkoittaa sitä, että metsässä voidaan erottaa erilaisia sisäkkäisiä organisaatiotasoja, kuten esimerkiksi neulasen, puun, puuryhmän, metsikön, metsäalueen ja maantieteellisen alueen tasot (kuva 2.1). Myös lajistollinen monimuotoisuus on sidoksissa näihin hierarkiatasoihin. Neulasten pinnalla elävät monimuotoiset mikrosieni ja -leväyhteisöt. Lahopuurunko on lahottajasienen ja metsikkö harvinaisen kasvilajin elinympäristö, mutta suurpedot tarvitsevat laajoja metsäalueita elinpiirikseen.

Eri hierarkiatasot toimivat myös eri aikamittakaavoissa. Neulasen elinikä on yleensä muutama vuosi, puun usein yli sata vuotta, ja laajan metsäalueen rakenne muuttuu satojen vuosien aikaskaalassa. Nämä sisäkkäiset hierarkiatasot ja niiden monimuotoisuus ovat jatkuvassa vuorovaikutuksessa keskenään. Tästä johtuen metsäekosysteemin muodostama hierarkkinen rakenne ei ole jäykkä vaan dynaaminen ja mukautumiskykyinen[8].

Sukkessioiden ja häiriöiden eli pitkäkestoisten rakentavien ja nopeiden tuhoavien prosessien vuorovaikutus toimii kaikilla metsän hierarkiatasoilla vaikuttaen muihin tasoihin. Esimerkiksi puun kasvu ja kuolema vaikuttavat metsikön rakenteeseen ja metsikön sukkessio ja häiriöt vaikuttavat puolestaan metsäalueen rakenteeseen. Toisaalta metsäalueen rakenne vaikuttaa kunkin metsikön häiriöalttiuteen ja samalla häiriöitä seuraaviin sukkessioihin. Vastaavasti metsikön rakenne vaikuttaa puun kilpailuasemaan ja kasvuun. Kukin hierarkiataso toimii osittain itsenäisesti, mutta silti vuorovaikutuksessa toisten tasojen kanssa. Tämä on tärkeää metsäekosysteemin palautuvuuden (resilienssin) kannalta, sillä yhdellä mittakaava-

KUVA 2.1

Metsän hierarkkisesti sisäkkäisten rakenne-elementtien tilamittakaava ja muutoksen aikamittakaava ovat sidoksissa toisiinsa. Metsäekosysteemin eri hierarkiatasot ovat vuorovaikutuksessa keskenään[13].



tasolla tapahtuvat voimakkaatkaan häiriöt eivät suista koko metsäekosysteemiä raiteiltaan.

Esimerkiksi voimakas häiriö (vaikkapa metsäpalo) luo nopeasti uusia vaihtelevia mahdollisuuksia lajien käyttöön, kun taas paloalueen liepeille jäävät palamattomat alueet varmistavat, että jossakin säilyy myös sellaisen eliöstön geneettistä materiaalia, jota on aiemmin ”testattu” vastaavissa tilanteissa (tietolaatikko 2.1). Hierarkkisen rakenteensa ansioista metsäekosysteemi voi siten yhtä aikaa sekä luoda ja testata uusia elinympäristöjen, lajien ja geeniperimän yhdistelmiä että säilyttää vanhoja jo kokeiltuja rakenteita[9]. Juuri tämä eri hierarkiatasoilla tapahtuvien luontaisten häiriöiden ja sukkessioiden muodostama sykli[9] tekee metsäekosysteemille mahdolliseksi sekä palautua ennalleen että myös sopeutua jatkuvasti muuttuviin ympäristöoloihin, esimerkiksi suurilmaston vaihteluihin.

Ekologisen kestävyyden ydin onkin ennen kaikkea ekosysteemien kyvyssä uudistaa itse monimuotoisuuttaan ja sopeutua muuttuviin oloihin. Häiriöiden ja sukkessioiden muodostaman luontaisen (mukautuvan) syklin säilyttäminen on olennaista pyrittäessä metsien hyödyntämisessä pitkän aikavälin ekologiseen kestävyyteen[9] (kuva 2.2). Tätä periaatetta ja sen soveltamista monimuotoisuuden turvaamiseen käsitellään tarkemmin luvussa 5.



Kuva: Timo Kuuluvainen

Vanhat lehtipuut ovat metsän monimuotoisuuden kannalta tärkeitä rakenne-elementtejä. Vanha raita pitää yllä monimuotoista epifyyttijäkälälajistoa, johon kuuluu mm. raidankeuhkojäkälä *(Lobaria pulmonaria)*.

Metsän heterogeenisuus ja biodiversiteetti

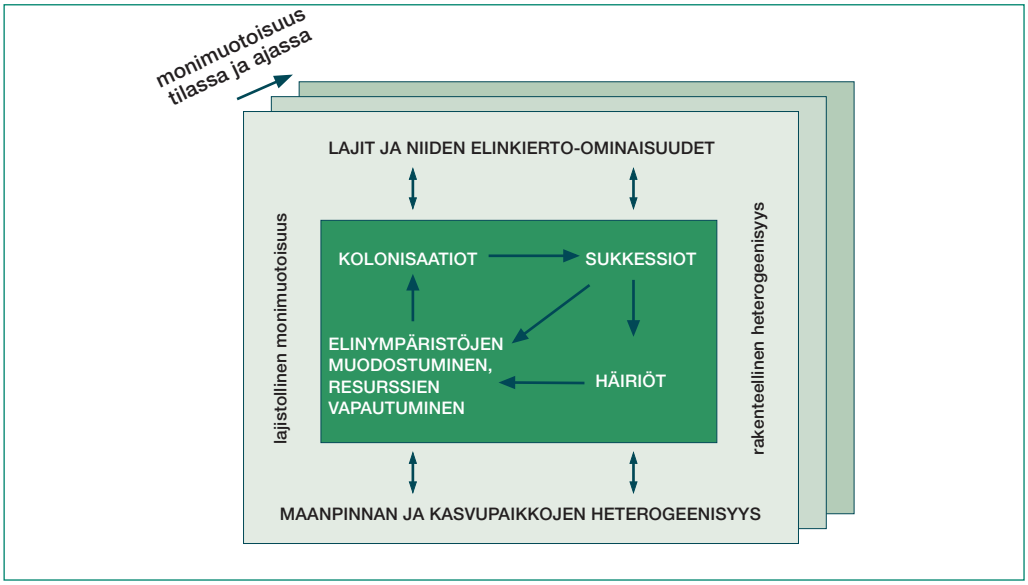
Metsän puusto – sekä elävä että kuollut puusto – määräävät paitsi metsän rakenteellisen monimuotoisuuden, myös paljolti metsän elinympäristöjen ominaisuudet. Puut ovat metsän suurimpia eliöitä ja vaikuttavat sen vuoksi voimakkaasti metsäekosysteemin toimintaan ja eliölajiston monimuotoisuuteen.

Metsät ovat luontaisesti rakenteeltaan, ominaisuuksiltaan ja lajikoostumukseltaan vaihtelevia eli heterogeenisia. Heterogeenisuus on keskeinen käsite, kun halutaan ymmärtää metsän rakenteen ja biodiversiteetin välistä yhteyttä[14]. Yleisesti ottaen ympäristön heterogeenisuudella tarkoitetaan kaikkea tilassa ja ajassa esiintyvää fysikaalista tai bioottista vaihtelua. Koska metsäekosysteemi on hierarkkisesti rakentunut, esiintyy myös heterogeenisuutta eri tila- ja aikamittakaavoissa (kuva 2.1).

Metsän rakenteen heterogeenisuus on tärkeää lajiston monimuotoisuudelle, koska rakenteellinen vaihtelu määrää elinympäristöjen määrän ja laadun. Tämä puolestaan vaikuttaa kaikkiin metsässä eläviin eliökantoihin ja niiden mahdollisuuksiin säilyä elinvoimaisina. Metsän heterogeenisuus ei kuitenkaan ole itseisarvo, vaan ekologisesti kestävän metsänkäsittelyn tavoitteena on luoda ja pitää yllä sellaista eri tilamittakaavoissa esiintyvää elinympäristöjen kirjoa, joka turvaa alueella luontaisesti esiintyvien eliökantojen säilymisen[6,10] (luku 5).

KUVA 2.2

Metsän monimuotoisuuden Sampo: käsitteellinen malli metsän rakenteeseen, dynamiikkaan ja monimuotoisuuteen vaikuttavista ja sitä ylläpitävistä tekijöistä ja prosesseista.[10]



Metsän heterogeenisuutta voidaan tarkastella metsän rakenteen ominaisuuksina tiettynä ajankohtana. Koska metsä jatkuvasti muuttuu, tiettynä hetkenä havaittavat rakenteet ovat seurausta metsän historiasta ja eliöyhteisöjen pitkistä kehityskuluista eli sukkessioista. Metsän rakennetta muovaavat lähinnä häiriöt ja niitä seuraavat sukkessiot sekä näiden keskinäinen vuorovaikutus. Häiriöiden merkitystä metsän monimuotoisuudelle on viime aikoina korostettu[6], mutta sukkessiot ovat yhtä tärkeitä elinympäristöjen muodostumiselle[15]. Häiriöt ja sukkessiot yhdessä muodostavat sen mukautuvan syklin[9], jonka seurauksena monimuotoisuus syntyy ja säilyy (kuva 2.2).

Häiriöt ja sukkessiot ovat sidoksissa toisiinsa, sillä häiriön voimakkuus ja laatu vaikuttavat käynnistyvään metsäsukkessioon, millä puolestaan on merkitystä häiriöiden esiintymistodennäköisyydelle. Sekä häiriöiden että sukkessioiden vaikutukset monimuotoisuuteen voidaan karkeasti jakaa kahteen ryhmään: 1) elinympäristöjen määrään ja 2) elinympäristöjen laatuun ja tilajakaumaan kohdistuviin vaikutuksiin. Esimerkiksi metsäpalon laajuuden lisäksi elinympäristöjen muodostumiselle on tärkeää, miten palon voimakkuus vaihtelee paloalan eri osissa ja millaisia puustorakenteita ja -sukkessioita palo aiheuttaa[16].

Häiriöt ja sukkessiot vaikuttavat metsien eliölajiston monimuotoisuuteen, mutta myös eliölajisto vaikuttaa häiriöihin. Esimerkiksi metsän puulajikoostumuksella ja rakenteella on merkitystä patogeenien ja lahottajaorganismien esiintymiselle, ja nämä voivat puolestaan aiheuttaa paikallisia häiriöitä ja näin vaikuttaa metsän kehitykseen. Kaikkiaan metsän monimuotoisuus määräytyy paikallisen lajiston ja sen ominaisuuksien sekä häiriö- ja sukkessioprosessien luoman dynaamisen heterogeenisuuden lopputuloksena (kuva 2.2).

Metsän heterogeenisuuden käsite voidaan myös nähdä yhdyssiteenä metsän monimuotoisuutta selittämään pyrkivän kahden näkökulman välillä. Näitä ovat yhtäältä lajikeskeinen näkökulma (saarimaantieteen ja metapopulaatioiden teoriat)[17,18] ja toisaalta metsän rakenteen merkitystä korostava näkökulma[10], (luku 5). Ympäristön heterogeenisuus määrittelee sen elinympäristömosaiikin (”ekologisen

TIETOLAATIKKO 2.1

Puulajien elinkierto-ominaisuudet

Vaikka Suomessa on vähän puulajeja, niiden elinkierto-ominaisuudet eroavat merkittävästi toisistaan. Elinkierto-ominaisuuksilla tarkoitetaan niitä lajille tyypillisiä ominaisuuksia, joiden avulla yksilöt kykenevät käymään läpi elämänkiertonsa vaiheet ja samalla lajin populaatio kykenee pitämään itseään yllä tietyssä ympäristössä. Puulajien tärkeitä elinkierto-ominaisuuksia ovat muun muassa lisääntymistapa (siemenestä/kasvullisesti), siemenen leviämistapa ja -etäisyys, tarvittava uudistumisympäristö, kasvunopeus, elinikä, varjostuksen ja kuivuuden sieto sekä kyky säilyä hengissä erilaisista häiriöistä, kuten metsäpaloista. Näihin ominaisuuksiin liittyvien erojen ymmärtäminen on ensiarvoisen tärkeää, jotta voidaan ymmärtää metsiemme luontaista rakennetta ja kehitystä (kuva 2.2).

Sukkession alkuvaiheelle ominaiset puulajit, kuten koivu, haapa ja pajut, ovat sopeutuneet nopeasti hyödyntämään häiriössä syntyviä erilaisia elinympäristöjä. Niiden elinkierto-ominaisuuksiin kuuluvat muun muassa uudistuminen juurivesoista, nopea alkukehitys, nuorella iällä alkava runsas siementuotanto sekä kevyet, tuulen mukana helposti leviävät siemenet. Nämä puulajit uudistuvat parhaiten paljastuneella kivennäismaalla, tarvitsevat paljon valoa ja ravinteita sekä kasvavat nuorina nopeasti. Toisaalta ne kestävät huonosti varjostusta, kuivuutta ja tulta.

Suomen oloissa kuusi on tyypillisin myöhäissukkession puulaji. Sen tärkeitä ominaisuuksia ovat hyvä varjostuksen sieto ja pitkäikäisyys, joiden turvin se pystyy uudistumaan puuston alle ja näin valtaamaan hitaasti tuoreita ja reheviä kasvupaikkoja. Ilman laaja-alaisia häiriöitä kuusi pysyy pitkiä aikoja vallitsevana puulajina valtaamallaan viljavalla kasvupaikalla. Puuston uudistumista tapahtuu pienissä varjoisissa aukoissa. Tulta kuusi sen sijaan kestää huonosti.

Männyllä on vuorostaan ominaisuuksia, joiden ansiosta se voi esiintyä sekä sukkession varhaisvaiheessa että myöhäisvaiheessa. Tällaisia ominaisuuksia ovat kuivuuden sieto, pitkäikäisyys ja vanhemmiten kehittyvä paksu kilpikaarna, joka suojaa puuta tulelta. Mänty voikin olla luontaisesti vallitseva puulaji kuivilla kasvupaikoilla sekä varhais- että myöhäissukkessiossa, ja rehevämmilläkin kasvupaikoilla silloin, kun metsäpaloja on niin usein, että tulta huonommin kestävät puulajit pysyvät kurissa.

Oheisessa taulukossa on esitetty joitakin puulajiemme elinkierto-ominaisuuksia.

Juho Pennanen ja Timo Kuuluvainen

	PUULAJI				
Elinkierto-ominaisuus	**Mänty**	**Kuusi**	**Rauduskoivu**	**Hieskoivu**	**Haapa**
Maksimi-ikä, v	450	350	200	150	200
Siementuotannon alkaminen, v	50	70	20	20	30
Varjostuksen sieto	huono	hyvä	huono	huono	huono
Tulen sieto	hyvä	huono	huono	huono	huono
Siemenen leviämisetäisyys, m	100	80	250	250	250
Siemenen suurin leviämisetäisyys, m	300	400	1 000	1 000	>1 000
Kasvullisen lisääntymisen todennäköisyys (0-1)	0	0	0,5	0,9	1,0













Luonnontilaisen metsän rakennetta muokkaavat erilaiset häiriöt, joiden laatu, koko, voimakkuus ja toistuvuus vaihtelevat suuresti. (a) Vanhan mäntyvaltaisen metsän puustodynamiikkaa hallitsee suurten ylispuumäntyjen kuoleminen ja aukoissa tapahtuva uudistuminen[20]. (b) Metsäpalossa kuolleita puita ja runsasta männyn uudistumista voimakkaasti palaneessa laikussa. (c) Niin kutsuttu pienaukkodynamiikka on tyypillistä vanhalle luonnontilaiselle kuusimetsälle[21]. (d) Myrskyt voivat joskus aiheuttaa laajaa tuhoa[22]. (e) Paikalliset ukkosmyrskyt aiheuttavat usein pienialaisia häiriöitä ja synnyttävät monimuotoisia aukkorakenteita. (f) Majavapadon tappamaa puustoa; majava on huomattava häiriötekijä luonnontilaisessa boreaalisessa metsässä. (Kuvat a-e: Timo Kuuluvainen, kuva f : Juha Siitonen).

teatterin"), jossa metsän eliölajien ("näyttelijöiden") populaatiot elävät, lisääntyvät ja leviävät ("näytelmä") (kuva 2.2).

Ympäristön ja populaatioiden vuorovaikutus riippuu paljolti eliölajien elinkiertostrategisista ominaisuuksista. Elinkierto-ominaisuus-käsite on tärkeä metsänluonnon monimuotoisuuden ja eliöiden populaatiodynamiikan ymmärtämiselle (tietolaatikko 2.1). Jotta lajiston suojelussa voidaan päästä tuloksiin, on tärkeää asettaa lajien populaatiodynamiikasta saatu tieto reaaliseen metsäympäristöön, jossa elinympäristöjä ei voida jakaa yksinkertaistetusti "sopiviin" ja "ei-sopiviin".

Häiriöt ja metsän heterogeenisuus

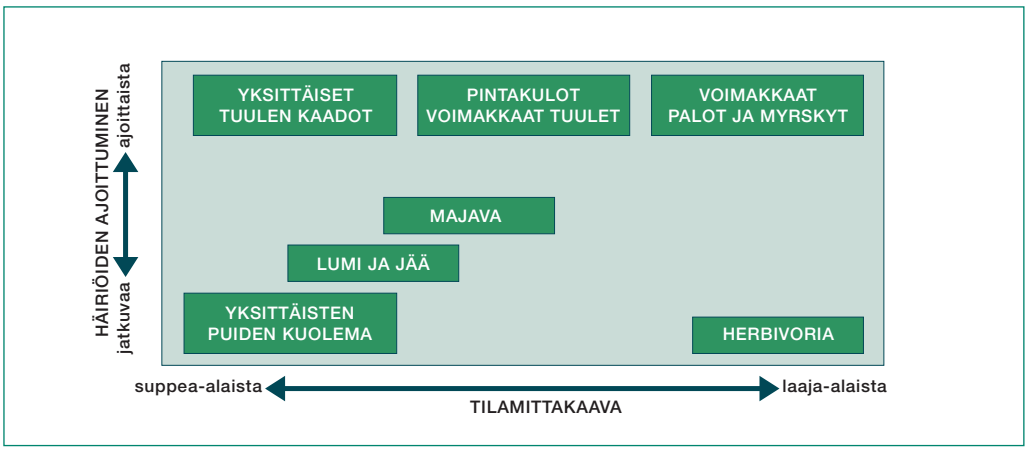
Häiriöllä tarkoitetaan tapahtumaa, joka muuttaa melko äkillisesti puuston rakennetta niin, että kasvutilaa ja resursseja vapautuu ja metsän pienilmasto muuttuu. Luonnontilaisen metsän häiriöekologia on monimuotoinen ilmiökokonaisuus. Häiriöitä aiheuttavat muun muassa kulot, myrskyt, lumi, tulvat, hyönteiset ja taudit sekä jotkin nisäkkäät, kuten hirvi ja majava. Häiriöt voidaan karkeasti jakaa metsäekosysteemin sisäisistä tekijöistä johtuviin eli autogeenisiin häiriöihin (esim. puiden välisestä kilpailusta tai taudeista johtuvat puukuolemat) ja metsäekosysteemin ulkoisista tekijöistä johtuviin eli allogeenisiin häiriöihin (esim. metsäpalojen ja myrskyjen aiheuttamat puukuolemat). Puun kuolema on usein seurausta monien eri häiriötekijöiden yhteisvaikutuksesta.

Metsäalueen kasvillisuuden rakenne on pääosin seurausta alueen ilmaston, geomorfologian, kallio- ja maaperän, historiallisten tekijöiden ja erilaisten häiriöiden yhteisvaikutuksesta. Erityisesti pinnanmuodot, vesitalous ja ravinteisuus määräävät, millaisia ekosysteemejä alueella voi esiintyä, kun taas häiriöt luovat alueella kulloinkin tavattavien sukkessiovaiheiden ja metsärakenteiden mosaiikin. Koska maaperän laatu muuttuu yleensä hitaasti, erilaisten häiriöt ja niitä seuraavat kasvillisuussukkessiot ovat tärkeimpiä metsäalueen rakenteen muovaajia.

Luonnontilaisessa metsässä häiriöt vaihtelevat suuresti pinta-alaltaan, toistuvuudeltaan, voimakkuudeltaan ja laadultaan (kuva 2.3). Kahdessa häiriössä voi kuolla saman verran puita, mutta niiden laadullinen vaikutus metsään on erilainen. Esimerkiksi metsäpalossa pienet puut yleensä kuolevat ja isot puut säilyvät todennäköisimmin hengissä, kun taas myrskyssä tilanne on päinvastainen. Metsän rakenteellista vaihtelevuutta lisää osaltaan se, että luonnontilaisessa metsässä esiintyy erilaisia

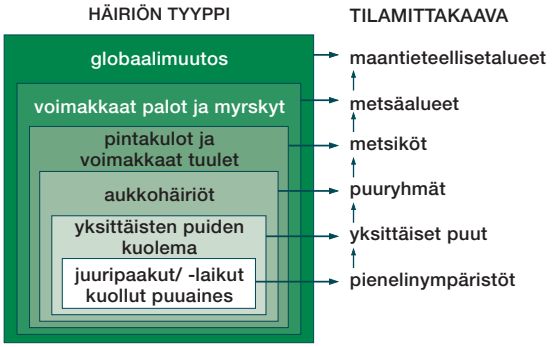
KUVA 2.3

Häiriöiden laajuus ja ajoittuminen vaihtelevat luonnontilaisessa metsässä. Voimakkaat ja dramaattiset häiriöt, kuten suuret metsäpalot tai myrskyt, vaikuttavat usein metsän rakenteeseen laajoilla alueilla, mutta tällaisia tapahtumia esiintyy harvakseltaan, usein satojen vuosien välein. Sen sijaan patogeenisienet ja -hyönteiset tappavat jatkuvasti puita tai puuryhmiä laajan metsäalueen sisältä[10].



KUVA 2.4

Luontaiset häiriötekijät muodostavat usein hierarkian, jossa yksi häiriö vaikuttaa muiden, eri mittaluokan häiriöiden esiintymiseen. Tämä luo monimuotoisuutta ja vaihtelua metsän rakenteeseen[10].



häiriöitä ja niitä seuraavia puustosukkessioita usein paitsi rinnakkain, myös päällekkäin eri tila- ja aikamittakaavassa (kuva 2.4).

Eri häiriötekijät vaikuttavat usein toisiinsa. Esimerkiksi laajat tuulituhot saattavat altistaa elävätkin puut kaarnakuoriaistuhoille. Pintakulot voivat vaurioittaa puiden juuria tehden puut niin ikään alttiiksi kaarnakuoriaistuhoille ja myös tuulivaurioille. Tietyllä kasvupaikalla esiintyvän kasvillisuuden rakenteeseen ja sen muovautumiseen ovat yleensä vaikuttaneet useat eri mittakaavan häiriöt (kuva 2.4). Luonnontilaisen metsän dynamiikkaa koskeva yleistävät mallit, kuten häiriöiden kaavamainen kahtiajako pienialaisiin ja suurialaisiin häiriöihin (tai suureen ja pieneen kiertoon), yksinkertaistaa liikaa luonnonmetsän dynamiikalle ominaista monimuotoisuutta ja hierarkkisuutta.

Puuston rakennetta muuttavat häiriöt edistävät puuston uudistumista ja luovat mitä erilaisimpia elinympäristöjä, joihin metsän eliöstö on sopeutunut. Lajistoomme kuuluu esimerkiksi monia metsäpaloaloja vaativia tai suosivia lajeja. Metsän aluskasvillisuuden monimuotoisuus on myös sidoksissa puuston häiriödynamiikkaan, sillä monet pääosin kasvullisesti leviävät kasvit uudistuvat suvullisesti vain häiriöiden jälkeen. Luonnontilaisen metsän häiriödynamiikka pitää yllä näin koko metsäkasvillisuuden ja siitä riippuvan lajiston monimuotoisuutta.

Metsäpalot ovat luonnontilaisessa boreaalisessa metsässä tärkeä häiriötekijä[23]. Tosin metsäpalojen merkitystä on ehkä korostettu liikaakin muiden häiriötekijöiden kustannuksella[10]. Luonnontilaisessa metsässä palot syttyvät salaman iskusta. Todennäköistä kuitenkin on, että ihminen on jo muinaisina aikoina aiheuttanut osan paloista.

Palon syttymis- ja leviämisherkkyyteen vaikuttavat muun muassa kasvupaikkatyyppi, metsikön rakenne ja puulajikoostumus, kuolleen puuston määrä ja lahoaste sekä topografia ja sääolot. On esitetty, että säällä on paljon suurempi merkitys palon syttymiselle ja leviämiselle kuin mitä on palavan materiaalin määrällä ja laadulla[24]. Kuivuusjaksojen aikana metsäpalot ovat todennäköisesti levinneet lähes kaikenlaisiin ja -ikäisiin metsiin – kaikkein kosteimpia metsätyyppejä lukuun ottamatta – ja saattaneet olla varsin tuhoisia ja laajoja[25,26]. Kun olosuhteet ovat olleet metsäpaloille epäsuotuisat, palot ovat jääneet vähäisiksi sekä laajuudeltaan että voimakkuudeltaan[27].

Myös maisemarakenteella ja maaston muodoilla on vaikutuksensa palojen esiintymiseen: kuivat etelärinteet ovat palaneet useammin kuin kosteat, usein kuusivaltaiset pohjoisrinteet. Pienet ja eristyneet, veden tai kosteikkojen ympäröimät metsikkökuviot ovat palaneet harvimmin. Palojen esiintymisessä on myös satunnaista vaihtelua. Yksi syy tähän on salamointiin liittyvä sa-

tunnaisuus, jolloin jotkin alueet voivat jäädä palamatta riippumatta paloherkkyydestään[19]. Maisemarakenne vaikuttaa metsäpalojen esiintymiseen siten, että yhtenäiset kankaat ovat palaneet useimmin, koska niillä palon syttyminen on todennäköisempää ja leviäminen helpompaa kuin vesistöjen tai soiden pirstomilla alueilla. Näin tietyt metsän osat, kasvupaikkatyypistä ja puuston rakenteesta riippumatta, ovat säästyneet paloilta, ja kehittyneet pitkiä aikoja ilman tulen vaikutusta.

Koska merkittävimmät luontaiset metsäpalot ovat ilmeisesti syttyneet kuivuusjaksojen aikana, palot ovat todennäköisesti olleet jokseenkin yhtä yleisiä tuoreissa ja sitä kuivemmissa kivennäismaiden metsissä[26]. Sen sijaan tuoreita kankaita kosteammat kasvupaikat ovat palaneet selvästi harvemmin kuin muut metsät, joskin kokonaan kuloilta säästyneitä korpiakin on harvassa[28]. Kuusettuneissa lehdoissa on myös saattanut olla latvapaloja kuivien kausien aikana. Lehtipuuvaltaiset lehdot ovat palaneet kaikkein harvimmin, koska lehtipuustoon ei tule latvapaloja, eikä lehtojen kenttäkerroksessa ole seinäsammalta, joka kuivuessaan palaisi herkästi.

Palojen runsaus vaihtelee luonnostaan ilmasto-olojen mukaan. Paloja on yleensä enemmän etelässä kuin pohjoisessa ja runsaammin sisämaassa kuin rannikolla[29]. Tämä johtuu siitä, että rannikkoilmasto on yleensä sisämaata kosteampi ja pohjoisessa kuiva kesäkausi taas on niin lyhyt, että palot ovat jo siitä syystä harvinaisia. Myös salamatiheys on Pohjois-Suomessa huomattavasti Etelä-Suomea pienempi[30]. Pohjoisen sijaintinsa ja Atlantilta puhaltavien kosteiden tuulien ansiosta metsäpalot ovat Fennoskandiassa luonnostaan harvinaisempia kuin esimerkiksi Pohjois-Amerikan ja Itä-Siperian mantereisilla alueilla, missä kesät ovat kuivia ja kuumia.

Ihminen on kautta aikain vaikuttanut suuresti metsäpalojen esiintymiseen. Esihistoriallisena aikana ihmiset saattoivat sytyttää kuloja parantaakseen riistalaitumia. Moni metsäpalo sai varmasti tahattomasti alkunsa kytemään jätetyistä nuotiosta. Myöhempinä aikoina, 1500–1800-luvuilla, metsäpalojen määrä kasvoi esimerkiksi Suomessa ja Ruotsissa monikertaiseksi, kun kaskiviljely ja tervanpoltto yleistyivät[31,25]. Väestön kasvu, pysyvän asutuksen syntyminen ja siihen liittyvä metsänkäyttö ilmeisesti muuttivat palodynamiikkaa siten, että paloja oli aiempaa enemmän, mutta palojen keskimääräinen ala pienentyi.

Erilaiset puustoiset suot ovat boreaalisen metsämaiseman tärkeä osa, mutta soiden paloekologiaa tunnetaan huonosti. Normaalioloissa puustoiset suot ovat ilmeisesti palaneet hyvin harvoin. Poikkeuksellisen kuivat ilmastokaudet, jotka ovat merkittävästi laskeneet pohjaveden tasoa, ovat kuitenkin huomattavasti lisänneet metsäisten soiden paloja[26].

Metsäpalojen ohella luonnontilaisen metsän häiriötekijöitä ovat myrskyt, jää, lumi, tulvat, taudit, hyönteiset ja eläimet (kuten hirvi ja majava), jotka synnyttävät metsään yleensä pienialaisia aukkoja[7,40]. Tosin myrsky- ja hyönteistuhot ovat ajoittain saattaneet olla hyvin laaja-alaisia[22]. Näiden usein pienialaisten häiriöiden merkitys on yleensä sitä suurempi, mitä harvemmin alueella sattuu voimakkaita ja laaja-alaisia häiriöitä. Toisaalta niissäkin mäntymetsissä, joita luonnehtivat tiheästi esiintyvät pintakulot, lahopuudynamiikan saattavat määrätä pienialaiset autogeeniset häiriöt[20].

Erityisesti majavilla on todennäköisesti ollut merkitystä Etelä-Suomen luonnontilaisten metsien rakenteelle, sillä ne lisänneet kosteiden, harvoin palavien metsien rakenteellista monimuotoisuutta.

Toistaiseksi ei ole selkeää käsitystä siitä, mikä olisi eri häiriötekijöiden suhteellinen merkitys luonnontilaisen metsäalueen rakenteelle ja dynamiikalle On kuitenkin selvää että eri häiriötekijöiden merkitys vaihtelisi maiseman ominaisuuksien, maantieteellisen sijainnin, ilmasto-olojen ja metsäpalojen toistuvuuden ja voimakkuuden mukaan. Näyttäisi siltä, että voimakkaiden, mutta harvoin toistuvien allogeenisten häiriöiden, erityisesti metsäpalojen, merkitystä on korostettu varsin yksipuolisesti, kun taas jatkuvasti esiintyvien, mittakaavaltaan pienten autogeenisten häiriöiden merkitystä ei ole otettu riittävästi huomioon arvioitaessa luonnontilaisen metsän rakenteeseen vaikuttavia tekijöitä[7,10,41,20] (kuva 2.3). Tähän viittaa myös se, että metsäpalot eivät ilmeisesti oloissamme ole luontaisesti niin yleisiä ja voimakkaita kuin on aiemmin oletettu (tietolaatikko 2.2).

TIETOLAATIKKO 2.2

Metsäpalojen esiintyminen

Usein esitetään, että boreaalisen vyöhykkeen metsien luontainen paloväli on keskimäärin sata vuotta[32]. Tällainen yleistys näyttää nykytiedon valossa virheelliseltä. Uudet tutkimukset viittaavat siihen, että varsin laajoilla alueilla Fennoskandiassa ja Luoteis-Venäjällä metsä on palanut keskimäärin huomattavasti harvemmin: paloväli on monin paikoin ollut useita satoja vuosia[33,34].

Aiemmat virheelliset yleistykset palokierron luontaisesta nopeudesta johtunevat osittain metsien palohistorian tutkimusmenetelmistä. Suurin osa Fennoskandiassa tehdyistä palohistorian selvityksistä perustuu puiden palokoroihin. Palokoro syntyy, kun tuli tappaa osan puun runkoa ympäröivästä jälsikerroksesta, mutta jättää puun henkiin ja jatkamaan kasvuaan. Kun palojen yleisyyttä tutkitaan palokorojen avulla, tutkimukset ohjautuvat helposti alueille, joissa on paljon palokoroja ja jotka ovat siis mitä ilmeisimmin palaneet usein. Myös valitun tutkimusalueen sisällä näytealat on usein sijoitettu paikoille, joilta on löytynyt eniten palokoroja. Tällöin jää helposti havaitsematta se, että kosteammat metsätyypit ja maaston kohdat jäävät usein palamatta.

Palokoroja ajoittamalla voidaan palohistoriaa tutkia tavallisesti enintään 500 vuotta taaksepäin. Tällä ajanjaksolla ihmiset ovat voimakkaasti lisänneet palojen määrää etenkin Fennoskandiassa, mutta ilmeisesti myös laajoilla alueilla muuallakin pohjoisella havumetsävyöhykkeellä. On ilmeistä, ettei ihmisen vaikutusta metsäpalojen lisääjänä ole otettu riittävästi huomioon, kun on arvioitu metsien luontaista paloekologiaa.

Palokoroihin perustuvan runsaan tutkimuksen ansiosta tiedämme hyvin, että Fennoskandian mäntyvaltaiset metsät paloivat 1600–1800-luvuilla tyypillisesti 30–60 vuoden välein[35,31]. Kuusivaltaisten alueiden palohistorioita on sen sijaan tutkittu vain vähän. Kuuset yleensä kuolevat palossa eikä niihin jää palokoroja, mikä vaikeuttaa palojen ajoittamista. Metsän vanhimman puuston iän perusteella voidaan kuitenkin arvioida, kuinka paljon on vähintään kulunut viimeisestä palosta. Tätä menetelmää käyttäneessä tutkimuksessa, joka koski Luoteis-Venäjän kuusivaltaisia alueita, arvioitiin palokiertoajan olevan vähintään 300 vuotta, mutta mahdollisesti paljon pitempi[34].

Turvekerrostumien hiili- ja siitepölyanalyysin avulla on mahdollista selvittää palohistoria kauas menneisyyteen, mutta suuren työmääränsä vuoksi menetelmä soveltuu huonosti laajoja alueita koskeviin tutkimuksiin. Fennoskandian kuusivaltaisissa metsissä on kuitenkin paikoin havaittu, että viimeisestä palosta on kulunut jopa tuhansia vuosia[36,37].

Metsäpalot vähenivät jyrkästi 1800-luvun lopulla ja 1900-luvun alussa niin Fennoskandiassa kuin monin paikoin ympäri pohjoista havumetsävyöhykettä. Palojen loppumisen syynä on yleensä pidetty tehostunutta palontorjuntaa. Pohjoisamerikkalaisen koulukunnan mukaan metsäpalojen väheneminen johtui ilmastonmuutoksesta, joka seurasi 1800-luvun puolivälissä päättynyttä pikkujääkautta[38]. Kumpaankin selitykseen liittyy ongelmia. Palojen aktiivinen sammuttaminen on tuskin ollut mahdollista 1800-luvulla tiettömissä erämaissa. Ilmastoa koskevan selityksen ongelmana taas on se, että metsäpalot vähenivät eri aikaan läheisilläkin alueilla[39].

Todennäköisesti palojen väheneminen johtui paljolti siitä, että ihmiset alkoivat käsitellä tulta entistä varovaisemmin, eikä metsäpaloja enää sytytetty tarkoituksellisesti esimerkiksi riistamaiden synnyttämiseksi. Tähän vaikutti ilmeisesti se, että metsiä alettiin 1800-luvun puolivälissä pitää myös syrjäseuduilla arvokkaana puutavaran lähteenä. Metsäpalojen nykyinen lähes täydellinen puuttuminen Fennoskandiasta on epäilemättä osaltaan tehokkaan palontorjunnan ansiota. Salaman sytyttämät palot ovat tosin luonnostaankin harvinaisia[30].

Tuomo Wallenius

Sukkessiot ja metsän heterogeenisuus

Puustosukkessiot. Koska luonnontilaisessa metsässä voi olla monenlaisia häiriöitä, myös niitä seuraavat puustosukkessiot ja sukkession alkutilanteet vaihtelevat suuresti. Sukkessioihin vaikuttavat paitsi häiriön laatu ja voimakkuus, myös monet muut seikat, esimerkiksi se, miten eri puulajien siementävät yksilöt sijaitsevat suhteessa häiriöalaan ja kuinka pian häiriön jälkeen niille sattuu hyvä siementuottovuosi. Myös siementen ja taimien syönnillä on merkitystä. Samanlainenkin alkutilanne voi sitä paitsi johtaa erilaisiin kehityskulkuihin, mikä osaltaan lisää metsikkörakenteiden vaihtelevuutta. Lisäksi on huomattava, että metsän kehitys ei yleensä saavuta rakenteellista tai lajistollista tasapainotilaa. Esimerkiksi häiriöiltä pitkään säästyneet viljavat metsätkään eivät kehity puhtaiksi kuusikoiksi, vaan niissä säilyy myös muita puulajeja[21].

Paikallinen häiriö voi vaihdella voimakkuudeltaan suuresti: se voi johtaa koko puuston äkilliseen kuolemaan tai vain muutamien puiden hitaaseen riutumiseen. Metsikkörakenteiden ja niiden kehityksen kannalta on tärkeää tehdä ero näiden kahden ääripään välillä. Tuli voi tappaa kaikki puut, joskin kuolleistakin puista osa jää pystyyn. Sen sijaan myrskytuhossa kenttä- ja pohjakerroksen kasvillisuus jää henkiin, samoin kuin osa pienistä puista. Eri häiriötyyppien jälkeiset sukkessiot eroavat siis toisistaan jo lähtökohdiltaan.

Kun voimakas metsäpalo tappaa kaikki puut, puuston kehitys alkaa alusta. Jos metsä uudistuu melko lyhyen ajan kuluessa, voidaan puhua tasaikäisrakenteisesta metsästä. Tällä ei kuitenkaan tarkoiteta sitä, että kaikki puut olisivat täsmälleen samanikäisiä, vaan että puusto on pääosin syntynyt tietyn ajan kuluessa voimakkaasta häiriöstä. Tällaisen sukkession synty vaatii usein voimakkaan palon, joka on todennäköisin monikerroksisissa kuusettuneissa tai kuusivaltaisissa metsissä ja tiheissä nuorissa mäntymetsissä. Myös voimakkaat myrskyt tai hyönteistuhot voivat joskus johtaa tasaikäisrakenteisen metsän syntyyn.

Vain tasaikäisrakenteisten metsien osalta on mielekästä puhua perinteisessä mielessä metsän sukkessiovaiheista. Sukkessiovaiheiden yksinkertaisessa luokittelussa ei kuitenkaan yleensä oteta huomioon muun muassa sukkession käynnistäneen häiriön laatua ja voimakkuutta, lahopuuta, eikä metsän tilarakennetta (tietolaatikko 2.3). Kun tarkastellaan metsän rakennetta ja sen kehitystä monimuotoisuuden kannalta, merkittäviä ovat sekä eri rakenne-elementit että niiden jakautuminen tilassa (esimerkiksi satunnaisesti/ryhmittäisesti).

Häiriön seurauksena kuolee usein vain osa puustosta, jolloin hengissä säilyneet puut jäävät osaksi kehittyvää metsää. Seurauksena on eri-ikäisrakenteisen metsän syntyminen. Syntyvä metsärakenne riippuu tällöin häiriön laadusta: tuli tappaa useimmiten metsän pienimpiä puita jättäen osan isoista puista henkiin, myrskytuhossa tilanne on taas päinvastainen.

Lahopuusukkessiot. Lahopuulla on suuri merkitys metsän monimuotoisuudelle ja monille ekologisille prosesseille[42,43,44] (taulukko 2.1). Samalla kun metsä alkaa häiriön jälkeen uudistua, alkaa myös lahopuusukkessio: häiriössä kuolleiden puiden vähittäinen lahoaminen. Metsän häiriödynamiikka määrää lahopuudynamiikan. Jos häiriö on voimakas ja tappaa kaikki tai lähes kaikki puut, syntyy suuri kuolleiden puiden ikäluokka ja lahopuumäärä on suurimmillaan (kuva 2.5). Tällaisessa tapauksessa lahopuun määrä pienenee sitä mukaa kuin lahopuusukkessio etenee, koska uutta järeää lahopuuta ei synny pitkään aikaan.

Lahopuun väheneminen kuitenkin hidastuu, kun metsikkö pääsee itseharvenemisvaiheeseen, jolloin häiriön jälkeen syntyneet uuden puusukupolven puut alkavat kuolla keskinäisen kilpailun seurauksena. Tässä vaiheessa lehtilahopuun määrä on yleensä suurimmillaan. Myöhemmin lahopuun kokonaismäärä voi taas lisääntyä, kun suuret puut alkavat kuolla.

Edellisen kaltaisia selviä vaiheittaisia lahopuusukkessioita tavataan yleisimmin voimakkaiden häiriöiden jälkeen kuusivaltaisissa metsissä – harvemmin mäntyvaltaisissa metsissä, joissa osa järeimmästä puustosta jää useimmiten eloon[45]. Koska vanhassa mäntymetsässä tuli tappaa yleensä enimmäkseen

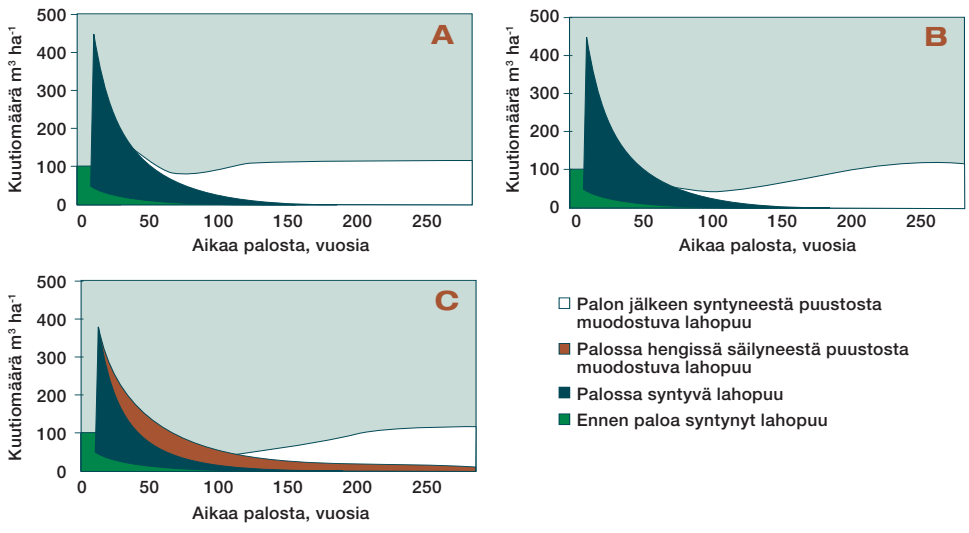
TAULUKKO 2.1
Lahopuun merkitys metsäekosysteemissä[43].

Lahopuusta riippuvaisten eliölajien elinympäristö
Orgaanisen aineen ja ilmakehän hiilidioksidin varasto
Ravinteiden varasto; metsikön ravinnekierron stabilointi
Humuksen muodostaminen
Vaikutukset metsämaan ominaisuuksiin:
• vedenpidätyskyvyn lisääminen
• happamuuden vähentäminen
Sienijuurten kasvualusta
Edellisen puusukupolven rakenteiden ja elinympäristöjen säilyttäminen häiriössä
Puuston uudistuminen: taimettumisalusta
Typensitojabakteerien kasvualusta

pieniä puita, voi muista häiriötekijöistä johtuva ylispuiden kuoleminen määrätä pääosin metsän lahopuudynamiikan. Esimerkiksi toistuvat kevyet pintakulot, jotka tappavat pieniä puita, voivat vaikuttaa lahopuun määrään vain vähän ja lyhytaikaisesti. Koska ylispuumäntyjä kuolee osin satunnaisesti ja pitkällä aikavälillä, voi lahopuun määrässä esiintyä suurta paikallista vaihtelua, vaikka se laajalla alueella pysyy melko tasaisena pitkänkin aikaa[45,20]. Tällainen lahopuudynamiikka on luonteenomaista myös harvoin palaville ja pienaukkodynamiikan kautta uudistuville vanhoille kuusivaltaisille metsille[46,47].

Luonnontilaisessa metsässä lahopuun määrän on arvioitu olevan 20–120 m^3/ha, riippuen

KUVA 2.5
Kolme mallia siitä, miten kuolleen puun määrä kehittyy vanhassa eteläsuomalaisessa luonnontilaisessa mustikkatyypin kuusivaltaisessa metsässä metsäpalon jälkeen. Lahopuu on jaettu neljään luokkaan sen mukaan, missä vaiheessa lahopuu on syntynyt. (A) Voimakas metsäpalo tappaa kaikki puut ja tuhoaa puolet metsässä olleesta lahopuusta. (B) Kuten kuvassa A, mutta metsän uudistuminen viivästyy 20 vuodella, jolloin lahopuun muodostuminen viivästyy vastaavasti. (C) Metsikön vanhat männyt selviävät palosta hengissä ja kuolevat pitkän ajan kuluessa muodostaen pitkään maatumattomina pystyssä pysyviä keloja, joista 2 % kaatuu vuosittain[44].



kasvupaikan tuottokyvystä, metsän sukkessiovaiheesta ja häiriöhistoriasta[43,44]. Voimakkaan häiriön jälkeen kuollutta puuta voi olla paikallisesti jopa satoja kuutiometrejä. Vähiten lahopuuta on luontaisesti pohjoisen karuimpien kasvupaikkojen männiköissä ja eniten eteläboreaalisen vyöhykkeen rehevissä kuusikoissa; useimmiten lahopuumäärä asettuu näiden ääriarvojen väliin. Etelä-Suomen oloissa tuoreen kankaan vanhoissa kuusi- ja mäntyvaltaisissa metsissä on lahopuuta arviolta 70–120 m^3/ha, kuivahkoilla kankailla jonkin verran vähemmän[43,44].

Metsän heterogeenisuuden mittakaavat

Erilaisten aika- ja tilamittakaavojen huomioon ottaminen on tärkeää, kun tarkastellaan metsän heterogeenisuuden merkitystä monimuotoisuudelle. Tavoitteena on ymmärtää, miten metsäekosysteemin eri hierarkiatasot, kuten puun, metsikön ja metsäalueen tasot, ovat vuorovaikutuksessa toisiinsa, kun luonnonmetsälle ominainen elinympäristömosaiikki muotoutuu häiriöiden ja sukkessioiden vuorovaikutuksessa[49] (kuva 2.2). Tätä tietoa tarvitaan, kun esimerkiksi metsänhoidolla vaikutetaan samanaikaisesti niin puihin kuin kokonaisten metsiköiden ja metsäalueiden rakenteeseen. Luonnontilaisen metsän rakenteen heterogeenisuutta säätelevät seikat voidaan karkeasti jakaa alueellisiin ja paikallisiin tekijöihin[49](taulukko 2.2).

Alueellisessa mittakaavassa metsän rakennetta säätelevät alueellinen ilmasto, kallioperän laatu, pinnanmuodot, maaperän laatu, metsäalueen historia ja laaja-alaiset allogeeniset häiriöt, kuten metsäpalot ja myrskyt. Alueellinen näkemys korostaa elottomien tekijöiden merkitystä metsän rakenteelle. Koska nämä alueelliset ympäristötekijät vaihtelevat alueelta toiselle, jokainen metsäalue on oma erikoistapauksensa.

Alueellisten ympäristötekijöiden merkityksen painottaminen johtaa staattiseen, luonnon tasapainoa korostavaan näkemykseen, jonka on todettu olevan epärealistinen. Lisäksi se jättää huomiotta paikallisten tekijöiden merkityksen metsän rakenteen muotoutumisessa. Tällaisia paikallisia tekijöitä ovat muun muassa siementen leviäminen, puiden uudistuminen, kasvu, kilpailu ja kuolema sekä puiden lähiympäristöään muokkaavat vaikutukset. Metsikkörakenteet, jotka syntyvät paikallisten uudistumis-, kasvu- ja kilpailuprosessien seurauksena, voivat myös vaikuttaa häiriöiden esiintymiseen ja laajuuteen, muun muassa metsän syttymisherkkyyteen ja tulen leviämisherkkyyteen.

TAULUKKO 2.2

Metsäalueen rakenne muovautuu häiriöiden ja sukkessioiden vuorovaikutuksen tuloksena. Häiriöitä ja sukkessioita säätteleviä tekijöitä voidaan erottaa eri mittakaavoissa, karkeasti jaoteltuna alueellisessa ja paikallisessa mittakaavassa[10].

	SUKKESSIOT	HÄIRIÖT
Alueelliset tekijät	Kasvupaikkakohtaisten eliöyhteisöjen jakauma Kasvupaikkakohtaisten sukkessioiden jakauma	Maisemarakenteen vaikutus häiriöiden esiintymiseen ja leviämiseen
Paikalliset tekijät	Siementen leviäminen, uudistuminen, kilpailu, puut rakenteina ja ympäristönsä muokkaajina	Puu- ja metsärakenteiden vaikutus häiriöiden esiintymiseen ja leviämiseen Pienaukkohäiriöt

TIETOLAATIKKO 2.3

Metsikön kehitysvaiheet

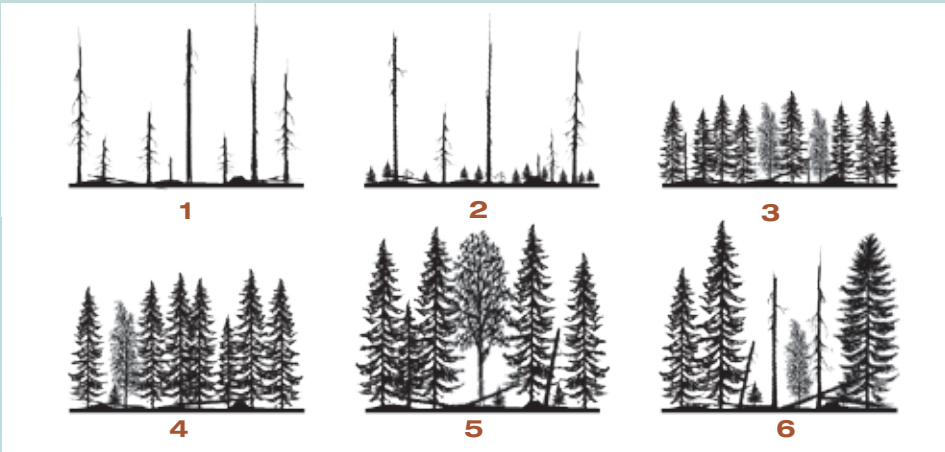
Metsän sukkessiokehitys on jatkumo, joten metsän eri kehitysvaiheiden luokittelu on paljolti sopimuksenvaraista. Tällainen luokittelu voi olla kuitenkin hyödyllistä, kun pyritään havainnollistamaan metsäsukkessiota tai kehittämään esimerkiksi monimuotoisuuden turvaamiseen tähtääviä metsänhoitomenetelmiä (luku 5). Metsän luontaista sukkessiota on hyödyllistä tarkastella niiden tekijöiden kautta, jotka pitävät yllä metsän rakenteen ja puulajikoostumuksen muutosta. Näitä tekijöitä ovat muun muassa puiden uudistuminen, kasvu, kilpailu ja kuoleminen. Useimmat näistä tekijöistä vaikuttavat koko metsäsukkession ajan, mutta niiden suhteellinen merkitys muuttuu sukkession edetessä. Seuraavassa kuvattu luokittelu sopii ehkä parhaiten voimakkaan metsäpalon jälkeiseen tilanteeseen[48] ja se tuo hyvin ilmi metsäsukkession pitkän aikajänteen. Voi hyvinkin kestää 500 vuotta ennen kuin sukkessiokehityksen viimeiset vaiheet ja niissä syntyvät elinympäristörakenteet muodostuvat.

Oheinen kuva on kaavamainen esitys tuoreen kankaan sukkession vaiheista voimakkaan metsäpalon jälkeen. (1) Häiriö ja häiriössä syntyvien rakenteiden muodostuminen (0–2 v). (2) Uudistumisvaihe (0–30 v). (3) Latvuston sulkeutumisvaihe (30–50 v). (4) Nopean kasvun ja kilpailun vaihe (30–80 v). (5) Varttuneen metsän vaihe (80–150 v). (6) Puuston vertikaalinen ja horisontaalinen eriytyminen, pioneeripuuluokan kuoleminen (150–500 v). Oheisessa tekstissä vaihe 6 on jaettu vielä kolmeen osavaiheeseen.

(1) Häiriö ja häiriössä syntyvien rakenteiden muodostuminen (0–2 v.). Häiriön laatu ja voimakkuus vaikuttavat ratkaisevasti sukkession lähtötilanteeseen. Osa häiriössä vaurioituneista puista voi kuolla muutaman vuoden viiveellä. Lahopuun määrä ja laatu sekä häiriöstä hengissä säilyneet puut vaikuttavat syntyvän taimiaineksen määrään, lajikoostumukseen, hengissä säilymiseen, kasvuun ja jakautumiseen tilassa.

(2) Uudistumisvaihe (0–30 v.). Tämä vaihe vaihtelee huomattavasti kestoltaan ja lopputulokseltaan. Vesovat puulajit, kuten koivu ja haapa, pystyvät usein nopeasti hyödyntämään vapautuvat resurssit ja saamaan näin kilpailuedun siemensyntyisiin taimiin nähden. Joskus uudistuminen viivästyy, jos hyviä siemenvuosia ei ole, olot ovat uudistumiselle epäsuotuisat, pintakasvillisuuden kilpailu on voimakasta tai siementäviä puita ei ole jäänyt lähistölle henkiin häiriön jälkeen. Siementen itämiselle ja taimien kehitykselle suotuisia pienympäristölaikkuja muodostuu sinne tänne, joten syntyvän taimikon tiheys ja puulajikoostumus vaihtelee usein huomattavasti pienelläkin alalla.

(3) Latvuston sulkeutumisvaihe (30–50 v.). Puusto ottaa häiriössä vapautuneen kasvutilan kokonaan käyttöönsä. Latvuston sulkeutuminen muuttaa huomattavasti ympäristöoloja latvuston alla: valon määrä ja tuulen nopeus pienenevät ja ilman kosteus lisääntyy. Tämän seurauksena metsän kenttäkerroksen lajisto muuttuu nopeasti sekä koostumukseltaan että runsaussuhteiltaan. Varhaissukkessiota dominoivat lajit alkavat väistyä.



Piirros: Janne Karisto

(4) Nopean kasvun ja kilpailun vaihe (30–80 v.). Latvuston sulkeutuminen johtaa puiden nopeaan kasvuun ja voimakkaaseen kilpailuun, jossa puusto hallitsee yhä selvemmin kasvupaikkaa ja jossa monet sukkession alkuvaiheelle ominaiset, usein valoa vaativat lajit häviävät. Jos uudistuminen on ollut runsasta, puusto harventaa myös itseään tässä vaiheessa voimakkaasti. Näin ei kuitenkaan välttämättä aina tapahdu, koska häiriön jälkeen kehittyvä puusto voi luontaisessa sukkessiossa olla jo varsin harvaa.

(5) Varttuneen metsän vaihe (80–150 v.). Häiriön jälkeen syntyneet puut lähestyvät lopullista kokoaan. Tässä vaiheessa lahopuun määrä on usein pienimmillään. Puiden kuolleisuutta aiheuttavista seikoista kilpailun merkitys vähenee ja kilpailusta riippumattomien häiriötekijöiden merkitys kasvaa. Erityisesti suuret lehtipuut alkavat osoittaa heikentyneen elinvoiman merkkejä, ja varjostusta sietävien puulajien taimiaines lisääntyy. Erilaiset lievät häiriöt, kuten yksittäiset tuulenkaadot ja lumenmurrot, voivat lisätä puuston rakenteellista monimuotoisuutta.

(6) Puuston vertikaalinen eriytyminen (150–500 v.). Monikerroksinen latvusrakenne kehittyy, ja latvuskerros voimistuu ja monipuolistuu. Eri latvuskerrosten puita kuolee muodostaen pysty- ja maalahopuuta. Isojen puiden kuoleminen ei johdu kilpailusta, vaan se on usein seurausta autogeenisistä häiriöistä eli siitä, että taudit ja kaarnakuoriaiset iskeytyvät heikentyneisiin tai vaurioituneisiin puihin. Aukkoihin syntyneissä taimilaikuissa voi sen sijaan tapahtua voimakasta itseharvenemista.

(7) Puuston horisontaalinen eriytyminen (150–500 v.). Edellisessä vaiheessa käynnistyneiden, paikallista heterogeenisuutta luovien aukkoprosessien seurauksena metsä kehittyy rakenteellisesti monimuotoiseksi mosaiikiksi. Aukkojen koot ja rakenteet vaihtelevat synnyttäen ympäristötekijöiden heterogeenisuutta. Eri kokoista lahopuuta muodostuu jatkuvasti metsän eri osissa.

(8) Alkuperäisen pioneeripuuluokan kuoleminen (150–500 v.). Häiriön jälkeen syntyneet puut ovat kuolleet joko vanhuuttaan tai uusiin häiriöihin. Ensin kuolevat lehtipuut, sitten havupuut. Järeiden puiden rungot vaikuttavat vielä tämänkin jälkeen jopa satoja vuosia metsikön lahopuun määrään ja rakenteeseen sekä lajiston monimuotoisuuteen. Metsä on kehittynyt monilajiseksi, rakenteeltaan heterogeeniseksi ja runsaasti lahopuustoa sisältäväksi vanhaksi metsäksi.

Timo Kuuluvainen

Alueelliset ja paikalliset metsän rakenteeseen vaikuttavat tekijät voidaan edelleen jakaa sukkessio- ja häiriötekijöihin (taulukko 2.2).

Alueen geologiassa, hydrologiassa ja maaperäominaisuuksissa sekä vesistöjen ja soiden jakautumisessa esiintyvä heterogeenisuus ja paikallinen vaihtelu vaikuttavat sekä metsäalueella luontaisesti esiintyvään ekosysteemityyppien kirjoon että erilaisten häiriöiden esiintymiseen. Nämä kaksi seikkaa puolestaan määräävät sen, miten häiriöiden jälkeiset sukkessiovaiheet ovat jakautuneet alueelle.

Rakenneominaisuuksien vaikutus häiriöiden esiintymiseen näkyy esimerkiksi siinä, että laajat yhtenäiset kangasmaat palavat luonnontilassa todennäköisemmin kuin pienet eristyneet kangasmaasaarekkeet – siitä yksinkertaisesta syystä, että laajemmalle alueelle sattuu todennäköisesti useammin salaman iskuja ja niiden sytyttämiä metsäpaloja, joista tuli pääsee leviämään. Järvien ja avosoiden läheisillä korkeilla alueilla sijaitsevat metsät ovat puolestaan altteimpia tuulituhoille. Elottoman luonnon rakenneominaisuudet sekä näiden ominaisuuksien vaikutus häiriöihin tuottavat siis yhdessä alueen ekosysteemien kirjon sekä tiettynä ajankohtana havaittavan sukkessiovaiheiden monimuotoisuuden.

Paikallisilla tekijöillä, elollisen luonnon paikallisilla vuorovaikutussuhteilla, on myös tärkeä merkitys metsäekosysteemin rakenteen muotoutumiselle. Niin kutsutun reduktionistisen näkemyksen mukaan ekosysteemin ominaisuudet voidaan johtaa sen osien ja niiden välisten suhteiden ominaisuuksista. Esimerkiksi vanhan luonnontilaisen metsän monimutkainen rakenne voidaan nähdä seurauksena puiden keskinäistä ja ympäristön kanssa tapahtuneesta vuorovaikutuksesta. On todisteita siitä, että puutason biologiset vuorovaikutukset voivat vaikuttaa merkittävästi metsän alueelliseen rakenteen ja kasviyhteisön kehittymiseen[50,51].

Metsäekosysteemin paikallisten tekijöiden vaikutusten ymmärtämiseksi on hyödyllistä tarkastella lähemmin niitä mekanismeja, joiden kautta puut vaikuttavat toistensa ja muiden metsän eliöiden elinoloihin. Jotkin eliöt tarvitsevat elinpiirikseen metsän, joka on saanut pitkään kehittyä rauhassa, toiset lajit ovat taas sopeutuneet elinkierrossaan hyödyntämään

paahteisia, voimakkaiden häiriöiden jälkeisiä elinympäristöjä. Puutason vaikutukset metsän heterogeenisuuteen voidaan jakaa karkeasti viiteen osittain päällekkäiseen ryhmään, jotka ovat: 1) puulajien määrä, 2) puut fysikaalisina rakenteina, 3) puiden tekemä ”työ” ympäristönsä muokkaajina, 4) puiden kuolema ja sen vaikutukset, sekä 5) puiden rakenteen vaikutus häiriöiden esiintymiseen ja leviämiseen.

(1) Puulajien määrä. Vaikka Suomen metsissä on vähän puulajeja, on puulajien määrällä silti suuri vaikutus metsän rakenteeseen ja monimuotoisuuteen. Tämä johtuu siitä, että puulajimme eroavat huomattavasti toisistaan sekä rakenteeltaan ja ekofysiologialtaan että elinkierto-ominaisuuksiltaan. Puut tarjoavat siten suuren määrän erilaisia elinympäristöjä metsän eliöstölle. Esimerkiksi haavan kuoren rakenne ja kemialliset ominaisuudet ovat syynä siihen, että haavalla elää erilainen epifyyttijäkälälajisto kuin muilla lehtipuilla[52,53]. Erot puukudosten kemiallisissa ominaisuuksissa vaikuttavat karikkeen hajotukseen ja siihen, miten kasvinosat kelpaavat ravinnoksi eri kasvinsyöjille, kuten hirvelle[54]. Kasvinosien kemialliset ominaisuudet ovat vuorostaan kytköksissä muun muassa puun kasvunopeuteen ja lopulliseen kokoon (varhais- ja myöhäissukkession lajit).

(2) Puut fysikaalisina rakenteina. Koska puut ovat metsän suurimpia eliöitä, niillä on jo kokonsa puolesta ratkaiseva merkitys muiden metsälajien elinympäristön rakenteelle ja ominaisuuksille. Niin neulasen pinnalla elävät pieneliöt kuin karhun kaltaiset isot selkärankaiset ovat siten elinympäristönsä suhteen riippuvaisia puista.

Puilla kasvavat epifyyttijäkälät ovat ehkä tärkein niistä lajiryhmistä, jotka ovat selvästi sidoksissa puiden tarjoamiin kasvupintoihin. Epifyyttijäkäliin kuuluu paljon lajeja, ja eri puulajit pitävät yllä erilaisia jäkäläyhteisöjä. Monet epifyyttijäkälät ovat myös erikoistuneet kasvamaan esimerkiksi vanhoilla puilla tai hiiltyneellä puulla. Useat jäkälät valtaavat kasvualustansa hyvin hitaasti. Sopivia kasvupintoja on siis oltava tarjolla riittävän pitkiä aikoja, kuten luonnontilaisissa metsissä usein onkin laita. Luonnonmetsien runsas ja monilajinen epifyyttijäkälistö pitää yllä myös runsasta hyönteisfaunaa, joka muodostaa vuorostaan tärkeän ravintolähteen monille puiden latvustossa ruokaileville linnuille.

(3) Puut ympäristönsä muokkaajina. Sen lisäksi, että puut tarjoavat eliöille elinympäristöjä kasvualustoja, ne myös säätelevät rakenteellaan ja toiminnallaan auringon energian, veden ja ravinteiden jakautumista metsässä. Puut vaikuttavat voimakkaasti lähiympäristönsä mikroilmastoon ja kasvuresurssien saatavuuteen – ja koska puut ovat pitkäikäisiä, nämä vaikutukset myös kestävät pitkään. Suurilla puilla on siis hallitseva kilpailuasema metsän muodostamassa kasviyhteisössä, sekä suhteessa pienempiin puihin että suhteessa aluskasvillisuuteen[55,56]. Puiden onkin todettu vaikuttavan voimakkaasti ympäristössään olevan kasvillisuuden rakenteeseen, koostumukseen ja kasvuun[57]. Ne vaikuttavat myös orgaanisen metsämaan ominaisuuksiin[58].

(4) Puiden kuolema. Puut tuottavat pääosan metsäekosysteemin orgaanisesta aineksesta eli biomassasta. Lukuisat eliöt ovatkin sopeutuneet hyödyntämään puiden kuollessa syntyvää lahoavaa puuainesta elinympäristönä ja ravintona. Suomessa on arviolta 4 000–5 000 lajia (20–25 % koko metsälajistosta), joiden esiintyminen on sidoksissa lahopuuhun[44]. Lahopuulajistolle on tärkeää paitsi kuolleen puuaineksen määrä, myös sen laadullinen vaihtelu[44]. Kuollut puuaines vaikuttaa metsäekosysteemin toimintaan myös varastoimalla ravinteita ja säätelemällä veden, ravinteiden ja energian kiertoa.

Kuollutta puuta lahottavat sienet ovat boreaalisten metsien tärkeä lajiryhmä. Sienten toiminta vapauttaa puuainekseen sitoutunutta energiaa, ravinteita ja hiiltä. Monet sienilajit ovat sopeutuneet lahottamaan tietyn puulajin tietyn kokoisia ja lahoasteisia runkoja[42]. Tällaisen erikoistuneen sienilajiston esiintymiseen voivat vaikuttaa myös muut seikat, kuten lahopuun ympäristön pienilmasto ja puuta aiemmin lahottanut laji. Kukin lahottajasienilaji muuttaa omintakeisesti lahoavan puun kemiallisia ja fysikaalisia ominaisuuksia.

Lahopuulla eläviä kovakuoriaisia on Suomessa noin 800 lajia[44]. Yhdestä pohjoissuomalaisesta metsiköstä on löydetty 242 lajia[42]. Monet lahopuukovakuoriaiset ovat erikoistuneita ja vaati-

vat muun muassa juuri tietyn lahottajasienen lahottamaa puuainesta[44]. Moni lahopuulla kasvava sammal- ja jäkälälaji taas tarvitsee järeitä lahoavia runkoja ja kosteaa mikroilmastoa.

(5) Puiden rakenteen vaikutus häiriöiden esiintymiseen ja leviämiseen. Puiden rakenne ja puun kuolema voivat vaikuttaa siihen, miten herkästi esimerkiksi metsäpalo syttyy ja leviää metsässä[51,59]. Kun puu kuolee vanhuuteen tai kasvitautiin, jäävät tapahtuman vaikutukset usein paikallisiksi. Mutta kun puita kuolee useita sieltä täältä, herkästi palavan orgaanisen aineksen määrää lisääntyy ja metsäpalon syttymis- ja leviämistodennäköisyys kasvaa.

Luonnontilaisissa metsissä puiden välinen kilpailu tuottaa monikerroksisia latvusrakenteita, jonka ansiosta maapalona etenevä kulo voi nousta tuhoisaksi latvapaloksi. Puiden ja puuryhmien mittakaavassa tapahtuvat ilmiöt voivat siis tietyissä häiriötilanteissa vaikuttaa huomattavasti koko metsäalueen rakenteen muotoutumiseen. Näitä vuorovaikutussuhteita ymmärretään toistaiseksi huonosti.

Eri mittakaavatasojen vuorovaikutuksen merkitys

Vaikka metsän rakennetta säätelevät seikat voidaan jakaa paikallisiin ja alueellisiin tekijöihin, todellisuudessa metsän rakenne muotoutuu näiden eri mittakaavoissa vaikuttavien tekijöiden yhteisvaikutuksena. Esimerkiksi metsän alueellinen rakenne vaikuttaa kyllä häiriöiden (metsäpalojen, myrskyjen) esiintymiseen ja laajuuteen, mutta häiriön vaikutus määräytyy viime kädessä kasvupaikan, metsiköiden ja puiden ominaisuuksien perusteella.

Hyvän esimerkin tarjoavat pintakulot, jotka ovat viime vuosisatoina olleet yleisiä mäntyvaltaisissa metsissä mutta jotka eivät ole yleensä tehneet metsään laajoja aukkoja, sillä isot paksukaarnaiset männyt ovat selvinneet kulosta elossa, vaikka pienet puut olisivatkin kuolleet[60,27,61]. Niinpä mäntyvaltaiset metsäalueet ovat toistuvista paloista huolimatta säilyneet pääosin peitteisinä, joskin avoimina vanhojen mäntyjen luonnehtimina metsinä[62,41,63]. Paloista selvinneet puut ovat ajastaan kuolleet vanhuuteen, kasvitauteihin ja kaarnakuoriaistuhoihin. Tällaisen metsän dynamiikka määräytyy siis sekä alueellisten (tuli) että paikallisten (kasvitaudit, kaarnakuoriaiset) häiriöiden ja puuston ominaisuuksien yhteisvaikutuksessa.

Alueellisten ja paikallisten tekijöiden lisäksi luontaisten häiriöiden satunnaisuus vaikuttaa osaltaan metsäalueen rakenteen muotoutumiseen. Esimerkiksi metsäpalon esiintyminen tietyllä kasvupaikalla ei riipu vain kasvupaikan sijainnista ja kasvillisuuden paloherkkyydestä, vaan myös salamointiin ja sääoloihin liittyvistä satunnaistekijöistä. Niinpä osa paloherkistäkin metsätyypeistä voi säästyä tulelta pitkiäkin aikoja.

2.2 Metsän luontaiset rakenteet ja vaihtelevuus

Suomessa ei ole enää jäljellä laajoja luonnontilaisia metsäalueita, joita voitaisiin käyttää talousmetsien vertailualueina. Luonnontilaisen metsän rakenteen ja dynamiikan oleelliset piirteet on kuitenkin mahdollista määrittää hyödyntämällä 1) historiallisia aineistoja, kuten vanhoja inventointitietoja[41,64], 2) biologisia ”arkistoja”, kuten järvien ja soiden sedimenteistä ja puiden palokoroista saatavaa tietoa[26,34], 3) Suomen ja lähialueiden luonnontilaisimmissa metsissä tehtyjä tutkimuksia[15] sekä 4) mallitusta, jossa pyritään kokoamaan yhteen luonnontilaisista metsistä olevaa tietoa[19,63].

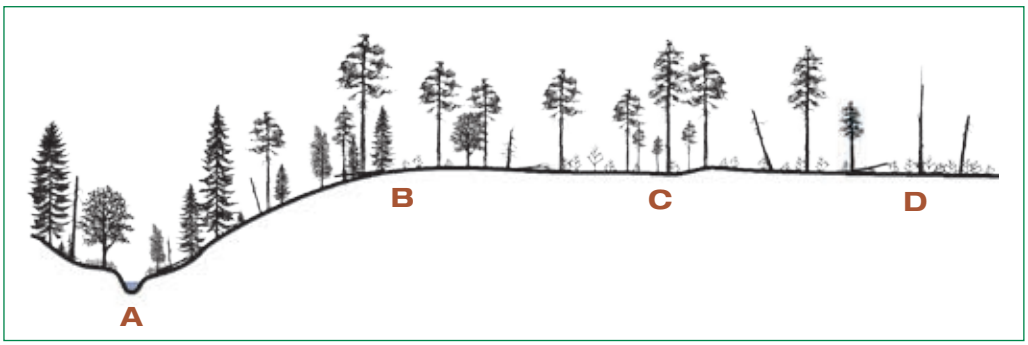
Metsikkörakenteet

Mäntyvaltaiset metsät. Tuli on olennainen osa kuivahkoilla ja kuivilla, helposti syttyvillä kasvu-



KUVA 2.6

Kaavakuva historiallisessa ja luonnontilaisessa metsämaisemassa usein tavattavista metsärakenteista ja niiden mahdollisesta esiintymisestä eri kasvupaikkatyypeillä. (A) Kuusi- ja lehtipuuvaltainen kostea puronotkelma on kulonkiertämä, jossa metsä ei ole palanut satoihin vuosiin. (B) Tuoreen kankaan metsässä paloja on harvakseltaan ja niiden väliaikoina mäntyvaltaiseen metsään pääsee kehittymään kuusialikasvos. (C) Tuoreen ja kuivahkon kankaan metsissä melko usein toistuvat pintakulot synnyttävät monikerroksisen mäntymetsän. (D) Kuivalla kasvupaikalla esiintynyt voimakas latvapalo on tappanut lähes koko puuston, jolloin uusiutuva puusto voi olla melko tasaikäinen[65].



Piirros: Janne karsisto

paikoilla luontaisesti esiintyvien mäntyvaltaisten metsien ekologiaa. Tämä käy ilmi jo siitä, että mänty on sopeutunut toistuviin paloihin kasvattamalla vanhemmiten paksun, lämpöä tehokkaasti eristävän kaarnan. Suuren männyn latvus on myös yleensä korkealla, jolloin se usein säästyy tulelta. Mäntymetsissä palo ei yleensä tapakaan koko puustoa, vaan ainakin suurimmat kilpikaarnaiset männyt jäävät eloon ja metsä säilyy osittain peitteisenä[60,27,61] (kuva 2.6).

Kuivien kankaiden mäntymetsissä puusto koostuu usein muutamasta ikäluokasta, jotka ovat syntyneet pintakuloja seuraavina vuosina. Samanlaista palojen aiheuttamaa ikäluokkien jaksollisuutta voi havaita myös tuoreilla ja kuivahkoilla kankailla, joiden mäntyvaltaiset metsät palavat kuitenkin usein kuivia kankaita harvemmin ja joissa metsän rakenteeseen vaikuttavat lisäksi häiriön jälkeiset lehtipuuvaltaiset sukkessiot ja myöhempi kuusettuminen[61].

Metsäpalojen puuttuessa myös tällaiset mäntyvaltaiset metsät alkavat vähittäin uudistua pienissä aukoissa, kun myrsky, taudinaiheuttajat (esim. männynkääpä) tai kaarnakuoriaiset

Eristävän kaarnansa suojaamat isot männyt selviävät usein hengissä metsäpaloista vaikka kärsivätkin usein vaurioita, jolloin syntyy palokoroja. Tämän ominaisuuden vuoksi mäntyvaltaiset metsät kehittyvät yleensä luontaisesti monikerroksisiksi, muutaman puuikäluokan vallitsemiksi metsiksi (Kuva: Timo Kuuluvainen).

Rehevien kuusivaltaisten metsien rakennetta ja kehitystä hallitsee yleensä pienialainen aukkodynamiikka. Juurilaikut ja -paakut sekä runsas lahopuu tarjoavat hyvät uudistumisolot puustolle. Lehtipuut säilyttävät asemansa metsän rakenteessa, vaikka palot puuttuvatkin. Eteläisessä Suomessa tällaiset kasvupaikat ovat pääosin otettu maatalouskäyttöön (Kuva: Timo Kuuluvainen).



tappavat jonkin suuren puun tai puuryhmän[66,20]. Syntyneissä pienissä latvusaukoissa lehtipuut ja kuusi ovat mäntyä edullisemmassa kilpailuasemassa, mutta kevytkin pintakulo siirtää taas puulajikoostumusta mäntyvaltaiseen suuntaan tappamalla muut puulajit, jolloin henkiin jääneet suuret männyt pääsevät siementämään vapautuneen kasvualan. Yhtäältä kulot (autogeeninen häiriö) ja toisaalta ylispuiden kuoleminen (allogeenin häiriö) määräävät siis usein pitkällä aikavälillä yhdessä mäntyvaltaisen metsän rakenteen ja koostumuksen[61,20].

Kuusivaltaiset metsät. Harvoin palavissa, pienaukkodynamiikan kautta uudistuvissa kosteissa ja rehevissä kuusivaltaisissa metsissä uudistuminen on usein jatkuvaa. Silloin pienelläkin metsäalalla esiintyy jatkuvasti kaikenikäisiä ja -kokoisia puita, eikä selviä uudistumisikäluokkia ole välttämättä erotettavissa[21]. Tällaisen metsän häiriödynamiikkaa luonnehtivat yleensä pienessä mittakaavassa esiintyvät autogeeniset häiriötekijät, kuten taudinaiheuttajasienet ja kaarnakuoriaiset, jotka tappavat puita tai puuryhmiä pystyyn. Kuolleet puut kaatuvat aikanaan ja saavat aikaan paitsi latvusaukon, myös juurilaikkuja ja -paakkuja, jotka ovat suotuisia itämisalustoja puiden siemenille ja hyviä kasvupaikkoja taimille[67]. Lahopuu on myös merkittävä taimien kasvualusta kostean kuusivaltaisen metsän uudistumisessa. Kuusta nopeakasvuisempana koivu pystyy usein valtaamaan aukossa vapautuvan kasvutilan, ja näin metsä säilyttää lehtipuusekoituksen ilman tulen vaikutustakin[21].

Vaikka pienialaisia autogeenisia (aukko)häiriöitä pidetään ominaisina tuoreille kuusivaltaisille metsille, voi näissä metsissä esiintyä ajoittain myös laajempia allogeenisia häiriöitä. Laaja-alaisia häiriöitä voivat aiheuttaa erityisesti kuivien sääjaksojen aikana syttyvät metsäpalot, jotka voivat olla hyvinkin voimakkaita[68,69]. Tällaista laaja-alaista häiriötä seuraavan sukkession alkuvaihe on usein lehtipuuvaltainen; kuusen osuus kasvaa vasta sukkession myötä[68].

Suometsät. Luonnontilaisten suometsien rakennetta ja dynamiikkaa säätelevistä tekijöistä keskeisin on vesi. Veden lisäksi puustoa muokannevat pääsääntöisesti samat häiriötekijät kuin kivennäismaiden metsiäkin. Palojen merkitys on kuitenkin selvästi vähäisempi kuin kivennäismailla, ja puuston rakennetta muokkaavatkin ensisijaisesti pienimittakaavaiset häiriöt, esimerkiksi lumi, jää, myrskyt, hyönteiset tai taudit.

Luonnontilaisille suometsille tyypillinen piirre, joka osittain selittää niiden lajirunsautta, on erilaisten pienelinympäristöjen runsaus. Se johtuu märkien alueiden ja veden peittämien pintojen laajasta vaihtelusta. Suometsien lajit ovat sopeutuneet kasvualustan suureen vesipitoisuuteen ja kasvukauden aikaisiin vedenpinnan vaihteluihin. Poikkeuksellisen pitkään kestävä vedenpinnan nousu voi silti tappaa soiden puustoa. Suometsät eroavat kivennäismaan metsistä myös kasvualustan laadun suhteen, sillä suokasvit muodostavat itse oman kasvualustansa, turpeen.

Suometsien puusto kasvaa pääasiassa mätäspinnoilla, joilla pohjaveden pinta on normaalisti yli 20 cm suon pinnasta. Mätäspinnan määrä ja sijainti suhteessa tasapintaan (väli- ja rimpipinta) määrää pitkälti suometsien puuston määrän ja jakautumisen. Mätäspinnan osuus vaihtelee suometsissä lähes yhtenäisestä mätäspinnasta (esim. isovarpuräme), pienipiirteiseen mosaiikkiin (esim. lettokorpi) ja yhdistelmätyyppeihin (nevakorvet ja -rämeet), joissa mätäspintaa on vähimmillään vain 20 %. Joillakin suometsätyypeillä, esimerkiksi tupasvillarämeillä ja koivuletoilla, puusto voi kasvaa myös välipinnalla.

Luonnontilaisten suometsien puulajikirjo on laaja. Sadevedenvaraiset, ombrogeeniset suometsät ovat puustoltaan lähes puhtaita männiköitä. Myös runsasravinteisemmista minerogeenisista suometsistä osa on täysin mäntyvaltaisia (esim. pallosararämeet). Yleensä minerogeeniset suometsät ovat kuitenkin sekapuustoisia, jolloin valtapuuna on mänty tai kuusi ja sekapuuna lehtipuita, yleisimmin hieskoivua. Korpirämeillä kaikkia näitä kolmea puulajia on jokseenkin yhtä paljon. Hieskoivu on yleinen kuusen ohella korpien valtapuustossa, etenkin nevaisuuden leimaamilla yhdistelmätyypeillä. Etelä-Suomessa myös tervaleppä on merkittävä korpien puulaji, jota voi esiintyä valtapuuna luhtaisillakin kohteilla. Harmaaleppää kasvaa sekä rehevissä korvissa että

puustoisissa luhdissa. Etelä-Suomessa on myös pieniä ja harvinaisia saarnivaltaisia reheviä korpia. Muutamat puumaisiksi kasvavat pajulajit, kuten halava ja raita, kuuluvat niin ikään luonnontilaisten suometsien puulajistoon.

Luonnontilaisten suometsien ominaispiirteisiin kuuluvat myös puuston koostuminen eri-ikäisistä ja erikokoisista puista sekä lahopuut ja kelot[70,71]. Eniten puita on nuorissa ikäluokissa, mistä puiden määrä vähenee kohti vanhempia ikäluokkia. Myös puiden runkolukujakauma on samankaltainen: läpimitaltaan pieniä puita on paljon, mutta läpimittaluokan kasvaessa runkoluku vähenee jyrkästi.

Pienaukkodynamiikan kautta uudistuvissa luonnontilaisissa korvissa puita kuolee vähitellen sieltä täältä, jolloin suometsässä on jatkuvasti lahopuuta. Kainuun luonnontilaisissa korvissa lahopuuta voi olla yli 100 m^3 hehtaarilla[72]. Luonnontilaisten rämeiden lahopuumääristä ei ole julkaistuja tuloksia.

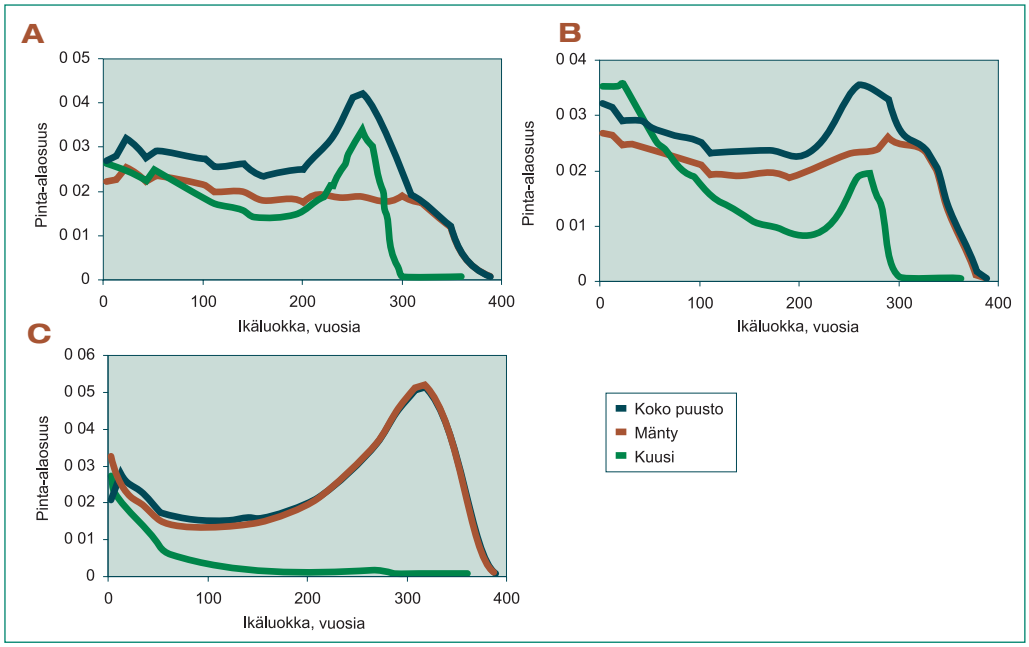
Metsäaluerakenteet

Laajempien metsäalueiden historiallista rakennetta ja siihen vaikuttavia tekijöitä on voitu selvittää tutkimalla historiallisia aineistoja ja nykyisiä mahdollisimman luonnontilaisia metsäalueita sekä laatimalla simulaatiomalleja[15].

Empiirisellä aineistolla testatulla simulaatiomallilla on voitu arvioida, millaista metsien ikärakenteita erilaisin välein toistuvat palot pitävät yllä[19,63], (tietolaatikko 2.4). Kuvassa 2.7 esitetään mallitustutkimukseen perustuva metsäalueen metsien ikärakenne, kun palot toistuvat keskimäärin 50, 150 ja 240 vuoden välein. Nämä palovälit vastaavat eräissä tutkimuksissa Suomessa ja Ruotsissa havaittuja palovälejä 1800-luvulla, 1500-luvulla sekä noin 1700 vuotta sitten[31,25,73]. Tulokset osoittavat, että kun metsäpalot eivät tapa koko puustoa, vanhat metsät voivat hallita maisemaa palojen runsaudesta riippumatta. Palojen tiheys kuitenkin säätelee vanhojen kuusi- ja mäntymetsien keskinäistä runsautta.

KUVA 2.7

Metsäalueen metsiköiden ikäjakauma kolmella eri palojen toistumisvälillä, 240 (a), 150 (b) ja 50 (c) vuotta, simulointimallin antamien tulosten mukaan[63]. Simulaatioissa on käytetty kasvupaikkajakaumaltaan tavanomaista itäsuomalaista metsämaisemaa. Kussakin kaaviossa on kolme eri kuvaajaa, jotka vastaavat kolmea eri tapaa määritellä metsiköiden ikä. Kuvaaja "koko puusto" esittää metsiköiden ikäjakauman, kun metsikön iällä tarkoitetaan metsikön vanhimman puuikäluokan ikää. Kuvaajissa "mänty" ja "kuusi" metsiköt on luokiteltu vastaavasti vanhimman mäntyikäluokan ja vanhimman kuusi-ikäluokan mukaan. Eri kuvaajien alle jäävä pinta-ala ei ole sama, koska molemmat puulajit eivät esiinny kaikilla paikoilla.

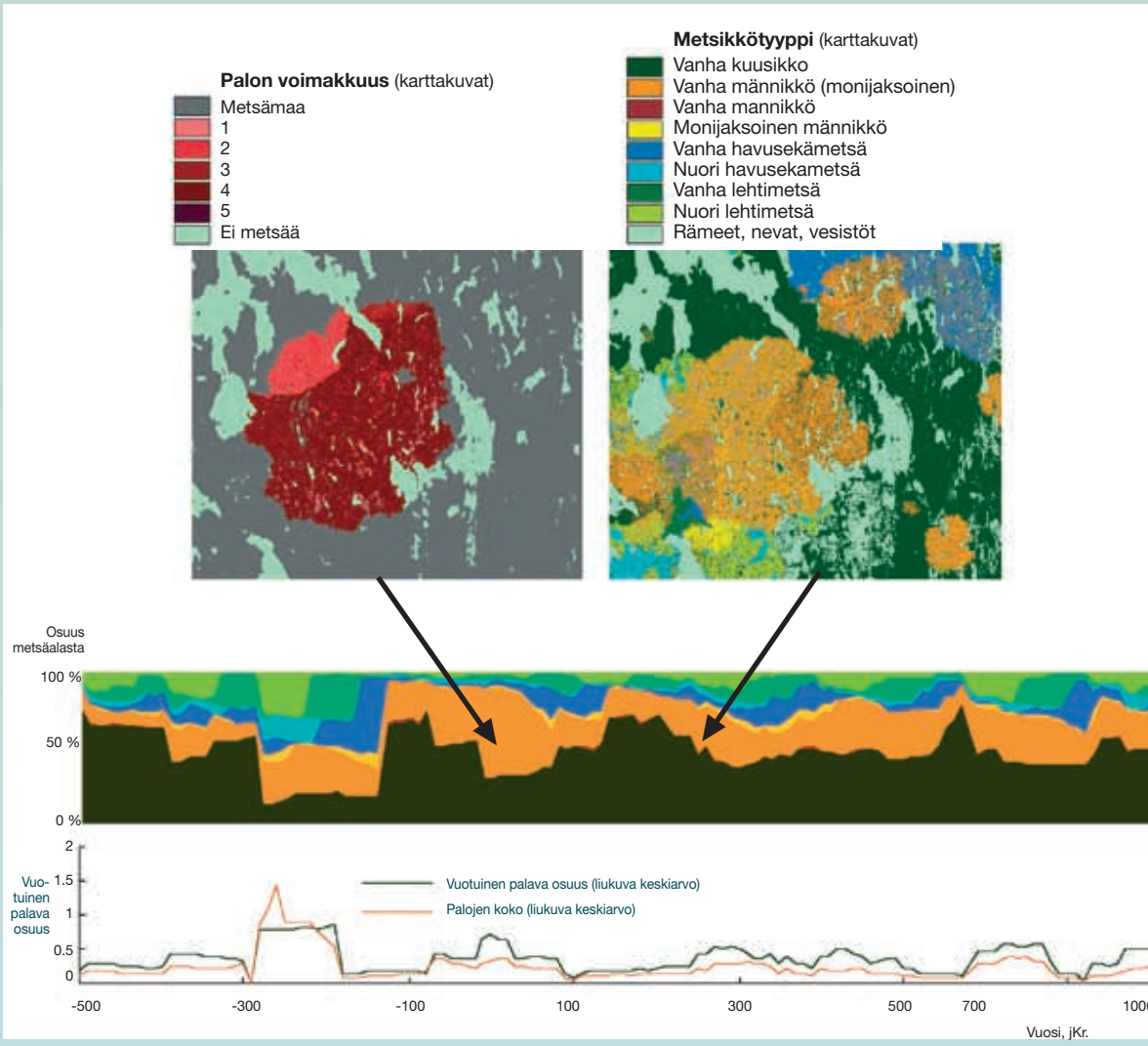


TIETOLAATIKKO 2.4

Metsäalueen rakennetta ja dynamiikkaa tutkitaan simulaatiomallilla

Häiriödynamiikan vaihtelun vaikutusta metsäalueiden rakenteeseen on vaikeaa tutkia kokeellisten maastoaineistojen pohjalta, koska tutkittavat alueet ovat suuria ja ilmiöiden aikajänteet pitkiä, usein satoja vuosia. Mallitus onkin käytännössä ainoa mahdollinen keino tutkia esimerkiksi erilaisten palokiertojen vaikutusta metsäalueiden rakenteeseen ja sen kehittymiseen. Simulointimallien kehittämistä vaikeuttaa kuitenkin se, ettei metsien dynamiikkaan vaikuttavista tekijöistä ole tarpeeksi tietoa. Onkin tärkeää pyrkiä varmistamaan tulosten realistisuus vertailemalla mallin käyttäytymistä empiirisiin aineistoihin[19].

FIN-LANDIS-mallissa metsäaluetta kuvataan rasterikartan avulla; kullakin rasterin solulla on kuvattu puulajisuhteet ja puuston ikäluokat[19]. Ohei-

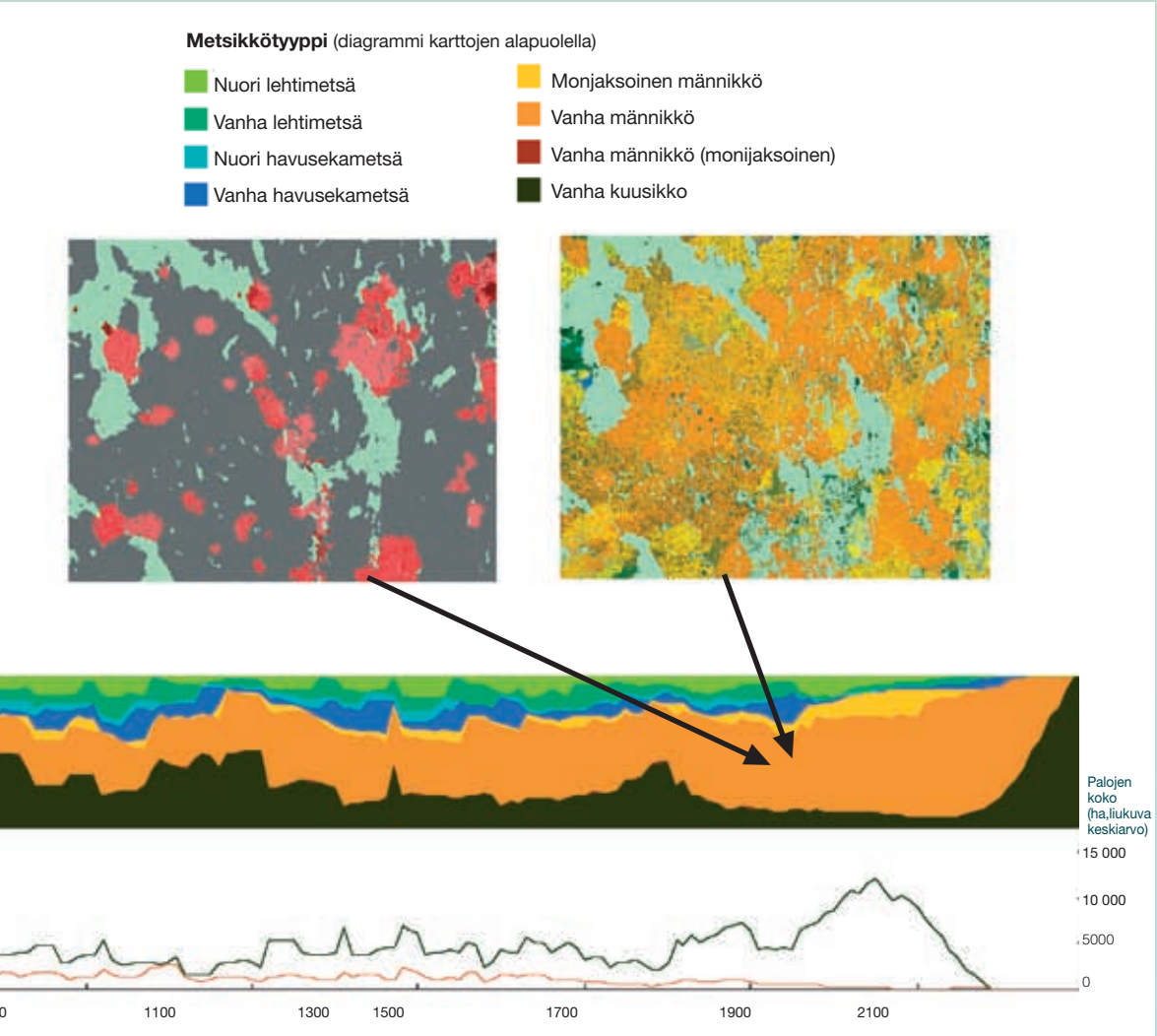


nen kuva esittää tuloksia simulaatiosta, jossa ainoat laaja-alaiset häiriöt ovat metsäpaloja. Metsäpalojen tiheys riippuu kasvupaikasta siten, että kosteammat paikat palavat harvemmin kuin kuivemmat. Metsäalueen kasvupaikkasuhteet vastaavat itäsuomalaista maisemaa.

Tietolaatikon kuvassa on metsäalueen rakenteen vaihtelu 2600 vuoden aikana simuloituna FIN-LANDIS-mallilla, olettaen että alueella ei ole tehty hakkuita. Alin kaavio kuvaa metsäpalojen esiintymistä ja kokoa. Ylempi kaavio esittää, kuinka metsäalue jakautuu eri metsikkörakenteisiin eri aikoina. Karttakuvat kuvaavat metsäalueen rakennetta ja metsäpalojen esiintymistä tiettyinä ajankohtina. Nuolet osoittavat, mille aikakausille karttakuvat sijoittuvat.

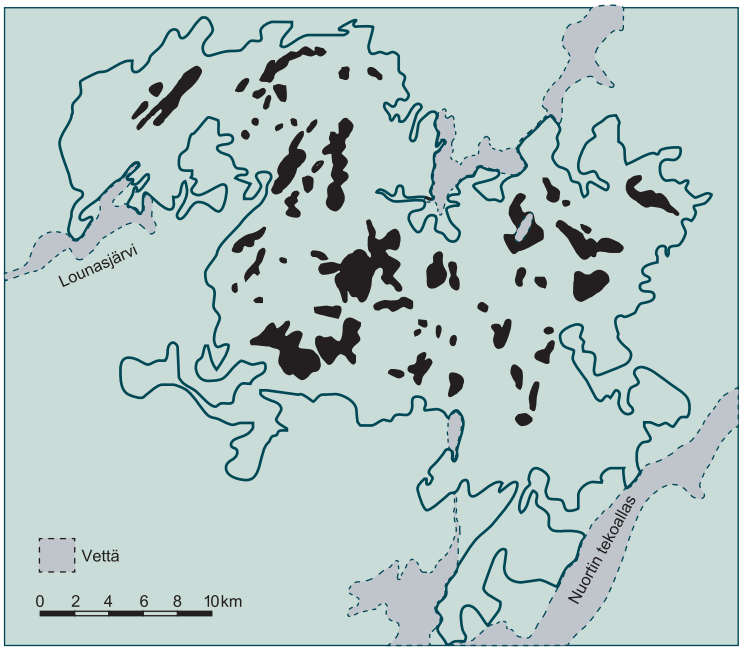
Kuvasta ilmenee kuinka keskimääräinen paloväli lyhenee ja metsäpalojen koko pienenee, kun ihmisen sytyttämien metsäpalojen määrä kasvaa saavuttaen huippunsa 1800-luvulla (ks. tietolaatikko 2.2). Samalla vanhat, kokorakenteeltaan vaihtelevat mäntymetsät syrjäyttävät vanhat kuusimetsät vallitsevana yleisimpänä metsikkörakenteena. Metsäpalojen väheneminen 1900-luvulla johtaa taas luonnontilaan jätetyllä alueella vanhojen kuusikoiden valta-asemaan[63].

Juho Pennanen



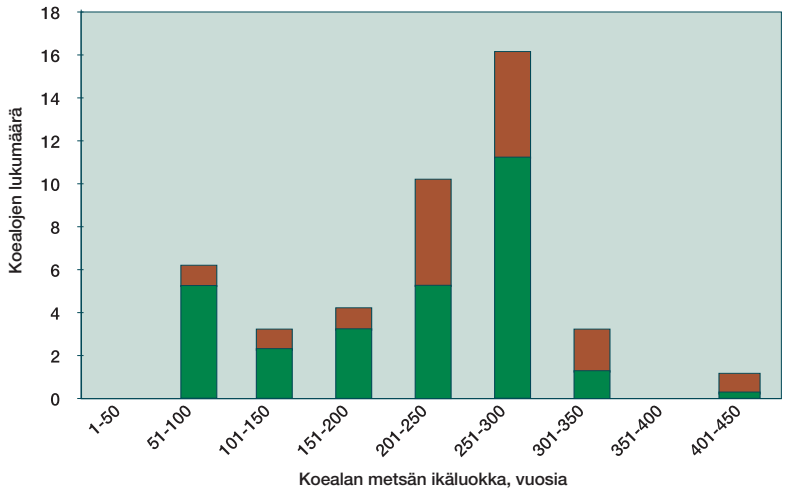
KUVA 2.8

Metsäpaloalueet ovat vaihtelevia ja sisältävät eri voimakkuudella palaneita ja kokonaan palamattomia alueita. Kartta esittää suurta noin 56 000 hehtaarin paloaluetta Nuortiniemellä itäisellä Saariselällä. Paloalueen sisälle jääneet palamattomat alueet (merkitty mustalla) kattoivat noin 11 % koko paloalueesta[74].



KUVA 2.9

Luonnontilaisen kuusivaltaisen metsäalueen jakautuminen ikäluokkiin 43 satunnaisesti valitun koealan perusteella Äänisniemellä Luoteis-Venäjällä. Pylvään vihreä osa kertoo niiden koealojen määrän, joilta tutkimuksessa löytyi metsäpalojen jälkiä[34].



Kun keskimääräinen paloväli on 50 vuotta, metsät ovat mäntyvaltaisia, koska kuusi ei kestä paloja. Koska useimmat palot ovat voimakkuudeltaan lieviä, metsät ovat pääosin vanhoja ja kokorakenteeltaan vaihtelevia männiköitä. Kun paloväli pitenee 150 ja 240 vuoteen, vanhojen kuusikoiden osuus kasvaa. Nuorten metsien osuus kasvaa myös, koska on oletettu, että vanhemmat, kuusettuneet metsät palavat voimakkaammin kuin metsät, joissa edellisestä palosta on lyhyt aika.

Todellisuudessa laajankaan metsäalueen ikäjakauma ei välttämättä ole ollut niin säännönmukainen kuin kuvassa 2.7 esitetään, ja jakauman muoto on vaihdellut ajan myötä. Tämä johtuu siitä, että osa paloista on ollut hyvin laajoja, ja aiheuttanut suuria muutoksia metsäalueen ikäjakaumassa. Esimerkiksi Pohjois-Ruotsissa, ennen ihmisasutuksen leviämistä, 90 % paloalasta koostui yli tuhannen hehtaarin suuruisista palolaikuista[25]. Esitetyt ikäjakaumat kuvaavat kuitenkin laajan metsäalueen keskimääräistä ikäjakaumaa pitkällä aikavälillä.

Palojen voimakkuus on selvästi yhtä tärkeää metsien rakenteelle ja kehitykselle kuin palovälien pituus. Luonnontilaisessa metsämaisemassa suuriosa metsäpaloista olisi ilmeisesti pinta-alaltaan pienehköjä pintakuloja. Laajoilla ja yleensä voimakkaimmilla paloilla olisi kuitenkin paljon pikkupaloja suurempi vaikutus maisemarakenteeseen[24]. Yhden arvion mukaan eräällä itäsuomalaisella alueella luonnontilassa esiintyneistä metsäpaloista noin puolet on ollut voimakkaita, lähes kaiken elävän puuston tuhoavia paloja[26].

Palojen historiallisesta voimakkuudesta on valitettavan vähän havaintotietoja, joten mallinnuksessa on jouduttu pohjautumaan välillisiin päätelmiin. Jos usein toistuvat palot pitävät yllä vanhan puuston vallitsemaa metsämaisemaa, tilanne säilyy samana myös palovälien pidentyessä, vaikka palojen harveneminen toisi mukanaan entistä rajumpia metsäpaloja[63]. Lisäksi on huomattava, ettei laajakaan metsäpalo polta aluetta kokonaan, vaan maisemarakenteen vaihtelun vuoksi huomattava osa jää usein palamatta ja palaneissakin osissa tulen voimakkuus vaihtelee huomattavasti[16] (kuva 2.8).

Kuten edellisestä tarkastelusta käy ilmi, metsämaiseman luontainen rakenne on riippuvainen alueen ominaisuuksista (esim. kasvupaikkatyyppien jakaumasta ja soiden sekä vesistöjen määrästä ja sijoittumisesta) ja erilaisten häiriöiden esiintymisestä. Karuilla vedenjakajaseuduilla toistuvat kulot pitävät yllä melko vakaata vanhojen ylispuumäntyjen luonnehtimaa metsämaisemarakennetta[75,41,16]. Tuli estää tehokkaasti muita puulajeja, etenkin kuusta, valtaamasta kasvualaa, mutta edistää männyn uudistumista[76,77]. Vanhat ylispuumännyt kestävät pintakulot hyvin ja varmistavat siten siementen riittävyyden[12]. Vallitseva latvuskerros uudistuu vähitellen aukoissa, joita syntyy isojen mäntyjen kuollessa[20]. Toistuvat palot vähentävät myös metsän latvusrakenteen kerroksellisuutta, mikä pitää latvapalojen syttymisen todennäköisyyden pienenä.

Maaperältään viljavilla ja kosteilla alueilla, jotka palavat luontaisesti harvoin, pienialaiset häiriöt hallitsevat yleensä kuusivaltaisen metsän dynamiikkaa. Tällaisen kuusivaltaisen metsäalueen rakennetta luonnehtii yleensä vanha puusto, jonka rakenne pysyy pienessäkin mittakaavassa melko vakaana (kuva 2.9)[21,5]. Samanlainen dynamiikka vallitsee todennäköisesti yleensäkin soiden ja vesistöjen voimakkaasti pirstomilla alueilla, joilla metsäpalojen leviäminen on epätodennäköistä. Yhtenäisemmillä kuusivaltaisilla metsäalueilla metsäpaloja esiintyy luontaisesti todennäköisesti harvoin, ehkä pari kertaa vuosituhannessa. Tällaiset palot voivat olla kuitenkin laajoja ja tuhoisia, mikä heijastuu ajoittain rajuina metsäalueen rakenteen vaihteluina[68,69].

Luonnontilaisissa kuusivaltaisissa metsissä voisi siis esiintyä sekä ikärakenteeltaan sekä yhtenäisiä että vaihtelevia metsiä sekä näiden erilaisia välimuotoja. Eri-ikäisrakenteiset metsät olisivat kuitenkin useimmiten vallitsevina[21,5]. Voimakkaita kaikki puut tappavia häiriöitä ja niitä seuraavia tasaikäisiä metsiä esiintyisi, mutta verrattain harvoin.

Kasvupaikkatyyppijakaumaltaan keskimääräisillä alueilla, joilla esiintyy vaihtelevasti sekä karuja että viljavia kasvupaikkoja, vanhojen puiden luonnehtimat, koko- ja ikärakenteeltaan vaihtelevat kuusi- ja mäntymetsät vallitsisivat luontaisesti maisemaa (kuva 2.7). Metsäalueen rakenteessa ja dynamiikassa esiintyisi kuitenkin luontaisesti alueittain ja ajoittain sekä vakaita että epävakaita vaiheita, riippuen häiriöiden esiintymisestä sekä metsämaiseman rakenteesta ja ominaisuuksista (tietolaatikko 2.4).

KIRJALLISUUS

1) Clements, F.E. 1916. Nature and structure of the climax. Journal of Ecology 24: 552–584.

2) Cajander, A.K. 1926. The theory of forest types. Acta Forestalia Fennica 29: 1–108.

3) Glenn-Lewin, D.C. & van der Maarel, E. 1992. Patterns and processes of vegetation dynamics. Teoksessa: Glenn-Lewin, D.C., Peet, R.K. & Veblen, T.T. (toim.), Plant Succession: Theory and Prediction, s. 11–59. Chapman & Hall. London.

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

5) Engelmark, O. & Hytteborn, H. 1999. Coniferous forests. Acta Phytogeographica Suecica 84: 55–74.

6) Attiwill, P.M. 1994. The disturbance dynamics of forest ecosystems: the ecological basis for conservative management. Forest Ecology and Management 63: 247–300.

7) Kuuluvainen, T. 1994. Gap disturbance, ground microtopography, and the regeneration dynamics of boreal coniferous forests in Finland, a review. Annales Zoologici Fennici 31: 35–51.

8) Holling, C.S. 2001. Understanding the complexity of economic, ecological and social systems. Ecosystems 4: 390–405.

9) Gunderson, L.H. & Holling, C.S. (toim.) 2002. Panarchy. Understanding trasformations in human and natural systems. Island Press. 507 s. Washington.

10) Kuuluvainen, T. 2002. Natural variability of forests as a reference for restoring and managing biological diversity in boreal Fennoscandia. Silva Fennica 36(1): 97–125.

11) Landres, P.B., Morgan, P. & Swanson, F.J. 1999. Overview of the use of natural variability concepts in managing ecological systems. Ecological Applications 9: 1179–1188.

12) 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(1): 169–184.

13) Holling, C.S. 1992. The role of forest insects in structuring the boreal landscape. Teoksessa: Shugart, H.H., Leemans, R. & Bonanm, G.B. (toim.), A systems analysis of the global boreal forest. Cambridge University Press. Cambridge. s. 170–191.

14) Pickett, S.T.A., Ostfeld, R.S., Shachak, M. & Likens, G.E. 1997. The Ecological Basis of Conservation: Heterogeneity, Ecosystems, and Biodiversity. Chapham & Hall. New York.

15) Korpilahti, E. & Kuuluvainen, T. (toim.) 2002. Disturbance dynamics in boreal forests: defining the ecological basis of restoration and management of biodiversity. Silva Fennica 36(1): 1–447.

16) Lampainen, J., Kuuluvainen, T., Wallenius, T., Karjalainen, L., Vanha-Majamaa, I., and Jalonen, J. 2003. Structure and regeneration of *Pinus* dominated forest area 30 years after wildfire in Vienansalo wilderness, eastern Fennoscandia. Journal of Vegetation Science (painossa).

17) MacArthur, R.H. & Wilson, E.O. 1967. The Theory of Island Biogeography. Princeton University Press. Princeton.

18) Hanski, I. 1999. Metapopulation Ecology. Oxford University Press. 313 s. Oxford.

19) Pennanen, J. & Kuuluvainen, T. 2002. A spatial simulation approach to the natural forest landscape dynamics in boreal Fennoscandia. Forest Ecology and Management 64: 157-175.

20) Rouvinen, S., Kuuluvainen, T. & Siitonen, J. 2002. Tree mortality in a *Pinus* sylvestris dominated boreal forest landscape in Vienansalo wilderness, eastern Fennoscandia. Silva Fennica 36(1): 127–145.

21) Kuuluvainen, T., Syrjänen, K. & Kalliola, R. 1998. Structure of a pristine Picea abies forest in north-eastern Europe. Journal of Vegetation Science 9: 563–574.

22) Syrjänen, K. Kalliola, R., Puolasmaa, A. & Mattson, J. 1994. Landscape structure and forest dynamics in subcontinental Russian European taiga. Annales Zoologici Fennici 31: 19–34.

23) Engelmark, O. 1999. Boreal forest disturbances. Teoksessa: Walker, L.R. (toim.), Ecosystems of Disturbed Ground, s. 161–186. Ecosystems of the World 16. Elsevier Amsterdam.

24) Johnson, E.A., Miyanishi, K. & Weir, J.M.H. 1998. Wildfires in the western Canadian boreal forest: Landscape patterns and ecosystem management. Journal of Vegetation Science 9: 603–610.

25) Niklasson, M. & Granström, A. 2000. Number and size of fires: long term trends in a Swedish boreal landscape. Ecology 81: 1484–1499.

26) Pitkänen, A. 1999. Palaeoecological study of the history of forest fires in eastern Finland. University of Joensuu, Publications in Sciences 58.

27) Agee, J.K. 1998. Fire and pine ecosystems. Teoksessa: Richardson, D.M. (toim.), Ecology and biogeography of Pinus, s. 193–218. Cambridge University Press.

28) Hörnberg, G., Zackrisson, O., Segerström, U., Svenson, B.W., Ohlson, M. & Bradshaw, R.H.W. 1998. Boreal swamp forests. Biodiversity "hotspots" in an impoverished forest landscape. BioScience 48: 795–802.

29) Turner, M. & Romme, W. 1994. Landscape dynamics in crown fire ecosystems. Landscape Ecology 9: 59–77.

30) Larjavaara, M., Kuuluvainen, T., Rita, H. & Venäläinen, A. 2003. Spatio-temporal distribution of lightning-ignited forest fires in Finland. (Käsikirjoitus).

31) Lehtonen, H. 1997. Forest fire history in north Karelia: dendroecological approach. University of Joensuu, Research notes 59: 1–23. Joensuu.

32) Johnson, E.A. 1992. Fire and Vegetation Dynamics: Studies from the North American Boreal Forest. Cambridge University Press. 125 s. Cambridge.

33) Pitkänen, A., Huttunen, P., Jungner, H. & Tolonen, K. 2002. A 10 000 year local fire history in a dry heath forest in eastern Finland. Canadian Journal of Forest Research 32: 1875–1880.

34) Wallenius, T. 2002. Forest age distribution and traces of past fires in a natural boreal landscape dominated by Picea abies. Silva Fennica 36(1): 201–211.

35) Zackrisson, O. 1977. Influence of forest fires on North Swedish boreal forest. Oikos 29: 22–32.

36) Ohlson, M. & Tryterud, E. 1999. Long-term spruce continuity – a challenge for a sustainable Scandinavian forestry. Forest Ecology and Management 124: 27–34.

37) Pitkänen, A., Huttunen, P., Tolonen, K. & Jungner, H. 2002. Long-term fire frequency in the spruce-dominated forests of the Ulvinsalo strict nature reserve, Finland. Forest Ecology and Management 6029: 1–15.

38) Flannigan, M.D., Bergeron, Y., Engelmark, O. & Wotton, B.M. 1998. Future wildfire in circumboreal forests in relation to global warming. Journal of Vegetation Science 9: 469–476.

39) Wallenius, T. 2003. Fire histories in northern coniferous forests – reevaluating the human influence (käsikirjoitus).

40) Steijlen, I. & Zackrisson, O. 1987. Long-term regeneration dynamics and successional trends in a northern Swedish coniferous forest stand. Canadian Journal of Botany 65: 839–848.

41) 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.

42) Siitonen, J. 1994. Lahopuu ja lahottajasienet kovakuoriaisten elinympäristönä. Luonnon Tutkija 98:180–185.

43) Siitonen, J. 1998. Lahopuun merkitys metsäluonnon monimuotoisuudelle – kirjallisuuskatsaus. Teoksessa: Annila, E. (toim.), Monimuotoinen metsä, s. 132–175. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 705: 1–335.

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

45) Karjalainen, L. & Kuuluvainen, T. 2002. Amount and diversity of coarse woody debris within a boreal forest landscape dominated by Pinus sylvestris in Vienansalo wilderness area. Silva Fennica 36(1): 147–167.

46) Kuuluvainen, T., Syrjänen, K. & Kalliola, R. 2000. Logs in a pristine Picea abies forest landscape: variation in amount, decay stage distribution and spatial occurrence. Ecological Bulletins 49: 105–113.

47) Jonsson, B.G. 2000. Availability of coarse woody debris in a boreal old-growth Picea abies forest. Journal of Vegetation Science 11: 51–56.

48) Franklin, J.F., Spies, T.A., Pelt, R.V., Carey, A.B., Thornburgh, D.A., Berg, D. R., Lindenmayer, D.B., Harmon, M.E., Keeton, W.S., Shaw, D.C., Bible, K. and Chen, J. 2002. Disturbances and structural development of natural forest ecosystems with silvicultural implications, using Douglas -fir forests as an example. Forest Ecology and Management 155: 399–423.

49) Lertzman, K. & Fall, A. 1998. From forest stands to landscapes: spatial scales and the roles of disturbances: Teoksessa: Peterson, D.L. & Parker, V.T. (toim.), Ecological Scale: Theory and Applications, s. 339–367. Columbia University Press.

50) Pacala, S.W. & Deutschman, D.H. 1995. Details that matter: the spatial distribution of individual trees maintains forest ecosystem function. Oikos 74: 357–365.

51) Frelich, L.E. & Reich, P.B. 1999. Neighborhood effects, disturbance severity, and community stability in forests. Ecosystems 2: 151–166.

52) Kuusinen, M. 1994. Epiphytic lichen flora and diversity on Populus tremula in old-growth and managed forests of southern and middle boreal Finland. Annales Botanici Fennici 31: 245–260.

53) Kuusinen, M. 1996. Epiphyte flora and diversity on basal trunks of six old-growth forest tree species in southern and middle boreal Finland. Lichenologist 28: 443–463.

54) Pastor, J. & Mladenoff, D.J. 1992. The southern boreal-northern hardwood border. Teoksessa: Shugart, H.H., Leemans, R. & Bonan, G.B. (toim.), A Systems Analysis of the Global Boreal Forest, s. 216–240. Cambridge University Press. Cambridge.

55) Aaltonen, V.T. 1919. Über die natürliche Verjungung der Heidewälder im finnischen Lappland (in Finnish with German summary). Communicationes Instituti Forestalia Fenniae 1: 1–319.

56) Økland, R.H. Rydgren, K. & Økland, T. 1999. Singletree influence on understorey vegetation in a Norwegian boreal spruce forest. Oikos 87: 488–498.

57) Kuuluvainen, T., Hokkanen, T.J., Järvinen, E. & Pukkala, T. 1993. Factors affecting seedling growth in a boreal Scots pine stand: a spatial analysis of a vegetation-soil system. Canadian Journal of Forest Research 23: 2101–2109.

58) Hokkanen, T.J., Järvinen, E. & Kuuluvainen, T. 1995. Properties of top soil and the relationship between soil and trees in a boreal Scots pine stand. Silva Fennica 29: 189–203.

59) Frelich, L.E., Sugita, S., Reich, P.B., Davis, M.B. & Friedman, S.K. 1998. Neighborhood effects in forests: implications for within-stand patch structure. Journal of Ecology 86: 149–161.

60) Kolström, T. & Kellomäki, S. 1993. Tree survival in wildfires. Silva Fennica 27: 277–281.

61) Kuuluvainen, T., Aapala, K., Ahlroth, P., Kuusinen, M., Lindholm, T., Sallantaus, T., Siitonen, J. & Tukia, H. 2002. Ecological restoration of boreal forested ecosystems: a Finnish perspective. Silva Fennica 36(1): 409–422.

62) Linder, P. & Östlund, L. 1992. Förändringar i norra Sveriges skogar 1870–1991. Svensk Botanisk Tidskrift 86: 199–215.

63) Pennanen, J. 2002. Forest age distribution under mixed-severity fire regimes – a simulation-based analysis for middle boreal Fennoscandia. Silva Fennica 36(1): 213–231.

64) Lähde, E., Laiho, O. & Norokorpi, Y. 1999. Diversity-oriented silviculture in the boreal zone of Europe. Forest Ecology and Management 118: 223–243.

65) Yaroshenko, A.Y., Potapov, P.V. & Turubanova, S.A. 2001. The Last Intact Forest Landscapes in Northern European Russia. 75 s. Greenpeace Russia.

66) Kuuluvainen, T. & Juntunen, P. 1998. Seedling establishment in relation to microhabitat variation in a windthrow gap in a boreal Pinus sylvestris forest. Journal of Vegetation Science 9: 551–562.

67) Hofgaard, A. 1993. Structure and regeneration patterns of a virgin Picea abies forest in northern Sweden. Journal of Vegetation Science 4: 601–608.

68) Sirén, G. 1955. The development of spruce forest on raw humus sites and its ecology. Acta Forestalia Fennica 62: 1–363.

69) Gromtsev, A. 2002. Natural disturbance dynamics in the boreal forests of European Russia: a review. Silva Fennica 36(1): 41–55.

70) Gustavsen, H.G. & Päivänen, J. 1986. Luonnontilaisten soiden puustot kasvullisella metsämaalla 1950-luvun alussa. Folia Forestalia 673: 1–21.

71) Hörnberg, G., Ohlson, M., & Zackrisson, O. 1995. Stand dynamics, regeneration patterns and long-term continuity in boreal old-growth Picea abies swamp forests. Journal of Vegetation Science 6: 291–298.

72) Siitonen, J. & Saaristo, L. 2000. Habitat requirements and conservation of Pytho kolwensis, a beetle species of old-growth boreal forest. Biological Conservation 94: 211–220.

73) Pitkänen, A. & Grönlund, E. 2001. A fire history of a boreal forest site in Eastern Finland during period 100 BC-AD 600. Annales Botanici Fennici 38: 63–73.

74) Kauhanen, H. 2002. Occurrence of fires in the eastern Saariselkä area, north-west Russia. Silva Fennica 36(1): 383–392.

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

76) Sarvas, R. 1938. Über die natürliche Bewaldung der Waldbrandflächen. Eine waldbiologische Untersuchung auf der trockenen Heideböden Nord-Finlands. Acta Forestalia Fennica 46: 1–147.

77) Kuuluvainen, T. & Rouvinen, S. 2000. Understory regeneration on two sites of different fire history in a boreal Pinus sylvestris forest. Journal of Vegetation Science 11: 801–812.



JUHA SIITONEN • ILKKA HANSKI

3 METSÄLAJISTON EKOLOGIA JA MONIMUOTOISUUS

Miten paljon eliölajeja elää metsissä ja millaisissa elinympäristössä ne elävät? Millä tavoin eri eliölajit ovat sopeutuneet boreaaliseen havumetsään? Mitkä seikat vaikuttavat eliökantojen suuruuteen ja millaisia kannanvaihteluita ne aiheuttavat? Miten metsien pirstoutuminen vaikuttaa eliökantojen kokoon, rakenteeseen ja häviämisriskiin?

3.1 Metsälajien lukumäärä ja elinympäristöt

Metsälajien lukumäärä eliöryhmittäin

Suomesta tunnetaan yhteensä noin 43 000 eliölajia. Suomelle uusia lajeja löydetään kuitenkin jatkuvasti, joten kaikkiaan maassamme on arvioitu elävän yli 50 000 lajia, kun mukaan ei lasketa bakteereja ja arkkieliöitä. Runsaslajisia, mutta huonosti tunnettuja lajiryhmiä ovat hyönteisistä erityisesti loispistiäiset ja kaksisiipiset sekä piensienet ja levät[1].

Arviolta vajaa puolet lajistostamme eli noin 20 000 lajia elää metsissä (taulukko 3.1). Lajimääräarvio vaihtelee sen mukaan, lasketaanko metsälajeiksi kaikki metsissä esiintyvät lajit vai pelkästään sellaiset lajit, joiden ainoa tai pääasiallinen elinympäristö on metsä.

Parhaiten tunnetuista eliöryhmistä esimerkiksi linnut on luokiteltu 11 ryhmään niiden tärkeimmän elinympäristön perusteella[2]. Metsissä esiintyvät lajit on jaettu monenlaisissa metsissä esiintyviin metsän yleislintuihin, havumetsälintuihin, lehtimetsälintuihin ja vanhan metsän lintuihin. Yhteensä metsälajeja on 76 eli 31 % Suomessa pesivistä 248 lintulajista. On kuitenkin syytä huomata, että on vaikea tehdä sellaista kattavaa ja poissulkevaa luokittelua, jossa kukin laji kuuluisi selvästi vain yhteen elinympäristötyyppiin, koska monet eliölajit voivat esiintyä useissa eri elinympäristöissä. Esimerkiksi tervapääsky on luokiteltu pellon ja rakennetun maan linnuksi. Tämä sopii nykyisin valtaosaan maamme tervapääskyistä, mutta

TAULUKKO 3.1

Metsälajien arvioitu lajimäärä eri eliöryhmissä sekä kasvinsyöjien (herbivorit, mukaan lukien siementensyöjät, mutta ei karikkeiden syöjiä eli detritivoreja), lahopuusta riippuvaisten lajien (saproksyylit) ja loisten lajimäärä vain metsälajit huomioon ottaen. Lajimääriin on laskettu mukaan myös puustoisilla soilla (korvet, rämeet) sekä metsien avainbiotoopeissa (lähteiköt, metsäiset kalliot ja jyrkänteet ym.) kasvavat tai esiintyvät lajit. Viimeisellä rivillä kokonaislajimäärä on pyöristetty.

Eliöryhmä	Metsälajeja	Herbivorit	Saproksyylit	Loiset
Selkärankaiset	**113**	-	-	-
Nisäkkäät	36	16[a]	-	-
Linnut	76	16[a]	24[b]	-
Selkärangattomat	**11 000**			
Perhoset	1 000	950	30	-
Kovakuoriaiset	1 500	250	800	10
Pistiäiset	2 500[c]	400	500–1 000	2 000
Kaksisiipiset	2 500[c]	500	500–1 000	200
Muut hyönteiset	1 000[c]	500	50	130
Muut niveljalkaiset	1 000[c]	150	300	50
Muut selkärangattomat	1 200[c]	10	100	500
Putkilokasvit	**350**	-	-	4
Itiökasvit	**400**			
Lehtisammalet	300	-	-	-
Maksasammalet	100	-	20	-
Levät[d]	?[d]	-	-	-
Sienet	**5 000**			
Heltta- ja kupusienet[e]	1 400	-	300	50
Hyytelösienet	65	-	65	-
Kääväkkäät	800	-	600	50
Kotelosienet	1 500	-	600	500
Ruoste- ja nokisienet[f]	300	-	-	300
Limasienet	200	-	150	-
Jäkälät	600	-	50	-
Yhteensä	**20 000**	**2 500**	**4 000–5 000**	**4 000**

[a] Luvussa ovat mukana sekä vihreiden kasvinosien syöjät että kasvien siemeniä ja marjoja syövät lajit.

[b] Luvussa ovat mukana kolopesijät, jotka tarvitsevat kuolleita puita pesäpaikakseen.

[c] Metsälajien määrä on arvioitu ryhmän kokonaislajimäärän sekä kullekin ryhmälle arvioidun metsälajien osuuden (keskimäärin noin 40 %; jos ryhmässä on runsaasti herbivoreja niin 35 %, jos taas fungivoreja, niin 45 %) avulla.

[d] Suomessa arvioidaan olevan noin 5 000 mikrolevälajia. Näistä tuntematon osuus elää epäilemättä erilaisissa metsäympäristöissä, mukaan lukien puustoiset suot ja metsien pienvedet.

[e] Sisältää tatit.

[f] Sisältää härmäsienet (kotelosieniin kuuluvia loisia), jotka uhanalaisluettelon taulukoissa on luettu ”piensieniin” yhdessä ruoste-, noki- ja limasienten kanssa.

toisaalta tervapääskyjä pesii – ja on epäilemättä aina pesinyt – salomailla peninkulmien päässä lähimmästä asutuksesta. Nämä ”korpipääskyt” eli ”metsäpääskyt” pesivät kelopuiden tikankoloissa. Samoin valkoviklo on luokiteltu suolinnuksi, mutta se pesii myös harvapuustoisilla mäntykankailla ja avohakkuilla.

Jos metsäksi lasketaan metsätaloudellisen käsitteen metsämaat (keskimääräinen kasvu vähintään 1 m^3/ha/vuosi) sekä kitumaat (kasvu 0,1–1 m^3/ha/vuosi), mukaan tulee tavanomaisten kangasmetsien lisäksi korpia ja puustoisia rämeitä, joilla esiintyy soiden lajistoa. Hakamaat ja lehdesniityt ovat puolestaan puustoisia ja runsaslajisia kulttuuriympäristöjä. Metsää ovat toki myös sukkession alkuvaiheen metsät, kuten metsäpaloalueet tai talousmetsissä hakkuuaukeat. Hakkuuaukeilla ja paloalueilla esiintyy sukkession alkuvaiheessa paljon sellaista lajistoa, joka elää pääasiassa muunlaisissa avoimissa ympäristöissä, kuten niityillä.

Metsän perustuotanto ja sen jakautuminen

Eliölajiston vaihteluun metsiköiden ja metsäalueiden välillä vaikuttavat monet seikat (luku 1.2). Metsäkasvillisuusvyöhyke, kasvupaikkatyyppi, sukkessiovaihe, häiriöt sekä metsikön historia vaikuttavat ensinnäkin siihen, millainen puusto ja pintakasvillisuus kehittyy kullekin kasvupaikalle. Puulajisuhteet, puuston rakenne ja pintakasvillisuuden koostumus puolestaan määräävät suureksi osaksi sen, mitä muuta lajistoa metsikössä voi esiintyä.

Kasvillisuuden sitoma energia varastoituu metsässä pääasiassa puuston ja aluskasvillisuuden maanpäällisiin ja maanalaisiin osiin sekä humuskerrokseen. Tarkastelemalla sitä, miten biomassan varastot ja tuotos jakautuvat kasvillisuuden eri osien kesken, saa karkean käsityksen niistä resursseista, joiden turvin toisenvaraiset eliölajit metsässä elävät. Esimerkiksi vanhassa kuusimetsässä tyypillisesti noin kaksi kolmasosaa metsikön biomassasta on sitoutunut puiden runkoihin ja oksiin (taulukko 3.2).

Puiden runkopuuhun varastoitunut energia ja ravinteet vapautuvat hajottajien käyttöön vasta sitten, kun puut kuolevat. Seuraavaksi suurin varasto, noin neljännes metsikön biomassasta, on puiden ja pintakasvillisuuden maanalaisissa juuristoissa. Elävien puiden neulasissa on noin viisi prosenttia ja karikkeissa sekä varvuissa molemmissa parisen prosenttia metsikön biomassasta. Lajiston kannalta keskeisiä metsien elinympäristöjä ovat siten elävien puiden lehvästö, elävä pintakasvillisuus, kuolleet puut sekä metsämaa, johon luetaan mukaan karike- ja humuskerros sekä elävien juurten, sienirihmastojen ja niitä ympäröivän maan yhdessä muodostama ritsosfääri.

Suomen metsäkasvillisuuden yleisyys- ja runsaussuhteet tunnetaan poikkeuksellisen hyvin valtakunnan metsien inventointien (VMI) ja niihin liittyneiden kasvillisuustutkimusten ansiosta. Metsien ylivoimaisesti runsaimmat kasvilajit ovat pääpuulajimme mänty, kuusi sekä hies- ja rauduskoivu. Niiden biomassa on kertaluokkaa suurempi kuin muun kasvillisuuden biomassa yhteensä. Suomen puuston kokonaistilavuus on noin kaksi miljardia kuutiometriä[4], ja tästä

TAULUKKO 3.2

Biomassan jakautuminen ja vuotuinen tuotos kasvillisuuden eri osissa eräässä vanhassa kuusimetsässä (0 = pienempi kuin 0,05 tn/ha, - = ei mitattu)[3].

Kasvillisuuden osa	Biomassa, tn/ha	Osuus, %	Vuosituotos, tn/ha
Neulaset	7	5	1
Elävät oksat	17	12	1
Runkopuu ja kuolleet oksat	71	50	0,2
Epifyytit	1	1	0
Pensaat	0,1	0,1	0
Varvut	3	2	1
Ruohot ja heinät	0,1	0,1	0
Sammalet	2	1	-
Puiden juuret	24	17	-
Varpujen ym. juuret	13	9	-
Karike	5	3	2
Yhteensä	**143**	**100**	**-**

männyn osuus on noin 50 %, kuusen runsas 30 %, koivun 15 % ja muiden lehtipuiden 3 %. Aluskasvillisuuden yleisin ja runsain laji on seinäsammal, jonka keskipeittävyys metsä- ja kitumailla on 20 %. Kenttäkerroksessa selvästi runsaimmat kasvilajit ovat varpuja: mustikka, puolukka, variksenmarja ja juolukka. Mustikka on runsain laji, ja sen keskipeittävyys on nykyisin 8 %[5].

Ravintoverkot ja metsän eliöyhteisöt

Suomen metsissä elävät lähes 20 000 sieni-, kasvi- ja eläinlajia (taulukko 3.1) ovat monin tavoin vuorovaikutuksessa keskenään. Tietyssä metsikössä voi esiintyä samanaikaisesti ainakin 1 000–2 000 lajin paikalliskanta, jotka yhdessä muodostavat eliöyhteisön. Jos arvioimme, että kukin laji on vuorovaikutuksessa sadan toisen lajin kanssa, yhdessä metsikössä elävässä tuhannen lajin eliöyhteisössä on 100 000 eliölajien välistä suoraa vuorovaikutusta, jotka tavalla tai toisella vaikuttavat lajien kannanvaihteluun. Toisiaan syövien lajien joukkoa kutsutaan ravintoketjuksi. Tällaisen ravintoketjun muodostavat esimerkiksi leppä, pyy ja kanahaukka. Samassa eliöyhteisössä esiintyvät lajit kuuluvat samaan ravintoverkkoon, millä kuvataan kunkin lajin asemaa suhteessa toinen toisiinsa.

Keskeisiä lajiryhmiä ovat kasvit, kasvinsyöjät eli herbivorit, eläimiä syövät pedot (jotka voivat syödä myös toisia petoja), loiset ja hajottajaeliöt. Kaksi olennaisinta lajien välistä vuorovaikutussuhdetta ovat kilpailu, missä kummankin osapuolen kannan koko tai kannan kasvunopeus pienenee vuorovaikutuksen seurauksena, ja peto-saalissuhde, mukaan lukien kasvinsyönti ja lois-isäntäsuhde, jotka ovat laadullisesti samanlaisia: toinen laji kärsii ja toinen hyötyy vuorovaikutuksesta. Mutualismi on kilpailusuhteelle vastakkainen vuorovaikutus: mutualismissa molemmat lajit hyötyvät vuorovaikutuksesta. Hajotus on tulkittavissa erityiseksi vuorovaikutukseksi, jonka toinen osapuoli on jo kuollut.

Suomen metsissä eläviä kasvinsyöjiä eli herbivoreja on yhteensä noin 2 000 lajia (taulukko 3.1). Laajalle levinneillä ja runsailla kasvilajeilla on yleensä eniten niitä syöviä herbivorila-

TAULUKKO 3.3

Herbivorilajien määrä joillakin metsäkasvilajeilla tai –suvuilla[7,8,9,10]. Seppäsen luvuissa ovat mukana myös satunnaiset ja kasvatusoloissa saadut havainnot, Huldénin ym. luvuissa vain kutakin kasvilajia pääravintokasvinaan käyttävien suurperhosten lajimäärä. Kontuniemen julkaisun jälkeen kultakin kasvilajilta havaittujen sahapistiäislajien lajimäärä on useimmissa tapauksissa lähes kaksinkertaistunut (Matti Viitasaari, suullinen tieto).

	Suurperhoset		Sahapistiäiset	Yht.
Puut ja pensaat	Seppänen	Huldén	Kontuniemi	
Pajut	189	69	130	319
Koivut	181	58	56	237
Haapa, poppelit	112	52	30	102
Lepät	94	29	25	119
Vattu + muut Rubus spp.	85	14	23	108
Pihlajat	85	18	15	100
Tammi	86	34	10	95
Tuomi + muut Prunus spp.	81	22	9	90
Lehmus	50	9	3	53
Kuusi	17	21	25	42
Mänty	18	14	20	38
Kenttäkerroksen kasvit				
Mustikka, juolukka	143	77	5	148
Kanerva	55	17	0	55
Metsälauha	24	0	1	25
Suopursu	24	11	0	24
Sananjalka	10	0	12	22
Maitohorsma	18	4	1	19

TIETOLAATIKKO 3.1

Maaperän hajottajayhteisöt

Maaperän mikrobit ja eläimet muodostavat yhdessä monimuotoisen hajottajayhteisön, jolla on keskeinen merkitys metsämaan toiminnassa. Mikrobit, sienet ja bakteerit toimivat orgaanisen aineksen primaarihajottajina, eli ne vapauttavat kuolleeseen orgaaniseen ainekseen sitoutuneet ravinteet kasveille käyttökelpoisessa muodossa. Maaperän eläimet käyttävät ravintonaan maaperän mikrobistoa (mikrobivorit), maan hajoavaa orgaanista ainesta (detritivorit), elävää kasviainesta, kuten juuria (herbivorit), tai toisia eläimiä. Syödessään kuollutta orgaanista ainesta tai muita maan eliöitä maaperäeläimet vapauttavat niihin sitoutuneet ravinteet ulosteissaan takaisin maan ravinnekiertoon. Lisäksi maaperäeläimet pilkkovat ravintoainestaan pienempiin osiin ja siten nopeuttavat sen mikrobiologista hajotusta.

Kooltaan maaperäeliöt vaihtelevat suuresti, yhden mikrometrin kokoisista bakteereista usean senttimetrin mittaisiin lieroihin. Maaperän eläimet jaetaan yleensä kolmeen kokoluokkaan, koska erikokoiset eläimet eroavat toiminnallisesti toisistaan. Makrofauna (ruumin leveys 2–20 mm) vaikuttaa toiminnallaan suoraan maaperän rakenteeseen ja huokoisuuteen, kun taas meso- (0,1–2 mm) ja mikrofaunan (10–100 µm) vaikutus on pääosin välillinen: ne vaikuttavat maaperän prosesseihin ravinnonkäyttönsä kautta.

Suomalaisessa kangasmetsämaassa isojen, makrofaunaan kuuluvien maaperäeläinten osuus maaperäeliöiden yksilömäärästä on pieni, kun taas meso- ja mikrofaunan osuus on suuri. Metsämaassa makrofaunaan kuuluvia eläimiä, kuten lieroja, erilaisia hyönteisiä toukkineen ja juoksujalkaisia, on neliömetrillä muutamasta sadasta pariin tuhanteen yksilöön. Mesofaunaan kuuluvien eläinten eli änkyrimatojen ja mikroniveljalkaisten (pääosin hyppyhäntäisiä ja punkkeja) määrä vaihtelee sadastatuhannesta miljoonaan yksilöön neliömetrillä. Mikrofaunaa, kuten sukkulamatoja ja alkueläimiä, on neliömetrillä kymmeniä tai jopa satoja miljoonia yksilöitä. Vastaavasti makrofaunaan kuuluvien eläinten biomassa on kangasmetsissä noin 1 g/m^2 (eli 10 kg/ha), mesofaunan 4,5 g/m^2 (45 kg/ha) ja mikrofaunan 1,5 g/m^2 (15 kg/ha).

Metsämaan eliöstö on hyvin monimuotoinen. Yhdestä kourallisesta kangasmaata voi löytää tuhansia erilaisia mikrobimuotoja ja satoja maaperäeläinlajeja. Kaiken kaikkiaan Suomesta on löydetty esimerkiksi yli 300 kuoripunkkilajia *(Oribatidae)* ja noin 200 hyppyhäntäislajia *(Collembola)*. Maaperäeliöiden määritystä ja siten myös uusien lajien löytymistä ja lajilistojen ylläpitoa vaikeuttavat eliöiden pieni koko sekä havainnoinnin ja lajinmäärityksen vaikeus. Esimerkiksi maaperäpunkkeja on maailmalla kuvattu noin 30 000 lajia, mutta ryhmän todellisen lajimäärän on arvioitu olevan kaksikymmenkertainen.

Maaperäeliöiden runsaus ja lajiston koostumus vaihtelevat metsätyypin mukaan. Lehtometsissä lierojen ja muiden makrofaunaan kuuluvien eläinten osuus kokonaisbiomassasta on suurempi kuin esimerkiksi kuivissa kangasmetsissä, missä punkit ja hyppyhäntäiset ovat biomassaltaan merkittävin ryhmä. Eläinten runsaus vaihtelee myös vuodenajan mukaan. Keväällä ja syksyllä maan kosteuden ollessa suurimmillaan ovat myös maaperäeliöiden biomassa ja aktiivisuus huipussaan. Kesällä maan kuivuminen ja talvella alhainen lämpötila vähentävät maaperäeliöiden biomassaa.

Vaikka maaperä onkin lajistoltaan rikas, ei suuri lajidiversiteetti sinänsä näytä olevan edellytys maaperän moitteettomalle toiminnalle. Maaperäeläimistön yhteisörakenteella tiedetään kyllä olevan selkeä vaikutus hajotukseen ja puiden kasvuun, mutta valtaosa lajeista näyttäisi olevan toiminnallisesti korvattavissa. Laboratoriokokeet ovat kuitenkin osoittaneet muutamien lajien olevan maaperän toiminnan kannalta korvaamattoman tärkeitä avainlajeja. Erityisesti happamissa humusmaissa runsas änkyrimato, *Cognettia sphagnetorum*, näyttää olevan metsämaittemme avainlaji. Tämän hajoavaa orgaanista ainesta syövän lajin puuttuminen vaikuttaa ekosysteemin toimintaan, esimerkiksi ravinteiden saatavuuteen, ja sitä kautta viime kädessä kasvien kasvuun.

Erityisen saastuneilla alueilla tai voimakkaan maankäsittelyn seurauksena maaperäeliöiden biomassa ja monimuotoisuus voivat vähentyä huomattavasti, ja siten maaperän prosessit (orgaanisen aineksen hajotus, ravinteiden vapautuminen) voivat hidastua. Yleisesti ottaen maaperäeliöt sietävät kuitenkin varsin hyvin erilaisia häiriöitä, kuten avohakkuita tai metsien lannoitusta, varsinkin jos maaperässä on paljon humusta. Alueilla, joilla humusta on niukemmin, kuten lehdoissa, maaperäeliöt ovat herkempiä häiriöille, mutta sielläkin ne palautuvat nopeasti alkuperäiseen runsauteensa häiriön jälkeen.

Mira Liiri, Jari Haimi ja Heikki Setälä



Punakonnanmarja *(Actaea erythrocarpa)* on vaatelias lehtokasvi, jolla elää useita herbivorilajeja, muun muassa konnanmarjoille erikoistunut nunnamittari *(Baptria tibiale)*. Kuva: Juha Siitonen

jeja, ja tämä sääntö pätee myös boreaaliseen metsäkasvillisuuteen. Eniten herbivoreja elää yleisimmillä lehtipuulajeillamme, ja kaikilta harvinaisiltakin lehtipuu- ja pensaslajeilta tavataan selvästi enemmän kasvinsyöjiä kuin miltään kenttäkerroksen kasvilta (taulukko 3.3). Esimerkiksi niillä suurperhosilla, joiden toukat elävät Suomessa esiintyvillä lehtipuilla ja pensailla, isäntäkasvilajin runsaus selittää yksin yli puolet siitä lajimäärän vaihtelusta, joka voidaan havaita kullakin isäntäkasvilla[6].

Männyllä ja kuusella on selvästi vähemmän herbivorilajeja kuin lehtipuilla, mikä selittyy havupuiden neulasten ja lehtipuiden lehtien erilaisella rakenteella ja ravinto- ja haitta-ainepitoisuudella. Jaloilla lehtipuilla ja eteläisillä pensaslajeilla elää puolestaan paljon enemmän kasvinsyöjiä kuin mitä näiden kasvilajien runsauden perusteella voisi odottaa. Näitä kasveja kasvaa runsaasti laajoilla alueilla Keski-Euroopassa, ja osa niillä elävästä lajistosta on levinnyt Suomen eteläisimpien osien hemiboreaaliseen vyöhykkeeseen asti.

Kenttäkerroksen kasvilajeista herbivoreille tärkein on *Vaccinum*-suku, lähinnä mustikka ja juolukka, joilla voi elää yli 140 perhoslajia[8]. Myös muilla yleisimmillä ja runsaimmilla metsäkasveilla, kuten kanervalla, metsälauhalla ja maitohorsmalla, elää suhteellisen paljon kasvinsyöjälajeja. Vaikka monet sammalet ovat boreaalisen kangasmetsän pohjakerroksessa hyvin yleisiä ja runsaita, niitä käyttävät vain harvat kasvinsyöjät. Sammalia ovat erikoistuneet syömään muun muassa kovakuoriaisiin kuuluvat nupot *(Byrrhidae)*, joita elää metsissämme kymmenkunta lajia.

Lähes kaikkia harvinaisiakin kasvilajeja käyttää hyväkseen vähintään yksi tai muutama kasvinsyöjälaji. Lisäksi useimmilla harvinaisilla kasveilla elää niille erikoistuneita herbivoreja, joille kelpaa ravinnoksi vain yksi tai muutama lähisukuinen isäntäkasvi. Esimerkiksi konnanmarjoilla *(Actaea)* elää kaunis mustavalkoinen perhoslaji, nunnamittari *(Baptria tibiale)*. Siitä tavataan meillä kaksi alalajia, joista Etelä-Suomessa esiintyvä alalaji *(B. tibiale* ssp. *fennica)* elää mustakonnanmarjalla *(Actaea spicata)* ja Kuusamossa esiintyvä alalaji *(B. tibiale* ssp. *borealis)* punakonnanmarjalla *(A. erythrocarpa)*. Konnanmarjat kasvavat vain lehdoissa, ja nunnamittari puolestaan vaatii menestyäkseen melko laajoja isäntäkasvin kasvustoja.

Elävien puiden rungoilla ja oksilla kasvavia



Vanhassa luonnonmetsässä lahopuut muodostavat tyypillisesti 20–40 % koko puuston tilavuudesta. Susimäen vanhojen metsien suojelualue Hämeessä. Kuva: Juha Siitonen

epifyyttisiä jäkälälajeja on Suomessa noin 500 ja sammallajeja joitain kymmeniä. Epifyyttilajiston koostumus vaihtelee puulajeittain, mikä johtuu puiden kuoren erilaisesta rakenteesta, happamuudesta ja muista ominaisuuksista. Eniten epifyyttejä elää jaloilla lehtipuilla, joilla esiintyy myös paljon harvinaista, levinneisyydeltään eteläistä lajistoa. Todennäköisesti kaikkien elävien kasvien pinnoilla elää jäkälien ja sammalten lisäksi suuri joukko epifyyttisiä mikrobeja. Lisäksi terveiden puiden neulasten ja lehtien sisällä elää niin sanottuja endofyyttisiä mikrobeja. Sekä laji- että yksilömäärät ovat valtavia. Esimerkiksi yhdestä terveestä, eteläsuomalaisesta kuusesta eristettiin neulas-, oksa- ja runkonäytteistä noin sata erilaista sienilajia, joiden perusteella koko puun mikrosienten määräksi arvioitiin 170 lajia. Puiden normaalimikrobiston monimuotoisuus ja merkitys isäntäpuille tunnetaan toistaiseksi huonosti[11].

Vanhoissa luonnontilaisissa metsissä kuolleet puut muodostavat 20–40 % koko runkopuuston tilavuudesta[12]. Vielä enemmän lahopuuta voi olla, jos metsässä on äskettäin vieraillut metsäpalo, myrsky tai muu puuston kuolleisuutta lisäävä häiriö. Lahopuusto muodostaakin luonnontilaisissa boreaalisissa metsissä huomattavan osan koko maanpäällisestä biomassasta. Tätä taustaa vasten ei ole yllättävää, että lahopuusta riippuvaisia lajeja eli saproksyylejä on lähes kaikissa eliöryhmissä ja yhteensä noin 4 000–5 000 lajia eli vähintään 20 % koko metsälajistosta (taulukko 3.1)[12]. Saproksyylit käyttävät ravintonaan kuolleiden puiden nilaa ja puuainetta tai lahopuulla kasvavia sieniä, tai ne ovat toisten lahopuulla elävien lajien petoja tai loisia. Lajimäärältään suurimpia ryhmiä ovat puuta lahottavat kääväkkäät ja kotelosienet sekä hyönteislahkoista kovakuoriaiset, kaksisiipiset ja loispistiäiset, jotka loisivat muilla lahopuuhyönteisillä. Kääväkkäisiin kuuluvat muun muassa käävät, joissa puuta lahottavia lajeja on yli 200, sekä orvakat, joita tunnetaan Suomesta 330 lajia.

TIETOLAATIKKO 3.2

Loiset

Loisinta on evoluution tuottamista elämänmuodoista kaikkein menestynein. Huomattava osa – ehkäpä yli puolet – eliökunnasta on loisia. Loislajien osuus kasvaa sitä suuremmaksi, mitä alemmaksi eliökunnan sukupuussa mennään. Loisten lajimäärää voidaan arvioida ajattelemalla, että useimmilla isäntälajeilla on monia loislajeja ja vähintäänkin yksi siihen erikoistunut laji. Lajimääriä arvioitaessa on ongelmana, miten määritellä laji. Esimerkiksi sisäloiset ovat rakenteeltaan yksinkertaisia, eikä loisten lajiutumiseen yleensä liity selviä muutoksia niiden ulkomuodossa tai sisärakenteessa. Niinpä molekyylibiologiset menetelmät ovat mullistaneet myös loistutkimuksen, ja uusimpien tutkimusten perusteella loisten lajimäärä ja geneettinen monimuotoisuus on todettu paljon arvioitua suuremmaksi. Huolimatta loisten suuresta määrästä ja merkityksestä luonnossa, ne usein unohdetaan puhuttaessa luonnon monimuotoisuudesta.

Loisiksi käsitetään perinteisesti tietyt monisoluiset eläinryhmät, kuten heisimadot, sukkulamadot, väkäkärsämadot ja tiehytmadot sekä erilaiset ulkoloiset (kirput, täit, väiveet ja punkit). Näistä käytetään tieteellisessä kirjallisuudessa usein nimitystä makroloiset erotuksena yksisoluisista alkueläimistä, bakteereista, viruksista ja muista mikroloisista.

Kirput, täit ja punkit ovat lähinnä nisäkkäiden ja väiveet puolestaan lintujen loisia. Useimmilla nisäkäs- ja lintulajeillamme on niille erikoistuneita omia ulkoloislajejaan. Esimerkiksi liito-oravalla elää uhanalaiseksi luokiteltu liito-oravankirppu *(Monopsyllus indages indages)*. Monisoluisia sisäloisia eli loismatoja elää lähes kaikilla selkärankaisilla. Esimerkiksi metsämyyrällä ja punamyyrällä tunnetaan Suomessa 12 tällaista loista, joista noin puolet esiintyy vain näissä kahdessa lähisukuisessa isännässä. Samaan sukuun kuuluvan harmaakuvemyyrän loislajisto on sen sijaan huomattavasti köyhempi sisältäen vain yhden isäntäspesifisen lajin. Liito-oravalta tunnetaan vain yksi ainoa sisäloislaji (sukkulamato *Citellinema petrowi*), ja sammalensyöntiin erikoistuneelta metsäsopulilta ei tunneta lainkaan isäntäspesifisiä loismatoja. Nisäkkäistämme monipuolisin loislajisto on metsäpäästäisellä ja muilla *Sorex*-suvun päästäisillä, joilla on Suomessa tavattu 33 sisäloislajia (6 tiehytmatoa, 16 heisimatoa ja 11 sukkulamatoa). Yhdessä metsäpäästäisyksilössä voi elää toistakymmentä loislajia ja useita satoja loisyksilöitä.

Makroloisten elämänkierrot ovat hyvin vaihtelevia. Useimmilla sukkulamadoilla on yksinkertainen, niin sanottu suora elämänkierto, eli loisella on vain yksi isäntä, esimerkiksi metsämyyrä. Isännän ulosteiden mukana poistuvat munat ovat lajista riippuen joko valmiita infektoimaan uuden isännän tai niiden on käytävä läpi kolme vapaana elävää toukkavaihetta, ennen kuin toukka voi siirtyä ravinnon mukana metsämyyrään. Kaikilla heisi- ja tiehytmadoilla ja eräillä sukkulamadoilla on sen sijaan niin sanottu epäsuora elämänkierto, eli siihen kuuluu pääisännän, esimerkiksi metsämyyrän, lisäksi ainakin yksi selkärangaton väli-isäntä. Pääisännässä elää loisen suvullisesti lisääntyvä vaihe ja väli-isännässä loisen toukkavaihe, jonka tarkoituksena on päätyä uuteen pääisäntään ravinnon välityksellä. Myyrien heisimatojen väli-isännät ovat pieniä, maassa eläviä kuoripunkkeja (oribatideja) tai hyppyhäntäisiä, ja ne joutuvat pääisäntään vahingossa kasviravinnon mukana. Päästäisten heisimadoilla on suuri joukko erilaisia väli-isäntiä, esim. maakotiloita, kirppuja ja kovakuoriaisia, jotka yleensä kuuluvat päästäisten ravintovalikoimaan. Pikkunisäkkäät voivat itsekin toimia heisimatojen elämänkierroissa väli-isäntinä. Esimerkiksi kärpässä, lumikossa ja ketussa elää heisimatoja, joiden toukat elävät myyrien maksassa, ruumiinontelossa tai muissa elimissä. Petoeläimet saavat ravintonsa mukana ennemmin tai myöhemmin heisimadon toukkia, jotka kehittyvät niiden suolistossa aikuisiksi heisimadoiksi.

Yksisoluisten alkueläinten joukossa on myös lukematon määrä loisia. Yksisoluiset veriloiset ovat monimuotoinen ryhmä, ja niitä esiintyy runsaasti niin nisäkkäillä kuin linnuillakin. Veriloiset leviävät verta imevien hyönteisten eli vektorien välityksellä isännästä toiseen. Myös puutiaiset ovat tärkeitä mikro-

loisten levittäjiä. Suomessa puutiaiset levittävät borrelioosia aiheuttavaa bakteeria ja puutiaisaivokuumetta aiheuttavaa virusta myös ihmisiin. Useimmat mikroloiset leviävät kuitenkin isännästä toiseen suorien kontaktien välityksellä. Tällainen loinen on myös Puumala-virus, jonka normaali isäntä on metsämyyrä, mutta joka voi tarttua hengitysteitse ihmiseen ja aiheuttaa myyräkuumeena tunnetun taudin.

Makroloisten usein monimutkaiset elämänkierrot tekevät ne mielenkiintoisiksi ja myös ongelmallisiksi luonnon monimuotoisuuden tutkimuksen ja suojelun kannalta. Esimerkiksi tiehytmadoilla on 5–6 peräkkäistä elämänkierron vaihetta, joista osa on vapaana eläviä ja osa loisii toukkina 1–2 eri väli-isännässä. Jotta loinen lisääntyisi ja säilyisi, täytyy koko elämänkierron onnistua. Loisten pää- ja väli-isäntien ympäristö- ja elinvaatimukset voivat olla hyvin erilaisia. Monet erilaiset ja äkilliset ympäristöolojen muutokset voivat vaikuttaa loisten elämänkiertoihin, vaikka pääisäntä, esimerkiksi lintulaji, ei olisikaan uhanalainen.

Heikki Henttonen ja Voitto Haukisalmi

Pohjoisessa havumetsässä kaikkein suurimmat laji- ja yksilötiheydet tavataan metsämaasta, jossa elää miljoonia eläimiä neliömetrillä (tietolaatikko 3.1). Metsämaan hajottajaeliöiden muodostama ravintoverkko saa energiansa kahta kautta. Ensinnäkin karikkeita sataa varttuneessa metsässä muutamia tonneja hehtaarille vuodessa. Vähintään yhtä tärkeää on elävän kasvillisuuden juuristojen maanalainen biomassan tuotos. Puiden yhteyttämisessä sitomasta hiilestä 40–70 % päätyy maanalaisiin osiin[13]. Maan alla syntyykin paljon juurikariketta lyhytikäisistä hienojuurista[14]. Metsäpuut ja varvut ohjaavat aktiivisesti yhteyttämistuotteita paitsi juurten kasvuun, myös maanalaisiin sienijuuriinsa ja ulos juurista metsämaahan. Juurten erittämät yhdisteet lisäävät mikrobien biomassaa ja aktiivisuutta ritsosfäärissä[15].

Maan alla käydään myös kemiallista sotaa kasvien välillä: varsinkin varpukasvit erittävät fenoliyhdisteitä, jotka haittaavat sekä puiden siementen itämistä, juurten kasvua että sienijuurten toimintaa[16]. Toisaalta metsämaan mykorritsaverkon kautta eri puuyksilöt ovat yhteydessä toisiinsa ja jopa eri puulajien yksilöihin[17] sekä mahdollisesti varpuihinkin.

Edellä kuvattujen elinympäristöjen lisäksi suuri joukko lajeja käyttää elinpaikkoinaan muita metsän pienelinympäristöjä. Mykorritsa- ja lahottajasienten itiöemät ovat todellisia lajikeskittymiä, mikä selittyy itiöemien suurella ravintoarvolla, erityisesti typpipitoisuudella. Keskimääräinen sienisato on noin 50 kiloa hehtaarilla ja vaihtelee metsätyypistä ja vuodesta riippuen noin kymmenestä pariin sataan kiloon hehtaarilla[18]. Toukkana sieniä syöviä sienisääskiä tunnetaan Suomesta ja Karjalasta, jonka lajisto on selvitetty Suomea paremmin, yhteensä viitisensataa lajia. Mätäneviltä sieniltä tavataan lisäksi useita satoja muita kaksisiipis- ja kovakuoriaislajeja sekä näillä loisivia loispistiäisiä. Samanlaisia lajikeskittymiä ovat myös eläinten raadot sekä suurten nisäkkäiden, erityisesti hirven lanta.

Toisilla lajeilla loisiminen on hyvin yleinen elintapa, joka on kehittynyt monissa eri eliöryhmissä (taulukko 3.1, tietolaatikko 3.2). Loisia on sekä selkärangattomissa eliöissä että sienissä. Lajimääräisesti suurin ryhmä on loispistiäiset, jotka loisivat pääosin toisten hyönteislajien toukilla (tietolaatikko 3.4). Useimmilla kasvinsyöjälajeilla sekä muun muassa lahopuulla ja sienillä elävillä lajeilla loisii yksi tai useampia loispistiäislajeja, joista monet ovat erikoistuneet vain tiettyyn isäntälajiin. Sienistä ruoste-, noki- ja härmäsienet ovat vihreiden kasvien loisia, ja monet kotelosienet loisivat toisilla sienillä. Jopa alun perin omavaraisista, yhteyttävistä kasveista on kehittynyt loisia, kuten männyn juurista ravintonsa saava lehtivihreätön mäntykukka *(Monotropa hypopitys)*.

3.2
Eliölajien sopeutuminen metsän rakenteeseen ja dynamiikkaan

Suomen metsissä elävät eliölajit voidaan luokitella monella tavalla. Lajit eroavat toisistaan muun muassa sen mukaan, miten tarkoin ne ovat sopeutuneet elämään vain tietynlaisissa elinympäristöissä tai miten tarkkoja muita vaatimuksia niillä on elinolojen suhteen. Yhtä ääripäätä edustavat yleislajit, jotka tulevat toimeen kaikenlaisissa tai ainakin hyvin monenlaisissa metsissä. Toisen ääripään muodostavat spesialistilajit, jotka ovat vaateliaita elinympäristöjensä suhteen ja esiintyvät usein vain tietynlaisilla kasvupaikoilla, sukkessiovaiheissa tai pienelinympäristöissä. Suuri osa spesialistilajeista on herkkiä metsätalouden vaikutuksille. Esimerkiksi monet tietynlaista lahopuuta vaativat eliölajit esiintyvät nykyisin vain luonnontilaisen kaltaisissa metsissä, koska talousmetsissä ei ole niille sopivaa lahopuuta.

Yleisenä säännönmukaisuutena on, että monet isokokoiset lajit, nisäkkäät ja linnut, ovat metsien yleislajeja, kun taas pienikokoiset selkärangattomat eläimet ovat usein spesialisteja. Suurikokoisilla lajeilla, kuten hirvellä tai suurpedoilla, on suuri elinpiiri, eikä pienelinympäristöillä ja muulla metsän rakenteen pienimuotoisella vaihtelulla ole kovin suurta vaikutusta niiden esiintymiselle. Menneinä vuosisatoina ja vuosikymmeninä näiden lajien runsautta ra-

Koko metsikön puusto saattaa kuolla latvapalossa, jolloin kuollutta puuta voi olla satoja kuutiometrejä hehtaarilla. Pisavaaran luonnonpuiston paloalue.

Kuva: Juha Siitonen





Sysipimikkä *(Upis ceramboides)* elää avoimilla paikoilla olevissa taulakääpäisissä koivuissa. Laji suosii paloalueita, mutta tulee toimeen myös muunlaisissa häiriömetsissä.
Kuva: Juha Siitonen

joitti ennen muuta ihmisen vaino ja metsästys. Kun tällainen ihmisen vaikutus on vähentynyt, lajien kannat ovat kääntyneet kasvuun. Useimmat suurikokoiset lajit näyttävät tulevan varsin hyvin toimeen talousmetsissäkin.

Tilanne on aivan toinen pienikokoisilla spesialistilajeilla, joiden esiintymistä rajoittaa tietyn pienelinympäristön esiintyminen ja tiheys. Nämä pienelinympäristöt ovat luonnonmetsissäkin usein harvinaisia ja säilyvät vain lyhyen ajan, joen lajit tulevat toimeen vain riittävän suurilla metsäalueilla, missä sopivia elinpaikkoja löytyy jatkuvasti. Hyviä esimerkkejä ovat tietynlaiseen lahopuuhun sopeutuneet lajit.

Metsän sukkessio ja lajisto

Boreaalisten metsien eliölajit ovat evoluutionsa kuluessa sopeutuneet tavalla tai toisella pohjoisille havumetsille tyypilliseen rakenteeseen ja häiriödynamiikkaan. Lajit voivat olla riippuvaisia sekä laajan mittakaavan häiriöistä, kuten metsäpaloista tai myrskytuhoista, että pienen mittakaavan aukkohäiriöistä. Häiriöt pitävät yllä sukkessiota ja luovat eri lajeille sopivia elinpaikkoja (luku 2).

Laajan mittakaavan häiriöistä tärkeimpiä ovat olleet metsäpalot. Erityisesti voimakkaat latvapalot, jotka voivat polttaa koko pintakasvillisuuden ja suuren osan humuskerroksesta sekä tappaa puuston, muuttavat metsikön olosuhteet ja lajiston perinpohjaisesti. Humuskerroksen oheneminen palon seurauksena parantaa metsämaan lämpöoloja. Tuhkan ansiosta liukoisten ravinteiden määrä lisääntyy räjähdysmäisesti, ja hapan metsämaa muuttuu emäksiseksi. Tuhkan happamuutta vähentävät ja mikrobiston aktiivisuutta lisäävät vaikutukset näkyvät metsämaassa vuosikymmeniä[19]. Kun puuston suojaava lehvästö palaa pois, paloalueen pienilmasto muuttuu lämpötilan ja kosteuden suhteen ääreväksi. Mustunut maa imee päivällä auringon paahteessa lämpösäteilyä tehokkaasti, kun taas yöllä ulossäteily on voimakasta.

Voimakaskaan metsäpalo ei hävitä kaikkia paikalla olevia lajeja. Kasvilajeilla on erilaisia uudistumisstrategioita palon jälkeen. Varsinkin lehtipuiden juuristot saattavat paikoin selvitä palosta. Samoin selviävät syvällä maassa sijaitsevat maavarret, joita on isoina klooneina esiintyvillä kasveilla, kuten mustikalla ja puolukalla. Elossa säilyneiden osiensa avulla nämä lajit voivat uudistua kasvullisesti. Useiden siemenkasvilajien siemenet ja myös sanikkaisten ja sammalten itiöt säilyttävät itävyytensä jopa vuosikymmeniä syvällä humuskerroksessa. Monet lajit, jotka eivät välttämättä edes esiintyneet paloa edeltävässä pintakasvillisuudessa, pystyvät uudistumaan metsämaan siemenpankin avulla.

Muutamat lajit hyötyvät tai jopa vaativat paloa, jotta niiden siemenet tai itiöt aktivoituisivat ja itäisivät. Putkilokasveissa tällaisia lajeja ovat huhtakurjenpolvi *(Geranium bohemicum)*, kangasvuokko *(Anemone vernalis)* ja sarjatalvikki *(Chimaphila umbellata)*. Valtaosa paloalalle ensimmäiseksi ilmaantuvista kasvilajeista on kuitenkin siementen tai itiöiden avulla muualta tehokkaasti leviäviä pioneerilajeja[20,21].

Sukkession alkuvaiheen sammalet ovat tyypillistä pioneerilajistoa, jonka valtalajeja ovat muun muassa kulosammal *(Ceratodon purpureus)*, nuokkuvarstasammal *(Pohlia nutans)* sekä isokeuhkosammal *(Marchantia polymorpha)*.

Myös rupijäkälissä on useita palonsuosijalajeja. Pioneerilajit häviävät muutamassa vuodessa palon jälkeen pintakasvillisuuden sulkeutuessa.

Todennäköisesti jopa kymmenet sienilajit ovat riippuvaisia paloista, joskin erityisesti palon jälkeinen vaillinaissieni- ja muu piensienilajisto tunnetaan huonosti. Metsäpaloista riippuvaisia sienilajeja ovat muun muassa kotelosieniin kuuluvat hiilimaljakas *(Geopyxis carbonaria)*, useat muut maljakkaat (mm. *Peziza* spp.) ja kuplamörsky *(Rhizina undulata)* sekä kantasieniin kuuluva palohelokka *(Pholiota highlandensis)*. Kaikki nämä lajit ovat lahottajia, jotka nopeasti hyödyntävät metsäpalon tuottamia resursseja. Useimmat mykorritsasienet puolestaan häviävät palon seurauksena. Osa puuta lahottavista sienilajeista selviää metsäpalosta lahopuiden sisällä kasvavien rihmastojensa ansiosta, ja nämä lajit (esim. taulakääpä ja kantokääpä) alkavat tuottaa uusia itiöemiä jo vuosi pari palon jälkeen. Keskilahoissa ja pitkälle lahonneissa rungoissa elävät lahottajasienilajit puolestaan vähenevät tai häviävät kokonaan. Palaneisiin puihin ensimmäisinä ilmaantuvat lajit ovat – samoin kuin maassa kasvavat lahottajalajit – palon tuottamia resursseja nopeasti hyödyntäviä kotelosieniä, vaillinaissieniä sekä orvakoita[22].

Kolmisenkymmentä hyönteislajia esiintyy vain palaneissa metsissä. Näistä valtaosa on kovakuoriaisia, mutta joukkoon kuuluu myös muutamia latikoita *(Aradus* spp.*)*, kärpäsiä sekä pikkuperhoslajeja. Suurin osa lajeista käyttää ravintonaan paloalueella runsaana esiintyviä kotelosieniä ja vaillinaissieniä. Eräät kovakuoriaisiin kuuluvat palonsuosijalajit voivat ilmeisesti toimia palaneissa karikkeissa ja puissa kasvavien sienten vektoreina, eli ne siirtävät mukanaan sienten itiöitä tai muita leviäimiä uusille kasvualustoille[23]. Palaneilla koivuilla kasvavalla pikipallosienellä *(Daldinia loculata)* elää useita paloista riippuvaisia hyönteislajeja, muun muassa isokelokärsäkäs *(Platyrrhinus resinosus)* sekä koisaperhoslaji *(Apomyelois bistriatella)*. Varsinaiset kulolajit häviävät paloalalta jo muutamia vuosia metsäpalon jälkeen.

Koko metsikön puusto saattaa kuolla kokonaan tai suurimmaksi osaksi latvapalossa, joten kuollutta puuta voi olla palon jälkeen enimmillään satoja kuutiometrejä hehtaarilla. Onkin ymmärrettävää, että monet saproksyylilajit ovat sopeutuneet elämään sukkession alkuvaiheen avoimissa metsissä, joissa on paljon lahopuustoa. Tällaisia lajeja ovat esimerkiksi erittäin uhanalaiset harjaskääpä *(Funalia trogii)* ja keltakerroskääpä *(Perenniporia tenuis)*[24] sekä useat kymmenet kovakuoriaislajit, kuten sysipimikkä *(Upis ceramboides)* ja vaarantunut nahkuri *(Tragosoma depsarium)*. Runsaslaho-

Korpikolvan *(Pytho kolwensis)* toukka. Laji elää palorefugiokuusikoissa järeiden kuusimaapuiden kuoren alla noin 2–10 vuotta puun kaatumisen jälkeen. Kuva: R. Penttilä



Kuva: Reijo Penttilä

puustoinen avoin vaihe ja sille ominainen lajisto esiintyvät paloalalla noin 5–25 vuotta palon jälkeen eli siihen asti, kun uuden puusukupolven latvuskerros sulkeutuu.

Voimakkaan metsäpalon jälkeen puusto voi uudistua lehtipuuvaltaiseksi varsinkin tuoreilla kankailla, ja kuusi uudistuu vasta myöhemmin lehtipuuston alle[25]. Lehtipuuvaltainen pioneeripuusto järeytyy nopeasti, ja valtapuuston kuolleisuus alkaa kasvaa noin 50–100 vuotta palon jälkeen.

Keski-ikäisissä, lehtipuuvaltaisissa sukkessiometsissä on runsas lajisto, ja osa lajeista on tällaisista metsistä riippuvaisia. Linnuissa selvimpiä lehtimetsälajeja ovat valkoselkätikka, pikkutikka ja pyrstötiainen. Muihin eliöryhmiin kuuluvia, lehtimetsille ominaisia lajeja ovat esimerkiksi taulakääpä *(Fomes fomentarius)* ja pakurikääpä *(Inonotus obliquus)* sekä taula- ja pakurikäävän lahottamissa puissa kasvavat sitkokääpä *(Antrodiella semisupina)*, silokääpä *(Gelatoporia panneocincta)* ja rustikka *(Protomerulius caryae)*. Kovakuoriaisiin kuuluu kymmeniä lehtimetsävaiheen lajeja, kuten takkutiera *(Dorcatoma substriata)* ja isomustakeiju *(Melandrya dubia)*. Kellotalvikki *(Pyrola media)* sekä nahkajäkälät *(Peltigera* spp.*)* hyötyvät metsäpalojen jälkeisistä lehtimetsävaiheista, samoin esimerkiksi haavan rungoilla kasvavat hyytelöjäkälät *(Collema* spp.*)*.

Vanhalle metsälle ominainen puuston rakenne alkaa kehittyä noin 120–150 vuotta metsäpalosta tuoreen kankaan kuusivaltaisissa metsissä. Kuitenkin vasta noin 300 vuotta metsäpalosta metsikkö saavuttaa niin sanotulle palorefugiolle eli kulonkiertämälle tunnusomaisen puuston rakenteen, jota luonnehtii puuston uudistuminen pienialaisten aukkohäiriöiden seurauksena, puuston eri-ikäisyys sekä maapuiden lahoastejakauma, jossa pitkälle lahonneita runkoja on eniten. Vanhan metsän mikroilmasto on kostea, viileä ja varsin tasainen. Kaikkein vanhimmille palorefugiometsille tyypillisiä lajeja ovat muun muassa korpikolva *(Pytho kolwensis)*, monet jäkälät, kuten riippunaava *(Usnea longissima)*, takkuhankajäkälä *(Evernia divaricata)* ja lupporustojäkälä *(Ramalina thrausta)*, sekä monet maapuilla kasvavat maksasammalet, kuten hitupihtisammal *(Cephalozia macounii)* ja eräät muut pihti- *(Cephalozia* spp.*)* sekä lovi- *(Lophozia* spp.*)* ja paanusammalet *(Calypogeia* spp.*)*[26].

Boreaalisen metsän eri rakennepiirteistä riippuvaiset lajit

Eri lajit hahmottavat elinympäristönsä erilaisissa mittakaavoissa. Suurikokoisilla eläimillä, linnuilla ja useimmilla nisäkkäillä, yksilön elinpiiri on vähintään hehtaarien mutta enimmillään jopa kymmenien neliökilometrien laajuinen koostuen monenlaisista metsiköistä. Metsiköt voivat olla myös toisistaan erillisiä. Esimerkiksi valkoselkätikka pesii metsiköissä, joissa lehtipuiden osuus puustosta on yli 90 %[27]. Valkoselkätikkapari tarvitsee pesimäaikaiseksi reviirikseen vähintään 50 hehtaaria runsaslahopuista lehtimetsää, joka voi koostua yhdestä tai useasta lähekkäin olevasta metsiköstä[28]. Jotta vähintään useista pareista koostuva valkoselkätikkapopulaatio voisi säilyä jollakin alueella, tulee sille sopivaa lehtipuuvaltaista metsää olla maisematasolla vähintään 10–20 %, muussa tapauksessa populaatio ajan mittaan häviää[29]. Tällaista sopivan elinympäristön minimimäärää joko maiseman tai metsikön tasolla kutsutaan lajien esiintymisen kynnysarvoksi (luku 3.4).

Lintujen ja nisäkkäiden esiintymisen riippuvuutta ympäröivän maiseman laadusta on tutkittu useilla lajeilla. Esimerkiksi liito-oravan levinneisyysalueen pohjoisreunalla Kainuussa on havaittu, että liito-oravan asuttamien metsiköiden ympärillä kilometrin säteellä on kolme kertaa enemmän vanhaa kuusivaltaista sekametsää kuin maisemassa keskimäärin[30]. Avoimien alueiden (avosuot, avohakkuut) osuus lajin asuttamien metsiköiden ympärillä on vastaavasti noin puolta pienempi[31]. Etelä-Suomessa, missä on keskimäärin enemmän liito-oravalle sopivaa metsää, lajin esiintymistä rajoittavat eniten metsikkötason rakennepiirteet, kuten pesäpuiksi sopivien isojen kolohaapojen esiintyminen (tietolaatikko 3.3).

Useimmat hyönteiset ja muut pienikokoiset eliölajit ovat riippuvaisia metsikkötason tietyistä rakennepiirteistä. Tällaisia eri lajeille ja lajiryhmille keskeisiä rakennepiirteitä ovat eri puulajien yksilöt – erityisesti haavan ja muiden lehtipuiden esiintyminen –, vanhat puuyksilöt, kuolleet pystypuut ja kuolleet maapuut.

Eri puulajien elävät yksilöt ovat tärkeitä muun muassa niitä syöville herbivoreille sekä

TIETOLAATIKKO 3.3

Liito-orava

Etelä-Suomen metsiä asuttaa kolme uhanalaiseksi luokiteltua nisäkästä: susi, tammihiiri ja liito-orava. Suden uhkatekijä on metsästys, kun taas liito-oravan viimeaikainen väheneminen tulkitaan seuraukseksi metsätalouden aiheuttamista muutoksista. Liito-orava on harvalukuinen laji, jonka elinpiirit ovat suuria[32]. Lajin suojelu vaatii siten suuren mittakaavan suunnittelua.

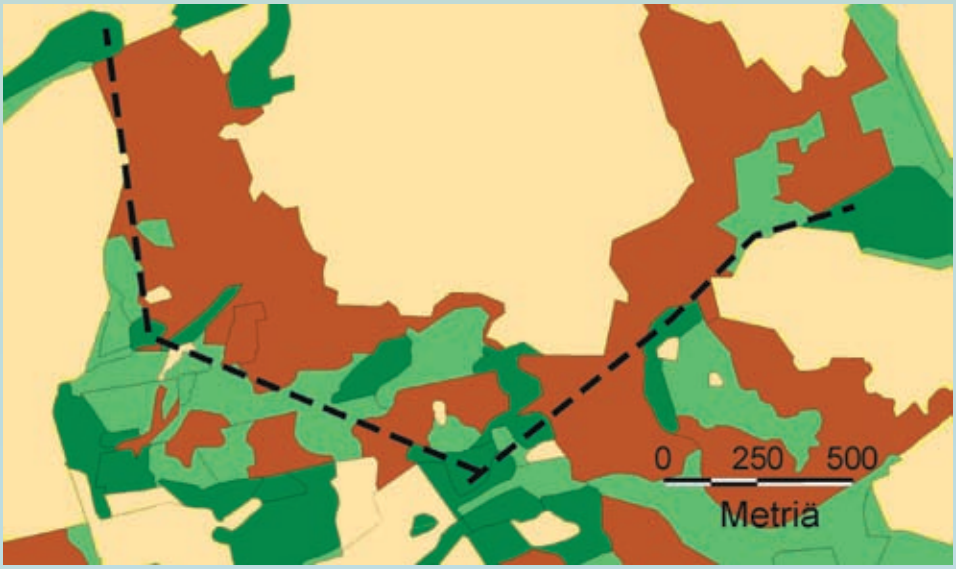
Liito-orava on kuusivaltaisten metsien laji, mutta se kykenee liikkumaan ja ruokailemaan myös muilla puustoisilla alueilla33. Liito-orava liikkuu helposti erillään olevien kuusikoiden välillä, kunhan täysin avoimen alueen koko ei ylitä sen liitomatkaa (70–100 m)[33].

Nuoret liito-oravat lähtevät emonsa elinpiiriltä ensimmäisen elinvuotensa syksynä. Ne siirtyvät keskimäärin 2,5 km päähän syntymäpaikastaan, mutta pisimmillään matka voi olla linnuntietä mitattuna jopa 8–9 km. Varsinkin kauas synnyinpaikastaan vaeltavat nuoret lähtevät yleensä suuntaan, jossa on eniten kuusivaltaista metsää, mutta matkan aikana ne kykenevät ylittämään vastaan tulevia esteitä ja pyrkivät liikkumaan melko suoraan. Täysin avoimia alueita, kuten laajoja peltoaukeita, ne eivät pysty ylittämään, ellei minkäänlaista puustoyhteyttä ole. Esimerkiksi ojanvarsien pensaikot ja puut riittävät kuitenkin peltoalueiden ylittämiseen[34].

Hyvän liikkumiskykynsä ansiosta liito-orava todennäköisesti pystyy helposti siirtymään metsäalueelta toiselle Etelä-Suomen pirstoutuneessa metsämaisemassa[33,34]. Merkittävämpi ongelma liito-oravalle on, etteivät talouskuusikot täytä sen elinympäristövaatimuksia. Suurin puute on pesäpuiksi sopivista isokokoisista haavoista. Koska liito-orava tarvitsee lehtipuita ravinnokseen, riittävä lehtipuun määrä ja erityisesti pesäpuiksi sopivien haapojen määrä tulisi ottaa metsänhoidossa ensisijaisesti huomioon, kun suunnitellaan liito-oravan suojelua talouskuusimetsissä.

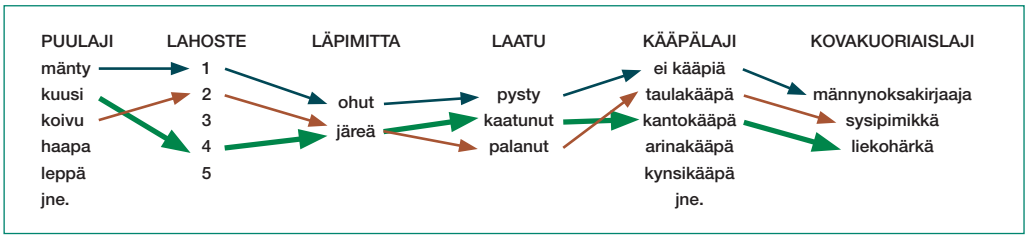
Oheinen kuva on maisemakartta Anjalankosken tutkimusalueelta, jossa kahden nuoren, radiolähettimen avulla seuratun liito-oravan levittäytymisreitti syntymäreviiriltään uudelle elinpiirille on kuvattu mustalla katkoviivoituksella. Kartassa tumman vihreä kuvaa varttunutta kuusimetsää, vaalean vihreä muuta puustoista aluetta, mm. nuorta metsää ja siemenpuuhakkuita, ruskea kuvaa niukkapuustoisia alueita, mm. taimikoita ja rämeitä, ja keltainen on avointa aluetta, kuten peltoa.

Vesa Selonen ja Ilpo K. Hanski



KUVA 3.1

Monien eri tekijöiden kombinaatiot vaikuttavat siihen, mitä lajeja kuolleessa puussa voi elää. Lajien kannalta erilaisia lahopuuelinympäristöjä on satoja[38].



niiden rungoilla ja oksissa kasvaville epifyyteille. Vanhat, paksukaarnaiset puuyksilöt ovat erityisen tärkeitä epifyyttijäkälille ja -sammalille. Boreaalisista metsäpuista runsain lajisto on raidalla: yhdellä ainoalla paksukaarnaisella raidalla voi elää lähes 40 epifyyttilajia[35]. Haavan epifyyttilajisto poikkeaa eniten muiden metsäpuiden lajistosta, mikä johtuu haavan kaarnan ravinteisuudesta ja emäksisyydestä[36,37]. Monet epifyyttijäkälät leviävät ja kasvavat niin hitaasti, että täysikokoisia lisääntymiskykyisiä yksilöitä alkaa esiintyä vasta hyvin vanhoilla, vähintään 120-vuotiailla isäntäpuilla[26].

Lahopuut tarjoavat lahoamisen eri vaiheissa hyvin monenlaisia elinympäristöjä lahopuusta riippuvaisille saproksyylilajeille. Kuolleessa puussa elävä lajisto määräytyy pääasiassa puulajin, puun lahoasteen ja puuta lahottavien sienten mukaan (kuva 3.1). Myös rungon läpimitta, puun laatu (pystypuu, pökkelö, maapuu) sekä ympäristöolot, kuten kosteus ja varjoisuus tai paahteisuus, ovat monille lajeille ratkaisevan tärkeitä. Lajiston kannalta merkityksellisiä yhdistelmiä on satoja: esimerkiksi tuoreessa tuulenkaatokuusessa on täysin erilainen lajisto kuin tuoreessa tuulenkaatokoivussa tai kantokäävän pitkälle lahottamassa kuusessa. Lisäksi puun eri osat tarjoavat erilaisia pienelinympäristöjä. Puun oksissa, rungossa ja juurissa, kuoressa, nilassa ja puussa, lahottajasienten itiöemissä ja rihmastoissa, ontoissa puissa ja kolopesijöiden pesissä elää kaikissa niihin erikoistuneita eliölajeja.

Kuolleilla kelopuilla elää varsin vähän lajistoa. Keloilla ja palokannoilla esiintyy kuitenkin niille erikoistuneita rupijäkälälajeja. Esimerkiksi monet nokinuppislajit *(Caliciales)* ovat tyypillisiä kelopuupintojen asukkeja. Lisäksi kelopuut ja erityisesti kelohaavat ovat tikkojen suosimia pesäpaikkoja, ja tikkojen kaivertamia koloja käyttävät puolestaan useimmat muut kolopesijät sekä niiden pesissä elävät muut lajit. Kaatuneilla keloilla on täysin erilainen lahottajasienilajisto kuin elävänä kaatuneilla puilla[39].

Lehtipuupökkelöissä elää hyvin runsas lajisto ja paljon sellaisia lajeja, jotka eivät käytä maapuita lisääntymispaikkoinaan. Maapuiden lajimäärä ja lajikoostumus vaihtelee paljon puulajin, lahoasteen ja muiden tekijöiden mukaan. Yleisenä säännönmukaisuutena on kuitenkin havaittu, että lajimäärä kasvaa rungon läpimitan kasvaessa sekä lahoasteen kasvaessa aina keskilahoihin runkoihin asti. Kokonaislajimäärä ja erityisesti harvinaisten ja vaateliaiden spesialistilajien määrä on suurimmillaan järeissä ja pitkälle lahonneissa rungoissa.

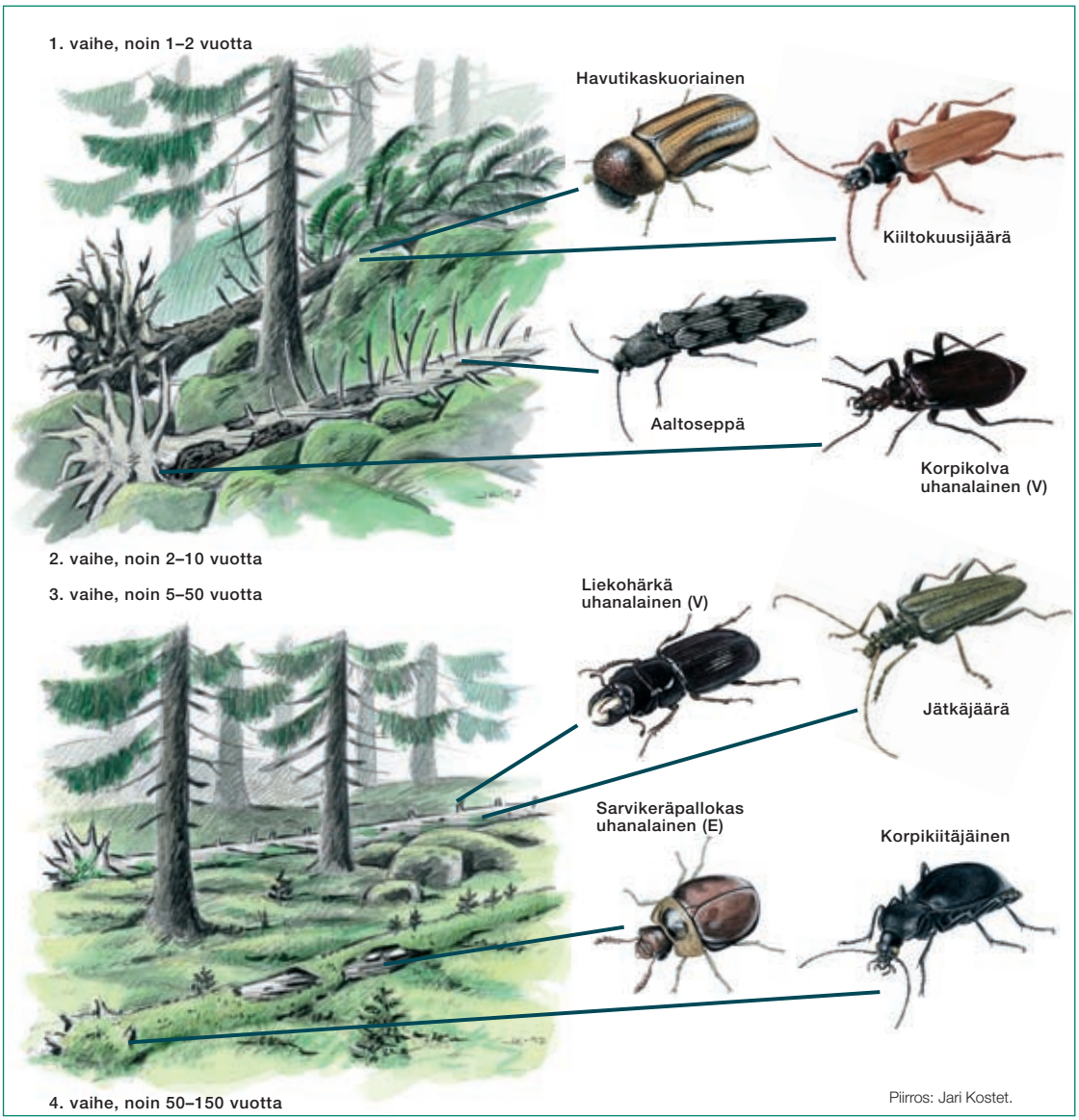
Puuston ohella myös muut metsän rakennepiirteet voivat olla tietyille lajiryhmille tärkeitä. Esimerkiksi vanhassa metsässä tuulen juurineen kaatamien puiden juurikuopissa esiintyy keskimäärin kaksi kertaa enemmän sammallajeja kuin ympäristön häiriöttömässä metsämaassa[40]. Muutamat lajit, kuten aarnisammal *(Schistostega pennata)*, näyttävät olevan tästä pienelinympäristöstä riippuvaisia. Kahden erilaisen elinympäristön, esimerkiksi kivennäismaan ja suon, väliset vaihettumisvyöhykkeet eli ekotonit ovat usein runsaslajisia elinympäristöjä. Monet lajit suosivat esimerkiksi soiden korpireunuksia, kangasmetsien kosteita notkelmia ja suopainanteita tai kalliojyrkänteitä.

Lajiston sukkessio lahopuulla

Puun kuollessa käynnistyy lahosukkessio, jossa kuolleessa puussa elävä eliöyhteisö muuttuu jatkuvasti lahoamisen edetessä[12]. Hyönteislajistossa voidaan erottaa neljä sukkessiovaihetta[26,41] (kuva 3.2). Ensimmäinen vaihe alkaa heti puun kuoltua ja kestää vain yhden tai kaksi vuotta. Heikentyneisiin tai äskettäin kuolleisiin puihin iskeytyvät ensimmäisinä nilaa syövät kaarnakuoriaiset *(Scolytidae)* sekä usein pikikärsäkkäät *(Pissodes)* ja eräät jäärälajit *(Cerambycidae)*. Kuoren alle kaivautuvat kaarnakuoriaiset tuovat mukanaan suuren joukon muita lajeja. Äskettäin kuolleisiin puihin kulkeutuu kuoriaisiin tarttuneina muun muassa sinistäjäsieniä ja erilaisia muita vaillinaissieniä, bakteereita, alkueläimiä

KUVA 3.2

Puun kuollessa käynnistyy lahosukkessio, jossa puussa elävä eliöyhteisö muuttuu jatkuvasti lahoamisen edetessä. Esimerkkejä eri lahoamisen vaiheisiin erikoistuneista kovakuoriaisista kuusimaapuussa.





Monet kääpälajit ovat niin kutsuttuja seuraajalajeja, jotka kasvavat vain tietyn edeltäjälajin lahottamassa puussa. Rusokääpä *(Pycnoporellus fulgens)* kasvaa vain kantokäävän *(Fomitopsis pinicola)* seurassa (Kuva: Reijo Penttilä).

ja ankeroisia. Kaarnakuoriaiset kuljettavat mukanaan myös lentokyvyttömiä punkkeja.

Kaarnakuoriaiset perustavat syömäkuvionsa kuoren alle parissa viikossa, minkä jälkeen käytäviin hakeutuu lukuisia muita lajeja, muun muassa petokovakuoriaisia ja -kärpäsiä, käytävissä kasvavia sieniä syöviä kovakuoriaisia ja kaksisiipisiä sekä loispistiäisiä. Kaarnakuoriaisten seuralaislajisto on usein hyvin runsas. Esimerkiksi kirjanpainajan *(Ips typographus)* käytävissä elää ainakin 140 muuta selkärangattomiin kuuluvaa lajia[42]. Petojen ja loisten lisäksi kaarnakuoriaisten valtaamat puut houkuttelevat muita sekundäärisiä nilaa ja puuta syöviä kovakuoriaislajeja.

Lahosukkession ensimmäisessä vaiheessa käytetään puun ravinteikkain osa eli nila- ja jälsikerros. Muutamat lajit kaivavat kuitenkin käytävänsä tuoreen puun sisään ja käynnistävät myös puuaineen lahoamisen. Tikaskuoriaiset *(Trypodendron* spp.*)* sekä puupiirtäjät *(Hylocoetus* spp.*)* kaivavat syömäkuvionsa pintapuun sisään ja istuttavat samalla puuhun symbionttisieniään, jotka pystyvät tehokkaasti käyttämään puussa olevia helppoliukoisia hiilihydraatteja. Näiden kovakuoriaislajien toukat eivät syö puuta vaan käytäviinsä kasvavaa sienirihmastoa. Tukkijäärien *(Monochamus* spp.*)* isokokoiset toukat kaivavat rungon keskelle asti ulottuvia käytäviä ja avaavat samalla tien puun sisään muille lajeille.

Lahosukkession toinen vaihe alkaa tavallisesti jo toisena vuonna puun kuolemisen jälkeen ja kestää olosuhteista riippuen parista vuodesta muutamaan vuoteen. Puussa elää sekundäärisiä nilaa syöviä lajeja, jotka käyttävät kuoren alle jääneitä nilan rippeitä ja muiden lajien purua, sekä kuoren alla ja pintapuussa kasvavaa sienirihmastoa syöviä lajeja. Näillä lajeilla on omat peto- ja loislajinsa. Ensimmäiset kääpälajit, kuten kuusenkynsikääpä *(Trichaptum abietum)*, alkavat tuottaa itiöemiä.

Kolmas vaihe alkaa, kun puun nilakerros on kokonaan käytetty ja kuorenalainen habitaatti häviää kuoren vähitellen irrotessa ja pudotessa. Tälle vaiheelle ovat ominaisia kääpien itiöemiä ja sienettynyttä puuta ravintonaan käyttävät lajit, jotka ovat usein erikoistuneita yhteen tai harvaan kääpälajiin. Rungon pääasiallinen lahottajasieni – useimmiten jokin kääpälaji – määrää paljolti sen, mitä muita lahottajasieni- ja hyönteislajeja rungossa voi esiintyä. Esimerkiksi taulakäävän *(Fomes fomentarius)*, kantokäävän *(Fomitopsis pinicola)* tai arinakäävän *(Phellinus igniarius)* lahottamissa koivupökkelöissä elää samassakin metsikössä selvästi erilainen lajisto[43].

Lahosukkession neljännessä vaiheessa puussa elävä lajisto korvautuu vähitellen maaperälajistolla. Vain harvat lahopuuta ravintonaan käyttävät lajit ja niiden pedot elävät pitkälle lahonneissa maapuissa. Pitkälle lahonneet, sammalten peittämät maapuut säilyttävät varsin tasaiset kosteus- ja lämpöolot ympäristöönsä verrattuna. Monet maassa elävät eliölajit käyttävät tällaisia runkoja suojanaan (esim. nilviäiset), talvehtimiseen tai lepokausien viettoon (monet maakiitäjäiset) tai saalistukseen (juoksujalkaiset). Järeän rungon maatuminen

näkymättömiin kestää puulajista ja olosuhteista riippuen noin 50–300 vuotta ja on nopeampaa etelässä ja rehevillä kasvupaikoilla kuin pohjoisessa ja karuilla kasvupaikoilla.

Lahottajasienten sukkessiossa voidaan samoin erottaa useita vaiheita, ja eri lahottajasienilajit asuttavat samaa runkoa lahoamisen eri vaiheissa[39]. Suurin osa eläviä puita lahottavista käävistä voi jatkaa kasvuaan rungossa vielä vuosia tai vuosikymmeniä puun kuoleman jälkeen, mutta tietyt lajit, kuten pakurikääpä, häviävät nopeasti. Jos terve puu esimerkiksi kaatuu myrskyssä, puun lahoamissukkessio muodostuu toisenlaiseksi, ja lahottamisen aloittavat toiset lajit.

Puun pääasiallinen lahottajalaji (useimmiten jokin kääpä) valtaa usein suuren osan rungosta, säilyy puussa pitkän aikaa ja määrää paljolti sen, mitä muita lajeja puuhun tulee. Vallitsevat lahottajat häviävät puusta vasta sitten, kun runko on jo pitkälle lahonnut. Useat lahoamissukkession keskivaiheen lajit esiintyvät vain rungoilla, jotka jokin toinen laji on ensin lahottanut; tähän mennessä tällaisia lajipareja on havaittu jo yli kaksikymmentä[44].

Lahoamissukkession myöhäisvaiheeseen erikoistuneet lajit ilmaantuvat vasta pitkälle lahonneille, usein osittain sammalten peittämille ja kosteille rungoille. Tähän vaiheeseen kuuluu kääpälajeja, mutta erityisen paljon orvakoita sekä myös joitakin mykorritsasieniä, jotka siirtävät ravinteita kuolleista puista elävän puuston käyttöön.

3.3 Metsälajien populaatioekologia

Populaation koko ja kannanvaihtelu

Populaatiolla eli kannalla tarkoitetaan samalla paikalla keskenään vuorovaikutuksessa elävien saman lajin yksilöiden joukkoa. Usein kannan rajaaminen luonnossa on hankalaa, etenkin jos lajin asuttama elinympäristö kattaa laajan alueen. Esimerkiksi peippo esiintyy suuressa osassa Suomea lähes kaikenlaisissa metsissä. On kuitenkin ilmeistä, että esimerkiksi Lohjan peipot eivät ole pesimäaikaan minkäänlaisessa ekologisessa vuorovaikutuksessa Ilomantsin peippojen kanssa, ja siksi ne eivät kuulu samaan populaatioon. Populaation rajaaminen on tällaisessa tapauksessa osittain mielivaltaista, mutta ekologisesti hyödyllinen peippopopulaation rajaus ottaa huomioon, miten laajalla alueella peipot lisääntymisaikana liikkuvat ja voivat siten olla tekemisissä keskenään. Sopiva rajaus peippopopulaation tarkasteluun voi siten olla parin neliökilometrin alue. Toisaalta monet lajit elävät luonnostaan tai ihmistoiminnan seurauksena pirstoutuneessa elinympäristössä, jolloin tietyssä elinympäristölaikussa – esimerkiksi vanhan metsän saarekkeessa – elävää yksilöjoukkoa on sopiva kutsua paikalliskannaksi.

Populaation koon ajallinen vaihtelu eli kannanvaihtelu (populaatiodynamiikka) on seurausta kaikista niistä tekijöistä, jotka vaikuttavat syntyvyyteen, kuolevuuteen ja yksilöiden muuttoon populaatioon ja siitä pois. Milloin populaation rajaaminen on hankalaa, populaation koon sijasta voidaan tarkastella myös sen tiheyttä eli yksilömäärää pinta-alayksikköä kohti. Sopivinta on tarkastella lajin tiheyttä vain lajille sopivassa elinympäristössä, joka usein kattaa ainoastaan pienen osan koko tarkastelualueesta. Populaation koon säätely on seurausta tekijöistä, joiden vaikutuksesta syntyvyys vähenee, kuolevuus kasvaa tai poismuutto (emigraatio) voimistuu, kun populaation koko tai tiheys kasvaa.

Hiukan yksinkertaistaen voidaan todeta, että joidenkin lajien kannan koko riippuu ennen muuta tarjolla olevien resurssien määrästä, toisilla lajeilla taas luontaiset viholliset (pedot ja loiset) pitävät kannan pienempänä kuin se muuten olisi. Metsälajeissa on esimerkkejä molemmista tapauksista (tietolaatikko 3.4). Monien lahopuussa elävien hyönteisten kannan koon määrää sopivan elinympäristön määrä, tosin sillä varauksella, että kun sopivaa lahopuuta on hyvin vähän kanta voi hävitä kokonaan (katso jakso ”Lajien

TIETOLAATIKKO 3.4

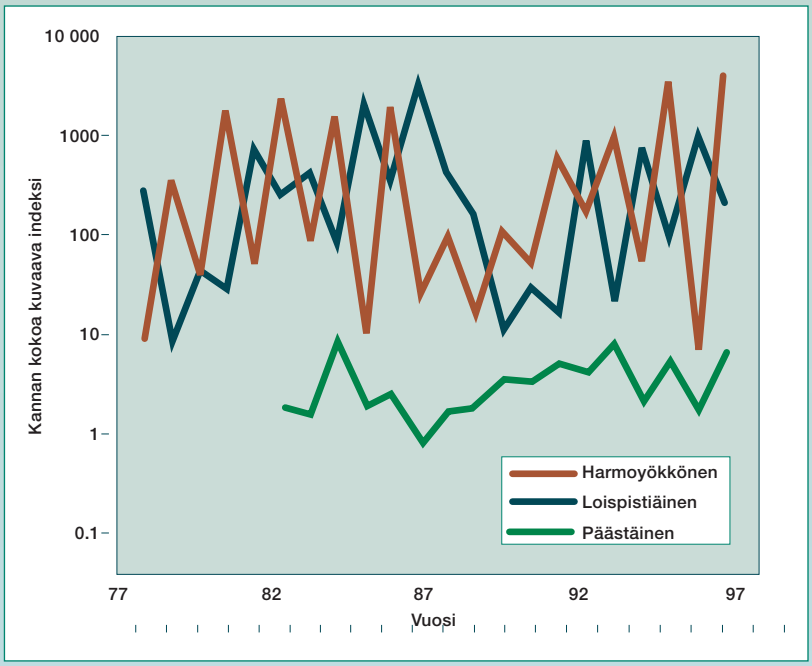
Harmoyökkösten vuorovuosittainen kannanvaihtelu

Harmoyökköset (suku *Xestia*) ovat vanhoille boreaalisille metsille tunnusomaisia yöperhosia, joita esiintyy Suomessa 22 lajia. Harmoyökköset ovat joinakin vuosina niin runsaita, että niiden toukkia ja koteloita syövät päästäiset runsastuvat merkittävästi[45]. Pohjoisten harmoyökkösten erikoisuus on niiden kantojen säännöllinen kaksivuotinen runsausvaihtelu. Itä-Lapissa harmoyökköset ovat runsaita parittomina vuosina ja kertaluokkaa vähälukuisempia parillisina vuosina. Länsi-Lapissa tilanne on päinvastainen. Toukkien kasvatukset ovat osoittaneet, että harmoyökkösten yksilönkehitys kestää kaksi vuotta. Siten tietyllä paikalla elää kaksi erillistä kantaa, jotka eivät lisäänny keskenään. Populaatioekologisesti mielenkiintoinen kysymys on, miksi toinen näistä kannoista on säännöllisesti runsas, toinen taas harvalukuinen.

Värriössä Itä-Lapissa suoritetut tutkimukset osoittavat, että harmoyökkösten jaksoittainen kannanvaihtelu on mitä ilmeisimmin seurausta yökkösten ja niitä loisivan *Ophion luteus* -loispistiäisen välisestä vuorovaikutuksesta. Loisen kehitys kestää vain yhden vuoden, ja niinpä sen kanta ”hyppii” parillisten vuosien harvalukuisten ja parittomien vuosien runsaiden harmoyökköskantojen välillä. Kun loinen loisii harvinaisempaa isäntäkantaa, loisyksilöitä kehittyy vähän, ja näillä yksilöillä on vähäinen vaikutus runsaamman kannan kokoon. Mutta runsaassa kannassa kehittyy niin paljon loisia, että kun ne siirtyvät taas seuraavana vuonna loisimaan harvinaisempaa isäntäkantaa, ne pitävät tämän kannan pienenä[45].

Oheen on kuvattu harmoyökkösten ja niitä loisivan *Ophion luteus* -loispistiäisen kannanvaihtelu Värriön biologisen aseman alueella vuosina 1978–1999. Kuvaan on piirretty myös alueen päästäiskannan tiheys vuosina 1983–1999. Huomaa, kuinka harmoyökkösten kanta on suurin parittomina, loisen taas parillisina vuosina. Päästäispopulaation koko seuraa harmoyökkösten kantaa[45].

Ilkka Hanski



TIETOLAATIKKO 3.5

Paikalliskannan häviämisriski

Kaikilla paikalliskannoilla on suurempi tai pienempi riski kuolla sukupuuttoon. Paikalliskannan häviämisriskiin vaikuttavat monet seikat, joista osa on populaation sisäisiä tekijöitä (yksilöiden lisääntymiseen ja kuolemiseen väistämättä liittyvä satunnaisuus, kannan perinnöllinen koostumus), osa taas ulkoisia tekijöitä (esim. vaihtelevat ympäristöolot). Elinympäristön väheneminen ja yhtenäisten kantojen pirstoutuminen elinympäristön pirstoutumisen myötä vaikuttavat paikalliskantojen kokoon ja tätä kautta niiden häviämisriskiin. Ympäristöolojen, esimerkiksi sään, satunnainen vaihtelu lisää merkittävästi etenkin pienten paikalliskantojen häviämisriskiin.

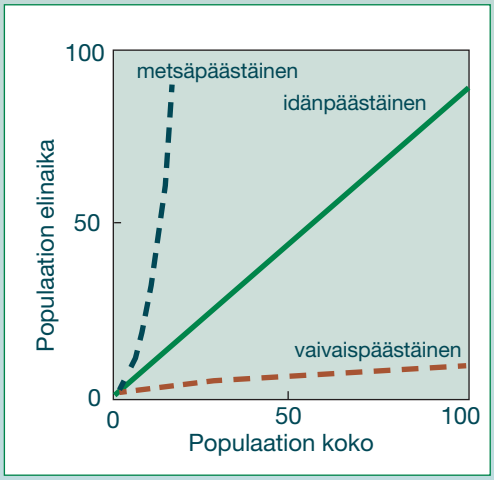
Vaihtelevien ympäristöolojen vaikutusta kannan odotettavissa olevaan elinaikaan (T) kuvaa seuraava matemaattisen mallin ennuste[46]: $T = K^s/sr$, missä K on kannan asuttaman elinympäristölaikun kantokyky, joka on usein suhteessa laikun kokoon, $s = 2r/v$, ja r ja v ovat kannan luontaisen kasvunopeuden keskiarvo ja sen varianssi[47]. Tämä tulos kertoo, että populaation ennustettu elinaika on sitä lyhyempi ja siten häviämisriski sitä suurempi, mitä pienempiä ovat elinympäristön kantokyky K ja kannan kasvunopeus r ja toisaalta mitä suurempi on kasvunopeuden ajallinen vaihtelu v. Ympäristöolojen ajallinen vaihtelu lisää tekijän v arvoa, mikä ennusteen mukaan vähentää kannan elinaikaa. Jos tekijöiden K, r ja v arvot tunnetaan, voidaan kannan elinkykyä vallitsevissa oloissa arvioida esitetyn mallin avulla.

Huomattava ongelma tämän ja muiden populaatioekologian häviämismallien käytössä on kuitenkin ympäristömuutosten arvaamattomuus. Mikään ekologinen malli ei voi ottaa huomioon kaikkien epätavallisten ilmiöiden esiintymistodennäköisyyttä, ja usein kannan häviäminen johtuu juuri tällaisesta tapahtumasta.

Tärkeimmäksi opetukseksi jää kannan ennustetun elinajan T riippuvuus kantokyvystä K ja siten elinympäristölaikun koosta – mitä pienempi elinympäristölaikku, sitä lyhyempi kannan odotettavissa oleva elinaika. Täsmälleen miten nopeasti odotettavissa oleva elinaika kasvaa elinympäristölaikun koon kasvaessa, riippuu lajin ominaisuuksista (mallin tekijä s). Joillakin lajeilla riippuvuus on jyrkkä, toisilla taas loivempi.

Oheisessa kuvassa on esitetty paikalliskannan ennustettu elinaika suhteessa elinympäristölaikun (saaren) kokoon kolmella päästäislajilla, metsäpäästäisellä, idänpäästäisellä ja vaivaispäästäisellä, Ilomantsissa tehdyissä tutkimuksissa[48,49]. Tuloksista nähdään, että riippuvuus on jyrkkä metsäpäästäisellä mutta loiva vaivaispäästäisellä. Tämä tulos tulkittiin siten, että pienikokoisen vaivaispäästäisen kanta on erityisen herkkä elinympäristön ajalliselle vaihtelulle, mistä syystä varsin suurellakin kannalla on huomattavan suuri riski hävitä ja siten lyhyt odotettavissa oleva elinaika.

Ilkka Hanski



esiintymisen kynnysarvo ja ekologinen vaste"). Lajien sisäinen ja välinen kilpailu ravinnosta lienee lahopuuhyönteisten kokoa säätelevä tekijä. Monien metsäpuiden lehtiä ja neulasia syövien hyönteisten kannat ovat puolestaan petojen ja loisten säätelemiä. Metsätalouden aiheuttamat muutokset metsien rakenteessa ovat aiheuttaneet suuria muutoksia monien lajien kannoissa, muun muassa pienentäneet voimakkaasti satojen uhanalaisiksi käyneiden lajien kantoja[1].

Monien nisäkkäiden ja lintujen kannat ovat melko vakaita, kun taas monien metsähyönteisten kantoja luonnehtii valtavan suuri vaihtelu, ääriesimerkkinä mäntypistiäisten epäsäännöllisin välein toistuvat massaesiintymät. Useimpien lajien kannat vaihtelevat jokseenkin satunnaisesti kannan keskimääräisen koon molemmin puolin, mutta poikkeuksiakin on. Myyräkantojen vaihtelussa vuorottelevat huippuvuodet ja aallonpohjat varsin säännöllisesti, Etelä-Suomessa 3 vuoden välein, pohjoisempana 4–5 vuoden välein (tosin viime vuosina myyräkantojen vaihtelu on käynyt entistä epäsäännöllisemmäksi toistaiseksi tuntemattomista syistä). Ilmastotekijät, kuten kesän ja talven keskilämpötilat sekä sademäärä, vaikuttavat ratkaisevasti monien lajien lisääntymismenestykseen, mistä syystä käynnissä olevan ilmastonmuutoksen voidaan olettaa muuttavan paitsi lajien maantieteellistä levinneisyyttä myös niiden kannanvaihteluita nykyisillä levinneisyysalueilla.

Monilajisten eliöyhteisöjen rakennetta voidaan luonnehtia paitsi lajimäärällä, myös yhteisön lajien runsausjakauman muodon avulla. Tavanomaista on, että vain muutama laji eliöyhteisössä on hyvin runsas, ja pääosa lajeista on luonnostaan harvinaisia. Lajien harvinaisuus voi johtua monista seikoista, joista keskeinen on lajin sopeutuminen elämään sellaisissa ympäristöoloissa, joita esiintyy vain harvoissa paikoissa. Tällaiset elinympäristövaatimuksiltaan vaateliaat ja siksi luonnostaan harvinaiset lajit ovat kaikkein herkimpiä ympäristömuutoksille: näiden lajien paikalliskannat ovat keskimäärin pieniä, minkä seurauksena paikalliskantojen häviämisriski on suuri (tietolaatikko 3.5). Koska sopivia elinpaikkoja on harvassa, uusia paikalliskantoja syntyy hitaasti, jolloin myös lajin alueellinen säilyminen voi vaarantua elinympäristöjen muuttuessa.

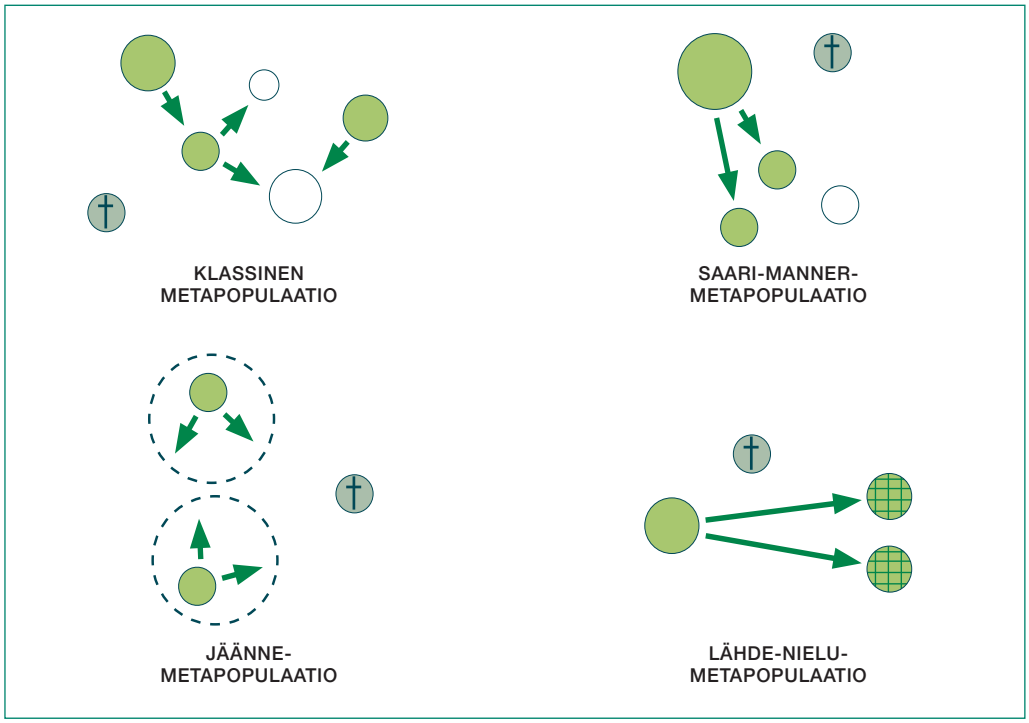
Metapopulaatiot ja niiden kannanvaihtelu

Monet metsän yleislajit voivat esiintyä lähes kaikenlaisissa metsissä, vaikka niiden tiheys vaihteleekin metsätyypin, sukkessiovaiheen ja puuston rakenteen mukaan. Tällaisilla lajeilla paikalliskannan rajaaminen on jokseenkin mielivaltaista. Kaikkialla esiintyviä yleislajeja ovat esimerkiksi yleisimmät metsäkasvit, kuten mustikka ja puolukka, runsaimmat metsälinnut, kuten pajulintu ja peippo, ja myös suuri joukko selkärangattomia eliöitä, joista monet esiintyvät kangasmetsissä lähes jokaisella neliömetrillä (esim. *Cognettia sphagnetorum* -änkyrimato tai *Atheta myrmecobia* -lyhytsiipislaji). Suuri osa metsälajeista on kuitenkin elinympäristövaatimuksiltaan erikoistuneita, ja siksi niiden esiintyminen on laikuttaista. Lajit voivat esiintyä vain rehevissä tai karuissa metsissä, tietyssä metsän sukkessiovaiheessa tai puuston rakenteeltaan sopivissa metsissä, joissa esimerkiksi lahopuussa eläville lajeille on riittävästi sopivia isäntäpuita. Sopiville elinpaikoille voi syntyä lajin paikalliskanta. Usein on kuitenkin tarpeen tarkastella lajin esiintymistä myös isommalla alueella, missä voi esiintyä useita saman lajin paikalliskantoja. Tällaista enemmän tai vähemmän erillisten paikalliskantojen joukkoa kutsutaan metapopulaatioksi.

Lajien kannanvaihtelua on perinteisesti tarkasteltu ottamatta huomioon kannan alueellista rakennetta. Viimeaikaiset tutkimukset ovat kuitenkin osoittaneet, että paikalliskantojen keskinäinen vuorovaikutus eli metapopulaatiodynamiikka voi vaikuttaa oleellisesti kannanvaihteluun isommalla alueella. Metapopulaatiodynamiikka on erityisen merkittävä tekijä niillä lajeilla, jotka esiintyvät pitkälle pirstoutuneessa elinympäristössä, missä lajille sopivat elinympäristölaikut muodostavat verkoston. Metapopulaatiorakenteet ovat yleisiä etenkin pienikokoisilla ja elinpaikkavaatimuksiltaan erikoistuneilla lajeilla. Elinympäristön häviäminen ja pirstoutuminen lisäävät metapopulaatiorakenteiden yleisyyttä luonnossa: esimerkiksi vanha luonnontilainen metsä on Suo-

KUVA 3.3

Neljä erilaista metapopulaatiomallia. Asutut elinympäristölaikut vihreitä, asumattomat valkoisia. Ristillä merkityissä elinympäristölaikuissa paikallispopulaatio on hävinnyt (samalle paikalle voi myöhemmin syntyä uusi paikallispopulaatio).



messa pirstoutunut yleensä pieniksi laikuiksi, jolloin tähän elinympäristöön sopeutuneet lajit väistämättä esiintyvät metapopulaatioina.

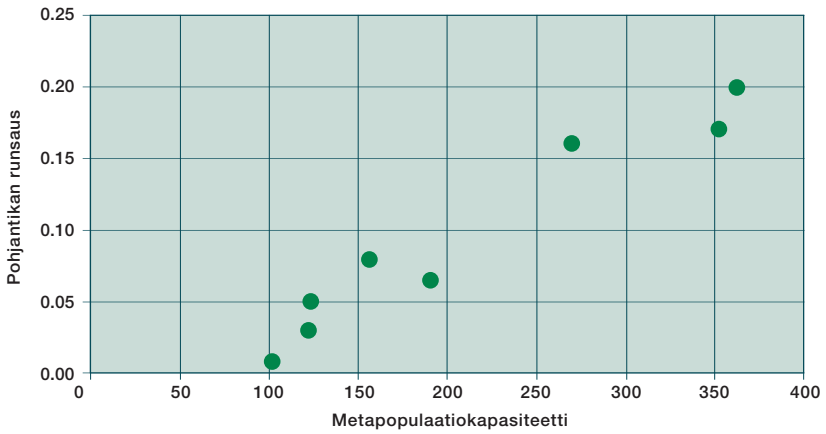
Eri lajien metapopulaatiorakenteessa on paljon vaihtelua. Neljä keskeistä metapopulaatiorakennetta ovat: 1) klassinen (eli Levinsin) metapopulaatio, 2) manner–saari-metapopulaatio, 3) jäännemetapopulaatio, sekä 4) lähde–nielu-metapopulaatio (kuva 3.3)[50]. Klassiselle metapopulaatiolle on tunnusomaista, että kaikki elinympäristölaikut ovat melko pieniä, mistä syystä myös niitä mahdollisesti asuttavat paikalliskannat ovat pieniä.

Pienillä paikalliskannoilla on suuri häviämisriski (tietolaatikko 3.5), ja niinpä tietyllä tarkastelujaksolla osa paikalliskannoista yleensä häviää. Toisaalta yksilöitä voi siirtyä tyhjäksi jääneisiin elinympäristölaikkuihin lähellä olevista asutuista laikuista – tyhjät laikut voidaan asuttaa uudelleen. Klassisessa metapopulaatiossa vallitseekin tasapaino paikalliskantojen häviämisen ja uusien kantojen syntymisen välillä. Tasapaino asettuu sitä alhaisemmalle tasolle mitä pienempiä elinympäristölaikut ovat, koska pienissä laikuissa elävillä pienillä kannoilla on suuri häviämisriski, ja mitä harvemmassa laikkuja esiintyy, sillä etäisyyden kasvaessa uusien paikalliskantojen syntyminen vaikeutuu. Mikäli verkosto koostuu hyvin pienistä tai kaukana toisistaan olevista elinympäristölaikuista, lopputuloksena on metapopulaation häviäminen.

Paikalliskannat voivat hävitä myös siitä syystä, että niiden asuttama elinympäristölaikku käy lajille epäsuotuisaksi. Metsäympäristöissä sopivat elinympäristölaikut (esim. tuulenkaatoaukko) voivat olla lyhytikäisiä: vanhat laikut käyvät sopimattomiksi sukkession myötä, ja toisaalta uusia laikkuja syntyy häiriöiden seurauksena. Jos uusien elinympäristölaikkujen syntymisnopeus hidastuu ja niiden keskimääräinen etäisyys olemassa olevista paikalliskannoista kasvaa liian suureksi, ei uusien laikkuja kyetä asuttamaan yhtä nopeasti kuin paikalliskannat

KUVA 3.4

Pohjantikan esiintyminen kahdeksalla Lammin-Evon metsäalueella[51]. Vaaka-akselille on merkitty metsäalueen laatua pohjantikan kannalta kuvaava tunnusluku (metapopulaatiokapasiteetti), pystyakselille pohjantikan runsaus. Huomaa, että pohjantikan vaste muutokseen metsäympäristön tilassa on epälineaarinen ja kynnysarvo esiintyy arvolla 100[51].



häviävät vanhoista, sopimattomiksi käyvistä laikuista. Silloin lajin koko metapopulaatiota uhkaa alueellinen häviäminen.

Manner–saari-metapopulaation tunnuspiirre on isojen ”mannerpopulaatioiden” pysyvyys, mikä sinänsä turvaa koko metapopulaation säilymisen. Venäjän Karjalan luonnonmetsäalueet, jotka ovat säilyneet riittävän laajoina monille vanhan metsän lajeille, saattavat tällä hetkellä toimia manneralueina Suomen itärajan pienien vanhan metsän alueiden lajistolle.

Jäännemetapopulaatiolla puolestaan tarkoitetaan tilannetta, jossa lajille sopivia elinympäristölaikkuja on niin harvassa, että uusien paikalliskantojen syntyminen tyhjiksi käyneisiin tai uusiin laikkuihin on hyvin epätodennäköistä. Koska kaikilla paikalliskannoilla on suurempi tai pienempi riski hävitä, metapopulaation koko pienenee ajan kuluessa, jos uusia paikalliskantoja ei synny. Lopulta tällainen jäännemetapopulaatio häviää viimeisen paikalliskannan hävitessä. Jäännemetapopulaatioita esiintyy ympäristöissä, joiden rakenne on perusteellisesti muuttunut. On syytä epäillä, että monilla vanhan metsän lajeilla on jäännemetapopulaatiorakenne Suomessa, sillä niiden elinympäristö on voimakkaasti pirstoutunut viimeisten parin sadan vuoden aikana.

Lähde–nielu-metapopulaatiossa osa paikalliskannoista elää lajille suotuisissa elinympäristölaikuissa, joissa syntyvyys on kuolevuutta suurempi ja joista yksilöitä leviää jatkuvasti ympäristöön. Näitä kantoja kutsutaan lähdekannoiksi. Osa paikalliskannoista taas esiintyy tavalla tai toisella huonommissa elinympäristölaikuissa, joissa syntyvyys on kuolevuutta pienempi. Nämä ovat nielukantoja. Mikäli nielukannat esiintyisivät muista kannoista eristyneinä, ne kuolisivat nopeasti pois, mutta lähdekannoista tapahtuva yksilöiden siirtyminen nielukantoihin voi pitää niitä yllä. Hyvä esimerkki todennäköisestä lähde–nielu-kannanvaihtelusta on runsaslahopuustoisia, luonnontilaisen kaltaisia metsiä suosivan pohjantikan esiintyminen eteläsuomalaisessa metsämaisemassa (kuva 3.4). Lajin voi tavata vanhahkosta talousmetsästäkin, mutta ilmeisesti lajin pitkäaikainen esiintyminen tietyllä alueella perustuu vanhan metsän laikuissa eläviin lähdekantoihin, joista yksilöitä voi siirtyä ympäristön metsiin.

Avainlajit

Lajeja, jotka vaikuttavat merkittävästi ekosysteemin toimintaan tai eliöyhteisön rakentee-

seen, kutsutaan usein avainlajeiksi. Tietolaatikossa 3.1 mainittua änkyrimatoa *Cognettia sphagnetorum* voidaan pitää avainlajina, koska kokeellisissa tutkimuksissa sen on osoitettu vaikuttavan oleellisesti hajotukseen ja kasvien kasvuun. Avainlajeilla on useimmiten eliöyhteisön monimuotoisuutta lisäävä ja ylläpitävä vaikutus, mutta joissakin tapauksissa ne voivat myös vähentää monimuotoisuutta. Avainlajit ovat usein vuorovaikutussuhteessa keskenään. Niinpä esimerkiksi pohjoisten havumetsien suurikokoiset lajit, haapa, hirvi ja suurpedot (susi ja karhu), vaikuttavat merkittävästi toistensa runsauteen.

Kaikkia pääpuulajejamme voidaan pitää avainlajeina: samanlaisellakin kasvupaikalla esiintyessään ne muokkaavat oleellisesti metsän rakennetta, toimintaa ja lajistoa. Haapa on lajiston monimuotoisuuden kannalta erityisen selvä avainlaji: vaikka haavan osuus puuston kokonaistilavuudesta on vähäinen, vain noin 1,4 % Etelä-Suomessa, haavalla elää yhtä paljon tai enemmän lajeja kuin yleisimmillä metsäpuillamme, kuusella, männyllä ja koivulla[52]. Haapa on avainlaji myös luonnonsuojelubiologian ja luonnonsuojelun kannalta, sillä haapaan erikoistuneista lajeista huomattava osa on tällä hetkellä luokiteltu uhanalaisiksi. Tämä on seurausta siitä, että suurikokoiset haavat on pyritty aikoinaan järjestelmällisesti poistamaan talousmetsistä lähinnä siksi, että on haluttu estää uudistusalojen vesakoitumista ja männynversoruosteen leviämistä.

Haapa lisääntyy Suomessa etupäässä suvuttomasti, juurivesojen avulla, ja haavan uudistuminen edellyttää yleensä laajaa häiriötä, joka tappaa ainakin huomattavan osan puustosta. Tällä hetkellä haavan uudistuminen kärsii merkittävästi tiheän hirvikannan laidunnuksesta. Hirvikanta on tiheä, koska hirvelle sopivien elinympäristöjen – vesakoituneiden taimikoiden – määrä on metsätalouden seurauksena suuri ja koska ihminen on vainonnut ja metsästänyt hirven luontaisia vihollisia, sutta ja karhua, niin että niiden kannat ovat luontaista pienemmät. Susikannan suuruus voi siten pitkällä aikavälillä vaikuttaa välillisesti myös uhanalaisiin kovakuoriaisiin.

3.4 Lajimäärän suhde elinympäristön pinta-alaan ja pirstoutumiseen

■ Yleisesti pätevän säännön mukaan eliöyhteisön lajimäärä on sitä suurempi, mitä suurempi on lajeille soveliaan elinympäristön pinta-ala. Kuvassa 3.5 on muutamia esimerkkejä. Lajimäärä–pinta-ala-riippuvuus pätee sekä silloin, kun vertaillaan selvärajaisten elinympäristölaikkujen – kuten saarten ja suojelualueiden – lajimääriä, että silloin, kun vertaillaan mielivaltaisesti rajattujen alueiden lajimääriä. Esimerkiksi niistä 571:stä valtakunnallisesti tai alueellisesti uhanalaisesta kovakuoriaislajista, jotka esiintyvät eteläboreaalisessa metsäkasvillisuusvyöhykkeessä, vain 78 % on löydetty vyöhykkeen lounaisosasta (vuokkovyöhyke), joka kattaa kolmanneksen koko vyöhykkeen pinta-alasta. Suureltakaan alueelta ei siten tavata kaikkia lajeja.

Miksi lajimäärä on suurempi, kun elinympäristön pinta-ala on suurempi? Syitä tähän säännönmukaisuuteen on monia, mutta keskeisimpiä ovat elinolojen laajempi kirjo sekä pienten kantojen suuri häviämisriski.

- Pienellä alueella ei esiinny kaikkia niitä elinolojen yhdistelmiä, joita on suuremmalla alueella. Monet metsälajit ovat ekologialtaan pitkälle erikoistuneita ja tulevat siksi toimeen vain tietyissä elinympäristöissä (luku 3.2). Isommalla alueella esiintyy väistämättä enemmän vaihtelua elinoloissa kuin pienemmällä alueella, ja siksi isommalla alueella voi tulla toimeen suurempi joukko lajeja.
- Pienillä kannoilla on monista eri syistä suuri riski hävitä (tietolaatikko 3.5). Jos laji on

TIETOLAATIKKO 3.6

Luonnonmetsien pinta-alan vähenemisen vaikutus lajimäärään

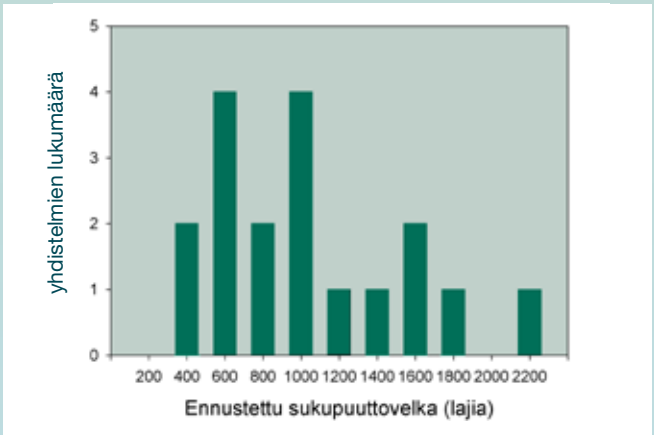
Elinympäristön pinta-alan A vaikutusta lajimäärään S voidaan kuvata potenssifunktion $S = kA^z$ avulla. Tällä kaavalla voidaan myös karkeasti ennustaa elinympäristön vähenemisen vaikutus lajimäärään. Ennusteen laatimista varten täytyy tuntea vakion z arvo ja elinympäristön alkuperäinen pinta-ala A_0. Lajimäärän riippuvuutta elinympäristön pinta-alasta on selvitetty sadoissa tutkimuksissa, ja useimmissa tapauksissa z:n arvo on välillä 0,1–0,454. Kun sopivan elinympäristön pinta-ala pienenee, osa lajeista häviää lyhyemmän tai pitemmän ajan kuluttua. Nämä ”häviämään tuomitut” lajit muodostavat eliöyhteisön sukupuuttovelan. Näiden lajien osuus kaikista lajeista on $1-(A_{nyt}/A_0)^z$, missä A_{nyt} on elinympäristön nykyinen pinta-ala.

Suomen metsälajeja koskevan arvion tekemisessä on syytä ottaa huomioon, että osa lajistosta esiintyy vain Etelä-Suomessa, ja osa on levinnyt kautta koko maan. Seuraavassa on arvioitu sopivan elinympäristön vähenemisen todennäköistä vaikutusta niihin Suomen metsälajeihin, joiden esiintyminen rajoittuu luonnontilaisiin tai luonnontilaisen kaltaisiin metsiin. Tässä esitetyissä laskuissa on tehty seuraavat oletukset:

- Vakio z saa arvon 0,05, 0,1 tai 0,2, mitkä arvot kattavat aiempien tutkimusten[53] perusteella realistisesti Etelä-Suomen metsämantereen kaltaisen tilanteen.
- Koko metsälajistosta 50 % esiintyy vain Etelä-Suomessa.
- Etelä-Suomen lajistosta 5 tai 10 % on luonnonmetsälajeja, siis 1 000 tai 2 000 lajia (olettaen, että metsälajeja on kaikkiaan 20 000; käävissä ja kovakuoriaisissa vain Etelä-Suomessa esiintyviksi luonnonmetsälajeiksi on arvioitu 6 ja 8 %).
- Koko Suomessa esiintyvistä lajeista luonnonmetsälajeja on 5, 10 tai 20 %, siis 500, 1 000 tai 2 000 lajia (käävissä ja kovakuoriaisissa nämä luvut ovat 22 ja 10 %).

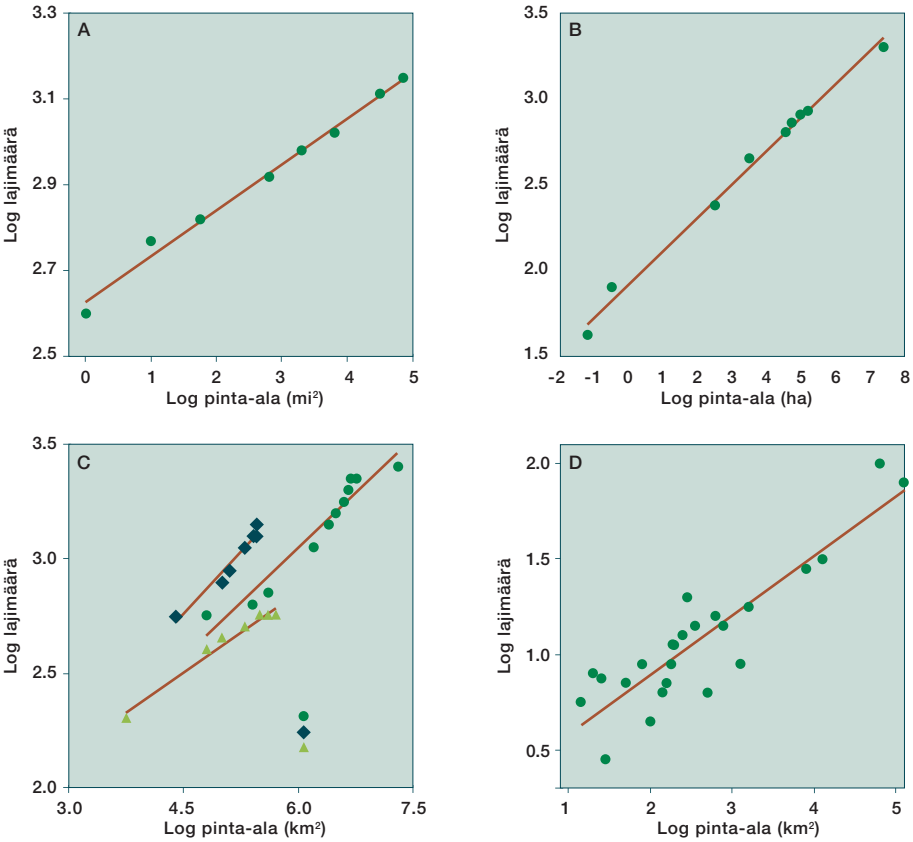
Oheisessa kuvassa on esitetty häviävien lajien lukumäärä kaikkien edellä esitettyjen oletusten yhdistelmille (yhteensä 18 kpl) ja olettaen, että Etelä-Suomessa on luonnonmetsiä 1 % ja Pohjois-Suomessa 10 % niiden alkuperäisestä pinta-alasta. Kuvasta nähdään, että häviävien lajien lukumäärä vaihtelee eri oletuksilla 300:sta 2 000:een. Suuruusluokka-arvio on 1 000 lajia, mikä merkitsee, että karkeasti puolet luonnonmetsiin sopeutuneista lajeista on vaarassa hävitä nykytilan vallitessa. Pinta-alaan perustuvassa arviossa ei oteta huomioon elinympäristön pirstoutumista, joka pahentaa tilannetta lajien pitkäaikaisen säilymisen kannalta.

Ilkka Hanski



KUVA 3.5

Neljä esimerkkiä lajimääräpinta-ala riippuvuudesta. (a) ja (b) kasvien esiintyminen eri suuruisilla alueilla Englannissa, (c) lintujen esiintyminen kolmessa eri ilmastovyöhykkeessä Etelä-Amerikassa, ja (d) liskojen esiintyminen Karbian saarilla[53].



hyvin harvalukuinen, se voi hävitä pieniltä alueilta, jotka ovat sille elinympäristöinä muuten sopivia – kanta vain oli niin pieni, että häviämisriski oli suuri. Jos lajia toisaalta esiintyy lähialueilla, yksilöitä voi levitä tyhjäksi jääneelle alueelle muualta, ja uusi kanta voi syntyä hävinneen tilalle. Tällöin laji voi säilyä suuremmalla alueella metapopulaationa (luku 3.3). Mitä suurempi alue on kyseessä, sitä todennäköisempää on, että laji esiintyy tietyllä hetkellä ainakin jollakin osa-alueella, ja sitä todennäköisempää on myös, että laji säilyy pitkällä aikavälillä, kun paikalliskantojen häviäminen ja uusien syntyminen ovat tasapainossa.

Sukupuuttokustannus ja sukupuuttovelka

Kun huomattava osa tietystä elinympäristöstä häviää, joukko tähän elinympäristöön sopeutuneita lajeja häviää samalla. On selvää, että jos tietyn lajin kaikki esiintymispaikat häviävät, lajikin häviää. Tätä voidaan kutsua elinympäristön muutoksen sukupuuttokustannukseksi. On kuitenkin tärkeä ymmärtää, että sukupuuttokustannus kattaa vain

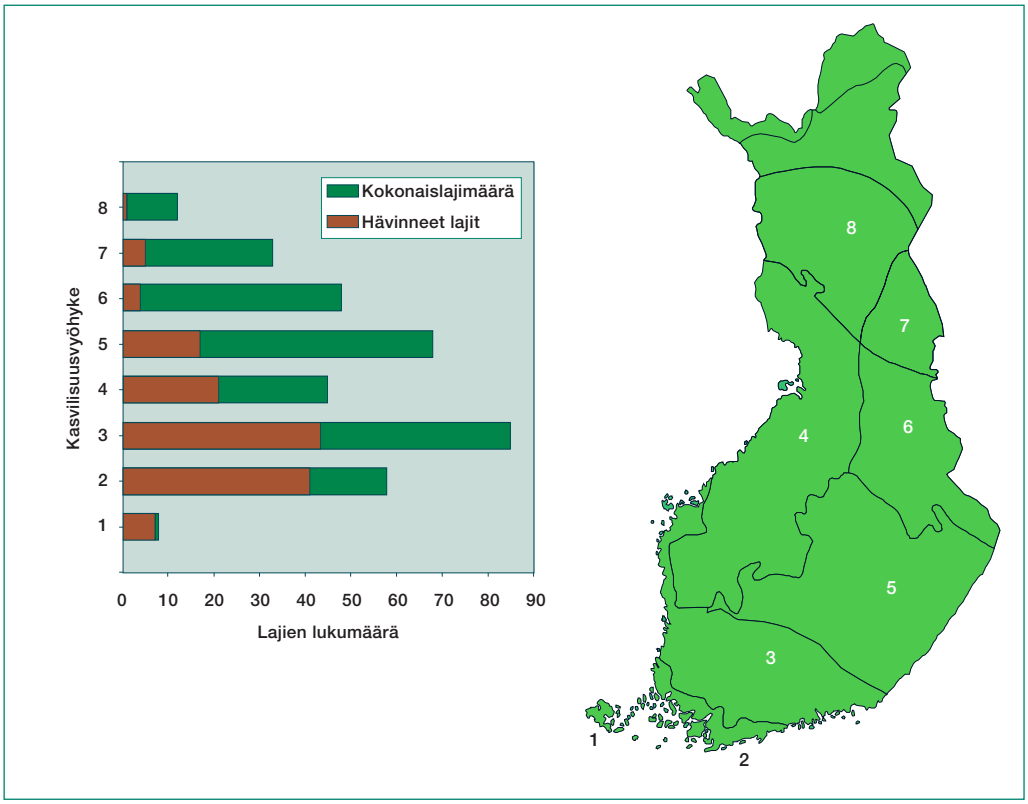
osan – ja yleensä vain pienen osan – niistä sukupuutoista, jotka elinympäristön pinta-alan väheneminen aiheuttaa. Välitöntä sukupuuttokustannusta tärkeämpi on sukupuuttovelka.

Elinympäristön häviämisen ja pirstoutumisen aiheuttama lajien häviäminen tapahtuu yleensä lyhyemmällä tai pitemmällä aikaviiveellä. Pieniin ja eristyneisiin elinympäristölaikkuihin jääneet lajin paikalliskannat saattavat sinnitellä pitkäänkin asuinsijoillaan. Laji häviää keskimäärin nopeammin pieniltä ja hitaammin suurilta alueilta. Aikaviiveen pituuteen vaikuttavat lisäksi muun muassa tarkasteltavan lajin yksilöiden elämänkierron pituus sekä kannanvaihtelun heilahtelujen laajuus. Esimerkiksi pitkäikäiset käävät saattavat säilyä samassa rungossa vuosikymmeniäkin. Paikalliskannan häviäminen tietyltä paikalta jää pysyväksi, mikäli paikan asuttaminen uudelleen muualta hidastuu tai käy mahdottomaksi – uudelleenasuttaminen ei onnistu, jos sopivia elinympäristölaikkuja on alueella liian harvassa. Sukupuuttovelaksi kutsutaan niiden lajien määrää, joiden populaatiot ajastaan häviävät jo tapahtuneen elinympäristön muutoksen takia, vaikka elinympäristön rakenne ei enää huononisikaan.

Lajien häviämiseen isolta alueelta voi kulua kymmeniä tai jopa satoja vuosia. Mitä rajumpia ympäristömuutokset ovat, sitä nopeampaa häviäminen kuitenkin on. Erityisen merkille pantavaa on, että matemaattisten mallien ennustama viive, joka kuluu uuden tasapainotilan saavuttamiseen ympäristömuutoksen jälkeen, on sitä pitempi, mitä lähempänä kynnysarvoa ympäristön rakenne on muutoksen jälkeen[55,56].

KUVA 3.6

Kangasmetsissä elävien 101:n uhanalaisen kovakuoriaislajin tunnettu lajimäärä (vaakapylvään pituus) ja aluellisesti hävinneiden lajien lukumäärä (pylvään ruskea osuus) kahdeksassa metsäkasvillisuusvyöhykkeiden lohkossa. Kuva perustuu P. Rassin esittämiin tietoihin Etelä-Suomen ja Pohjanmaan metsien suojelun tarve –työryhmän mietinnössä[57].



Tämä merkitsee, että niissä oloissa, joissa lajin pitkäaikainen säilyminen on vaakalaudalla, kanta reagoi elinympäristön tilassa tapahtuneeseen muutokseen erityisen pitkällä viiveellä.

Kuvassa 3.6 on esitetty 101 uhanalaisen kangasmetsissä elävän kovakuoriaislajin tunnettu esiintyminen eri metsäkasvillisuusvyöhykkeissä. Lajimäärä pienenee kohti pohjoista, mikä on yleinen sääntö lähes kaikissa eliöryhmissä. Ahvenanmaalta tunnetaan vähemmän kangasmetsälajeja kuin muista eteläisen Suomen vyöhykkeistä, mikä selittyy yksinkertaisesti Ahvenanmaan kangasmetsien pienellä pinta-alalla.

Kuvaan on merkitty myös alueellisesti jo hävinneiden lajien määrä. Erityisen merkillepantavaa on hävinneiden lajien suuri osuus hemiboreaalisessa ja eteläboreaalisessa vyöhykkeessä. Suomen metsien nykytilan perusteella ei voida selittää isoja eroja hävinneiden lajien osuudessa Etelä-Suomen eri osissa, sillä eri osien välillä ei ole suurta eroa jäljellä olevassa luonnontilaisen metsän osuudessa. Eri puolilta Suomea jo hävinneiden lajien osuus heijastaakin mitä ilmeisimmin eroja metsien käytön historiassa: metsien intensiivinen käyttö on ajan kuluessa levinnyt etelästä pohjoiseen, joten etelässä lajeilla on ollut pohjoista enemmän aikaa reagoida elinympäristön rakenteessa tapahtuneeseen muutokseen. Näiden tulosten perusteella kangasmetsien uhanalaisten kovakuoriaisten ja epäilemättä monien muiden luonnonmetsiin sopeutuneiden lajien sukupuuttovelka on suuri[55].

Jos elinympäristön tila paranee esimerkiksi sopivien ennallistamistoimien seurauksena, lajien elinolot kohenevat, mutta lajin kannan vahvistuminen isolla alueella tapahtuu jälleen aikaviiveellä. Näin syntyy lajisaatava, joka on vastakkainen käsite sukupuuttovelalle. Jotkin alueellisesti hävinneet lajit voivat onnistua leviämään takaisin, jos niiden kanta on säilynyt lähialueilla, esimerkiksi suojelualueilla.

Lajien esiintymisen kynnysarvo ja ekologinen vaste

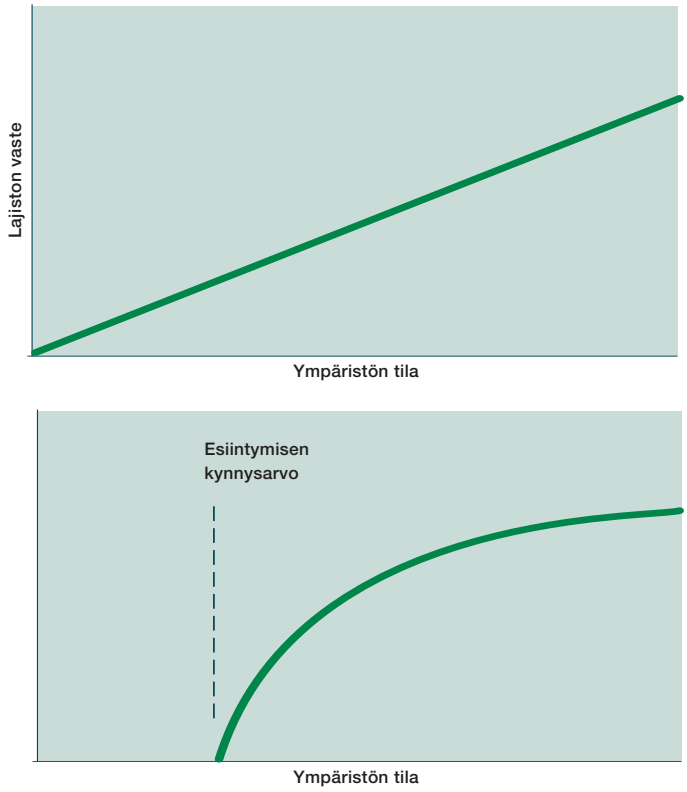
Lajin ekologisella vasteella tarkoitetaan sitä, miten lajin kanta muuttuu ympäristön muuttuessa. Kuvassa 3.7 on havainnollistettu kahta erilaista mahdollisuutta. Ylemmässä graafissa on esitetty tilanne, missä lajin vaste on suoraviivainen: tietyn suuruinen muutos elinympäristön tilassa – esimerkiksi sopivien isäntäpuiden määrässä – heijastuu aina vastaavana muutoksena kannan koossa. Alemmassa graafissa on esitetty tilanne, jossa lajin vasteessa on kynnysarvo. Niin kauan kuin elinympäristön tila pysyy kynnysarvon alapuolella, muutos elinympäristön tilassa ei heijastu lainkaan lajin kannassa – laji ei ylipäätään kykene elämään kyseisellä paikalla. Vasta kun elinympäristön tila ylittää kynnysarvon, lajin kanta alkaa kasvaa. Tämä on realistinen kuva useimpien lajien vasteesta. Kuvassa 3.8A on esitetty esimerkki metsikkötason kynnysarvosta yhden lajin kohdalla, kuvassa 3.8B lajiryhmän tapauksessa.

Koska erityisesti uhanalaisten lajien ekologinen vaste on kuvan 3.7 alemman graafin mukainen, on tärkeää pohtia, mihin monimuotoisuuden lisäämiseen tarkoitettu suojelupanostus sijoitetaan. Koska metsiköiden ja laajempien metsäalueiden tila on tällä hetkellä selvästi uhanalaisten lajien kynnysarvon alapuolella, vähäinen parannus lajien elinoloissa metsikkötasolla tai laajemmalla metsäalueella ei välttämättä kohenna uhanalaisten lajien kantoja. Vaikka metsien laatu paranisi, se voi jäädä edelleen uhanalaisten lajien kynnysarvon alapuolelle, ja siksi näiden lajien kannat eivät kasva. Jos sen sijaan sama suojelupanostus keskitetään pienemmälle pinta-alalle, metsien laatu nousee näillä alueilla kynnysarvon yläpuolelle, jolloin nämä alueet tarjoavat elinmahdollisuuden vaateliaiden lajien paikalliskannoille[58]. Miten suojelupanostus tulisi kulloinkin täsmälleen keskittää parhaan mahdollisen tuloksen saamiseksi, vaatii aina oman analyysinsä, mutta yleinen viesti on selvä: suojelupanostuksen suurempi tai pienempi keskittäminen on pääsääntöisesti eduksi.

Suojelupanostuksen keskittäminen koskee erityisesti lahopuun määrän lisäämistä ja avainbiotooppien suojelua. Lahopuun määrä talousmetsissä on selvästi alle uhanalaisten lajien kynnysarvon, ja määrää on vaikea nostaa kaikkialla talousmetsissä niin paljon, että kynnysarvot ylittyisivät. Siksi säästöpuut ja lahopuusto kannattaa keskittää alueellisesti.

KUVA 3.7

Kaksi mahdollista lajien vastetta muutokseen elinympäristön laadussa. Ylhäällä lineaarinen vaste, alhaalla epälineaarinen vaste, missä laji esiintyy vain jos elinympäristön tila on lajikohtaista kynnysarvoa parempi.



Samanlainen johtopäätös voidaan tehdä avainbiotoopeista. Nykykäytännön mukainen avainbiotooppiverkko on niin harva ja koostuu niin pienistä laikuista, että se todennäköisesti jää monien uhanalaisten kangasmetsien lajien kynnysarvon alapuolelle. Siksi tietyn tyyppisten avainbiotooppien (myös laadultaan huonompien) säästäminen kannattaa ekologisin perustein keskittää nimenomaan alueille, missä näiden avainbiotooppien edustamaa elinympäristöä esiintyy runsaammin. Tällöinkään pelkkä pienialaisten avainbiotooppilaikkujen säästäminen ei yksin riitä turvaamaan uhanalaisten lajien esiintymistä, mutta avainbiotooppien säästäminen voi tässä yhteydessä toimia yhtenä keinona muiden ohella.

Elinympäristön pirstoutumisen vaikutus

Elinympäristön pinta-alan pienenemiseen liittyy yleensä myös elinympäristön pirstoutuminen: jäljelle jäävä elinympäristö esiintyy yhä pienempinä ja toisistaan eristyneempinä saarekkeina[61]. Metsälintujen ja -nisäkkäiden esiintymisestä on havaittu, että lajien runsaus vähenee erityisen voimakkaasti, kun niille sopivan elinympäristön osuus on alle 10–20 % alkuperäisestä pinta-alasta[62]. Tällöin yksilöiden siirtyminen sopivasta elinympäristölaikusta toiseen käy entistä vaikeammaksi, ja lajin hävitessä tietyltä alueelta tämän alueen uudelleenasutus jää epävarmaksi. Ajaudutaan siis tilanteeseen, jossa laji ei enää kykene käyt-

tämään kaikkea tarjolla olevaa elinympäristöä vaan osa siitä jää asuttamatta.

Jos elinympäristön määrä edelleen vähenee ja pirstoutuminen jatkuu, saavutetaan lopulta lajikohtainen sopivan elinympäristön määrän kynnysarvo. Tässä vaiheessa laji häviää alueellisesti sukupuuttoon, vaikka sopivaa elinympäristöä on edelleen tarjolla. Kynnysarvon alapuolella elinympäristöä on kuitenkin niin vähän ja se on niin pirstoutunut, ettei lajilla ole elinvoimaista kantaa.

Edellä esitetty tarkastelu pätee erityisesti nisäkkäisiin ja lintuihin, mutta sitä ei voida sellaisenaan soveltaa esimerkiksi hyönteisiin ja sieniin, joiden ekologia on monella tavalla toisenlainen. Monet hyönteiset ovat sopeutuneet elämään pienelinympäristöjen verkostossa, jolloin niiden osalta on ratkaisevampaa näiden pienelinympäristöjen tiheys kuin metsän muut ominaisuudet. Näidenkin lajien esiintymisessä on kuitenkin kynnysarvo: kun sopivien pienelinympäristöjen tiheys metsäalueella jää lajikohtaista kynnysarvoa alhaisemmaksi, laji häviää. Hyvän esimerkin tarjoavat isoissa kuolleissa haavoissa elävät kovakuoriaiset[63].

Vaikka monien uhanalaisten lajien pitkäaikaisen säilymisen avainkysymys on ennen muuta se, että tiettyjä pienelinympäristöjä, kuten isoja kuolleita haapoja, on riittävän tiheästi, käytännössä on niin, että tällaisia pienelinympäristöjä on riittävästi vain luonnontilaisen kaltaisissa metsissä. Näyttää siltä, että monien lahopuussa elävien hyönteisten ja sienten esiintyminen vaarantuu merkittävästi, kun luonnontilaisen metsän määrä isommalla metsäalueella jää alle 10–20 % metsämaan pinta-alasta. Niinpä Vodlajärven kansallispuistossa Venäjän Karjalassa, missä luonnontilaisen vanhan metsän osuus on yli 40 % pinta-alasta, esiintyi kaksi kertaa enemmän uhanalaisia kääpiä ja moninkertaisesti enemmän uhanalaisia lahopuuhyönteisiä kuin vastaavanlaisissa luonnonmetsissä Suomen puolella, missä luonnontilaisen kaltaisia metsiä on 9–19 % pinta-alasta tarkasteltuna 10–30 km säteellä tutkituista metsiköistä[64].

Reunavaikutukset

Talousmetsämaisemalle tyypillinen piirre on suuri määrä eri-ikäisten metsikkökuvioiden välisiä, usein jyrkkärajaisia reunoja. Reunan määrää lisää paitsi pieni keskimääräinen kuviokoko, myös tiheä metsäautotieverkko. Erityisesti avomaahan rajoittuvan sulkeutuneen metsän reunoille muodostuu reunavyöhyke, joka poikkeaa mikroilmastoltaan ja lajistoltaan metsän sisäosista. Avohakkuualalla ja metsän reunavyöhykkeessä vuorokauden keskilämpötila, valon määrä ja tuulen voimakkuus ovat merkittävästi suurempia, mutta ilman ja maan kosteus puolestaan pienempi kuin sulkeutuneessa metsässä.

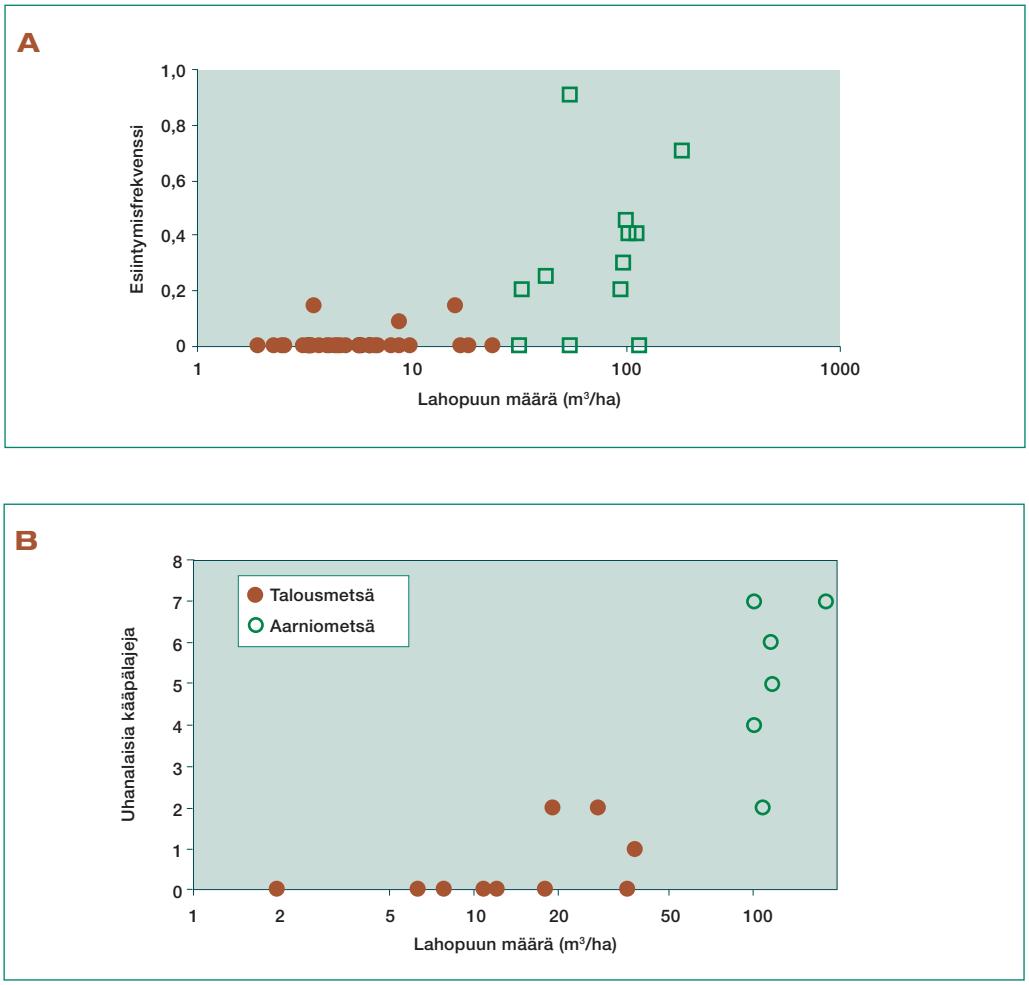
Mikroilmastollinen reunavyöhyke ulottuu avomaan ja varttuneen metsän rajalla vähintään kymmeniä metrejä tai jopa sata metriä metsän sisälle[65]. Myös metsäteiden vaikutus voi kantaa kymmenkertaisesti tien leveyden verran metsään[66]. Reunavaikutus ulottuu huomattavasti syvemmälle metsään etelänpuoleisissa metsänreunoissa kuin pohjoisen puoleisissa. Tavanomaisessa talousmetsämaisemassa lähes kaikki metsikkökuviot ovat jonkinlaisen reunavaikutuksen alaisia.

Mikroilmaston muutokset vaikuttavat suoraan useiden lajiryhmien esiintymiseen. Monet vanhaa metsää suosivat sammaleet ja jäkälät ovat erityisen herkkiä ilman kosteuden vähenemiselle ja jotkin lajit myös säteilyn määrän lisääntymiselle[26,67]. Vanhan metsän epifyyttijäkälien lajimäärä on pienempi metsän reunassa: naavojen ja luppojen biomassa vähenee 25–50 metrin etäisyydelle asti metsän reunasta. Väheneminen johtuu lähinnä lisääntyneen tuulen aiheuttamista vaurioista[68]. Puiden kuolleisuus lisääntyy metsän reunoissa: talousmetsissä valtaosa tuulenkaadoista ja pystyyn kuolleista puista sijaitsee enintään 15 metrin etäisyydellä kuvion reunasta[69].

Fysikaalisten muutosten lisäksi reunat muuttavat lajien välisiä vuorovaikutuksia: saalistus, loisinta, lajien välinen kilpailu ja herbivoria lisääntyvät usein reunavyöhykkeessä[70]. Esimerkiksi lintujen pesät – erityisesti maassa pesivien kanalintujen pesät – joutuvat huomattavasti useammin generalistipetojen (varislinnut, pikkupedot) ryöstämiksi kuin metsän sisällä olevat pesät[71,72]. Monet runsaslukuiset

KUVA 3.8

Kaksi esimerkkiä lajien kynnysarvoista metsikön laadun (näissä tapauksissa lahopuun määrän) suhteen. Viiruliekolyhytsiipisen *(Olisthaerus substriatus)* asuttamien isäntäpuiden osuus sopivista isäntäpuista[59] (A) sekä uhanalaisten kääpälajien määrä suhteutettuna lahopuun määrään metsikössä[60] (B). Molemmat aineistot ovat Pohjois-Pirkanmaan kuusivaltaisista vanhoista talousmetsistä sekä luonnontilaisista tai niiden kaltaisista metsistä.



metsien yleislajit ovat reunansuosijoita, ja metsän sisäosien lajit joutuvat kilpailemaan resursseista näiden lajien kanssa metsän reunavyöhykkeessä. Esimerkiksi metsän sisäosia suosiva suomuniluri *(Xylechinus pilosus)* puuttuu yleensä kokonaan noin 30 metrin levyisistä reunavyöhykkeestä, ja lähes sadan metrin levyisessä reunavyöhykkeessä se on vähälukuisempi kuin metsän sisäosissa. Tärkeä syy on todennäköisesti siinä, että avoimia aloja suosivat kaarnakuoriaiset, kuten kuusentähtikirjaaja *(Pityogenes chalcographus)*, ovat lähellä reunaa runsaita ja kilpailevat resursseista[73,74].

KIRJALLISUUS

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

2) Väisänen, R.A., Lammi, E. & Koskimies, P. 1998. Muuttuva pesimälinnusto. Otava, 567 s. Helsinki.

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

4) Metsätilastollinen vuosikirja 2002. Metsäntutkimuslaitos. 376 s.

5) Reinikainen, A., Mäkipää, R., Vanha-Majamaa, I. & Hotanen, J.-P. (toim.) 2000. Kasvit muuttuvassa metsäluonnossa. Tammi. 384 s. Helsinki.

6) Neuvonen, S. & Niemelä, P. 1981. Species richness of Macrolepidotera on Finnish deciduous trees and shrubs. Oecologia (Berl.) 51: 364–370.

7) Seppänen, E. 1954. Suomen suurperhostoukkien ravintokasvit. Animalia Fennica 8. 414 s.

8) Seppänen, E. 1970. Suurperhostoukkien ravintokasvit. Animalia Fennica 14. 179 s.

9) Kontuniemi, T. 1960. Suomen sahapistiäistoukkien ravintokasvit. Animalia Fennica 9. 104 s.

10) Huldén, L. (toim.), Albrecht, A., Itämies, J., Malinen, P. & Wetterhovi, J. 2000. Suomen suurperhosatlas. Suomen Perhostutkijain Seura & Luonnontieteellinen Keskusmuseo. 328 s.

11) Müller, M. 2001. Mikrobilajiston merkitys ja monimuotoisuus pohjoisissa havumetsissä. Julkaisussa: Siitonen, J. (toim.). Monimuotoinen metsä. Metsäluonnon monimuotoisuuden tutkimusohjelman loppuraportti. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 812: 173–207.

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

13) Grayston, S.J., Vaughan, D. & Jones, D. 1996. Rhizosphere carbon flow in trees, in comparison with annual plants: the importance of roo exudation and its impact on microbial activity and nutrient availability. Applied Soil Ecology 5: 29–50.

14) Helmisaari, H-S., Makkonen, K., Kellomäki, S., Valtonen, E., & Mälkönen, E. 2002. Below- and aboveground biomass, production and nitrogen use in Scots pine stands in eastern Finland. Forest Ecology and Management 165: 317–326.

15) Priha, O. 1999. Microbial activities in soils under Scots pine, Norway spruce and silver birch. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 731: 1–50. + Papers I–IV. (Väitöskirja.)

16) Nilsson, M.-C., Högberg, P., Zackrisson, O. & Fengyou, W. 1993. Allelopathic effects of *Empetrum nigrum* ssp. *hermafroditum* on developments and N uptake by roots and mycorrhizae of *Pinus sylvestris*. Canadian Journal of Botany 71: 620–628.

17) Simard, S.W., Perry, D.A., Jones, M.D., Myrold, D.D., Durall, D.M. & Molina, R. 1997. Net transfer of carbon between ectomycorrhizal tree species in the field. Nature 388: 579–582.

18) Salo, K. 1988. Sienilajisto ja -sato Ylä-Karjalan metsä- ja suotyypeillä 1981–1984. Helsingin yliopisto. Matemaattis-luonnontieteellinen tiedekunta. Kasvitieteen laitos. 213 s.

19) Perkiömäki, J. & Fritze, H. 2002. Short and long-termed effects of wood ash on the boreal forest microbial community. Soil Biology & Biochemistry 34: 1343–1353.

20) Schimmel, J. & Granström, A. 1996. Fire severity and vegetation response in the boreal Swedish forest. Ecology 77: 1436–1450.

21) Vanha-Majamaa, I. 1998. Tulen vaikutus taimettumiseen, aluskasvillisuuden sukkessioon ja sienilajistoon. Julkaisussa: Annila, E. (toim.). Monimuotoinen metsä. metsäluonnon monimuotoisuuden tutkimusohjelman väliraportti. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 705: 98–129.

22) Penttilä, R. & Kotiranta, H. 1996. Short-term effects of prescribed burning on wood-rotting fungi. Silva Fennica 30: 399–419.

23) Wikars, L. & Elewi, S. 1997. Mycangia of *Henoticus serratus* (Col., Cryptophagidae): their morphology and possible role in transmission of fungi to burned forest. Julkaisussa: Wikars, L. Effects of forest fire and the ecology of fire-adapted insects. Acta Universitatis Uppsaliensis, Uppsala.

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

25) Linder, P., Elfving, B. & Zackrisson, O. 1997. Stand structure and successional trends in virgin boreal forest reserves in Sweden. Forest Ecology and management 98: 17–33.

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

27) Virkkala, R., Alanko, T., Laine, T. & Tiainen, J. 1993. Population contraction of the white-backed woodpecker *Dendrocopos leucotos* in Finland as a consequence of habitat alteration. Biological Conservation 66: 47–53.

28) Aulén, G. 1988. Ecology and distribution history of the white-backed woodpecker Dendrocopos leucotos in Sweden. Swedish University of Agricultural Sciences, Department of Wildlife Ecology, Report 14. 194 s.

29) Carlsson, A. 2000. The effect of habitat loss on a deciduous forest specialist species: the white-backed woodpecker (Dendrocopos leucotos). Forest Ecology and Management 131: 215–221.

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

31) 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.

32) Hanski, I.K., Stevens, P.C., 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.

33) Selonen, V. Hanski, I.K. & Stevens, P.C. 2001. Space use of the Siberian flying squirrel *Pteromys volan*s in fragmented forest landscapes. Ecography 24: 588–601.

34) Selonen, V. & Hanski, I.K. 2003. Young flying squirrels (*Pteromys volans*) dispersing in fragmented forest. Behavioral Ecology (painossa).

35) Kuusinen, M. 1994. Epiphytic lichen diversity on *Salix caprea* in old-growth southern and middle boreal forests of Finland. Annales Botanici Fennici 31: 77–92.

36) Kuusinen, M. 1994. Epiphytic lichen flora and diversity on *Populus tremula* in old-growth and managed forests of southern and middle boreal Finland. Annales Botanici Fennici 31: 245–260.

37) Kuusinen, M. 1996. Epiphytic flora and diversity on basal trunks of six old-growth forest tree species in southern and middle boreal Finland. Lichenologist 28: 443–463.

38) Siitonen, J. 1994. Lahopuu ja lahottajasienet kovakuoriaisten elinympäristönä. Luonnon Tutkija 98: 180–185.

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

40) Jonsson, B.G. & Esseen, P.-A. 1990. Teefall disturbance maintains high bryophyte diversity in a boreal spruce forest. Journal of Ecology 78: 924–936.

41) Ehnström, B. & Axelsson, R. 2002. Insektgnag i bark och ved. ArtDatabanken & SLU, Uppsala. 512 s.

42) Weslien, J. 1992. The arthropod complex associated with *Ips typographus* (L.) (Coleoptera, Scolytidae): species composition, phenology, and impact on bark beetle productivity. Entomologica Fennica 3: 205–213.

43) Kaila, L., Martikainen, P., Punttila, P. & Yakovlev, E. 1994. Saproxylic beetles (Coleoptera) on dead birch trunks decayed by different polypore species. Annales Zoologici Fennici 31: 97–107.

44) Niemelä, T., Renvall, P. & Penttilä, R. 1995. Interactions of fungi at late stages of wood decomposition. Annales Botanici Fennici 32: 141–152.

45) Várkonyi, G., Hanski, I., Rost, M. & Itämies, J. 2002. Host-parasitoid dynamics in periodic boreal moths. Oikos 98: 421–430.

46) Foley, G. 1997. Extiction models for local populations. Julkaisussa: Hanski, A.A. & Gilpin, M.E. (toim.). Metapopulation biology, s. 215–246. Academic Press, San Diego.

47) Hanski, I. 1999. Metapopulation Ecology. Oxford University Press. 313 s. Oxford.

48) Hanski, I. 1993. Dynamics of small mammals on islands. Ecography 16: 372–375.

49) Hanski, I. 1998. Connecting the parameters of local extinction and metapopulation dynamics. Oikos 83: 390–396.

50) Hanski, I., Lindström, J., Niemelä, J., Pietiäinen, H. & Ranta, E. 1998. Ekologia. WSOY, Porvoo. 580 s.

51) Pakkala, T., Hanski, I. & Tomppo, E. 2002. Spatial ecology of the three-toed woodpecker in managed forest landscapes. Silva Fennica 36: 279–288.

52) Siitonen, J. 1999. Haavan merkitys metsäluonnon monimuotoisuudelle. Julkaisussa: Hynynen, J. & Viherä-Aarnio, A. (toim.). Haapa – monimuotoisuutta metsään ja metsätalouteen. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 725: 71–82.

53) Rosenzweig, M. L. 1995. Species Diversity in Space and Time. Cambridge University Press, Cambridge.

54) Connor, E.F. & McCoy, E.D. 1979. The statistics and biology of the species-area relationship. American Naturalist 113: 791–833.

55) Hanski, I. & Ovaskainen, O. 2002. Extinction debt at extinction threshold. Conservation Biology 16: 666–673.

56) Ovaskainen, O. & Hanski, I. 2002. Transient dynamics in metapopulation response to perturbations. Theoretical Population Biology 61: 285–295.

57) Metsien suojelun tarve Etelä-Suomessa ja Pohjanmaalla 2000. Etelä-Suomen ja Pohjanmaan metsien suojelun tarve –työryhmän mietintö. Suomen ympäristö 437. 284 s. Helsinki.

58) 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.

59) Punttila, P. 2000. Metsien suojelualueverkon merkitys lahopuukovakuoriaisten elinkelpoisten populaatioiden säilymiselle Etelä-Suomessa. Suomen ympäristö 440: 49–96.

60) Penttilä, R., Siitonen, J. & Kuusinen, M. 2003. Polypore diversity in mature managed and old-growth boreal *Picea abies* forests in southern Finland. Biological Conservation (painossa).

61) Saunders, D.A., Hobbs, R.J. & Margules, C.R. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. Conservation Biology 5: 18–32.

62) 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.

63) Siitonen, J. & Martikainen, P. 1994. Coleoptera and *Aradus* (Hemiptera) collected from aspen in Finnish and Russian Karelia: notes on rare and threatened species. Scandinavian Journal of Forest Research 9: 296–314.

64) Siitonen, J., Penttilä, R. & Kotiranta, H. 2001. Decaying wood, polyporous fungi and saproxylic insects in an old-growth spruce forest in Vodlozersky National Park, Russian Karelia. Ecological Bulletins 49: 231–242.

65) Chen, J.Q., Saunders, S.C., Crow, T.R., Naiman, R.J., Brosofske, K.D., Mroz, G.D., Brookshire, B.L. & Franklin, J.F. 1999. Microclimate in forest ecosystem and landscape ecology. BioScience 49: 288–297.

66) Saunders, S.C., Chen, J., Crow, T.R. & Brosofske, K.D. 1998. Hierarchical relationships between landscape structure and temperature in a managed forest landscape. Landscape Ecology 13: 381–395.

67) Gauslaa, Y. & Solhaug, K.A. 1996. Differences in the susceptibility to light stress between epiphytic lichens of ancient and young boreal forest stands. Functional Ecology 10: 344–354.

68) Esseen, P.-A. & Renhorn, K.-E. 1998. Edge effects on an epiphytic lichen in fragmented forests. Conservation Biology 12: 1307–1317.

69) Peltonen, M. 1999. Windthrows and dead-standing trees as bark beetle breeding material at forest-clearcut edge. Scandinavian Journal of Forest Research 14: 505–511.

70) Murcia, C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. Trends in Ecology & Evolution 10: 58–62.

71) Angelstam, P. 1986. Predation on ground-nesting birds' nests in relation

to predator densities and habitat edge. Oikos 47: 365–373.

72) Andrén, H. & Angelstam, P. 1988. Elevated predation rates as an edge effect in habitat islands: experimental evidence. Ecology 69: 544–547.

73) Peltonen, M., Heliövaara, K. & Väisänen, R. 1997. Forest insects and environmental variation in stand edges. Silva Fennica 31: 129–141.

74) Peltonen, M. & Heliövaara, K. 1998. Incidence of *Xylechinus pilosus* and *Cryphalus saltuarius* (Scolytidae) in forest-clearcut edges. Forest Ecology and Management 103: 141–147.





OSA 2

MONI-MUOTOISUUDEN TURVAAMISEN LÄHTÖKOHDAT

Ihminen on kautta aikojen vaikuttanut Suomen metsiin ja niiden monimuotoisuuteen. Metsien käytön historian ja metsien nykytilan tunteminen luovatkin lähtökohdan monimuotoisuuden turvaamiselle.

LUVUSSA 4 tarkastellaan metsien käytön ja käsittelyn historiaa. Siinä kuvataan metsien eri käyttömuotoja ja niiden vaikutuksia metsäluonnon monimuotoisuuteen. Luvussa kerrotaan myös, kuinka metsätalouden ympäristövaikutuksiin kohdistunut kritiikki ja uudet tutkimustulokset sekä kansainvälinen metsä- ja ympäristöpolitiikka johtivat vähitellen kestävän metsätalouden laajempaan määrittelyyn ja kehitykseen kohti entistä moniarvoisempaa metsien käyttöä.

LUVUSSA 5 käsitellään sitä, kuinka ekologista tietoa voidaan käyttää hyväksi metsien monimuotoisuuden turvaamisessa. Siinä pohditaan erityisesti suojelualueiden ja talousmetsien muodostaman kokonaisuuden merkitystä ja mahdollisuuksia turvata monimuotoisuuden säilyminen. Lisäksi luvussa tarkastellaan monimuotoisuuden turvaamiseen pyrkivän metsien käsittelyn keskeisiä käsitteitä ja ajatusmalleja.



TIMO KUULUVAINEN • JUKKA-PEKKA JÄPPINEN • TIMO KIVIMAA
PERTTI RASSI • PÄIVI SALPAKIVI-SALOMAA • JUHA SIITONEN

4 IHMISEN VAIKUTUS SUOMEN METSIIN

Mitkä ovat Suomen metsien käytön päävaiheet? Miten ihminen on vaikuttanut eri aikoina Suomen metsien rakenteeseen? Miten metsien rakenteen muutokset ovat vaikuttaneet eliölajistoon? Miten tehostettuun metsätalouteen kohdistunut kritiikki ja poliittiset sopimukset ovat muuttaneet metsien käsittelyä?

■ Reino Kalliola on osuvasti kuvannut ihmisen ja metsän suhdetta eränkäynnin ja kaskiviljelyn aikoina: *”Elämä tässä kylmässä ja karussa maassa, suurten metsien puristuksessa, ei ole ollut helppoa. Metsä tosin tarjosi riistaa ja marjojaan ja mainion tuulensuojan ja ainekset leirinuotioon; erämies oli metsän hoivissa kuin kotonaan. Metsästä saatiin rakennuspuut ja polttopuut, ja tulen avulla metsä kukistettiin leipämaaksikin ja karjan laitumeksi. Metsä oli suuri ystävä ja auttaja. Mutta metsä oli myös peloittava vastustaja. Niittyjen ja peltojen raivaaminen villiin korpeen oli kovan työn takana, sankka salo uhkasi alituiseen umpeuttaa vanhatkin peltopälvet; korvesta huokui halla ja korven komeroissa pedoilla oli pesänsä”*[1].

Ihmisellä ja metsällä on Suomessa takanaan pitkä yhteinen historia varhaisista eränkävijöistä kolmannen vuosituhannen alkuun. Ihmisen toiminta on kaikkina aikoina vaikuttanut myös metsien rakenteeseen ja metsälajiston monimuotoisuuteen. Metsiemme käytön ja käsittelyn historia erätaloudesta nykyaikaan tunnetaan pääpiirteiltään.

4.1
Suomen metsien käytön ja käsittelyn päävaiheet

■ Ihmisen toiminnan vaikutus Suomen metsiin voidaan jakaa karkeasti useaan historialliseen käyttömuotoon tai käyttömuotojen ryhmään, jotka menevät ajallisesti osittain päällekkäin (taulukko 4.1). Jako perustuu kunakin historiallisena ajanjaksona vallalla olleeseen metsänkäsittelyyn.

1) Eränkäynti ja eräviljely. Metsät olivat pääosin yhteiskäytössä, ja niistä hankittiin riistan lisäksi puuta rakentamiseen, tarvekaluihin ja polttoaineeksi. Myöhemmin, pienimuotoisen kaskenpolton alkamisen myötä, metsien käyttö kehittyi pyyntitalouden ja eräviljelyn yhdistelmäksi. Eräviljelyn seurauksena maiseman monimuotoisuus ja lehtipuustoisten metsien osuus kasvoivat (luku 4.2).

2) Kaskiviljely ja tervanpoltto (1700–1900). Kun väestö lisääntyi ja pysyvä asutus levisi entistä laajemmalle, alkoivat kaskiviljely, metsälaidunnus ja metsien kaupallinen käyttö – tervanpoltto ja puun hankinta vesisahojen (myöhemmin höyrysahojen) raaka-aineeksi syrjäyttää erätaloutta. Kaupallisiin tarkoituksiin metsistä kaadettiin lähinnä järeimmät puut (hirrenharsintaa). Ihmisen jäljet alkoivat näkyä yhä voimakkaammin metsien rakenteessa. Kaskeaminen uudisti metsiä ja vaikutti suuresti puulajisuhteisiin, mikä näkyy edelleen metsäkuvassa varsinkin Savossa ja itäisessä Suomessa (luku 4.3).

3) Harsintametsätalous (1870–1950). Siirtyminen erä- ja kaskitaloudesta metsän teolliseen raaka-ainekäyttöön alkoi Suomessa 1800-luvun jälkipuoliskolla. Sahateollisuus tehostui höyrysahojen tultua käyttöön, ja ensimmäiset puuta kuiduttavat teollisuuslaitokset, puuhiomot ja selluloosatehtaat aloittivat toimintansa 1800-luvun lopulla. Jo 1700-luvulla aloitettu isojako oli pääosiltaan saatu päätökseen, ja metsien rajat yksityisten tilojen välillä oli käyty. Etelä-Suomen metsät olivat enimmäkseen yksityisomistuksessa, Pohjois-Suomen metsät pääosin valtionmaita.

Metsien käyttö ja puun tuottaminen metsäteollisuuden raaka-aineeksi tehostui jo niin, että voidaan perustellusti puhua metsätalouden syntymisestä. Kaskitalous vaihtui peltoviljelyyn, ja yksityismetsät tulivat keskeiseen asemaan poltto- ja teollisuuspuun tuottajina. Hakkuut kohdistuivat erityisesti niihin metsiin, jotka olivat jääneet kaskitalouden ulkopuolelle. Yksityismetsissä puuta korjattiin pääasiassa harsintahakkuin. Karjan laiduntaminen metsissä oli yleistä. Suurten omistajien metsiä alettiin hoitaa kuvioittaisten metsätaloussuunnitelmien pohjalta ja käsitellä uudistus- ja kasvatushakkuin.

Harsintametsätalouden kaudelle osui kansakunnan kannalta haasteellisia ja vaikeita aikoja, kuten kansalaissota, maamme itsenäistyminen, torppareiden itsenäistäminen ja tilattoman väestön asuttaminen, talvi- ja jatkosodat ja niihin liittyneet alueluovutukset sekä siirtolaisväestön asuttaminen. Metsien merkitys kasvoi, ja valtion metsien käyttö nousi yhteiskunnallisesti tärkeäksi. Asutuksen ongelmat ratkottiin muodostamalla asutustiloja, joiden toimeentulolle metsillä oli monella tapaa suuri merkitys. Metsälaidunnus, harsintahakkuut ja sotien jälkeisellä jälleenrakentamisen kaudella alkaneet voimakkaat uudistushakkuut muuttivat metsien rakennetta, puulajisuhteita ja lajistoa (luku 4.4).

4) Tehostettu metsätalous (1950 ➡). Metsävarojen hyödyntäminen alkoi entisestään tehostua[2,3,4]. Huomattava muutos oli siirtyminen kuvioittaiseen metsien käsittelyyn myös yksityismetsissä. Lisäksi hakkuissa siirryttiin käyttämään selväpiirteisiä kasvatus- ja uudistushakkuumenetelmiä. Alueellinen ja tilakohtainen metsätalouden suunnittelu tehostuivat merkittävästi. Valtiovalta tuki metsätalouden rahoitusohjelmien avulla (nk. MERA-kausi, 1965–1975) erityisesti yksityismetsien hoitoa

ja niin kutsuttua metsänparannusta, muun muassa soiden uudisojituksia ja metsäteiden rakentamista.

Tehostetun metsätalouden kaudella uudistushakkuista kaksi kolmannesta oli avohakkuita ja yksi kolmannes siemen- ja suojuspuuhakkuita. Avohakkuualat viljeltiin eli istutettiin tai kylvettiin. Metsien uudistaminen kohdistui Etelä-Suomessa kaskialueille syntyneisiin, taloudelliseen uudistamisikään tulleisiin metsiin. Pohjois-Karjalassa, Kainuussa ja Metsä-Lapissa metsien uudistaminen oli voimakasta erityisesti valtion mailla ja kohdistui harsittuihin ja kaskeamisen ulkopuolella olleisiin metsiin, joista etenkin kaukana uittoreiteistä olleet metsät olivat suurelta osin luonnontilaisia.

Puuntuotannon tehostamisella oli laajoja vaikutuksia metsien rakenteeseen, dynamiikkaan ja eliölajistoon. Merkittävä muutos metsien luontaisessa häiriödynamiikassa oli metsäpalojen nopea väheneminen, kun tulta ryhdyttiin käsittelemään entistä varovaisemmin ja palontorjunta tehostui. Metsänhoidollinen kulotus oli tosin yleistä 1950- ja 1960-luvuilla, mutta väheni sen jälkeen voimakkaasti. Metsäpalojen väheneminen vaikutti tuntuvasti kuloa vaativien tai suosivien eliölajien esiintymiseen (luvut 3 ja 4.5).

Kohti taloudellisesti, ekologisesti ja sosiaalisesti kestävää metsätaloutta. Parhaillaan on käynnissä kehitys, jossa – teollisen metsänkäytön ja tehokkaan puuntuotannon edelleen jatkuessa – tärkeiksi ovat nousemassa myös metsien muut arvot ja hyödyt, kuten biologinen monimuotoisuus ja metsien virkistyskäyttö. On alettu puhua taloudellisesti, sosiaalisesti ja ekologisesti kestävästä metsätaloudesta. Suomessa siirtyminen teollisen metsänkäytön kaudesta kohti moniarvoisempaa metsänkäyttöä alkoi 1900-luvun kahtena viime vuosikymmenenä, kun kotimainen ja kansainvälinen ympäristö- ja metsäpoliittinen kehitys nosti metsävarojen ekologisesti ja sosiaalisesti kestävän käytön taloudellisen kestävyyden rinnalle ja kilpailutekijäksi metsäteollisuustuotteiden markkinoinnissa (luku 4.6).

TAULUKKO 4.1
Suomen metsien käytön vaiheet ja muita metsien käyttöön liittyviä kehityskulkuja.

Metsän käytön vaihe	Eränkäynti, eräviljely	Kaskiviljely ja tervanpoltto	Harsinta-metsätalous	Tehostettu metsätalous	Kohti moniarvoista metsänkäyttöä
Ajanjakso	Kivi–rautakausi ➡	1700–1900	1870–1950	1950 ➡	1990 ➡
Keskeiset toimijat ja vaikuttajat	Metsästäjät, keräilijät	Kaskiviljelijät, tervanpolttajat, metsästäjät, metsälaiduntajat	Valtiovalta, metsäyhtiöt, talonpojat, metsätyöntekijät	Valtiovalta, metsänomistajat, metsäyhtiöt, metsätyöntekijät, metsäkone- ja kuljetusyrittäjät, poliittiset vaikuttajat	Valtiovalta, EU, metsänomistajat, metsäyhtiöt, metsäkone- ja kuljetusyrittäjät, poliittiset vaikuttajat, ympäristöliikkeet, metsäteollisuuden asiakkaat
Metsän tärkeimmät tuotteet	Riista, turkikset, marjat ja sienet, kotitarve- ja polttopuu, nauris, vilja	Nauris, vilja, terva, kotitarve- ja polttopuu, riista, marjat ja sienet	Puutavara, polttopuut, terva, karja, marjat ja sienet	Puutavara, polttopuu virkistyskäyttö, marjat ja sienet	Puutavara, energiapuu, virkistyskäyttö, monimuotoisuus, marjat ja sienet

4.2
Eränkäynti ja eräviljely

Ihminen on vaikuttanut Suomen metsäluontoon ilmeisesti jääkaudesta lähtien. Ensimmäiset merkit maanviljelystä ovat pronssikaudelta 3 500 vuoden takaa[5]. Varhainen asutus, uuden ajan alkuun saakka, oli keskittynyt eteläisimpään Suomeen, Hämeeseen, Karjalaan ja Pohjanmaan rannikolle. Vaikka ihmisten määrä oli erätalouden aikana alhainen, vaikuttivat ihmisen sytyttämät metsäpalot todennäköisesti metsärakenteisiin. Metsää poltettiin ilmeisesti myös tarkoituksella, koska näin saatiin aikaan riistaeläinten suosimia lehtipuuvaltaisia nuoria metsiä sekä rehua kotieläimille ja marjoja ihmisille.

Jo niihin aikoihin, kun erä- ja pyyntikulttuuri vallitsivat, alkoivat pysyvä asutus ja siihen liittyvä asutuksen ja peltoalan vähittäinen leviäminen vähentää viljavammilla mailla esiintyneiden lehtojen määrää varsinkin hemiboreaalisella vyöhykkeellä sekä eteläboreaalisen vyöhykkeen lounaisosissa (vuokkovyöhykkeellä), missä parhaat kasvupaikat raivattiin pelloiksi. Peltojen raivauksella oli tällä alueella todennäköisesti jo keskiajalla suuri vaikutus vaateliaalle lehtometsälajistolle sopivien elinpaikkojen määrään. Muualla Suomessa harva asutus lisäsi metsäpalojen esiintymistiheyttä.

Suomen väestökehitys oli pitkään hyvin maltillinen. Väestön jyrkkä kasvu noin puolen miljoonan hengen tasolta alkoi vasta 1700-luvun puolivälissä. Miljoonan hengen raja saavutettiin 1800-luvun alussa ja kahden miljoonan raja noin 1880[6]. Väestön kasvu johti sekä pysyvän pelto- ja niittyalan jatkuvaan lisääntymiseen että asutuksen tunkeutumiseen erämaihin kaskiviljelyn turvin. Erityisesti maaseudun kasvava tilaton väestö joutui ottamaan elantonsa metsästä. Alueelliset erot sen suhteen, mitä tapahtui ja miten tämä vaikutti metsiin, olivat suuret.

4.3
Kaskiviljely, tervanpoltto ja metsälaidunnus

Kaskenpoltto ja kaskiviljely

Kaskikulttuurin aikakausi, joka käytännössä päättyi 1900-luvun alussa, ei ollut yhtenäisen maankäytön aikaa vaan sai erilaisia muotoja aina tilanteen mukaan. Kaskeaminen vaikutti huomattavasti metsien rakenteeseen ja lajistoon. Tiheästi asutuilla seuduilla eli rintamailla kaskitalous perustui jokseenkin säännölliseen viljelykiertoon, jossa sama alue poltettiin tietyin väliajoin. Tämä muutti metsät harvapuustoisiksi ahoiksi ja nuorta lehtipuuta kasvaviksi valoisiksi metsiköiksi. Nuoret lehtipuuvaltaiset metsiköt, erityisesti harmaalepikot, tulivat laajoilla alueilla vallitseviksi. Lepän runsastumista edesauttoi myös karjan laidunnus.

Kaskeaminen vähensi metsiä asuttujen alueiden ympäristöstä, missä maisema haluttiin tarkoituksella pitää avoimena, jotta karja olisi suojassa pedoilta ja rakennukset metsäpaloilta. Pohjanmaalla ja Itä-Suomessa harjoitettiin myös suokaskiviljelyä (kydöttäminen, kytöviljely), jossa poltettiin sekä suolla kasvavat puut että pintaturve. Kaskettavaksi valittiin puustoisia, erityisesti lehtipuuvaltaisia korpia. Kaskiviljelyn suosiota lisäsi 1000-luvun alussa kehittynyt satoisa huhtaruis (korpiruis), jonka myötä myös karuimpien havumetsien kaskiviljely kävi mahdolliseksi[3]. Kaskeaminen ei siten aina rajoittunut vain asutuksen liepeille vaan saattoi ulottua kaukaisillekin saloille. Erämaiden ylipalokaskissa eli huhtakaskissa



Kaskikoivikon alle syntynyt hoidettu kuusialikasvos Längelmäellä vuonna 1907 (UPM-Kymmene).



KUVA 4.1
Kaskenpolttoalueet Suomessa 1750-luvulla (tummennettu alue)[8].

ennen kaskeamattoman metsän puut kaadettiin tai tapettiin pystyyn kaulaamalla ne ennen polttoa[7]. Näille aloille on siten jäänyt runsaasti kuollutta ja palanutta puuta.

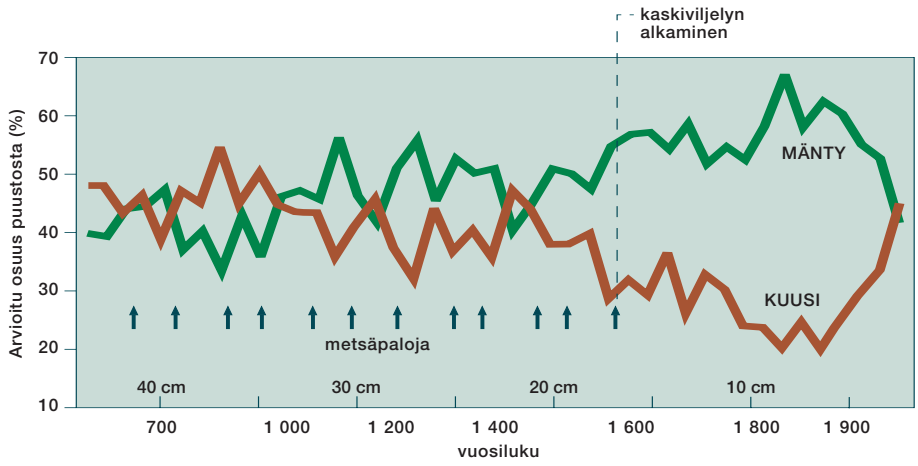
Kaskenpolton turvin asutettiin 1500-luvulta lähtien Keski-Suomi, Pohjois-Savo, Pohjois-Karjala ja myöhemmin Kainuu. Metsien kaskeaminen saavutti huippunsa 1800-luvulla ja ulottui laajimmillaan lähes koko Etelä-Suomeen, lukuun ottamatta Pohjanmaata sekä Lounais-Suomea ja eteläarnikkoa. Runsaimpana ja pisimpään kaskeamista harjoitettiin Keski-Suomen itäosissa, Savossa ja Karjalassa eli eteläboreaalisen metsäkasvillisuusvyöhykkeen itäosassa, jossa 50–75 % metsistä on jossakin vaiheessa kaskettu. Kaskeamisen piirissä arvioidaan olleen noin 4 miljoonaa hehtaaria eli 30 % maamme eteläosan metsätalousmaasta.

Kaskeamisen ulkopuolelle ei jäänyt suuria yhtenäisiä metsäalueita muualla kuin Pohjois-Suomessa, sillä myös valtion maita kaskettiin[7]. Kaskeamista ei harjoitettu maapohjiltaan karuimmilla ja soistuneilla mailla eikä kaikkein syrjäisimmillä ja laajimmilla saloilla.

Seuduilla, joilla asutus oli melko tiheää, kaskeaminen muutti voimakkaasti puulajisuhteita (kuva 4.2). Kaskikulttuurin aikakausi vähensi erityisesti vanhoja kuusivaltaisia metsiä asutuksen ympäriltä, jolloin nuoret lehtipuuvaltaiset metsät valtasivat alaa. Kaskeamiseen käytettiin viljavia metsämaita, joilla alkuperäisenä valtapuustona oli yleensä joko kuusi tai lehtipuusto riippuen siitä, kuinka kauan oli kulunut metsäpalosta. Ensimmäisessä kaskessa poltettiin alueen alkuperäinen puusto, minkä jälkeen kaskeamista voitiin jatkaa kiertokaskiviljelynä, jossa kasketulle alalle noussut nuori

KUVA 4.2

Kaskenpoltto vaikutti suuresti puulajisuhteisiin. Järvenpohjan sedimentin siitepölykerrostumiin perustuva kaavio kuvaa sitä, miten männyn (vihreä) ja kuusen (punainen) runsaussuhteet muuttuivat aikojen kuluessa itäsuomalaista järveä ympäröivissä metsissä. Ennen kaskikautta esiintyneet paikalliset metsäpalot on merkitty nuolilla. Siitepölyaineisto osoittaa, että kaskiviljelyn alettua kuusi taantui ja tulta paremmin kestävä mänty runsastui. Viimeaikainen metsäpalojen puuttuminen on johtanut tilanteeseen, joka vallitsi ennen kaskiviljelyn kautta[9].



puusto kaskettiin uudelleen. Tällainen viljely vaati suuria pinta-aloja.

Kaskiviljely säilyi sydänalueillaan vuosisatoja elinvoimaisena ja päättyi lopullisesti vasta 1900-luvun alkupuolella teollisen metsänkäytön jo alettua. Kaskeamisen päätyttyä pioneeripuut, koivu, mänty (myöhäisimpien kaskien viimeisen viljan sekaan on jopa kylvetty mäntyä) ja varsinkin harmaaleppä, ottivat valtaaseman kasketuilla alueilla. Kaskenpolttajilta karanneet kulot edistivät lehtipuuvaltaisten metsien syntyä myös kaskialueiden ulkopuolella. Kuusi levisi kasketuille alueille hitaasti sille tyypilliseen tapaan taimettumalla muun puuston alle. Monilla myöhäisen kaskeamisen alueilla kuusi runsastui vasta 1900-luvulla, kun metsänomistajat istuttivat sitä kaskeamisen jälkeen syntyneen lehtipuuston alle tai uudistushakkuualalle.

Karuilla mailla, joita ei kaskettu, kehitys oli toisenlaista. Sahaukseen ja rakentamiseen otettiin parasta mäntypuustoa. Kuusi sai mahdollisuuden levitä karuille kuiville kangasmaille siellä, missä varhaiselle kaskikaudelle ominaiset metsäpalot eivät niitä tappaneet. Kaskeaminen ja metsäpalot rajasivat järeän puun hakkuut varsin suppealle alueelle, jolloin hakkuut vaikuttivat metsäkuvaan varsin voimakkaasti. C.W. Gyldénin (1850) kartassa (tietolaatikko 4.1) kuvattu metsien puute olikin varmasti hyvin todellinen. Kartan esittämien tietojen mukaan vain noin kymmenesosalla Suomen eteläpuoliskon metsistä oli metsää ”yltäkylläisesti”. Sen sijaan Metsä-Lapissa ja Kainuussa suurin osa metsistä kuului kartan mukaan tähän ryhmään.

Kasvavan väestön ja kiihtyvän kaskenpolton seuraus oli, että kuloja ja metsäpaloja oli enemmän kuin luonnonoloissa[9]. Paloalat olivat toisaalta pienempiä, mikä saattoi johtua siitä, että paloja syttyi myös oloissa, joissa tuli ei päässyt kunnolla leviämään. Usein toistuvat kulot saattoivat myös vähentää palavan materiaalin määrää ja näin heikentää tulen leviämismahdollisuuksia.

Kaskeaminen hyödytti erityisesti niitä eliölajeja, jotka ovat riippuvaisia metsäpaloalueista ja sukkession alkuvaiheen avoimista,

TIETOLAATIKKO 4.1

Suomen metsät 1850

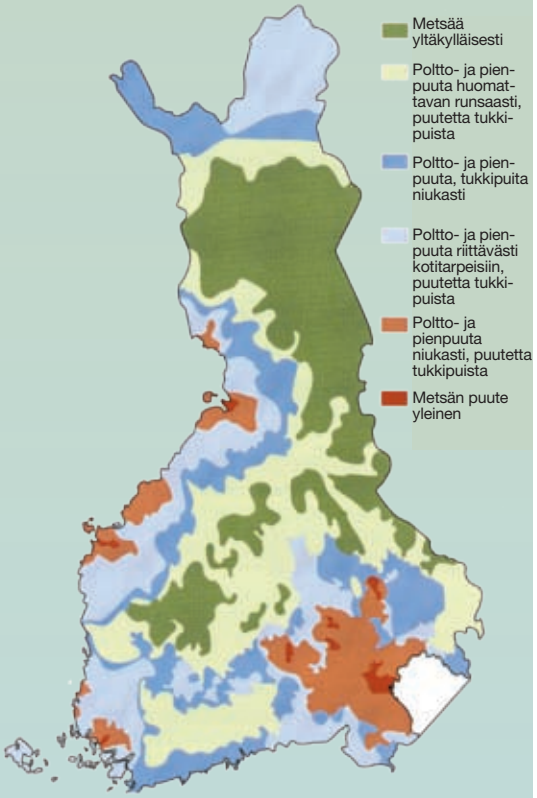
Suomen metsien kokonaistilanteesta ei ole 1800-luvulta inventointitietoja. Ainoita ja useissa eri yhteyksissä siteerattuja metsien tilan kuvauksia ovat C.W. Gyldénin julkaisemat tiedot, jotka ovat peräisin vuodelta 1850, ja Edmund von Bergin vuonna 1859 julkaisema raportti Suomen metsien tilasta[10].

Gyldénin aikaan Suomen metsävarat oli arvioitu kuuteen luokkaan, jotka perustuivat yhtäältä tukkipuun ja toisaalta poltto- ja pienpuun saatavuuteen. Vaikka ei tiedetä tarkasti, millaiseen aineistoon Gyldénin tiedot perustuvat, voidaan metsien silloista luonnontilaisuuden astetta arvioida karkeasti hänen esittämältään kartalta laskemalla eri luokkien pinta-alojen suhteet.

Maan eteläpuoliskon (linjan Oulu–Kajaani–Kuhmo eteläpuolella) maa-alasta 10–15 prosentilla oli metsää yltäkyllästi. Nämä ilmeisen luonnontilaiset metsät sijoittuivat lähes yksinomaan Pohjois-Hämeen, Suomenselän, Pohjois-Karjalan pohjoisosan ja Kainuun alueille. Suurin yhtenäinen alue sijaitsi Ruoveden–Parkanon–Ähtärin seutuvilla. Useimmat nykyisistä merkittävistä metsien suojelualueista sijaitsevat juuri näillä metsäalueilla.

Toinen Gyldénin arviointiluokka olivat metsät, joissa oli pienpuuta huomattavan runsaasti, mutta tukkipuusta oli puutetta. Nämä metsät olivat todennäköisesti melko luonnontilaisia, joskin ylispuut puuttuivat niistä osittain. Tämä ryhmä käsitti peräti kolmasosan koko maan eteläpuoliskon pinta-alasta. Se ympäröi yhtenäisenä vyönä edellä selostettuja luonnonmetsäalueita ja ulottui huomattavassa määrin Suomenselältä itään Järvi-Suomen länsiosaan. Silmiinpistävä oli myös Etelä-Hämeen ja Uudenmaan laaja yhtenäinen alue.

Arvion mukaan alueet, joissa puuta on ollut runsaasti vuonna 1850, käsittivät yhteensä lähes puolet Etelä-Suomen pinta-alasta. Pohjois-Suomessa



yhtenäinen luonnonmetsien alue ulottui Kainuusta Metsä-Lapin perukoille. Metsät, joissa oli vuonna 1850 niukasti pien- ja tukkipuuta, sijoittuivat yhtenäisenä leveänä vyönä lähes koko Pohjanlahden rannikolle, Turun ympäristöön sekä laajoille alueille Järvi-Suomen itäosaan.

Oheisessa kartassa Suomen metsien tila 1850-luvulla. Gyldénin julkaisema kartta on ensimmäinen kirjallinen dokumentti, joka tarjoaa riittävää tietoa koko Suomen alueelta metsien tilan yleisarvioiden pohjaksi[10].

Tapio Lindholm

runsaasti lahopuustoa sisältävistä metsistä. Kaskimaille syntyneet lehtipuuvaltaiset metsät ja paljon lehtipuuta sisältäneet sekametsät ovat myös tukeneet monien eliölajien menestymistä. Vanhoista, kuusivaltaisista metsistä riippuvaiset lajit toisaalta taantuivat. Onkin mahdollista, kuloilta säästyneille ikimetsille ominaiset vaateliaat lajit, kuten korpikolva, ovat kaskea-

misen ja muun metsien käytön seurauksena hävinneet laajoilta alueilta Etelä-Suomesta jo 1800-luvulle mennessä[11].

Tervanpoltto

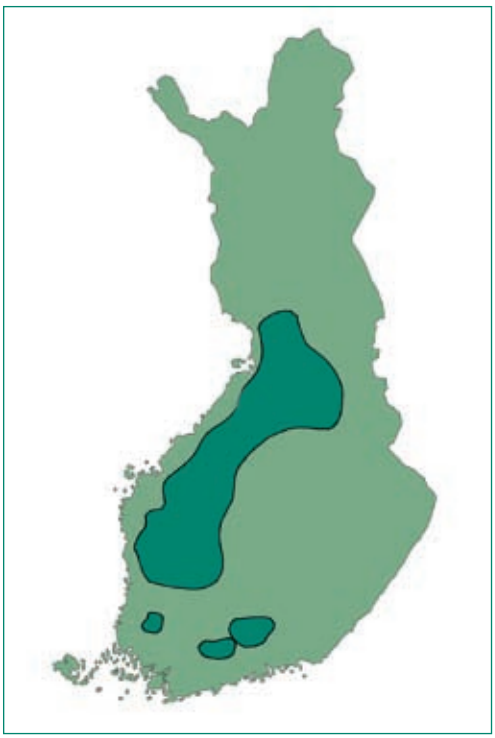
Tervanpoltto ei ollut yhtä yleistä ja laajaa kuin kaskeaminen, mutta kylläkin paikallisesti merkittävää. Tervasten raaka-aineena käytettiin nuoria tervastumaan kolottuja mäntyjä. Tervan valmistaminen vientituotteeksi alkoi Suomessa jo 1500-luvun lopulla ja se saavutti suurtuotannon mitat 1800-luvulla. Terva oli pitkään maamme tärkein vientiartikkeli. Tervanpolton painopistealueet ovat vaihdelleet eri aikoina: 1600-luvulla lähes puolet tervasta tuotettiin Järvi-Suomessa ja Pohjanmaan rannikolla, seuraavalla vuosisadalla sitä poltettiin lähes yksinomaan Pohjanlahden rannikolla, kun taas 1800-luvulla, joka oli suurtuotannon aikaa, poltto levisi yhä syvemmälle sisämaahan Suomenselälle. Varsinainen suurtuotantoalue oli lyhyen aikaa Kainuu, jossa tervaa poltettiin tehdasmaisesti vielä 1900-luvun alussa. Tervanpoltto päättyi kuitenkin yleisesti 1900-luvun alussa.

Tervanpoltto, jossa tervasten raaka-aineeksi käytettiin erityisesti nuoria mäntymetsiä, vähensi mäntyä ja lisäsi kuusta laajoilla tervanpolttokulttuurin alueilla läntisessä Suomessa, Pohjanmaalla ja Kainuussa. Suurtuotannon alueilla tervasten teko esti mäntyjä kasvamasta kookkaiksi, koska puut kaadettiin melko pieninä. Tervanpoltolla oli samansuuntaiset vaikutukset kaskeamisen ulkopuolelle jääneissä metsissä kuin harsintahakkuilla. Tervanpoltto lisäsi kuivien kankaiden kuusettumista ja vähensi hyvälaatuisten mäntypuiden määrää. Aluksi vähenivät vanhat männiköt ja vanhat ylispuut, myöhemmin alettiin käyttää yhä nuorempia männiköitä.

Siellä missä tervanpoltto oli yleistä, se todennäköisesti vaikutti haitallisesti järeistä männyistä – ylispuista, keloista ja maapuista – riippuvaiseen lajistoon. Tervanpolton seurauksena taantuivat todennäköisesti esimerkiksi järeistä mäntymaapuista riippuvaiset käävät, kuten sirppikääpä *(Skeletocutis lenis)* ja riekonkääpä *(Antrodia albobrunnea)*.

Kaskeamisen ja metsäpalojen jäljiltä maan pohjoispuoliskoon jäi paljon nuorta puustoa kasvavia alueita, jotka ovat nykyisin noiden seutujen parhaita talousmetsiä. Harsinnan kohteena olleet alueet kuusettuivat, ja ne on enimmäkseen uudistettu myöhemmin mäntyvaltaisiksi metsiksi. Tuolloin lähes luonnontilaiset, syrjäisten valtionmaiden metsät, jotka säästyivät myöhemmiltä hakkuilta, ovat nykyään suurelta osin luonnonsuojelualueina. Muilta osiltaan ne on uudistettu nuoriksi metsiksi.

KUVA 4.3
Intensiivinen tervanpoltto Suomessa 1750-luvulla (tummennetut alueet)[8].



Puun kotitarvekäyttö

Metsistä saatava kotitarvepuu oli tärkeä osa suomalaisten jokapäiväistä elämää. Puusta rakennettiin talot ja aidat sekä saatiin raaka-aine mitä erilaisimpiin käyttötarpeisiin. Eri tarkoituksiin tarvittiin erilaista puuta. Rakentaminen vaati järeitä hirsiä. Polttopuuksikin kel-

pasi ennen vain virheetön suora puu, ja esimerkiksi pohjoisessa poltettiin pääosin keloa ja etelässä koivuhalkoja. Mutta kun puuvarat alkoivat huveta, ryhdyttiin polttopuuksi kelpuuttamaan kaikenlaista puuta. Kotitarvepuun hankkiminen ja puunhankinnan vaikutukset metsien rakenteeseen keskittyivät yleensä asutuksen liepeille, sillä kaukaa tiettömien taipaleiden takaa ei rakennus- tai polttopuuta juuri hankittu. Kotitarvekäytön seurauksena kaskitalouden harventamat metsät hupenivat entisestään kylien ympäriltä. Kotitarvepuuksi käytettiin kaikkia puulajeja, mutta eniten koivua ja mäntyä.

Merkittävin kotitarvepuun käyttömuoto on kylmässä ilmastossamme aina ollut lämmitys. Polttopuun tarve oli suurimmillaan 1900-luvun alkupuoliskolla, jolloin jopa 30 % kaikesta käytetystä puusta eli lähes 10 miljoonaa kuutiometriä vuodessa kului lämmitykseen. Puun laajasta käytöstä lämmitykseen luovuttiin vasta siirryttäessä 1960-luvulle.

Rakentamisen ja kotitarvekäytön lisäksi metsien puuta käytettiin moniin kaupallisiin tarkoituksiin, varsinkin sahojen (aluksi vesisahojen ja myöhemmin 1870-luvulta alkaen höyrysahojen) raaka-aineeksi.

Metsälaidunnus

Metsälaidunnuksen vaikutus metsiin kasvoi 1800-luvun lopulta lähtien[12]. Yhä suuremmat karjat pystyttiin elättämään talven yli niittyjen rehun turvin, mutta kesällä ruokinnassa turvauduttiin metsälaitumiin. Esimerkiksi vuonna 1900 luonnonniityillä, kaskiahoilla ja metsissä laidunsi 1,4 miljoonaa lehmää, lähes miljoona lammasta ja 0,3 miljoonaa hevosta[13]. Kaskeaminen, sitä seuraava laidunnus sekä karjatalouteen liittyvä lehdesten kokoaminen karjan talviravinnoksi ja havujen kerääminen kuivikkeiksi vähensivät merkittävästi metsien kasvua, mutta toisaalta loivat moni-ilmeisiä ja monimuotoisia perinnekulttuurin metsiä eli lehdesniittyjä, hakamaita ja metsälaitumia.

Metsätilojen yhteisestä metsäalasta oli 1930-luvun lopulla metsälaidunkäytössä lähes puolet (46 %, 7,65 milj. ha)[14]. Metsälaitumiksi pyrittiin ottamaan kaikkein viljavimmat metsämaat. Metsälaidunnus oli laajinta Kaakkois- ja Sisä-Suomessa (60–80 % maatilojen metsäalasta) ja vähäisintä Satakunnan ja Pohjanmaan rannikkoalueilla (20 % maatilojen metsäalasta).

Karja söi halukkaasti haavan ja rauduskoivunkin vesoja ja taimia sekä valikoiden kenttäkerroksen kasveja. Karja ei koskenut kuitenkaan esimerkiksi leppiin – paitsi kerppuina, jotka olivat lehdeksistä sidottuja ja karjan talvirehuksi kuivattuja kimppuja. Havupuita karja ei syönyt, mutta vahingoitti tallaamalla esimerkiksi kuusen juuria taimikoissa[14]. Maannousemasienen esiintymisalueella sieni on myöhemmin vahingoittanut kuusikoita, joita käytettiin hevosten laidunhakoina.

Laidunnetuilla alueilla oli järkevää pitää puusto melko harvana, koska avoimissa metsissä kasvoi runsaasti heinää ja ruohoa. Metsälaiduntamisen päätyttyä tai kun laiduntamisessa oli usean vuoden tauko, puulajeista leppä ja haapa uudistuivat. Metsälaidunnuskausi ja siihen liittynyt karjan talvirehun hankinta niityiltä, rantakortteikoista, luhdista ja pientareilta muodosti metsäluonnon monimuotoisuuden kannalta oman rikkaan kulttuurikautensa. Se päättyi kuitenkin nopeasti ja monet ajanjakson ylläpitämät, tuolloin runsaina esiintyneet eliölajit ovat uhanalaistuneet.

Pitkään laidunnetuissa metsissä uudistuminen vaikeutui ja metsät muuttuivat hakamaiksi, joiden puusto oli tyypillisimmillään aukkoista ja lyhytkasvuista. Hakamaiden puut olivat myös oksaisia ja lahovikaisia. Etenkin Ahvenanmaalla tähän käyttömuotoon liittyi puuston raivausta ja lehdestystä. Metsälaidunnus väheni ratkaisevasti vasta 1960-luvulla, kun rehua alettiin tuottaa pelloilla.

Karjan mukana metsiin levisi niityiltä ja ahoilta rikkakasvien ja muiden kulttuurin seuralaislajien siemeniä, joille tallaaminen ja maanpinnan rikkoutuminen loivat sopivia itämis- ja kasvualustoja[15]. Kasvillisuudeltaan runsaslajiset, avoimet ja paisteiset hakamaametsät ovat olleet monille perhosille ja muille hyönteisille suotuisia elinympäristöjä. Hakamaiden oksaiset ja lahovikaiset lehtipuut ovat tarjonneet elinympäristöjä monille nykyään taantuneille lahopuusta riippuvaisille lajeille (saproksyylilajeille).

4.4 Harsintametsätalous

■ Suomessa on useiden vuosisatojen ajan ollut vesisahoja, mutta höyrysahojen määrä alkoi kasvaa merkittävästi vasta 1860-luvulla, lainsäädännön muutosten myötä. Samalla sahojen rinnalle alkoi vähitellen kehittyä myös muuta puuta käyttävää teollisuutta. Puukuidun käyttäminen paperin raaka-aineena lumppujen sijaan johti mullistukseen metsien käytössä. Suomeen perustettiin ensimmäinen puuhiomo vuonna 1860 ja ensimmäiset selluloosa- ja paperitehtaat kaksi vuosikymmentä myöhemmin. Ensimmäinen vaneritehdas perustettiin maahamme vuonna 1912.

Uusien teollisuudenalojen kehittyminen johti puun lisääntyvään käyttöön. Koska sahattavaksi ja vaneripuuksi kelpasivat vain riittävän järeät ja hyvälaatuiset tukit, puunhankinta perustui aluksi pääasiassa määrämittahakkuisiin, joissa vain tietyn läpimitan ylittävät puut hakattiin. Kun myös kuitu- ja polttopuulle tuli kysyntää väheni määrämittaharsinta asteittain 1900-luvun alkuvuosikymmeninä, mutta jatkui jossain määrin 1950-luvulle saakka.

Loppuaikoina harsintahakkuissa sekä harvennettiin kuitukokoista puustoa että poimittiin suurimpia puita. Kuitupuun käytön lisääntyminen johti siihen, että polttopuuksi otettiin monin paikoin kaikki kuitupuuksi kelpaamaton runkopuu. Pohjoisen valtionmetsistä polttopuuta kerättiin vain vähän. Harsintakaudella harjoitetut järeän puun hakkuut kohdistuivat erityisesti kaskeamisen ulkopuolelle jääneiden alueiden puustoon, koska kaskialueille syntyneet metsät olivat vielä nuoria tai varttuneita kasvatusmetsiä.

Pelko metsien loppumisesta oli 1800-luvun lopun Suomessa yleinen. Sama pelko esiintyy painetuissa lähteissä jo 1600-luvun alkupuolelta lähtien[16]. Vuoden 1886 metsälailla pyrittiin turvaamaan metsien luontaisen uudistumisen edellytykset vaatimalla, että metsiin on eräissä lain määrittelemissä tapauksissa jätettävä siemenpuita. Lain 14. pykälän vaatimus, *metsää älköön autioksi hävitettäkö*, kuvaa lain henkeä. Lain merkitys jäi kuitenkin vähäiseksi, sillä sen valvontaan ei osoitettu riittäviä voimavaroja. Metsiä käsiteltiin aikakauden taloudellisten edellytysten puitteissa siten kuin omistajien ja puun ostajien tarpeet ja mahdollisuudet sallivat.

Valtion metsien käytön valvonta tehostui, kun metsien hallinto siirtyi erilliselle keskusvirastolle, metsähallitukselle. Tämä lopetti käytännössä muun muassa valtion maiden vapaan kaskeamisen. Valtionmaiden syrjäisen sijainnin vuoksi voimakkaat kaupalliset hakkuut alkoivat niissä vasta 1900-luvun alussa. Hakkuut olivat usein niin sanottuja konsessiohakkuita, joissa puun ostajalle oli myyty oikeus määrätyn ajan (4–20 vuotta) kuluessa hakata sovittu runkoluku tukkeja tai pinokuutiometrimäärä paperipuuta. Hakkuut olivat käytännössä määrämittahakkuita. Pinotavaran konsessiohakkuista on sanottu, että niiden jäljet olivat kaikkein voimakkainta harsintaa, mitä maassamme on harjoitettu. Määrämittaharsinnan luonteiset hakkuut eivät lainkaan soveltuneet vanhojen metsien hakkuumenetelmäksi, koska harsinnassa poistettiin paras metsää uudistava puusto.

Vuonna 1917 annettiin asetus metsän hävittämisen ehkäisemisestä, ja nuoren kasvuisan havumetsän varjelu liian voimakkailta hakkuilta otettiin lain piiriin. Myös asetuksen noudattamisen valvonta järjestettiin perustamalla tähän tehtävään lääninmetsälautakunnat. Valtion, metsäteollisuusyritysten ja suurimpien yksityistilojen mailla metsiä uudistettiin 1920-luvulta lähtien uudistushakkuin, pääosin siemenpuuhakkuin. A.K. Cajander oli vuonna 1919 nimitetty metsähallituksen johtoon tehtävänään järjestää itsenäistyneen Suomen metsien hallinto. Vuonna 1921 annetussa asetuksessa metsähallinnosta metsähallituksen tehtäväksi tuli valvoa ja edistää Suomen metsätaloutta, myös yksityismetsätalouden osalta. Metsähallitus antoi vuonna 1919 valtion metsiä koskevan kiertokirjeen hakkuualueen sijoittamisesta, metsänuudistustöistä ja kasvatushak-



Harsintakauden jäljet näkyvät vielä metsissämme vanhoina kantoina (Kuva: Timo Kuuluvainen).

kuista. Johtava ajatus oli metsien uudistamisen saattaminen ”hyväksyttävälle tasolle”. Päämäärän saavuttamiseksi suositeltiin hakkuiden sijoittamista pahimmin harsittuihin metsiköihin niiden uudistamiseksi.

Uudistaminen tapahtui suurelta osin niin kutsutuilla kunnostushakkuilla, joilla vapautettiin ylispuuhakkuin harsintametsiin syntyneitä alikasvoksia. Milloin metsä oli harsinnan seurauksena joutunut niin huonoon tilaan, ettei sen katsottu olevan luontaisesti uudistettavissa, uudistettiin alue avohakkuulla ja kylvämällä. Entisiä laidunmaita metsitettiin istuttamalla erityisesti metsäteollisuusyritysten metsissä. Hakkuissa ei poistettu yksityisiä puita, vaan hakattiin suuria leimikoita. Valtion ja suurten omistajien metsiin laadittiin metsikkökuviokohtaiset metsätaloussuunnitelmat.

Valtion metsien ikärakenne poikkesi merkittävästi muista metsistä, ja niissä uudistushakkuut kohdistettiin vanhoihin metsiin. Pohjois-Suomessa, entisten kaskialueiden ulkopuolisilla mailla, metsien tila ja lähtökohdat olivat täysin toiset kuin Etelä-Suomessa, missä metsät olivat valtaosin yksityisomistuksessa. 1900-luvun puoliväliin saakka osa valtion metsistä oli niin sanotun nollarajan takana: puunhankinta oli kaupallisesti kannattamatonta. Vuonna 1950 tällaisia alueita arvioitiin olleen noin 4 miljoonaa hehtaaria Pohjois-Suomessa, mukaan lukien Metsä- ja Tunturi-Lapin alueet[17]. Uittokelpoisten vesireittien saavuttamat metsäalueet olivat myös Pohjois-Suomessa tukkipuihin kohdistuvan määrämittaharsinnan piirissä. Niiden ulottumattomissa olevat valtionmaat olivat tuolloin lähes luonnontilaisia.

Tärkeää oli, että hakkuutapa soveltui käytettävissä oleviin puunkorjuun menetelmiin. Harsintahakkuut soveltuivat aikakauden puunkorjuutekniikan mahdollisuuksiin, koska lähikuljetukset voitiin tehdä talviaikaan hevosella ja rekipelein, ja pienetkin purot palvelivat uittoreitteinä. Harsintahakkuu niveltyi hyvin myös metsälaidunnukseen, joka kaskikauden jälkeen jatkui 1950-luvulle saakka ja päättyi suunnilleen samaan aikaan, kun harsintametsätaloudesta luovuttiin. Suomenkarja vaihdettiin varsin lyhyellä aikavälillä parempituottoiseen ulkomaiseen rotuun, jolle oli järkevää järjestää laidunnus ja rehun tuottaminen raivatuilla laitumilla ja viljelysmailla.

Harsinnan vaikutukset

Toistuvasti määrämittahakkuin harsitut vanhat metsät muuttuivat huonokasvuisiksi, aukkoisiksi ja heikosti uudistuviksi metsiksi, jotka olivat metsätaloudellisessa mielessä vähäarvoisia. Samaan aikaan oli näköpiirissä mahdollisuus lisätä puun käyttöä huomattavasti metsäteollisuudessa. Uusi yksityismetsälaki (1928) pyrki parantamaan metsien puuntuotannon kannalta heikkoa tilaa kieltämällä metsän hävittämisen. Merkittävä oli myös vuoden 1928 metsänparannuslaki, jossa ensimmäisen kerran osoitettiin valtion varoista rahaa metsänhoitoon, ennen kaikkea kuusikoiden perustamiseen.

Vuoden 1928 yksityismetsälaki pyrki parantamaan metsien puuntuotannon kannalta heikkoa tilaa: *Metsää älköön hävitettäkö; älköönkä metsää siis siten hakattako eikä maata hakkauksen jälkeen sellaiseen tilaan jätettäkö tahi sillä tavoin käytettäkö, että metsän luonnollinen uudistaminen sen kautta joutuu vaaraan. Metsän hävittämiseksi on myös katsottava, jos nuorta kasvuisaa metsää niin hakataan, että hakkaus on ristiriidassa metsän järkiperäisen harventamisen kanssa, taikka jos sellaista metsää kasvavalla alueella niin kasketaan, että kaskeamisen ei voida katsoa soveltuvan alueen järkiperäiseen käyttöön.*

Laissa korostettiin luontaisen metsänuudistumisen edellytysten turvaamista ja nuorten metsien kasvun edistämistä. Sen mukaan voitiin tehdä myös avohakkuita lakia valvomaan perustettujen metsänhoitolautakuntien hyväksymän suunnitelman mukaan. Samalla metsänomistaja sitoutui metsän uudistamiseen riittävän vakuuden kautta, joka oli yleensä pankkitalletus. Metsä uudistettiin yleensä viljellen, kylvämällä tai istuttamalla.

Harsinta- tai poimintahakkuiden vaikutuksesta lajistoon on vain vähän tutkittua tietoa. On kuitenkin ilmeistä, että vaikutukset riippuivat hakkuiden voimakkuudesta. Lievän harsinnan vaikutukset metsälajistoon saattoivat jäädä kokonaisuutena vähäisiksi, sillä harsinnassa metsästä poistettiin yleensä vain teknisesti parhaat puut, kun taas järeät latvukset ja isotkin vioittuneet ja kuolleet puut saivat jäädä metsään lahoamaan. Avoimet ja runsaasti lahopuustoa sisältäneet harsintametsät ovat saattaneet olla eliölajiston kannalta luonnonmetsän myrskytuhoalojen kaltaisia elinympäristöjä. Toisaalta lievälläkin harsinnalla, kohdistuessaan suurimpiin ylispuihin, on voinut olla haitallinen vaikutus näiden puiden varassa eläville eliölajeille.

Alueilla, joilla hakkuut olivat voimakkaita ja kohdistuivat myös läpimitaltaan pieniin puihin, harsinta vähensi voimakkaasti paitsi järeän havu- ja lehtipuuston, myös lahopuun määriä. Eteläisessä Suomessa polttopuun runsas käyttö ja lisääntyneet kuitupuuhakkuut aiheuttivat sen, että suuresta osasta metsiä korjattiin tukkipuun ohella talteen myös vioittuneet ja kuivuneet puut. Enemmän lahoavaa puustoa jäi harsintahakkuiden jälkeen niille Pohjois-Karjalan, Kainuun ja Lapin valtion maiden metsäalueille, jotka 1950-luvulle saakka olivat kuitu- ja polttopuun hankinnan ulkopuolella.

Kokonaisuutena harsintahakkuiden kauden puunkäyttö vähensi huomattavasti järeän elävän ja kuolleen puuston määrää eteläisessä Suomessa ja samalla heikensi ainakin vaateliaimpien lahopuulajien elinoloja. Esimerkiksi valtakunnan metsien kolmannen inventoinnin (1951–1953) mukaan maamme eteläpuoliskossa oli kuollutta vielä lahoamatonta maa- tai pystypuuta alle yksi kuutiometriä hehtaarilla, kun sen määrä luonnonmetsissä on suuruusluokkaa 20–25 m^3/ha[18,19].

Ensin kaskiviljely, sitten harsintahakkuut sekä metsälaidunnus vaikuttivat voimakkaasti metsien pintakasvillisuuteen. On ilmeistä että harsintahakkuiden seurauksena metsien valaistusolot muuttuivat ja suosivat valoa vaativaa lajistoa. Myös metsälaidunnus toi metsiin uusia lajeja. Tosin lajiston muuttumisesta kaskitalouden ja harsintahakkuiden seurauksena luonnonmetsiin verrattuna ei ole tietoa. Sen sijaan kasvilajiston muutoksesta harsintakauden jälkeen tiedetään enemmän (Tietolaatikko 4.4)

4.5 Tehostettu metsätalous

■ Toisen maailmansodan (1939–1945) jälkeen Suomen metsätaloudessa tapahtui suuri muutos, kun maamme taloutta alettiin kehittää. Metsien puuvarojen ja tuottopotentiaalin hyväksikäytön katsottiin olevan maamme tärkein voimavara myös valtiontalouden kannalta. Kansalliseksi tavoitteeksi asetettiin hyvälaatuisen puutavaran kestävä tuottaminen.

Määrämittaharsinta, joka oli kielletty jo sekä vuoden 1917 asetuksessa että vuoden 1928

yksityismetsälaissa, pyrittiin lopettamaan, ja niin sanottuja vajaatuottoisia metsiä pyrittiin uudistamaan tuottoisiksi talousmetsiksi. Tosin valtion metsiä harsittiin vielä 1950-luvulle asti[20]. Harsinnan väheneminen yhdessä metsälaidunnuksen päättymisen, teollisuuspuun kysynnän lisääntymisen ja toisaalta puun polttokäytön vähenemisen sekä puunkorjuun koneellistumisen kanssa teki mahdolliseksi siirtyä metsikkötalouteen eli metsikkökuvioittaisiin uudistus- ja kasvatushakkuisiin sekä metsänviljelyyn. Metsäpolitiikkaa terävöitettiin, ja metsäntutkimusta, metsätalouden organisaatioita ja suunnittelun menetelmiä kehitettiin. Metsänuudistamismenetelmiä tehostettiin (metsän viljely, luontainen uudistaminen, kulotus, metsämaan muokkaus).

Kasvatushakkuut, joilla pyrittiin korjaamaan talteen niin kutsuttu luonnonpoistuma ja nopeuttamaan ja maksimoimaan arvokkaan sahapuutavaran tuotosta, otettiin yleiseen käyttöön 1950-luvulla. Taimikoiden ja nuorten metsien käsittelyssä pyrittiin lähinnä yhden puulajin tasakokoisiin metsiköihin. Metsille määriteltiin ohjekiertoajat, jotka vaihtelevat Etelä-Suomen tuoreiden maiden 80 vuodesta Lapin karujen kankaiden 160 vuoteen. Laajasti käyttöön otetut yhtenäiset ja metsärakenteita samankaltaistaneet metsänkäsittelymenetelmät lisäsivät tuotetun puun määrää, mutta vähensivät samalla metsien rakenteellista monimuotoisuutta ja vaihtelevuutta.

Metsikkökuvioittaisen metsänkäsittelyn ja viljelymetsätalouden voidaan katsoa alkaneen koko valtakunnan laajuisesti 1950-luvulla, vaikka harsinnan tyyppiset hakkuut yksityismailla vielä jatkuivatkin. Vuonna 1948 metsänhoidon vaikuttajat kirjoittivat julkilausuman harsintahakkuita vastaan ja esittivät uudistus- ja kasvatushakkuiden ottamista käyttöön kaikkien omistajaryhmien metsissä. Metsänkäsittelyn muutos mahdollisti myös puunkorjuun koneellistamisen kehittämisen.

Kuviopohjaiseen metsänkäsittelyyn siirtymistä tukivat myös viranomaiset. Tässä vaiheessa kasvatushakkuut pelkistyivät alaharvennukseksi, jossa puita poistetaan pienemmästä päästä tavoitteena keskittää kasvu vallitsevan latvuskerroksen laadukkaimpiin puuyksilöihin. Aluksi tähän vaikutti pelko siitä, että yläharvennuksen sallimisen merkitsisi käytännössä harsinnan jatkumista, sillä yläharvennuksessa poistetaan isoimpia puita, joskin elinvoimaisimpia päävaltapuita suosien.

Metsänkäsittelyn muutos näkyi sekä puustossa että maisemassa (tietolaatikko 4.2). Aiemmin melko jatkuvaan metsäpeitteeseen tuli tasaikäisiä uudistusaloja. Toisaalta puustoisten kuvioiden kuutiomäärät kasvoivat. Aluksi uudistusalat pyrittiin kulottamaan ja kylvämään männylle. Kulotus korvattiin 1960-luvulta alkaen koneellisella maanmuokkauksella, aluksi laikkureilla, sitten erilaisilla äkeillä ja metsäaurauksella, jotka maan eteläosassa on kahtena viime vuosikymmenenä korvannut mätästys.

Metsiemme nykyinen rakenne on paljolti 1900-luvun puolivälistä alkaneen tehostetun metsätalouden ja kuvioittaisen metsänkäsittelyn muovaama. Alueilla, jotka aiemmin olivat eri-ikäisrakenteista järeää puustoa kasvaneita harsittuja metsiä, kasvaa nyt melko tasaikäistä nuorta metsää, jossa mänty on valtapuuna. Lähempänä asutusta, missä puustoa oli aikoinaan vähän, kasvaa nyt kuusivaltaisia metsiä.

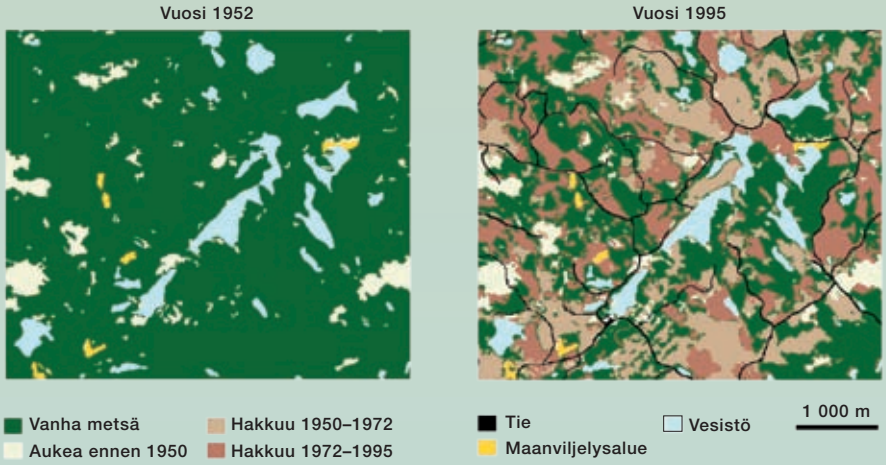
Kangasmaiden luontainen uudistaminen ja viljely keskittyivät lähes 30 vuoden ajan mäntyyn. Kuusta istutettiin kaikkein viljavimmille maille lehtipuuston alle – usein ilman varsinaista uudistushakkuuta. Varsin suuri osuus kuusitaimikoista syntyi myös suoraan ylispuuhakkuiden seurauksena, jolloin hakkuulla vapautettiin luontaisesti alikasvokseksi syntynyt taimikko.

Talousmetsän uudistamisessa vallitsevaksi menetelmäksi vakiintui avohakkuu, maanmuokkaus ja metsänviljely, jonka vaihtoehtona oli kuivilla kankailla luontainen uudistaminen siemen- tai suojuspuuhakkuun avulla. Keskimäärin 2/3 uudistushakkuista oli avohakkuuta ja 1/3 siemen- ja suojuspuuhakkuuta. Uudistamisvaiheessa korjattiin talteen lähes koko metsikön puusto. Uudistusalalle jäivät vain kannot ja läpimitaltaan pienet hakkuutähteet. Metsähygienian nimissä hakkuualalta vietiin pois myös kuollut puuaines, jonka pelättiin edistävän sekä kaarnakuoriaistuhoja että tervasrosoa.

Metsikkötasolla luonnontilaisen metsän ja talousmetsän välillä on selvä ero juuri lahopuun määrässä ja laadussa[24]. Erot ovat suurimmillaan

TIETOLAATIKKO 4.2

Metsien pirstoutuminen



Metsänkäsittelyn mittakaavan muutos vaikuttaa maisemarakenteeseen. Aiemmin metsiä käsiteltiin pienipiirteisesti, jolloin ne säilyivät kauttaaltaan kutakuinkin peitteellisinä. Kuvioittaisten hakkuiden seurauksena metsien peitto pirstoutuu eri-ikäisten metsäkuvioiden mosaiikiksi. Oheisen kuvan esimerkkialueella Evolla lähtökohtana ovat olleet keskimääräistä yhtenäisemmät ja iäkkäämmät metsät. Eri ajankohtien hakkuut on tulkittu käyttäen apuna vuosien 1950, 1972 ja 1995 ilmakuvia.

Pirstoutumisella (fragmentoitumisella) tarkoitetaan yhtenäisen elinympäristön pirstoutumista pienempiin osiin, esimerkiksi laajan yhtenäisen vanhan metsän alueen jakautumista pienempiin vanhan metsän laikkuihin[21]. Usein elinympäristön määrää pienenee samalla, kun se pirstoutuu. Suomessa 1950-luvulta alkaen tapahtuneet metsien alueellisen rakenteen muutokset ovat suurelta osin kytkettävissä metsätalouden muutoksiin[22,23].

Ennen 1950-lukua metsissä tehtiin vain vähän selväpiirteisiä uudistamishakkuita, ja harsintahakkuissa poistettiin yleensä puita tai puuryhmiä vain sieltä täältä, jolloin hakkuut eivät muodostaneet selviä metsikkökuvioita. Metsikkötalouteen siirtyminen ja avohakkuiden käyttö muuttivat nopeasti metsien alueellista rakennetta. Vertaamalla metsien nykyistä alueellista rakennetta ja tilannetta noin 50 vuotta sitten, nähdään, että aiempi yhtenäinen vanhojen metsien peitto on muuttunut eri-ikäisten metsäkuvioiden tilkkutäkiksi.

Pirstoutumisen myötä erilaisten reunaelinympäristöjen määrä lisääntyy. Luonnossa tällaiset reunaympäristöt (ekotonit) yleensä vaihettuvat vähitellen, kun taas ihmisen luomat reunat muodostavat hyvinkin jyrkkiä rajoja. Ihmisen luomia keinotekoisia rajoja ovat esimerkiksi hakkuualojen reunat ja tiet. Aukean ja puustoisen kuvion rajalla eliöyhteisö muuttuu jyrkästi ennen muuta siksi, että auringon valo ja tuulisuus lisääntyvät. Alkuvaiheessa uuden metsänreunan syntyessä kasvillisuus usein nopeasti rehevöityy ja monipuolistuu. Asian kääntöpuoli on se, että jotkin metsän sisäosille ominaisiin oloihin sopeutuneet eliölajit taantuvat tai häviävät.

Metsäalueen pirstoutumista voidaan kuvata erilaisilla tunnuksilla. Tällaisia ovat esimerkiksi tietyntyyppisten elinympäristökuvioiden kokonaispinta-ala, määrä ja etäisyys toisistaan. Tarkastelemalla samaa metsämaisemaa eri vuosina voidaan määritellä, millaisia muutoksia metsämaisemassa on tapahtunut ja milloin nämä muutokset ovat tapahtuneet. Tarkastelun tavoitteena on ymmärtää paremmin, miten erilaiset metsänkäsittelytavat ovat muuttaneet metsän rakennetta ja miten tämä on yhteydessä eri eläin- ja kasvilajien runsastumiseen ja taantumiseen.

Satu Löfman



Metsiemme nykyinen rakenne on paljolti tehostetun metsätalouden ja muun maankäytön muovaama. Kuvassa eri-ikäisiä metsikkökuvioita, metsäautotie ja voimalinja Tammelan järviylängöllä (Kuva: Risto Kalliola ja Kimmo Syrjänen).

sukkession alkuvaiheessa, sillä luonnonmetsiä uudistavissa häiriöissä (metsäpalot, myrskytuhot) lähes koko metsikön puusto säilyy paikalla kuolleina ja elävinä puina.

Metsän uudistamisvaiheella on ratkaiseva merkitys lahopuusta riippuvaisille lajeille. Perinteiseltä avohakkuualalta puuttuvat monet sellaiset laji, jotka esiintyvät luonnonmetsien sukkession alkuvaiheen paahteisissa metsissä, jossa on runsaasti lahopuuta ja erityisesti järeää kuollutta puuta. Metsässä entuudestaan olevan lahopuun häviäminen hakkuun ja maanmuokkauksen yhteydessä katkaisee metsikön lahopuujatkumon. Jos kaikki elävät puut poistetaan, myös uuden järeän lahopuun muodostuminen lakkaa vuosikymmeniksi. Järeitä ja pitkälle lahonneita maapuita vaativille lajeille ei tällöin synny sopivia isäntäpuita metsikön koko seuraavan kiertoajan (80–100 vuotta) kuluessa ennen seuraavaa päätehakkuuta.

Avohakkuun jälkeen metsä uudistettiin joko kylväen tai istuttamalla, jolloin pyrittiin hyödyntämään kasvupaikan puuntuottokyky nopeasti. Kun viljelymetsille on ominaista taimikon tasaikäisyys ja nopea alkukehitys, niin luonnonmetsille on usein ominaista aukkoisuus ja taimikon hidas alkukehitys. Maanmuokkaus lisäsi lehtipuiden määrää huomattavasti. Tosin taimikon perkauksessa pyrittiin, varsinkin 1960–1970-luvuilla, poistamaan kasvatettavaa pääpuulajia haittaava lehtipuusto kaikista viljellyistä havupuutaimikoista joko mekaanisesti tai pieneltä osin kemiallisen vesakontorjunnan avulla. Taimikon ja puuston harvennuksella on pyritty tasaamaan puuston rakennetta.

Alaharvennukset yksipuolistivat metsiköiden sisäistä rakennetta ja vähensivät huomattavasti luonnonmetsien kehitykselle ominaista puiden hidasta kasvua ja itseharvenemisen aiheuttamaa kuolleisuutta, mikä puolestaan vähensi lahopuun muodostumista.

Varsinkin valtion ja metsäyhtiöiden varttuneiden metsien männylle uudistettavilta alueilta haapoja hävitettiin kaulaamalla tai taskuttamalla päätehakkuun lähestyessä. Näin kasvatushakkuut yhdessä vanhojen metsien avohakkuiden kanssa vähensivät metsien rakenteellista monimuotoisuutta ja lahopuun määrää[36]. Metsätalou-

TIETOLAATIKKO 4.3

Kasvillisuuden sukkessio ja monimuotoisuus kivennäismaiden talousmetsissä

Metsän aluskasvillisuuden sukkessioon vaikuttavat kasvupaikan laadun ja luontaisten häiriöiden lisäksi paikalla jo oleva lajisto, lajien väliset suhteet, puuston kehitys sekä metsän käsittely ja muu ihmistoiminta. Sukkession aikana kasviyhteisössä tapahtuu muutoksia, jotka johtuvat sekä lajien välisistä prosesseista, esimerkiksi kilpailusta, että ulkoisista ympäristötekijöistä, kuten puuston kasvusta.

Talousmetsissä metsän kasvatus säätelee paljolti puuston kehitystä ja muita aluskasvillisuuden ympäristön muutoksia. Päätehakkuun jälkeen tehdään usein metsän uudistumista edistäviä maanparannustoimia: humuskerrosta saatetaan rikkoa lautasauralla tai mätästyksellä. Uusi puusukupolvi pyritään kasvupaikasta ja puulajista riippuen tuottamaan joko istuttamalla, kylvämällä tai luontaisen uudistamisen avulla. Kasvatettava puulaji valitaan kasvupaikan mukaan. Metsikön kehitystä ohjataan myöhemminkin muun muassa harvennuksilla.

Päätehakkuualalla on heti hakkuun jälkeen vielä runsaasti vanhan metsän kasvillisuutta. Osa lajistosta taantuu, mutta osa jää henkiin. Paikalla säilyviin kasveihin sisältyy kaikenikäisissä metsissä viihtyvää lajistoa. Kivien ja kantojen tyville muodostuu toisaalta suojaisia pienelinympäristöjä, joissa varjoisaakin kasvupaikkaa vaativat lajit voivat säilyä elossa. Maaperässä olevista kasvinosista ja leviämistä (siemenistä, maavarsista jne.) nousee pioneerilajistoa varsinkin ihmistoiminnan paljastamille laikuille. Myös ympäristöstä saapuu hakkuualalle kasvien leviämiä, mutta niiden merkitys lienee melko vähäinen ainakin talousmetsien kenttäkerroksessa. Puuston kasvaessa ja metsikön sulkeutuessa pioneerikasvillisuus taantuu, ja vanhemmissa, varjoisammissa metsissä viihtyvät lajit valtaavat alaa. Onkin sanottu, että pioneerilajit ovat metsän sukkessiossa vain väliaikaisia vieraita sulkeutuneen metsän lajiston muodostaessa pääasiallisen metsäkasvillisuuden[25].

Kenttäkerroksen kasvillisuus muuttuu nopeasti heti päätehakkuun jälkeen vanhan metsän kasvillisuuden taantuessa. Toinen nopean muutoksen vaihe on metsän ollessa 15–30-vuotias, jolloin pioneerilajisto häviää ja puusto tihenee. Tämän jälkeen kasvillisuuden muutokset ovat hitaampia. Kenttäkerros muuttuu sitä enemmän, mitä tuottavampi kasvupaikka on – sukkession aiheuttama beta-diversiteetti on siis suurin lehdoissa ja lehtomaisilla kankailla. Pohjakerroksen sukkessio taas on heti päätehakkuun jälkeen melko hidasta, mutta nopeutuu metsikön alkaessa sulkeutua.

Karuilla kasvupaikoilla aluskasvillisuuden lajimäärä – mitattuna kuuden neliömetrin alalta – on suurimmillaan10–30-vuotiaissa metsissä, jolloin paikalla on sekä pioneerilajeja että muita metsälajeja, ja vähenee tasaisesti tämän jälkeen[26]. Päätehakkuun jälkeisen sukkession alkuvaiheessa on enemmän erilaisille kasvilajeille soveltuvia mikroelinympäristöjä kuin myöhemmissä sukkessiovaiheissa. Lehtojen kaltaisilla tuottavimmilla kasvupaikoilla lajimäärä saavuttaa huippunsa paljon myöhemmin, metsikön jo sulkeuduttua.

Metsäkasvilajisto on sopeutunut kuloihin ja metsän luontaiseen aukkodynamiikkaan. Suuri osa lajeista tulee toimeen kaikissa talousmetsän sukkessiovaiheissa, mutta ne saattavat olla hyvin runsaita tietyissä vaiheissa ja vaikuttaa siten yhteisön kehitykseen. Esimerkiksi nopeakasvuinen ja tehokkaasti leviävä maitohorsma esiintyy hyvin runsaana aukoissa ja nuorissa metsissä[27] ja hidaskasvuinen ja pitkäikäinen mustikka vastaavasti vanhoissa varjoisissa metsissä[28].

Talousmetsissä pyritään yleensä koko kiertoajan kasvattamaan samoja puulajeja. Puulajin valinta vaikuttaa aluskasvillisuuteen ja sen sukkessioon muun muassa karikkeen kautta. Esimerkiksi kuusen karike on happamampaa kuin lehtipuukarike. Lehtimetsien maaperässä on myös enemmän ravinteita kuin havumetsissä[29,30]. Lehtipuusto rehevöittääkin siten aluskasvillisuutta[31,29].

Tiina Tonteri

TIETOLAATIKKO 4.4

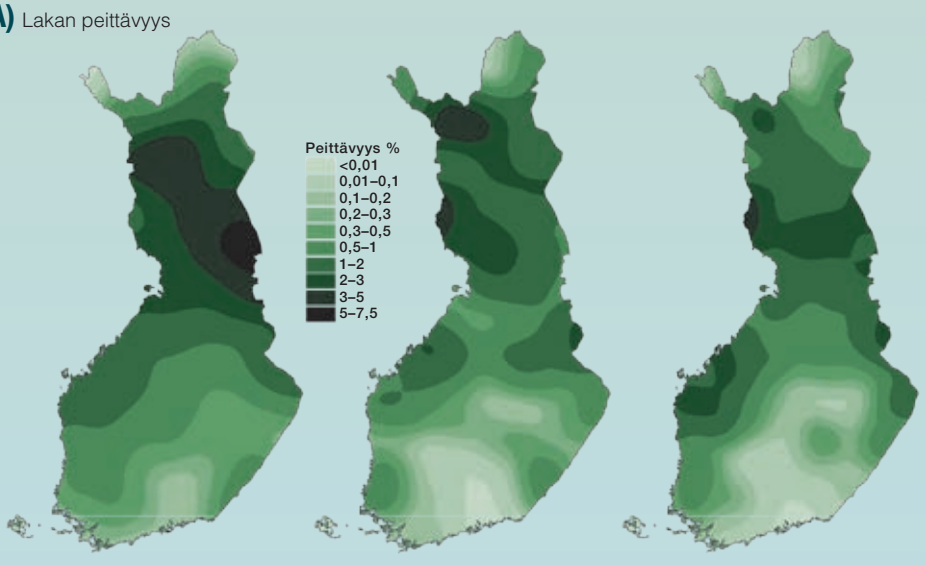
Kasvillisuuden muutoksia viimeisen 50 vuoden aikana

Suomen metsä- ja suokasvilajien yleisyyden ja runsauden alueellista vaihtelua 1950-luvulta nykypäivään voidaan tutkia valtakunnan metsien inventointien (1951–1953, 1985–1986 ja 1995) yhteydessä kerättyjen kasvillisuusaineistojen avulla[32,33,34,35]. Tänä aikana metsä- ja suoympäristössämme on tapahtunut monia laajoja muutoksia, jotka näkyvät selvästi myös kasvillisuudessa. Voimakkaimmin elinympäristöjen muutoksista ovat kärsineet vaateliaat, tiettyihin kasvupaikkoihin erikoistuneet harvinaiset kasvilajit. Metsäluonnon muutokset ovat kuitenkin olleet niin suuria, että ne näkyvät seurantajaksolla myös yleisimpien kasvilajien alueellisessa runsaudenvaihtelussa.

Suurimpia muutoksia ovat aiheuttaneet metsäojitukset, joihin on usein liittynyt myös ojitettujen soiden lannoitus ja puuston käsittely. Yleisistä suokasveista ovat eniten kärsineet märkien soiden lajit, esimerkiksi raate ja pullosara, mutta myös monet metsäisten soiden lajit, kuten suopursu ja lakka, ovat taantuneet ojituksen myötä. Etelä-Suomessa erityisesti ohutturpeiset korvet ovat kuivatuksen myötä muuttuneet kivennäismaametsien suuntaan ja siten esimerkiksi lakalle epäsuotuisiksi (kuva A). Kun suokasvit väistyvät ojituksen jälkeisen sukkession edetessä, kangasmaiden kasvilajit valtaavat alaa. Sammalista esimerkiksi seinäsammal ja kangaskynsisammal menestyvät hyvin turvekangasvaiheen saavuttaneilla ojitetuilla soilla.

Kivennäismailla metsäympäristöön ovat vaikuttaneet erityisesti metsien uudistaminen sekä metsien hoitoketjuun kuuluvat metsien tiheyttä säätelevät hakkuut. Metsät ovat seurantajaksolla muuttuneet entistä tiheämmiksi ja runsaspuustoisemmiksi, ja toisaalta nuorten kehitysvaiheiden osuus on kasvanut. Vanhoja ja valoisia harvapuustoisia metsiä suosivien kasvien kasvupaikat ovat vähentyneet. Esimerkiksi harju- ja hiekkamailla kasvavasta sarjatalvikista kertyi 1950-luvun inventoinneissa vielä parikymmentä havaintoa, mutta 1980- ja 1990-luvulla tehdyissä 3 000 koealan inventoinneissa lajia ei havaittu enää lainkaan. Yleisistä kasvilajeista muun muassa mustikka (kuva B) ja metsäkerrossammal esiintyvät runsaimpina yli

A) Lakan peittävyys



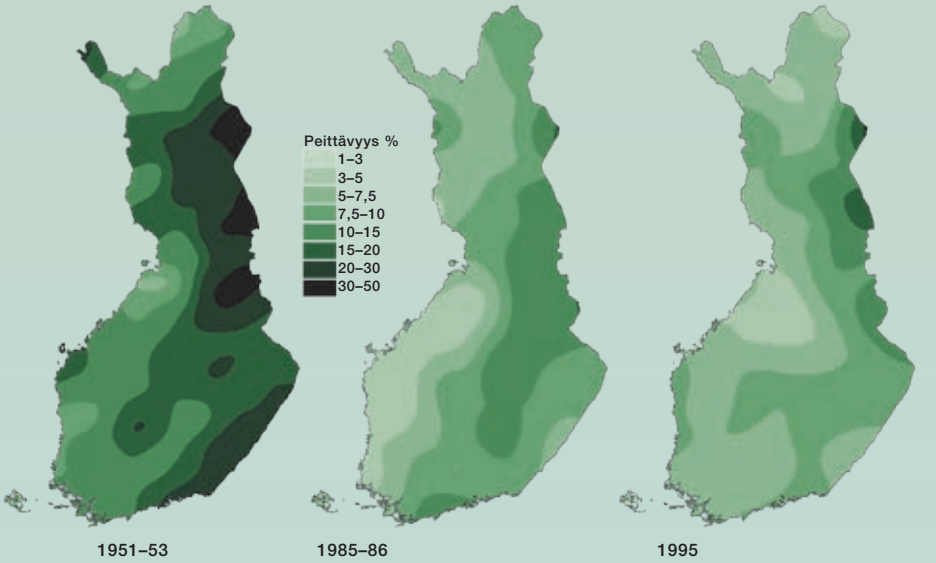
Kuvat: METLA / Reinikainen ym. 2000

80-vuotiaissa metsissä. Näiden kasvien on seurantajaksolla havaittu selvästi taantuneen.

Nuorten metsien lisääntyminen on toisaalta monille kasveille edullista. Nuorissa metsissä menestyvät kasvilajit, kuten vadelma (kuva C), maitohorsma ja metsälauha, ovatkin runsastuneet 1950-luvun jälkeen.

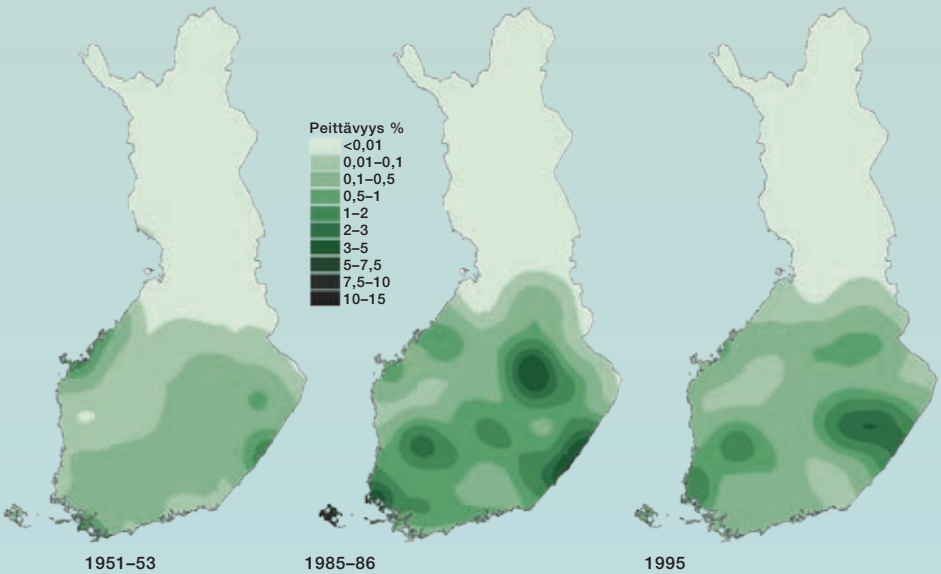
Raisa Mäkipää

B) Mustikan peittävyys



Kuvat: METLA / Reinikainen ym. 2000

C) Vadelman peittävyys



Kuvat: METLA / Reinikainen ym. 2000

den käytännöt heikensivät sekä vanhoista lehtipuista että lahopuustosta riippuvaisten lajien menestymisedellytyksiä talousmetsissä.

Maaperän muokkaus liittyy yleensä olennaisena osana avohakkuun jälkeiseen metsän uudistamiseen. Aiemmin Pohjois-Suomessa käytettiin laajalti aurausta tai pahimmin kuntaantuneilla alueilla syväaurausta. Auraus aiheuttaa maaekosysteemissä muutoksia, joiden seurauksena esimerkiksi sienilajisto muuttuu olennaisesti. Aurauksella on ollut myös haitallista vaikutusta lahopuueliöstöön, sillä koneellisessa puunkorjuussa ehjinä säilyneet lahopuut murskaantuvat usein muokkauksen yhteydessä. Kun maanmuokkauksessa paljastui kivennäismaata, koivun ja muiden lehtipuiden edellytykset uudistua siemenestä toisaalta paranivat.

Etelä-Suomen metsien nykyinen rakenne on pääosin metsätalouden muovaama. Avohakkuut, laajoja alueita kattava yhdenmukainen käsittely ja metsien omistusrakenteen muutokset ovat edistäneet metsäalueiden pirstoutumista ja vähentäneet metsikkörakenteiden monimuotoisuutta ja vaihtelua. Yksityisomistuksen suuri osuus Etelä-Suomen metsäpinta-alasta on toisaalta tuonut metsien käsittelyyn huomattavaa vaihtelua. Talousmetsissä keskimääräinen kuviokoko on pieni: valtaosa Etelä-Suomen nykyisistä uudistusaloista on kooltaan alle kaksi hehtaaria.

Pieni kuviokoko ja suuri kuvioiden välinen vaihtelu (esim. pääpuulajin ja kehitysluokan suhteen) luo talousmetsiin sinänsä vaihtelevan maisematason rakenteen, mutta vaihtelu toistuu suunnilleen samanlaisena alueelta toiselle. Suuret yhtenäiset metsikkökuviot puuttuvat, ja talousmetsämaisemaa luonnehtii pirstoutuneisuus ja suuri reunojen määrä (tietolaatikko 4.2). Myös metsien ikäjakauma on muuttunut perusteellisesti: luonnontilaisessa metsämaisemassa vanhat metsät ovat vallitsevia, talousmetsämaisemassa nuoret ikäluokat. Monet metsien yleislajit ovat hyötyneet aluetason muuttuneesta rakenteesta, mutta laajoja vanhoja metsiä vaativat lajit ovat taantuneet[37,38,35].

Metsänparannuslain perusteella annettiin yksityisille metsänomistajille avustusta ja halpakorkoista lainaa aluksi vajaapuustoisten maiden metsittämiseen ja soiden ojittamiseen sekä myöhemmin moniin muihinkin työlajeihin, muun muassa metsäteiden rakentamiseen. Metsäteollisuus laajeni 1950- ja 1960-luvuilla nopeasti ja hakkuumäärä ylitti muutamina vuosina kasvun. Pelko puuraaka-aineen niukkuudesta synnytti useita metsätalouden tehostamisohjelmia, muun muassa MERA:n nimellä kulkeneet kolme ohjelmaa[39]. Ohjelmien turvin toteutettiin pääosa metsäojituksista ja metsäteiden rakentamisesta.

Metsäojitus ja ojitusalueiden metsänhoitotoimet, muun muassa hakkuut ja metsänlannoitus, muuttavat suuresti suoekosysteemin toimintaa ja rakennetta (tietolaatikko 4.5). Maassamme ojitettiin soita jo 1800-luvulla, mutta järjestelmällinen metsäojitus alkoi vasta 1900-luvun alkupuoliskolla. Eniten metsäojituksia tehtiin 1960- ja 1970-lukujen vaihteessa, jolloin ojitettiin vuosittain lähes 300 000 hehtaaria. Soiden ojituksella lisättiin merkittävästi kasvullista metsäalaa, mutta samalla menetettiin osa luonnontilaisten soiden monimuotoisuudesta (tietolaatikko 4.5). Ojituksen piirissä on suurin osa (75 %) Etelä-Suomen suoalasta; Pohjois-Suomen soista on ojitettu vain muutamia prosentteja (luku 9.5).

Kangasmaiden metsänlannoitusta harjoitettiin lyhyen aikaa. Huippuvuonna 1975 metsiä lannoitettiin 240 000 hehtaaria. Lannoitettujen alueiden pinta-ala väheni 1980-luvulla alle 100 000 hehtaariin; vuonna 1997 lannoitettiin noin 20 000 hehtaaria.

Metsät saavat lannoitusta myös ilmasta tulevan laskeuman mukana. Pääasiassa Keski-Euroopan liikenteestä peräisin oleva typpilaskeuma on Etelä-Suomessa ollut enimmillään niin suuri, että se on vastannut jatkuvaa typpilannoitusta. Laskeuma on rehevöittänyt laajasti metsiä ja vesistöjä, mikä on näkynyt muun muassa uudistusalojen tavanomaista runsaampana heinittymisenä. Laskeuman vaikutus on voitu todeta mittauksin myös joidenkin vanhojen metsien kasvussa. Karkeasti arvioiden ilmasta tullut laskeuma on ollut Etelä-Suomessa vaikutuksiltaan vähintään kymmenkertainen metsien lannoitukseen verrattuna.

TIETOLAATIKKO 4.5

Metsäojituksen vaikutukset suoluonnon monimuotoisuuteen

Suomessa on 1900-luvun alussa ollut luonnontilaista suota noin 10,4 miljoonaa hehtaaria, josta yli viisi miljoonaa hehtaaria on sittemmin ojitettu metsänkasvatusta varten. Metsäojituksen seurauksena on syntynyt kasvupaikkoja, jotka voidaan jakaa aluskasvillisuuden ja puuston ojituksenjälkeisen sukkession perusteella ojikoihin, muuttumiin ja turvekankaisiin. Ojikoilla muutokset ovat vähäisiä, mutta muuttumilla selvästi havaittavissa. Turvekankaat muistuttavat läheisesti vastaavan ravinteisuustason metsätyyppiä. Turvekankaita on tällä hetkellä noin 1,3 miljoonaa hehtaaria ja muuttumia noin 2,9 miljoonaa hehtaaria[40]. Uudisojitus on nyt käytännössä loppunut, ja ojituksissa keskitytään kunnostusojitukseen.

Ojituksen jälkeinen sukkessio kasvattaa tilapäisesti kasvilajien määrää. Lajimäärä saavuttaa huippunsa parinkymmenen vuoden kuluttua ojituksesta, jolloin alueella kasvaa sekä suo- että metsälajeja. Vain runsaasti kosteutta vaativat lajit ovat kadonneet.

Perussääntö on: mitä viljavampi ja kosteampi kasvupaikka, sitä nopeampi sukkessio. Viljavilla suotyypeillä lajimäärä onkin huipussaan yleensä aikaisemmin kuin karuilla suotyypeillä. Myöhemmin varsinkin suolajien määrä laskee sitä nopeammin mitä ravinteisempi suo on, mikä on yhteydessä myös puuston nopeaan kehitykseen[41,42]. Turvekangasvaiheessa lajimäärä ei etenkään karuilla kasvupaikoilla paljon poikkea ojittamattomista alueista[43,44]. Lajit ovat kuitenkin toisia kuin alkuperäisillä suokasvupaikoilla. Suo on tuskin saanut uusia kasvilajeja, mutta menettänyt suolajeja.

Pienentäessään suokasvupaikkojen välisiä vesitalouseroja ojitus harvinaistaa monia suotyyppejä muuttaen niitä kohti kangasmaiden tavanomaisia metsätyyppejä. Kun sukkessio etenee, kasvillisuuden kokonaisvaihtelu ja siten tyyppien välinen vaihtelu eli beta-diversiteetti pienenee[42]. Suon alkuperäisen kasvillisuuden leima säilyy kuitenkin pitkään myös turvekankaiksi kehittyvissä suometsissä.

Ojitushetkellä vallitseva erikoinen puustorakenne eri-ikäisine puineen säilyy ja voi jopa korostua ojituksen jälkeen[45]. Ojituksen ja mahdollisen kunnostushakkuun vaikutus näkyy muun muassa siten, että puulajien määrä ja puiden läpimitan vaihteluväli ovat pienimmillään ojikkovaiheen metsiköissä, minkä jälkeen ne kasvavat ja ylittävät viimeistään turvekangasvaiheessa ojittamattomien soiden arvot46. Tähän voi osaksi vaikuttaa se, että ojittamattomat suot eivät välttämättä ole luonnontilassa, vaan järeimpiä ja vanhimpia puita on saatettu poistaa[47].

Ojituksen aiheuttama välitön reaktio varsinkin ravinteikkaimmilla sekatyypeillä on läpimitaltaan pienten puiden, etupäässä koivun, voimakas lisääntyminen. Pienten puiden määrän kasvu laantunee vasta, kun metsikkö saavuttaa kehitysvaiheeseensa nähden täyden tiheyden[45]. Vaikka soille ominainen puuston aukkoisuus väheneekin ajan mittaan, on ojitusalueille – erityisesti korpien ja rämeiden nevaisilla sekatyypeillä – edelleen ominaista se, että puut kasvavat ryhminä. Ojituskin aiheuttaa kehittyvään puustoon epätasaisuutta: puiden kasvu on yleensä sitä parempaa, mitä lähempänä ojia ne kasvavat.

Suursienet ovat hajottajaeliöitä ja metsäkasvien sienijuurisymbiontteja, joten niiden runsaus on riippuvainen suon metsäisyydestä ja puiden kasvusta. Ojitus lisääkin suursienten lajimäärä ja satoa. Ojituksesta ja suon mahdollisesta lannoituksesta hyötyvät muun muassa monet rousku- ja tattilajit[48]. Sen sijaan erikoistuneemmat suolajit, kuten uhanalainen lettosatahelttа, katoavat.

Linnuston muutos ojituksen jälkeen myötäilee metsittymistä[49,44]. Kahlaajat (poikkeuksena metsäviklo) katoavat nopeasti, ja metsikön sulkeutuessa häviävät myös avomaan pikkulinnut, kuten keltavästäräkki, kiuru ja niittykirvinen. Jo muutenkin runsaat metsälajit yleistyvät. Riistalinnuista esimerkiksi teeri on monin paikoin hyötynyt metsäojituksesta, samoin kuin riistaeläimistä tärkein, hirvi. Alueilla, joilla kangasmetsät ovat luontaisesti valtaosaltaan karuja, ojituksen seurauksena syntyvät rehevämmät turvepohjaiset metsätyypit voivat lisätä linnuston biotooppivalikoimaa.

Monille selkärangattomille eläimille, kuten perhosille, hämähäkeille ja maaperäeliöstölle, on ominaista suuri erikoistuminen niin elinympäristö-

jen kuin toimintojenkin suhteen. Kahden ensiksi mainitun ryhmän lajiston tiedetään köyhtyvän ojituksen jälkeen[50,51]. Monilukuisen maaperäeliöstön yksilömäärät kasvavat ja maaperän toiminta vilkastuu hapekkaan pintakerroksen paksuunnuttua[52]. Varmuudella ei kuitenkaan tiedetä sitä, lisääkö vai vähentääkö metsäojitus suolajiston diversiteettiä.

Suoluonnossa ojituksen jälkeen tapahtuvaan suureen muutokseen nähden uhanalaisten suoeliölajien määrää voidaan pitää pienenä: vain noin 5 % Suomen tunnetuista uhanalaisista lajeista on suolajeja[53]. Metsäojitus ja turpeenotto ovat ensisijainen uhkatekijä vain 3,5 prosentille maamme uhanalaisista lajeista sekä 6 prosentille kaikista uhanalaisista kasvi-, sieni- ja jäkälälajeista ja 11 prosentille maamme 322 uhanalaisesta kasvilajista. Tähän on syynä melko kattava soiden suojelu, mutta myös se, että ojitettavat suot on valittu melko tiukoin kriteerein. Suomen suojeltu suopinta-ala on noin 850 000 ha, josta valtaosa sijaitsee maan pohjoisosassa[54].

Juha-Pekka Hotanen

4.6 Kohti taloudellisesti, ekologisesti ja sosiaalisesti kestävää metsätaloutta

Metsätalouden kestävyydellä on perinteisesti tarkoitettu lähinnä puuntuotannon kestävyyttä eli sitä, että puuston määrä ja rakenne säilyvät, puusto kestää tuhoja, maan tuottokyky säilyy ja puuntuotanto on taloudellista. Nykyään metsätaloudelta ja metsäpolitiikalta edellytetään muutakin kuin kestävää puuntuotantoa. Sen on oltava myös ekologisesti ja sosiaalisesti kestävää.

Metsätalouden ympäristövaikutukset ja niiden kritiikki

Metsäluonnon monimuotoisuus tuli suomalaiseen metsäkeskusteluun 1990-luvulla, kun käsitteet biologinen monimuotoisuus, biodiversiteetti ja luonnon monimuotoisuus nousivat tieteelliseen[55] ja ympäristöpoliittiseen[56] keskusteluun. Jo tätä aikaisemmin olivat Suomen uhanalaisia eläin- ja kasvilajeja tarkastellut mietintö[57], uudet tutkimustulokset metsien hyödyntämisen lajistovaikutuksista (tietolaatikko 4.6) sekä metsäeliöstön uhanalaisuudesta käyty laaja keskustelu herättäneet metsäalan sisällä muutostarvetta. Sen ensimmäisiä ilmentymiä olivat muun muassa yksityismetsien uusi luonnonhoitosuositus[58] ja metsätalouden uhanalaisia lajeja esittelevät oppaat[59].

Uhanalaistumisen ja luonnonhoidon ekologisia perusteita esitettiin ansiokkaasti jo Olli Järvisen ja Kaarina Miettisen teoksessa *Sammuuko suuri suku?* (1987), jonka merkitys populaatioekologisten teorioiden kuvaajana on edelleen suuri. Merkittävänä avauksena voidaan pitää myös Suomen Metsänhoitajaliiton ja Suomen WWF:n yhteistyönä syntynyttä teosta *Elävä metsä – Uhanalainen luonto ja metsänhoito*[64], jossa esiteltiin erilaisia tapoja ottaa huomioon metsien uhanalaiset lajit talousmetsien hoidossa. Samaan aikaan voimistui myös ”tehometsätalouden sisäinen ja kansainvälinen kritiikki”, jota esittivät sekä ympäristöjärjestöt että metsäteollisuustuotteiden suurimmat asiakkaat (tietolaatikko 4.7).

Nämä taustatekijät myötävaikuttivat siihen, että Suomessa uudistettiin 1990-luvulla muun muassa metsälait ja metsätalouden metsänhoito-ohjeistot sekä käynnistettiin laaja metsätoimihenkilöiden ja metsätyöntekijöiden luonnonhoidon koulutus (tietolaatikko 4.8 ja, luku 7.4). Kehitykseen vaikuttivat voimakkaasti myös samanaikaiset kansainväliset metsä- ja ympäristöpoliittiset sopimuk-

TIETOLAATIKKO 4.6

Lajimäärät talous- ja luonnonmetsissä

Talousmetsien ja luonnonmetsien lajimääriä ja lajiston koostumusta on vertailtu 1980-luvulta lähtien useissa kymmenissä pohjoismaisissa tutkimuksissa. Niistä valtaosassa on vertailtu vanhojen talousmetsien ja vanhojen luonnonmetsien eliölajistoa. Talous- ja luonnonmetsien nuorten sukkessiovaiheiden lajiston vertailu on käytännössä vain harvoin mahdollista, koska luonnontilaiset nuoret sukkessiovaiheet puuttuvat lähes kaikkialta Fennoskandian alueelta. Tehokkaan palontorjunnan ansiosta kulojen vuosittain polttaman metsän pinta-ala on vähentynyt noin tuhannesosaan 1800-luvusta; lisäksi suurin osa paloalueiden puustosta yleensä korjataan.

Tutkitusta lajiryhmästä ja alueesta riippuen vanhoissa luonnonmetsissä näyttää olevan noin 30–80 % (keskimäärin 60 %) enemmän eliölajeja kuin vanhoissa talousmetsissä (taulukko). Jos tarkastellaan useiden metsiköiden yhteenlaskettua lajimäärää, vaikuttaa siltä, että alueellinen lajimäärä on luonnonmetsissä yleensä noin 20–60 % (keskimäärin noin 40 %) suurempi kuin vastaavan kokoisessa otoksessa talousmetsiä[60].

Erot lajiryhmien välillä selittyvät sillä, mistä metsikön rakennepiirteistä kukin lajiryhmä on riippuvainen ja kuinka paljon luonnon- ja talousmetsien rakenne eroaa lajiryhmälle keskeisten rakennepiirteiden suhteen. Kun tarkasteltiin esimerkiksi tyvirungoilla kasvavien epifyyttisten jäkälälajien määrää vanhoissa eteläboreaalisissa tuoreen kankaan metsissä, löydettiin niitä talousmetsistä keskimäärin 69 ja luonnonmetsistä 88[61].

Luonnonmetsien suurempi lajimäärä johtui suureksi osaksi haavalla esiintyneistä lajeista: vain haapojen rungoilla kasvaneita lajeja tavattiin keskimäärin kymmenkunta luonnontilaisissa metsiköissä, mutta ei yhtään niissä vanhoissa talousmetsiköissä, joista järeät haavat puuttuivat. Tosin niissäkin talousmetsissä, joissa esiintyy järeitä haapoja, epifyyttien lajimäärä on vanhoja luonnonmet-

set, joissa Suomi, yhdessä muiden valtioiden kanssa, sitoutui suojelemaan, hoitamaan ja käyttämään kestävästi metsäluonnon luontaista monimuotoisuutta.

Maa- ja metsätalousministeriö asetti vuonna 1993 laajapohjaisen työryhmän, joka laati Suomen ensimmäisen metsätalouden ympäristöohjelman[65]. Työryhmän mietinnössä on tarkasteltu poikkeuksellisen kattavasti ja kriittisesti maassamme harjoitetun metsätalouden ympäristövaikutuksia, erityisesti metsäluonnon biologisen monimuotoisuuden näkökulmasta[66] (tietolaatikko 4.8).

Työryhmän mukaan ”metsien hoidolla ja käytöllä on ollut vuosikymmenten kuluessa monia vaikutuksia metsäluontoomme. Kansainvälisesti tarkasteltuna metsätaloutemme myönteisiä piirteitä ovat olleet muun muassa metsämaan pinta-alan ja puuston kasvun lisääntyminen pääosin ojitusten, mutta myös muiden metsänhoitotöiden vuoksi. Maassamme käytetään lähes yksinomaan kotimaisia puulajeja. Metsänhoitotöillä on edistetty merkittävästi myös puuston elinvoimaisuutta ja terveyttä, joskin metsänhoidolla on toisaalta yksipuolistettu puulajisuhteita taloudellisilla perusteilla. Lähes MERA-kauden loppuun, vuoteen 1975 saakka puuntuotantoa pidettiin yhteiskunnassa jokseenkin ainoana metsätalouden tavoitteena. Silloisten taloudellispainotteisten arvostusten mukaan tehokkaankaan puuntuotannon ei katsottu olevan liiaksi ristiriidassa metsien muiden arvojen ja käyttömuotojen kanssa. Tosin jo 1960-luvulla, lähinnä luonnonsuojeluliikkeen edustajien taholta, virisi kritiikkiä liian yksipuolisesti puuntuotannon kehittämiseen tähtääviä metsänhoitotöitä kohtaan”.

Tavoitteena moniarvoinen metsien käyttö

YK:n Ympäristö- ja kehityskonferenssissa (UNCED) Rio de Janeirossa vuonna 1992 Suomi

Lajimäärien eroja vanhojen talousmetsien ja vanhojen luonnonmetsien välillä eri eliöryhmillä tehdyissä tutkimuksissa. n = tutkittujen metsiköiden lukumäärä. Erot kokonaislajimäärässä sekä keskimääräisessä lajimäärässä osoittavat, kuinka monta prosenttia enemmän (yhdessä tapauksessa vähemmän) lajeja havaittiin luonnonmetsissä verrattuna talousmetsiin. Ero kokonaislajimäärässä on laskettu vain silloin, kun tutkittuja metsiköitä on useita.

Lajiryhmä	Talousmetsät			Luonnonmetsät			Ero Kokonais lajim., %	Ero keski-lajim., %
	n	Lajeja Yhteensä	lajeja per metsikkö	n	lajeja yhteensä	lajeja per metsikkö		
Maakiitäjäiset[75]	19	20	-	16	16	-	-20,0	-
Sammalet[76]	3	93	66,3	1	88	88	-	32,7
Sammalet[77]	1	33	33	1	48	48	-	45,5
Saproksyylit kovakuoriaiset[78]	1	151	151	1	178	178	-	17,9
Sienisääsket[79]	5	36	15,6	5	72	28,0	100,0	79,5
Lahottajasienet[80]	1	46	46	1	109	109	-	137,0
Epifyyttijäkälät[61]	5	98	69	5	122	88,0	24,5	27,5
Käävät[81]	3	17	11,7	3	26	19,0	52,9	62,4
Saproksyylit kovakuoriaiset[81]	1	124	124	1	162	162	-	30,6
Kovakuoriaiset[82]	10	341	124,8	9	418	168,4	22,6	34,9
Käävät[83]	5	40	17,2	5	63	30	57,5	72,1
Käävät[84]	5	48	25	6	76	46	58,3	84,0

siä pienempi; sopivien isäntäpuiden riittävä ikä tai jatkuvuus on ilmeisesti tärkeää osalle lajeista[62,63]. Lahopuusta riippuvaisten lajien määrä on usein noin kaksi kertaa suurempi vanhoissa luonnonmetsissä kuin vanhoissa talousmetsissä.

Juha Siitonen ja Ilkka Hanski

sitoutui noudattamaan metsien hoitoa, käyttöä ja suojelua ja kestävää kehitystä koskevia periaatteita, ympäristöä ja kehitystä koskevan toimintaohjelman Agenda 21:n metsien häviämistä koskevia suosituksia sekä ilmastonmuutosta ja biologista monimuotoisuutta[68] koskevia yleissopimuksia.

Euroopan toisessa metsäministerikonferenssissa Helsingissä vuonna 1993 Euroopan maat ja Euroopan Unioni sitoutuivat viemään Rion kestävän metsätalouden periaatteet käytäntöön. Sen seurauksena kestävälle metsätaloudelle laadittiin sekä kriteerit että määrälliset ja kuvailevat indikaattorit koko Euroopalle ja kansalliselle tasolle[69].

Ekologisesti kestävässä metsätaloudessa puuvaroja ja puustoa koskevat kestävyyden määritelmät on laajennettu koskemaan koko metsäekosysteemiä. Euroopan toisen metsäministerikonferenssin päätöslauselman mukaan ”metsien kestävällä hoidolla ja käytöllä tarkoitetaan metsien ja metsämaiden hoitoa ja käyttöä siten, että säilytetään niiden monimuotoisuus, tuottavuus, uusiutumiskyky, elinvoimaisuus ja mahdollisuus toteuttaa nyt ja tulevaisuudessa merkityksellisiä ekologisia, taloudellisia ja sosiaalisia toimintoja paikallisilla, kansallisilla ja maailmanlaajuisilla tasoilla, sekä siten, että ei aiheuteta vahinkoa muille ekosysteemeille”.

Metsätalouden ympäristöohjelmatyöryhmä[65] katsoi, että ”metsänhoidon käsite tulee ymmärtää koko metsäluonnon hoitona niin, että se sisältää puuntuotantoa edistävien toimenpiteiden lisäksi biologisen monimuotoisuuden ylläpidon sekä metsätalouden vaikutuspiirissä olevien vesien laadun ja vesiluonnon suojelun”[66]. Kansainvälisen luonnonsuojeluliiton (IUCN) 1990-luvun alussa esittämän määritelmän mukaan luonnonvarojen kestävä käyttö merkitsee, että eliöpopulaatioita ja ekosysteemejä käytetään siten, ettei käyttö

TIETOLAATIKKO 4.7

Metsäkeskustelun painotuksia 1960–2000-luvuilla

Kattava, suunnitelmallinen ja tehokas metsätalous sai lyhyessä ajassa aikaan suuria muutoksia metsäluonnossa. Metsien tehokas hyödyntäminen johti 1960-luvulta alkaen lisääntyneisiin ristiriitoihin metsäammattilaisten ja luonnonsuojelijoiden välillä. Metsätalouden teknistaloudellinen ajattelutapa ja liian kaavamaisiksi koetut toimintatavat herättivät myös suuren yleisön keskustelemaan metsätalouden tavoitteista. Viime vuosikymmenten metsäkeskustelun ja metsätalouden ympäristökritiikin teemoja ovat olleet muun muassa seuraavat:

1960–1970
- Laajat avohakkuut
- Soiden ojitukset ja suojelu

1970–1980
- Kansallispuistoverkoston mitoitus
- Metsien moninaiskäyttö
- Syväauraukset
- ”Tehometsätalous”
- ”Jatkuva kasvatus”
- Yksityismetsälain soveltaminen
- Koneellistaminen ja maaseudun autioituminen
- Seutukaavoitus
- Erämaiden ja lehtojen suojelu
- Vesakontorjunta-aineet, erityisesti niiden lentolevitys

1980–1990
- Happamat laskeumat ja ilman laatu
- Metsätalouden vesistövaikutukset
- Rantojen ja vanhojen metsien suojelu
- Ilmastonmuutos, kasvihuoneilmiö, otsonikysymys
- Metsämaan ja puuston kasvun lisäämisen kyseenalaistaminen, metsien hoidon ja käytön intensiivisyys
- Luonnon monimuotoisuus, metsien uhanalaiset eliölajit ja metsien ekologisesti kestävä käyttö
- Puuvarojen vajaakäyttö
- Puun hinta ja metsänhoidon kannattavuus

1990–2000
- Metsien taloudellisesti, ekologisesti ja sosiaalisesti kestävä käyttö
- Uusien metsälakien ja uuden luonnonsuojelulain toteutus
- Talousmetsien luonnonhoidon tarpeet ja menetelmät
- Monitavoitteinen metsäsuunnittelu ja alue-ekologinen suunnittelu
- EU:n Natura 2000 -luonnonsuojelualueverkoston toteutus
- Vahvistettujen luonnonsuojeluohjelmien rahoitus
- Vanhojen metsien hakkuut, erityisesti Pohjois-Suomessa
- Lajikohtaiset kiistat (valkoselkätikka, liito-orava)
- Puuvarojen käytön tehokkuus
- Ammattitaitoisen metsätyövoiman saanti
- Maaseudun autioituminen
- Etelä-Suomen metsien suojelu ja sen toteutustavat

Jukka-Pekka Jäppinen, Jouko Kostamo ja Päivi Salpakivi-Salomaa

vaaranna eliöiden esiintymisen jatkuvuutta, elinympäristöjä tai eliöiden ja ekosysteemien palautumiskykyä ja monimuotoisuutta.

Suomessa metsätalouden ekologiseen kestävyyteen on pyritty muun muassa perustamalla luonnonsuojelualueita sekä säilyttämällä talousmetsien arvokkaat elinympäristöt (esim. metsälain erityisen tärkeät elinympäristöt, luonnonsuojelulain ja vesilain luontotyypit) ja niiden biologiselle monimuotoisuudelle tärkeät ominaispiirteet. Muita talousmetsien luonnonhoidon keinoja ovat olleet muun muassa lahopuun lisääminen lähinnä säästöpuiden avulla sekä uhanalaisten lajien elinympäristöjen suojelu.

TIETOLAATIKKO 4.8

Suomen metsätalouden ekologisen kestävyyden puutteita ja käytännön toimia niiden korjaamiseksi

Metsätalouden ympäristöohjelmatyöryhmän[66] mukaan muun muassa seuraavat seikat ovat yksipuolistaneet metsäluontoa ja heikentäneet metsien monimuotoisuutta:

- Kasvatusmetsien liian voimakkaat väljennykset aluspuustojen raivauksineen erityisesti 1950-luvulla.
- Kaavamaisten alaharvennusten toteuttaminen vielä 1970- ja 1980-luvuilla hoidetuissakin metsiköissä.

➡ *Harvennushakkuuohjeet uudistettiin 1990-luvulla lähes kaikissa metsäorganisaatioissa. Metsälain (1997) 6 §.*

- Ikääntyneiden lehtipuiden ja lahopuiden voimakas vähentäminen.

➡ *Uudistettujen metsänhoito-ohjeiden säästöpuusuositukset ja Suomen metsäsertifioinnin standardi (1997) sisältävät tavoitteen lisätä talousmetsien lahopuustoa. Asiaa pyritään edistämään myös v. 2002 hyväksytyssä Metso-toimintaohjelmassa[67].*

- Koivun vähätteleminen taloudellisesti vähäarvoisena puulajina erityisesti 1950- ja 1960-luvuilla, osin myöhemminkin.

➡ *Uusissa metsänhoitosuosituksissa koivua suositaan sekapuuna. Koivun säästämistä tukee myös koivun suuri rahallinen arvo.*

- Haavan ja yksittäisinä esiintyvien lehtipuiden hävittäminen taloudellisesti vähäarvoisina viime vuosiin saakka.

➡ *Uudet metsänhoitosuositukset suosittelevat suurten haapojen säästämistä.*

- Liiallinen yhden havupuulajin metsiköiden suosiminen.

➡ *Uusissa metsänhoitosuosituksissa suositellaan sekapuustojen kasvattamista.*

- Luonnonsuojelun kannalta arvokkaiden ympäristötyyppien riittämätön huomioon ottaminen metsätalouden toimenpiteissä.

➡ *Lailla on turvattu Metsälain (1997) 10 §:n erityisen tärkeät elinympäristöt ja Luonnonsuojelulain (1997) suojeltavat luontotyypit. Muiden arvokkaiden elinympäristöjen turvaaminen on uusien metsänhoitosuositusten varassa. Lakiin kestävän metsätalouden rahoituksesta (1997) liittyvä metsätalouden ympäristötuki ja luonnonhoitotuki (mom. 30.31.45: metsäluonnon hoidon edistäminen). Kansallisen metsäohjelman (KMO) myötä momentin määräraha on kasvanut: 2,5 milj. euroa (1999), 4,2 milj. euroa (2000), 4,4 milj. euroa (2003). Uusitut metsien hoidon suositukset. Luonnonsuojeluohjelmien toteutus.*

- Vajaatuottoisten alueiden käsittely vain puuntuotannon näkökulmasta.

➡ *Metsälain (1997) 10 §.*

- Laajat avohakkuut Pohjois-Suomessa erityisesti 1950- ja 1960-luvuilla.

➡ *Laajoja yhtenäisiä avohakkuita ei enää tehdä. Avohakkuiden keskikoko on Etelä-Suomessa n. 1,5 ha, Pohjois-Suomessa 5,0–10,0 ha.*

- Männyn istutuksen liiallinen suosiminen luontaisen uudistamisen, kylvön ja muiden puulajien istutuksen sijasta.

➡ *Uusituissa metsänhoitosuosituksissa edellytetään uudistamista, kylvöä ja eri puulajien istutusta kasvupaikan ominaisuudet huomioon ottaen.*

- Kulotusten määrän romahtaminen 1960-luvun lopussa.

➡ *Kulotusta on pyritty elvyttämään erityisesti valtion mailla, mutta Suomen metsäsertifioinninkriteeristön standardijärjestelmän (1997) avulla myös muiden metsänomistajien mailla. Kulotuksen määrä ei ole kuitenkaan kasvanut kovinkaan paljon.*

- Erityisesti männyn uudistusalojen täydellinen raivaus hakkuissa jääneistä alikasvospuista ja pensaista.

➡ *Uusissa metsänhoitosuosituksissa suositellaan alikasvosten säästämistä.*

- Uudistusalojen voimaperäisen aurauksen laaja käyttö Pohjois-Suomessa.

➡ *Syväauraus on lopetettu 1990-luvulla, sen tilalle on kehitetty uusia maanpinnan käsittelymenetelmiä, esimerkiksi ns. säätöauraus.*

- Ojituksen liiallinen laajeneminen ottaen huomioon metsätaseen kehityksen sekä sen, että ojitusalasta on arviolta 15 % sellaisia, joita ei nykytietämyksen mukaan olisi kannattanut ojittaa.

➡ *Metsäorganisaatioiden yhteiset valtakunnalliset kunnostusojitussuositukset pitävät sisällään sekä vesiensuojelun että ojituskelvottomien ja arvokkaiden alueiden palauttamisen luonnontilaan. Luonnontilaisten soiden uudisojitus on käytännöllisesti katsoen loppunut.*

- Riittämätön vesiensuojelu erityisesti aiempien vuosikymmenten ojituksissa ja soiden lannoituksissa.

➡ *Metsäorganisaatioiden 1990-luvun kunnostusojitusohjeisiin sisältyy laaja valikoima vesiensuojelutoimenpiteitä.*

- Kemiallisten vesakontorjunta-aineiden laaja käyttö 1960- ja 1970-luvuilla, osin vielä 1980-luvun alkupuolellakin.

➡ *Vesakon laaja kemiallinen lehvästökäsittely on lopetettu. Vesakontorjunnan ohjeet ovat tiukentuneet.*

Jouko Kostamo ja Pentti Lähteenoja

Suomen metsäpolitiikan muutokset 1990-luvulla

Metsäluonnon monimuotoisuuden suojelu, hoito ja kestävä käyttö sekä metsätalouden taloudellinen, ekologinen, ja sosiaalinen kestävyys nostettiin Metsätalouden ympäristöohjelman[65] ja Kansallinen metsäohjelma 2010:n[70] myötä kansallisen metsäpolitiikan keskeisiksi tavoitteiksi. Kansallisessa metsäohjelmassa (KMO) talousmetsien ekologiseen kestävyyteen pyritään pääosin Metsätalouden ympäristöohjelman ja Etelä-Suomen metsien suojelun kehittämisen kautta[67].

Edellä mainitut tavoitteet sisällytettiin myös Suomen biologista monimuotoisuutta koskevaan kansalliseen toimintaohjelmaan, joka korostaa yhteiskunnan eri lohkojen toimialavastuuta[71,72,73] ja joka laadittiin toteuttamaan vuonna 1994 ratifioitua biodiversiteettisopimusta. Samalla tuettiin ja kehitettiin myös merkittävästi alan tutkimusta (FIBRE-tutkimusohjelma)[74].

Metsätalouden ympäristöohjelman[65] tuli ohjata Suomen metsä- ja ympäristöpolitiikkaa ja ministeriöiden alaisten organisaatioiden toimintaa ja tutkimusta sekä tukea metsätalouden koulutusta ja neuvontaa. Lähitulevaisuuden metsänhoidon päätavoitteiksi ohjelmassa määriteltiin metsien kunnon, elinvoimaisuuden ja puuntuotannon turvaaminen sekä metsäluonnon monimuotoisuuden säilyttäminen.

Metsänhoidolle asetettiin monenlaisia tavoitteita. Sen tulee muun muassa ottaa huomioon luonnonsuojelun kannalta arvokkaat elinympäristöt ja pyrkiä toimenpiteissään luonnonläheisyyteen. Luonnon monimuotoisuutta ja pienipiirteisyyttä tulee tukea muun muassa suosimalla lehti- ja sekametsiä sekä välttämällä liiallista siistimistä ja puuston kehityksen kannalta tarpeettomia töitä. Puuston terveyttä tulee pitää yllä ja ehkäistä tuhoja sekä ottaa huomioon ympäristövaikutukset ja torjua ympäristöhaittoja. Metsänhoidossa tulee myös suojella ja edistää luonnonarvoja, maisemanhoitoa ja riistanhoitoa sekä metsien monikäyttöä ja virkistysarvoja.

Metsätalouden ympäristöohjelma johti muun muassa metsälakien uudistamiseen. Uuden metsälain (1093/1996) ensimmäisessä

pykälässä kuvataan metsälain sekä metsien hoidon ja käytön tarkoitus: ”Metsälain tarkoituksena on edistää metsien taloudellisesti, ekologisesti ja sosiaalisesti kestävää hoitoa ja käyttöä siten, että metsät antavat kestävästi hyvän tuoton samalla, kun niiden biologinen monimuotoisuus säilytetään”. Metsälaki edellyttää muun muassa, että metsien biologisen monimuotoisuuden kannalta erityisen tärkeitä elinympäristöjä käsitellään niin, että niiden ominaispiirteet säilyvät. Yhtä aikaa metsälakien kanssa uudistetussa luonnonsuojelulaissa (1096/1996) edellytetään vastaavasti laissa nimettyjen suojeltujen luontotyyppien suojelua.

Metsäluonnon suojelun ja hoidon tavoitteet ovat vaikuttaneet myös metsätalouden käytännön ohjeisiin ja suosituksiin. Metsätalouden organisaatiot ovat uudistaneet metsien hoidon ja käsittelyn ohjeistojaan tavoitteenaan turvata entistä paremmin metsäluonnon monimuotoisuus, erityisesti arvokkaiden elinympäristöjen ja uhanalaisten metsälajien säilyminen (luku 9). Valtion metsissä laaditaan laaja-alaisia luonnonvarasuunnitelmia ja alue-ekologisia suunnitelmia, joilla pyritään sovittamaan yhteen metsien eri käyttömuotoja (luku 8). Perinteisten luonnonsuojelualueiden lisäämisen (luku 6) ohella on luotu malleja ja toimenpideohjelmia talousmetsien luonnon monimuotoisuuden ylläpitoon (luku 7.3). Metsäorganisaatioiden toimintaa ohjaavat nykyisin myös ympäristöhallintajärjestelmät ja talousmetsien sertifiointi.

KIRJALLISUUS

1) Kalliola, R. 1946. Suomen kaunis luonto. WSOY. 455 s. Porvoo.

2) Massa, I. 1994. Pohjoinen luonnonvalloitus: suunnistus ympäristöhistoriaan Lapissa ja Suomessa. Gaudeamus. 297 s. Helsinki.

3) Björn, I. 2000. Kaikki irti metsästä. Metsän käyttö ja muutos taigan reunalla itäisimmässä Suomessa erätaloudesta vuoteen 2000. Bibliotheca Historica 49: 1–268.

4) Metsien suojelun tarve Etelä-Suomessa ja Pohjanmaalla 2000. Eteläs-Suomen ja Pohjanmaan metsien suojelun tarve -työryhmän mietintö. Suomen ympäristö 437. 284 s. Helsinki.

5) Tolonen, K. 1978. Paloecology of annual laminated sediments in Lake Ahvenainen, S. Finland. I. Pollen and charcoal analyses, and their relation to human impact. Ann. Bot. Fennici 26: 53–85.

6) Koskinen, S., Martelin, T., Notkola, I.-L., Notkola, V. & Pitkänen, K. (toim.) 1994. Suomen väestö. Gaudeamus. 339 s. Helsinki.

7) Heikinheimo, O. 1915. Kaskiviljelyn vaikutus Suomen metsiin. Acta Forestalia Fennica 4: 1–264.

8) Kaila, E. E. 1931. Tervanpolton leviäminen Suomessa 1700-luvun puolimaissa. Silva Fennica 21.

9) 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.

10) Berg, E. von 1859. Kertomus Suomenmaan metsistä. Suomalaisen Kirjallisuuden-Seuran Kirjapaino. Helsinki. (Uusintapainos: Berg, E. von & Leikola, M. 1995. Kertomus Suomenmaan metsistä 1858 sekä kuvia suuresta muutoksesta. Kustannus Oy Metsälehti. 93 s. Helsinki).

11) 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.

12) Vainio, M., Kekäläinen, H., Alanen, A. & Pykälä, J. 2001. Suomen perinnebiotoopit. Perinnemaisemaprojektin valtakunnallinen loppuraportti. Suomen ympäristö 527: 1–163. Helsinki.

13) Soininen, A. 1974. Vanha maataloutemme. Suomen Historiallinen Seura. Historiallisia tutkimuksia 96. 459 s. Helsinki.

14) Jäntti, A. 1956. Metsämaiden laiduntaminen. Teoksessa: Jalava, M., Lihtonen, V., Heiskanen, V. & Sippola, H. (toim.), Metsäkäsikirja 1–2.

15) Vanha-Majamaa, I. & Reinikainen, A. 2000. Muuttuvan maankäytön vaikutus kasvillisuuteen. Teoksessa: Reinikainen, A., Mäkipää, R., Vanha-Majamaa, I. & Hotanen, J.-P., Kasvit muuttuvassa metsäluonnossa, s. 304–317. Tammi. 384 s. Helsinki.

16) Hertz, M. 1933. Metsän puutteesta sekä sen syistä ja torjumistoimenpiteistä. Silva Fennica 27.

17) Lihtonen, V. 1956. Johtavat periaatteet metsätalouden historiassa. Teoksessa: Jalava, M., Lihtonen, V., Heiskanen, V. & Sippola, H. (toim.), Metsäkäsikirja 1–2.

18) Kuuluvainen, T., Syrjänen, K. & Kalliola, R. 1998. Structure of a pristine Picea abies forest in north-eastern Europe. Journal of Vegetation Science 9: 563–574.

19) Karjalainen, L. & Kuuluvainen, T. 2002. Amount and diversity of coarse woody debris within a boreal forest landscape dominated by *Pinus sylvestris* in Vienansalo wilderness area. Silva Fennica 36(1): 147–167.

20) Ahola, V.K. 1947. Metsänhoitajien jatkokurssit. Silva Fennica 64: 42–47

21) Kouki, J. & Löfman S. 1998. Forest fragmentation: processes, concepts and implications for species. Teoksessa: Key Concepts of Landscape Ecology. Proceedings of IALE European Congress, 3–5 September 1998.

22) 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. Scand. J. For. Res., suppl. 3: 27–37.

23) Löfman, S. & Kouki, J. 2001. Fifty years of landscape transformation in managed forests of southern Finland. Scand. J. For. Res. 16: 44–53.

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

25) Zobel, M. 1989. Secondary forest succession in Järvselja, southeastern Estonia: changes in field layer vegetation. Annales Botanici Fennici 26: 171–182.

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

27) Vanha-Majamaa, I. 2000. Epilobium angustifolium. Maitohorsma. Teoksessa: Reinikainen, A., Mäkipää, R., Vanha-Majamaa, I. & Hotanen, J.-P. Kasvit muuttuvassa metsäluonnossa, s. 189–190. Tammi. 384 s. Helsinki.

28) Salemaa, M. 2000. Vaccinium myrtillus. Mustikka. Teoksessa: Reinikainen, A., Mäkipää, R., Vanha-Majamaa, I. & Hotanen, J.-P., Kasvit muuttuvassa metsäluonnossa, s. 128–130. Tammi. 384 s. Helsinki.

29) Mitchell, R.J., Marrs, R.H., Le Duc, M.G. & Auld, M.H.D. 1997. A study of succession on lowland heaths in Dorset, southern England: change in vegetation and soil chemical properties. J. Appl. Ecol. 34: 1426–1444.

30) Priha, O. & Smolander, A. 1999. Nitrogen transformations in soil under *Pinus sylvestris*, *Picea abies* and *Betula pendula* at two forest sites. Soil Biology and Biochemistry 31: 965–977.

31) Teivainen, L. 1952. Pohjois-Suomen tuoreiden kangasmetsien kasvillisuudesta. Annales Botanici Societatis Zoologicae Botanicae "Vanamo" 25(2): 1–168.

32) Kujala, V. 1964. Metsä- ja suokasvilajien levinneisyys- ja yleisyyssuhteista Suomessa. Vuosina 1951–1953 suoritetun valtakunnan metsien III linja-arvioinnin tuloksia. Commun. Inst. For. Fenn. 59.1. 137 s. + 196 karttakuvaa. Helsinki.

33) Reinikainen, A. 2001. Muuttuva metsä- ja suokasvillisuus. Teoksessa: Siitonen, J. (toim.), Monimuotoinen metsä. Metsäluonnon monimuotoisuuden tutkimusohjelman loppuraportti, s. 97–133. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 812: 1–226.

34) Reinikainen, A., Mikkola, K., Vanha-Majamaa, I., Nousiainen, H. & Tamminen, M. 1998. Metsä- ja suokasvillisuuden seuranta VMI:n yhteydessä. Teoksessa: Annila, E. (toim.), Monimuotoinen metsä. Metsäluonnon monimuotoisuuden tutkimusohjelman väliraportti, s. 20–73. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 705. 335 s. Vantaa.

35) Reinikainen, A., Mäkipää, R., Vanha-Majamaa, I. & Hotanen, J.-P. (toim.) 2000. Kasvit muuttuvassa metsäluonnossa. Tammi. 384 s. Helsinki.

36) Rouvinen, S., Kuuluvainen, T. & Siitonen, J. 2002. Tree mortality in a *Pinus sylvestris* dominated boreal forest landscape in Vienansalo wilderness, eastern Fennoscandia. Silva Fennica 36(1): 127–145.

37) Järvinen, O., Kuusela, K. & Väisänen, R.A. 1977. Metsien rakenteen muutoksen vaikutus pesimälinnustoomme viimeisten 30 vuoden aikana.

38) Väisänen, R.A., Lammi, E. & Koskimies, P. 1998. Muuttuva pesimälinnusto. Otava. 567 s. Helsinki.

39) Leikola, M. 2002. Suomen metsätalouden kehittyminen. Teoksessa: Tapion Taskukirja, s. 35–45. 24. uudistettu painos. Metsälehti Kustannus Oy. 555 s. Helsinki.

40) Metsätilastollinen vuosikirja 2001. Suomen virallinen tilasto. Maa-, metsä- ja kalatalous 2001:52. Metsäntutkimuslaitos. 374 s. Vantaa.

41) Vasander, H., Laiho, R. & Laine, J. 1997. Changes in species diversity in peatlands drained for forestry. Teoksessa: Trettin, C. ym. (toim.), Northern Forested Wetlands: Ecology and Management: Forested Wetlands, s. 109–119. Lewis Publishers, Boca Raton. New York–Lontoo–Tokio.

42) Hotanen, J.-P., Nousiainen, H. & Paalamo, P. 1999. Vegetation succession and diversity on Teuravuoma experimental drainage area in northern Finland. Suo 50(2): 55–82.

43) Laine, J., Vasander, H. & Laiho, R. 1995. Long-term effects of water level drawdown on the vegetation of drained pine mires in southern Finland. Journal of Applied Ecology 32: 785–802.

44) Reinikainen, A. 1995. Metsäojituksen ja suometsätalouden vaikutus biodiversiteettiin. Teoksessa: Korhonen, R. (toim.), Suoseura ry:n opintoretkeily Pirkanmaalla 5–6.9. 1995, s. 63–68. Geologian tutkimuskeskus.

45) Hökkä, H. & Laine, J. 1988. Suopuustojen rakenteen kehitys ojituksen jälkeen. Silva Fennica 22: 45–65.

46) Uuttera, J., Maltamo, M. & Hotanen, J.-P. 1996. Stand structure of undrained and drained peatland forests in central Finland. Suo 47(4): 125–135.

47) Päivänen, J. 1990. Suometsät ja niiden hoito. Kirjayhtymä. 231 s. Helsinki.

48) Salo, K. 1981. Metsänparannustoimenpiteiden vaikutus rämeiden sienisatoon. Suo 32(1): 1–6.

49) Väisänen, R. A. & Rauhala, P. 1983. Succession of land bird communities on large areas of peatland drained for forestry. Annales Zoologici Fennici 20: 115–127.

50) Koponen, S. 1985. Soiden hämähäkkilajiston muutoksista. Memoranda Societas Fauna et Flora Fennica 61.

51) Mikkola, K. 1987. Förändringar av fjärilsfaunan i Finland i relation till biotopförändringar efter år 1950. Ent. Meddr. 55: 107–113.

52) Markkula, I. 1986. Comparison of the communities of the oribatids (Acari: Cryptostigmata) of virgin and forest-ameliorated pine bogs. Annales Zoologici Fennici 23: 33–38.

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

54) Aapala, K., Heikkilä, R. & Lindholm, T. 1998. Suoluonnon monimuotoisuuden turvaaminen. Teoksessa: Vasander, H. (toim.), Suomen suot, s. 45–57. Suoseura ry. 168 s. Helsinki.

55) Wilson, E.O. 1989. Threats to biodiversity. Scientific American 261: 108–116.

56) WRI, IUCN & UNEP 1992. Global Biodiversity Strategy. Guidelines for action to save, study, and use earth's biotic wealth sustainably and equitably. WRI Publications. 244 s. Baltimore, Maryland.

57) Rassi, P., Alanen, A., Kemppainen, E., Vickholm, M. & Väisänen, R. (toim.) 1986. Uhanalaisten eläinten ja kasvien suojelutoimikunnan mietintö. Komiteanmietintö 1985:43. Osat I–III. Ympäristöministeriö. 111 s., 466 s. ja 431 s. Helsinki.

58) Keskusmetsälautakunta Tapio 1989. Metsäluonnon hoito ja suojelu yksityismetsissä. 22 s. Helsinki.

59) Jauhiainen, H. 1990. Metsiemme uhanalaiset. Kustannus Oy Metsälehti. 116 s. Helsinki.

60) 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. Teoksessa: Siitonen, J. (toim.), Monimuotoinen metsä. Metsäluonnon monimuotoisuuden tutkimusohjelman loppuraportti, s. 25–53. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 812: 1–226.

61) Kuusinen, M. & Siitonen, J. 1998. Epiphytic lichen diversity in old-growth and managed *Picea abies* stands in southern Finland. Journal of Vegetation Science 9: 283–292.

62) Kuusinen, M. 1994. Epiphytic lichen flora and diversity on *Populus*

tremula in old-growth and managed forests of southern and middle boreal Finland. Annales Botanici Fennici 31: 245–260.

63) Kuusinen, M. 1996. Epiphytic flora and diversity on basal trunks of six old-growth forest tree species in southern and middle boreal Finland. Lichenologist 28: 443–463.

64) Karjalainen, H. (toim.) 1991. Elävä metsä. Uhanalainen luonto ja metsänhoito. Suomen Metsänhoitajaliitto ry & Maailman Luonnon Säätiö WWF Suomen Rahasto. 176 s. Helsinki.

65) Maa- ja metsätalousministeriö & Ympäristöministeriö 1994. Metsätalouden ympäristöohjelma 1994. 30 s. + liite. Helsinki.

66) Viitala, J., Jäppinen, J.-P. & Kostamo, J. (toim.) 1994. Metsätalous ja ympäristö. Metsätalouden ympäristöohjelmatyöryhmän mietintö 1994:3. Maa- ja metsätalousministeriö. 101 s. Helsinki.

67) Hautojärvi, S., Kuusinen, M., Heinonen, P. & Schildt, V. (toim.) 2002. Etelä-Suomen, Oulun läänin länsiosan ja Lapin läänin lounaisosan metsien monimuotoisuuden turvaamisen toimintaohjelma. Etelä-Suomen metsien suojelutoimikunta. Suomen ympäristö 583. 56 s. Helsinki.

68) UNEP 1992. Convention on Biological Diversity, 5 June 1992. United Nations Environment Programme. 24 s. Nairobi.

69) Mikkelä, H., Sampo, S. & Kaipainen, J. (toim.) 2000. Suomen metsätalouden tila 2000. Kestävän metsätalouden kriteerit ja indikaattorit. Maa- ja metsätalousministeriön julkaisuja 5. 104 s. Helsinki.

70) Maa- ja metsätalousministeriö 1999. Kansallinen metsäohjelma 2010. Maa- ja metsätalousministeriön julkaisuja 2. 38 s. Helsinki.

71) Kangas, P., Jäppinen, J.-P., von Weissenberg, M. & Karjalainen, H. (toim.) 1997. Suomen biologista monimuotoisuutta koskeva kansallinen toimintaohjelma 1997–2005. Suomen ympäristö 137. 189 s. Helsinki.

72) Kangas, P., Jäppinen, J.-P. & von Weissenberg, M. (toim.) 2000. Suomen biologista monimuotoisuutta koskevan kansallisen toimintaohjelman toteutuminen vuosina 1997–1999. Ensimmäinen seurantaraportti. Suomen ympäristö 407. 154 s. Helsinki.

73) Kangas, P. & Jäppinen, J.-P. (toim.) 2002. Suomen biologista monimuotoisuutta koskevan kansallisen toimintaohjelman toteutuminen vuosina 2000–2001. Toinen seurantaraportti. Suomen ympäristö 558. 62 s. Helsinki.

74) Markkanen, S., Vieno, M. & Walls, M. 2002. Finnish Biodiversity Research Programme FIBRE 1997–2002. Summary Report. 154 s. Turku.

75) Niemelä, J., Haila, Y., Halme, E., Lahti, T., Pajunen, T. & Punttila, P. 1988. The distribution of carabid beetles in fragments of old coniferous taiga and adjacent managed forests. Annales Zoologici Fennici 25: 107-119.

76) Gustafsson, L. & Hallingbäck, T. 1988. Bryophyte flora and vegetation of managed and virgin coniferous forests in south-west Sweden. Biological Conservation 44: 283-300.

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

78) Siitonen, J. 1994. Decaying wood and saproxylic Coleoptera in two old spruce forests: a comparison based on two sampling methods. Annales Zoologici Fennici 31: 89-95.

79) Økland, B. 1994. Mycetophilidae (Diptera), an insect group vulnerable to forestry practices? A comparison of clearcut, managed and semi-natural spruce forests in southern Norway. Biodiversity and Conservation 2: 68-85.

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

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

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

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

84) Penttilä, R., Siitonen, J. & Kuusinen, M. 2003. Polypore diversity in mature managed and old-growth boreal Picea abies forests in southern Finland. Biological Conservation (painossa).



TIMO KUULUVAINEN • MIKKO MÖNKKÖNEN • PETRI KETO-TOKOI
MIKKO KUUSINEN • KAISU AAPALA • HARRI TUKIA

5 METSIEN MONIMUOTOISUUDEN TURVAAMISEN PERUSTEET

Mikä on suojelualueiden ja talousmetsien muodostaman kokonaisuuden merkitys monimuotoisuuden turvaamisessa? Mitkä ovat suojelualueverkoston suunnittelun periaatteet? Mitä tarkoitetaan ennallistamisella, ja miten sen avulla voidaan edistää monimuotoisuuden säilymistä? Miten talousmetsä ja luonnonmetsä eroavat toisistaan? Miten luonnonmetsiä koskevaa tietoa voidaan käyttää talousmetsien monimuotoisuuden turvaamisessa?

5.1 Metsien monimuotoisuuden turvaamisen yleiset lähtökohdat

Suojelualueiden ja talousmetsän kokonaisuuden merkitys

Ekologisesti kestävän metsätalouden keskeinen tavoite on turvata metsäluonnon monimuotoisuus. Monimuotoisuutta on perinteisesti pyritty turvaamaan perustamalla luonnonsuojelualueita. Valtaosa metsäalasta ja metsälajistosta sijaitsee kuitenkin niin nyt kuin jatkossakin suojelualueiden ulkopuolella. Se, kuinka suojelualueita ympäröiviä talousmetsiä käsitellään, vaikuttaa oleellisesti metsälajistoon ja sen monimuotoisuuteen. Talousmetsien käsittely muokkaa eliölajiston elinympäristöjen kannalta merkittäviä metsän rakenneominaisuuksia ja vaikuttaa eliöiden liikkumiseen metsämaisemassa. Suojelualueiden läheisyydessä sijaitsevien metsien käsittelyllä on

suuri merkitys myös suojelualueiden kyvylle ylläpitää lajistoa. Onkin selvää, että monimuotoisuuden kokonaisvaltainen turvaaminen edellyttää, että tarkastellaan suojelualueiden ja talousmetsäalueiden muodostamia alueellisia kokonaisuuksia[1].

Talousmetsien käsittelyn merkitys luonnon monimuotoisuuden turvaamiselle on erityisen suuri niissä tilanteissa, joissa vain pieni osa metsäpinta-alasta on suojeltu. Talousmetsien sisältämien elinympäristöjen laatua on silloin pyrittävä kohentamaan niin, että monimuotoisuus tulee turvatuksi. Kehittämällä talousmetsien luonnonhoitoa, voidaan parantaa useiden eliöpopulaatioiden elinvoimaisuutta ja mahdollisesti jopa vähentää tarvetta perustaa uusia tiukasti suojeltuja alueita kyseisten lajien säilyttämiseksi (kuva 5.1). Tämä ei kuitenkaan koske elinympäristönsä luonnontilaisuuden suhteen vaateliaimpia lajeja, joiden elinympäristövaatimuksia ei voida täyttää edes rajoitetussa talouskäytössä olevissa metsissä (luku 3).

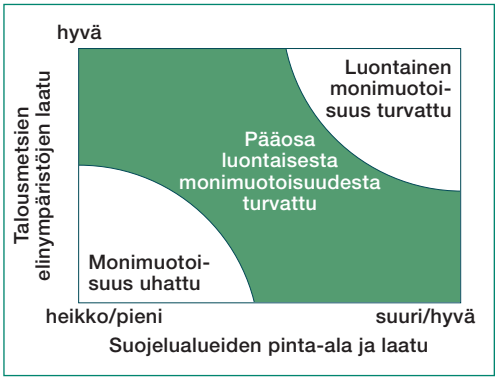
Talousmetsien käsittelytavoilla voidaan vaikuttaa monimuotoisuuden säilymiseen kahdella tavalla. Ensinnäkin, talousmetsien rakenteen monimuotoisuutta ja luonnonmukaisuutta lisäämällä voidaan suoraan edistää talousmetsissä esiintyvien lajien elinmahdollisuuksia. Tällaisia lajeja on suurin osa nykyisestä metsälajistostamme. Metsänhoitomenetelmiä kehittämällä ja palauttamalla metsiin niiden keskeisiä luontaisia rakennepiirteitä, esimerkiksi järeää lahopuuta tai kookkaita lehtipuita, luodaan pitkällä aikavälillä myös vaateliaille lajeille sopivia elinympäristöjä[1] (luku 5.5). On ilmeistä, että jotkin vanhan luonnonmetsän lajeina pidetyt uhanalaiset tai taantuneet lajit pystyvät elämään jopa nuorissa talouskäytössä olevissa metsissä, jos sopivia elinympäristöjä (esim. järeää lahopuuta) vain esiintyy riittävästi[2].

Toiseksi, talousmetsien käsittely vaikuttaa siihen miten kytkeytynyt maisema on sellaisen lajin kannalta, joka elää pääasiassa vain tiukasti suojelluissa metsissä. Vaikka talousmetsäalueet olisivatkin tällaisen lajin lisääntymiselle sopimatonta elinympäristöä, ne voivat olla tärkeitä ravinnonhankinta-alueita tai liikkumisalueita siirryttäessä esimerkiksi suojelualueelta toiselle. Lisäämällä suojelualueiden läheisten talousmetsien rakenteen monimuotoisuutta ja luonnonmukaisuutta voidaan siis edistää lajien säilymistä myös suojelualueilla.

Monimuotoisuutta ei siis pystytä turvaamaan pelkästään suojelualueiden avulla. Koska suojelualueiden perustaminen on lisäksi hidasta ja kallista, ei liene tehokasta rakentaa monimuotoisuuden suojelua pelkkien suojelualueiden varaan, vaan tarvitaan kokonaisvaltaista lähestymistapaa, jossa tarkastellaan suojelualueiden ja talousmetsien muodostamaa kokonaisuutta eri mittakaavatasoilla[1].

KUVA 5.1

Monimuotoisuutta voidaan pitää parhaiten yllä kehittämällä suojelualueiden ja talousmetsien muodostamaa elinympäristöjen kokonaisuutta. Suojelun ja talousmetsien luonnonhoidon suhteellista osuutta monimuotoisuuden turvaamisessa voidaan vaihdella tietyissä rajoissa[1].



Mittakaavatasojen merkitys

Sekä suojelualueverkon että talousmetsien luonnonhoidon suunnittelussa on oleellista ottaa huomioon metsäekosysteemien hierarkkinen rakenne ja ne mittakaavatasot, joissa niin monimuotoisuus kuin tärkeimmät ekologiset rakenteet ja prosessitkin ilmenevät. Tällaisia toisiinsa läheisesti liittyviä ja toisiinsa vaikuttavia avainprosesseja ovat erityisesti metsän luontainen häiriö- ja sukkessiodynamiikka sekä lajiston populaatiodynamiikka. Suojelualueverkon ja talousmetsien luonnonhoidon muodostaman kokonaisuuden avulla on ennen muuta pyrittävä turvaamaan ekologiset ja evolutiiviset

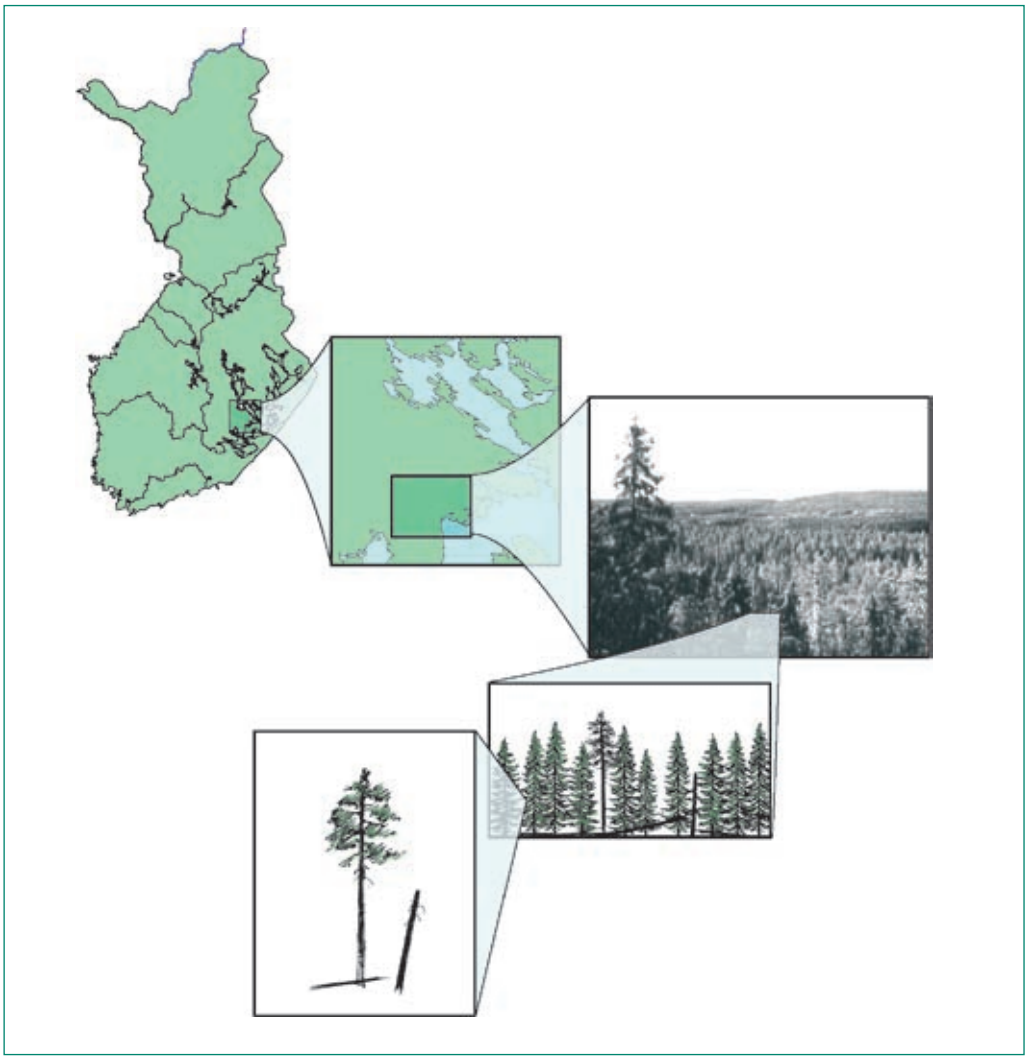
prosessit, joiden tuloksena biologinen monimuotoisuus syntyy ja kykenee uusiutumaan (luvut 2 ja 3). Näkemys on korostetun dynaaminen, muutosta ajassa painottava.

Koska metsäluonnon keskeiset prosessit toimivat eri mittakaavoissa, on nämä mittakaavat otettava huomioon myös toiminnan suunnittelussa (kuva 5.2). Kutakin lajia on suojeltava sellaisessa alueellisessa mittakaavassa, jossa lajin yksilöt käyttävät ympäristöään elinkiertonsa eri vaiheissa. Esimerkiksi harvinaisen kasvilajin suojelu voidaan usein suunnitella melko suppealla alueella, kun taas suurten petolintujen ja nisäkkäiden suojelussa tarvitaan suuria alueita tai koko Suomen kattavia toimenpiteitä, joissa otetaan huomioon sekä suojelualueet että talousmetsät. Eri mittakaavatasot ovat kuitenkin sisäkkäisiä ja siten sidoksissa toisiinsa (kuva 5.2).

Koska monet boreaalisen metsän avainprosessit, kuten luontainen häiriödynamiikka ja siihen

KUVA 5.2

Metsäluonnon monimuotoisuus on sidoksissa elinympäristöjen esiintymiseen ja laatuun eri mittakaavoissa: laajasta maantieteellisestä tasosta aina metsän pienelinympäristöihin. Koska monimuotoisuus on rakentunut hierarkkisesti, eri mittakaavat on otettava huomioon myös monimuotoisuuden turvaamisessa[3]. (Piirros: Janne Karsisto).



läheisesti liittyvä lajien kannanvaihtelu, tapahtuvat usein luontaisesti laajassa alueellisessa mittakaavassa, myös monimuotoisuuden turvaaminen on tehokkainta, kun tarkastellaan riittävän laajoja yhtenäisiä aluekokonaisuuksia. Vain riittävän suurella alueella voidaan ajatella ylläpidettävän boreaalisen metsälle ominaisia elinympäristöjä ja niiden jatkumoja (esim. palojatkumoalueet) sekä maiseman kytkeytyneisyyttä, jotka edesauttavat populaatioiden säilymistä elinvoimaisina.

Metsien monimuotoisuuden turvaamisen keskeiset periaatteet

Tärkein tavoite: eri mittakaavatasoilla esiintyvien luontaisten elinympäristöjen turvaaminen. Suojelualueen luonnontilan palauttaminen (ennallistaminen) tai talousmetsän luonnonhoito voidaan joskus toteuttaa siten että tavoitteena on erityisesti turvata tietyn eliölajin tai lajiryhmän esiintyminen. Tämä ei kuitenkaan sovi monimuotoisuuden turvaamisen yleiseksi ohjenuoraksi. Lajistollisen lähestymistavan ongelmana on se, että metsälajisto tunnetaan vielä puutteellisesti[4]. Tunnetunkin lajiston ekologian ja populaatioekologian tuntemus on vajavaista.

Ekologisesti kestävän metsänhoidon tulisikin pitää yllä koko lajistoa, ei vain tiettyjä lajeja, joiden ekologia tunnetaan muita paremmin. Kun metsän käsittelyä pyritään kehittämään niin, että tavoitteena on turvata monimuotoisuuden kokonaisuus, ainoa realistinen lähestymistapa onkin pyrkiä säilyttämään luontaiset elinympäristöt ja niiden monimuotoisuus. Näin voidaan turvata luontaisen lajiston elinmahdollisuudet kokonaisuutena[5].

Metsien monimuotoisuutta ja sen ekologiaa koskeva uusi tieto tuo painokkaasti esiin kolme monimuotoisuuden turvaamiseen liittyvää seikkaa: 1) metsäekosysteemit ovat rakenteeltaan hierarkkisia, 2) häiriödynamiikalla on suuri merkitys elinympäristöjen ja lajiston monimuotoisuudelle, ja 3) metsäekosysteemien pitkäkestoiset muutosprosessit muuttuvassa ympäristössä ovat avainasemassa pyrittäessä monimuotoisuuden turvaamiseen.

Metsäekosysteemit ovat rakenteeltaan hierarkkisia. Aluetason on usein katsottu olevan metsien monimuotoisuuden turvaamisen kannalta tärkein mittakaavataso[6]. Mitään tiettyä mittakaavatasoa ei kuitenkaan pitäisi nostaa muiden edelle, koska metsät ovat hierarkkisia ekosysteemejä, joissa monimuotoisuus on sidoksissa kaikilla tasoilla esiintyvään elinympäristöjen vaihteluun lahopuista, juuripaakuista tai kolopuista aina laajoihin metsärakenteisiin (luku 2, kuva 5.2). Metsän eri tasojen ominaisuudet myös muuttuvat eri aikajänteillä. Esimerkiksi yhteen metsikköön voidaan tuottaa nopeastikin lahopuuta, kun taas voi kestää jopa satoja vuosia ennen kuin laajojen metsäalueiden rakenne saadaan luonnonmukaistetuksi.

Ekosysteemin hierarkkinen rakenne on otettava huomioon, kun monimuotoisuutta pyritään turvaamaan metsien käsittelyllä. Hierarkkisen suunnittelun periaate voidaan tiivistää tunnuslauseeksi: ajattele ja toimi luonnon eri mittakaavoissa. Ihmisen hahmottamiskyky painottaa helposti metsikön mittakaavaa, jolloin pienelinympäristöjen ja laajemman aluerakenteen merkitys voi jäädä liian vähälle huomiolle. Käytännön suunnittelussa on tarkasteltava ainakin neljää mittakaavatasoa ja niiden välisiä suhteita. Nämä tasot ovat pienelinympäristöjen taso, metsikön taso, metsäalueen taso ja suuraluetaso.

Pienelinympäristötasolla tavoitteena on säilyttää luonnonmetsälle ominaisia ja lajistolle merkityksellisiä rakennepiirteitä. Niitä ovat muun muassa suuret aihki- ja kolopuut, järeä ja vaihteleva lahopuusto sekä maaperän pienet häiriöt. Metsikkötason tavoitteita on muun muassa pitää yllä luontaisten sukkessioelinympäristöjen ja erikokoisia puita sisältävien metsien kirjoa. Aluetason tavoitteita voivat olla maiseman kytkeytyneisyyden säilyttäminen sekä tietty määrä sellaisia metsiä, joissa on vanhojen metsien rakennepiirteitä. Suuraluetason tarkastelussa otetaan huomioon monimuotoisuuteen vaikuttavien seikkojen maantieteellinen vaihtelu, joka ilmenee esimerkiksi ilmastossa, geomorfologiassa, häiriödynamiikassa sekä maankäytön ja eliöstön leviämisen historiassa.

Metsien häiriödynamiikalla on suuri merkitys elinympäristöjen ja lajiston monimuotoisuudelle. Häiriöllä

tarkoitetaan tapahtumaa, joka melko nopeasti muuttaa metsän rakennetta siten, että kasvutilaa ja -resursseja vapautuu ja metsän pienilmasto muuttuu. Luonnonmetsän vaihteleva häiriödynamiikka (luku 2) vaikuttaa keskeisesti monimuotoisuuteen, koska se tuottaa metsään sen elinympäristöjen kirjon, johon luontainen eliöstömme on lajinkehityksessään sopeutunut (luku 3). Suomessa metsien pitkään jatkunut hyödyntäminen ja viimeksi toisen maailmansodan jälkeen harjoitettu intensiivinen metsätalous ovat lähes kokonaan korvanneet metsien luontaiset häiriötekijät pääte- ja harvennushakkuiden luomalla häiriödynamiikalla.

Metsätalouden häiriödynamiikka on luonut metsäalue- ja metsikkörakenteita, jotka eroavat huomattavasti metsän luontaisesta heterogeenisesta rakenteesta (luku 5.4). Yhtenä perinteisen metsänhoidon päätavoitteena onkin ollut minimoida puuntuotoksen menetykset, joita luontaiset häiriötekijät, kuten metsäpalot, myrskyt, kasvitaudit ja tuhohyönteiset, aiheuttavat. Tämä taloudellisesti järkevä tavoite on pitkälti saavutettu, mutta monet luontaiset elinympäristöt ovat samalla vähentyneet ja niiden laatu on heikentynyt. Häiriöt, jotka puhtaasti metsätalouden kannalta katsottuna ovat haitallisia ”tuhoja”, ovatkin metsäekosysteemin kannalta keskeinen, monimuotoisuutta luova ja uudistava ekologinen tekijä[7,8].

Koska luontaisilla häiriöillä ja niiden tuottamilla elinympäristöillä on suuri merkitys monimuotoisuuden säilymiselle luonnontilaisissa metsissä, on ilmeistä, että luontaisen monimuotoisuuden säilymiseksi metsätalouden olisi pidettävä yllä sellaista häiriödynamiikkaa, jonka luomat elinympäristöt jollakin tavalla muistuttavat luonnontilaisen metsän vastaavia elinympäristöjä[9,5]. Metsäekosysteemin monimuotoisuuden säilymisen näkökulmasta on yhdentekevää, onko häiriön aiheuttaja myrsky tai tuli vai ihminen, kunhan syntyvät elinympäristöt ovat sellaisia, että luontainen lajisto voi säilyä.

Talousmetsissä ei voida kuitenkaan täysin jäljitellä luonnonmetsän rakenteita ja häiriödynamiikkaa, koska metsätalouden aiheuttamat häiriöt eroavat väistämättä luonnon häiriöistä. Merkittävin ero on siinä, että osa puustosta korjataan talousmetsässä aina pois, kun taas luonnonmetsässä kuollut puusto jää osaksi metsän rakennetta. Tavoitteena on kuitenkin hyödyntää metsänkäsittelyssä sitä tietoa, jota on karttunut luonnonmetsistä niin, että sekä metsien luontaisen monimuotoisuuden säilyminen että muiden metsänhoidolle asetettujen tavoitteiden toteutuminen voidaan turvata mahdollisimman hyvin[1] (luku 5.5).

Metsäekosysteemien pitkäkestoiset muutosprosessit ovat avainasemassa pyrittäessä turvaamaan monimuotoisuutta. Metsäluonto ja sen monimuotoisuus ovat jatkuvassa muutoksen tilassa. Ihmisen näkökulmasta katsottuna muutoksen aikajänteet ovat usein pitkiä, jopa satoja vuosia. Monimuotoisuuden turvaaminen vaatiikin erittäin pitkäjänteistä toiminnan suunnittelua ja toteutusta. Tilanne ei poikkea perinteisestä metsänhoidosta, jossa puuntuotos ja taloudellinen tulos ovat riippuvaisia pitkäjänteisestä metsätalouden suunnittelusta ja metsänhoidosta. Samalla tavalla monimuotoisuuden turvaaminen on kiinni siitä, että luontaisten elinympäristöjen tai niiden kaltaisten elinympäristöjen jatkumo säilyy.

Monimuotoisuuden kehittymistä on kuitenkin pitkällä aikavälillä vaikea ennustaa. Metsäekosysteemien osalta toiminnan tuloksellisuuden ennakointi vaatisi, että on ymmärrettävä erilaisten, paikallisesti hyvinkin vaihtelevien ekologisten vuorovaikutussuhteiden laatu ja kyettävä seuraamaan ympäristön jatkuvaa ja nopeaakin muutosta. Koska tällaista ymmärrystä ei useimmiten ole, on tarpeen seurata ihmisen toiminnan vaikutuksia elinympäristöjen ja lajiston monimuotoisuuteen (tietolaatikko 5.3). Tämä on tärkeää, jotta toimintaa voidaan muuttaa, ellei asetettuihin tavoitteisiin päästä valituin keinoin. Tällaista toimintaa kutsutaan mukautuvaksi suunnitteluksi (engl. *adaptive management*). Mukautuvalla suunnittelulla pyritään saavuttamaan toiminnalle asetetut tavoitteet tilanteessa, jossa ei ole mahdollista tehdä tarkkoja ennusteita toiminnan pitkän aikavälin vaikutuksista. Mukautuvaa suunnittelua käsitellään lähemmin luvussa 5.6.

5.2 Metsien aluerakenteen käsitemallit

Monimuotoisuuden turvaamiskeinojen valintaan vaikuttaa suuresti se, miten metsäekosysteemin rakenne hahmotetaan. Jos monimuotoisuuden turvaamisen perustana käytetään liian yksinkertaista metsäekosysteemin käsitteellistä mallia, on vaarana, että turvaudutaan yksinkertaistettuihin ratkaisuihin, jotka eivät turvaa monimuotoisuuden säilymistä kokonaisuutena, kaikissa mittakaavoissa.

Metsäalueen rakennetta on kuvattu pääasiassa kahdella käsitteellisellä mallilla, elinympäristölaikku–käytävä-mallilla (*corridor–patch–matrix*-malli[10]) ja kontinuumimallilla (*landscape continuum* –malli[11]). Elinympäristölaikku–käytävä-mallissa metsäalueen rakenteen ajatellaan koostuvan kolmesta elementistä: elinympäristölaikuista, niitä yhdistävistä käytävistä, ja ympäröivästä alueesta, jonka usein katsotaan olevan elinympäristöksi kelpaamatonta. Elinympäristölaikku–käytävä-mallin taustalla on Yhdysvalloissa 1960-luvulla kehitetty saarimaantieteen teoria (*island biogeography theory*[12]), joka käsittelee eliöpopulaatioiden dynamiikkaa pirstoutuneessa elinympäristössä, ja nyttemmin metapopulaatioteoria[13].

Elinympäristölaikku–käytävä-mallia on sovellettu esimerkiksi talousmetsämaisemaan, jossa talousmetsän sisään on jätetty suojeltuja, lajistoltaan arvokkaita luontokohteita ja perustettu niitä yhdistäviä käytäviä tai askelkiviä[14,15]. Malli korostaa tarkasteluun valittujen elinympäristölaikkujen ja ekologisten yhteyksien muodostaman tilarakenteen merkitystä monimuotoisuuden turvaamiselle. Mallia on arvosteltu liiasta yksinkertaisuudesta, sillä metsäaluetta ei voida useinkaan jakaa selkeästi kyseiseen kolmeen elementtiin. Lisäksi on ilmeistä, että myös suojelualueita ja ekologisia käytäviä ympäröivällä talousmetsällä, joka yleensä kattaa valtaosan metsäalueen pinta-alasta, on tärkeä merkitys koko metsäalueen monimuotoisuuden säilymiselle[1].

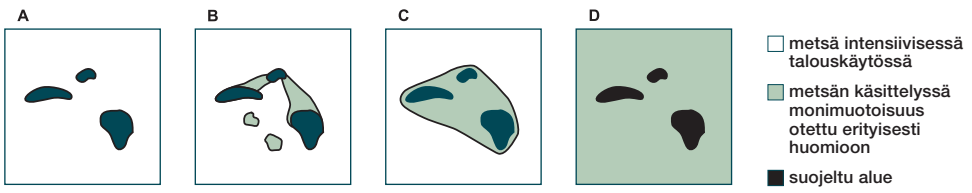
Kontinuumimallissa metsäaluetta tarkastellaan koko alueen metsäpeitteenä, jonka rakenne ja koostumus vaihettuu asteittain ympäristötekijöiden mukaan. Mallissa korostuu siis metsärakenteen dynamiikka ja vähittäinen muuttuminen koko tarkasteltavalla alueella. Malli sopii tilanteisiin, joissa elinympäristölaikkujen välillä ei ole selviä rajoja. Tällainen tilanne on useimmiten luontaisesti kehittyneillä metsäalueilla, joilla elinympäristöt vaihettuvat asteittain. Kontinuumimalli voidaan nähdä vastauksena kritiikkiin, jonka mukaan elinympäristölaikku–käytävä-malli yksinkertaistaa liikaa monimutkaisia metsäalue rakenteita[16]. Kontinuumimallissa voidaan myös paremmin ottaa huomioon metsäekosysteemien luontainen hierarkkinen rakenne sekä se, että monimuotoisuudelle tärkeät elementit, kuten lahopuu ja järeät puut, ovat sirottuneet laajalle metsäalueelle.

Suomessa, kuten muissakin Pohjoismaissa, talousmetsien monimuotoisuutta on aluetasolla pyritty turvaamaan tukeutuen vahvasti elinympäristölaikku–käytävä-malliin[14,15]. Mallin sovelluksissa metsäalue on jaettu kolmeen osaan: 1) pysyvästi suojeltaviin, lajistollisesti arvokkaiksi katsottuihin niin kutsuttuihin avainbiotooppeihin, 2) niitä yhdistäviin käytäviin ja askelkiviin, sekä 3) ympäröivään normaaliin talousmetsään (kuva 5.3 ab).

Malli mukailee metsän luontaista häiriödynamiikkaa sikäli, että hakkuilta säästettävät alueet ja ekologiset käytävät ovat tyypillisesti reheviä ja kosteita, usein pienvesiin liittyviä maastokohteita, jotka myös luontaisesti palavat hyvin harvoin. Tällaiset kohteet, kuten lehdot sekä kosteat kuusivaltaiset metsät ja puronvarsimetsät, uudistuvat yleensä pienaukkodynamiikan kautta. Pienipiirteisen häiriö- ja sukkessiodynamiikan ansiosta näiden elinympäristöjen rakenne pysyy melko vakaana, eikä niissä liene mahdollista harjoittaa kannattavaa metsätaloutta vaarantamatta vaateliainta luontaista lajistoa. Sen sijaan avainbiotooppien ja ekologisten yhteyksien ulkopuolella, yleensä karummilla metsätyypeillä, on katsottu voita-

KUVA 5.3

Metsän aluerakenteen kahden käsitteellisen mallin, elinympäristölaikku–käytävä-mallin ja kontinuumimallin, sovelluksia monimuotoisuuden turvaamisessa. A. Monimuotoisuudelle tärkeät kohteet on suojeltu ja muualla metsäalueella harjoitetaan intensiivistä metsätaloutta. B. Suojelukohteiden kytkeytyneisyyttä on lisätty ekologisilla käytävillä ja askelkivillä, joiden käsittelyssä otetaan erityisesti huomioon monimuotoisuuden turvaaminen. C. Suojeltuja kohteita ympäröivien talousmetsien käsittelyssä pyritään pitämään yllä luontaisia elinympäristöjä. D. Koko suojelualueiden ulkopuolisella metsäalalla pyritään pitämään yllä luontaisia elinympäristöjä monimuotoisuuden turvaamiseksi.



van käyttää voimakkaampia uudistamismenetelmiä, koska näiden metsätyyppien arvioidaan luontaisestikin häiriintyvän usein[17].

Elinympäristölaikku–käytävä-mallin käytön ongelmana on lajistoekologisen tiedon puutteellisuus ja se, että mallia on usein hankala soveltaa vaihteleviin metsäympäristöihin, koska elinympäristöksi soveltuvan ja kelpaamattoman alueen raja ei ole metsässä yhtä selkeä kuin esimerkiksi silloin, kun elinympäristölaikkua ympäröi maatalousmaa – joihin tilanteisiin saarimaantieteen teoriaa onkin paljon sovellettu[18]. Lisäksi elinympäristölaikku–käytävä-mallin sovellukset korostavat rehevien, harvoin palavien avainbiotooppien merkitystä elinympäristönä, kun taas kuivempien kasvupaikkojen eri sukkessiovaiheiden merkitystä ei juuri oteta huomioon. Osa lajistosta on kuitenkin sopeutunut hyödyntämään muun muassa metsäpalojen jälkeisiä paahteisia ja runsaasti lahopuuta sisältäviä metsikkörakenteita ja sukkessioympäristöjä, joita metsätalous on ehkä vähentänyt kaikkein eniten[19,20,21].

Elinympäristölaikku–käytävä-malli on saavuttanut Suomessa huomattavan aseman muun muassa Metsähallituksen alue-ekologisessa suunnittelussa[15]. Tosin mallin keskeisten keinojen, ekologisten käytävien ja askelkivien, toimivuudesta boreaalisissa metsissä ei ole juuri tutkimustietoa[22]. Mallin suosio johtunee osaltaan saarimaantieteen teorian vahvasta vaikutuksesta ekologiseen ajatteluun ja toisaalta yksinkertaisen mallin houkuttelevan helposta sovellettavuudesta. On myös ajateltu, että luomalla käytäviä ja muita eliöstön liikkumista helpottavia maisemarakenteita voidaan alkuperäisen elinympäristön pinta-alaa pienentää. Tälle päätelmälle ei kuitenkaan ole perusteita, vaan pääsääntönä voidaan pitää, että alkuperäisen elinympäristön määrä on tärkein lajiston säilymiseen vaikuttava seikka. Elinympäristön yhtenäisyys tai kytkeytyneisyys (jakautuminen tilaan) on merkitykseltään toisarvoinen elinympäristön määrään nähden, joskin myös se vaikuttanee useimmiten lajiston menestymiseen[18,23].

Kontinuumimallin avulla on mahdollista ottaa paremmin huomioon metsäalueen luontainen, eri mittakaavoissa esiintyvä hierarkkisen rakenteen vaihtelu kuin elinympäristölaikku–käytävä-mallilla. Kontinuumimalli onkin luonnollinen lähtökohta sekä tarkasteltaessa suojelualueiden metsärakenteiden ennallistamista että pyrittäessä talousmetsien käsittelyssä mukailemaan metsän luontaista häiriö- ja sukkessiodynamiikkaa.

Kontinuumimallin mukaisessa metsien käsittelyssä pyritään pitämään yllä luontaisten elinympäristöjen kirjoa ja maiseman kytkeytyneisyyttä joko osalla tai koko metsäalueella dynaamisesti muuttuvana mosaiikkina. Tämä tapahtuu vaihtelemalla hakkuiden ja metsänhoitotoimien voimakkuutta, toistuvuutta ja sijoittumista sekä ajan että paikan mukaan

niin, että mallina käytetään metsän luontaista häiriödynamiikkaa (kuva 5.3 cd). Suomessa kontinuumimallia ei ole juuri sovellettu talousmetsien luonnonhoitoon. Lähestymistapa onkin elinympäristölaikku–käytävä-mallia haasteellisempi. Kontinuumikäsitemallin sovelluksia käsitellään tarkemmin luvussa 5.5, jossa tarkastellaan luonnonmetsiä koskevan tiedon hyväksikäyttöä monimuotoisuuden turvaamisessa.

5.3 Suojelualueverkko

Monimuotoisuuden turvaamiseen on perinteisesti pyritty pääasiassa perustamalla suojelualueita. Suojeltavien alueiden valintaan on myös kehitetty menetelmiä, joiden avulla valinta voidaan tehdä niin, että suojelualueet edustavat mahdollisimman hyvin alueellista monimuotoisuutta. Näiden menetelmien soveltamista vaikeuttaa kuitenkin se, ettei monimuotoisuuden alueellista jakautumista tunneta riittävästi. Menetelmät eivät liioin ota huomioon esimerkiksi ilmastonmuutoksen aiheuttamaa ekosysteemien muuttumista. Monimuotoisuuden turvaamiseen tarvittavien, riittävän suurten suojelualueiden perustaminen ja niiden ennallistaminen käy sitä paitsi usein niin hitaasti, ettei uhanalaisen lajiston elinoloja saada kohennetuksi tarpeeksi nopeasti.

Suojelualueet eivät riitä yksin turvaamaan monimuotoisuutta, koska kaikki elinympäristöt eivät tule niillä käytännössä koskaan kattavasti edustetuksi. Suojelualueita onkin tarpeen täydentää talousmetsien luonnonhoidolla. Sillä ei voida kuitenkaan korvata suojelualueverkon puutteita, koska lajiston vaateliain osa tarvitsee tiukasti suojeltuja luonnontilaisia alueita. Kokonaisvaltaisessa lähestymistavassa pyritäänkin turvaamaan monimuotoisuutta suojelualueiden ja talousmetsien luonnonhoidon muodostamien alueellisten kokonaisuuksien avulla[1].

Suojelualueverkon suunnittelun periaatteet

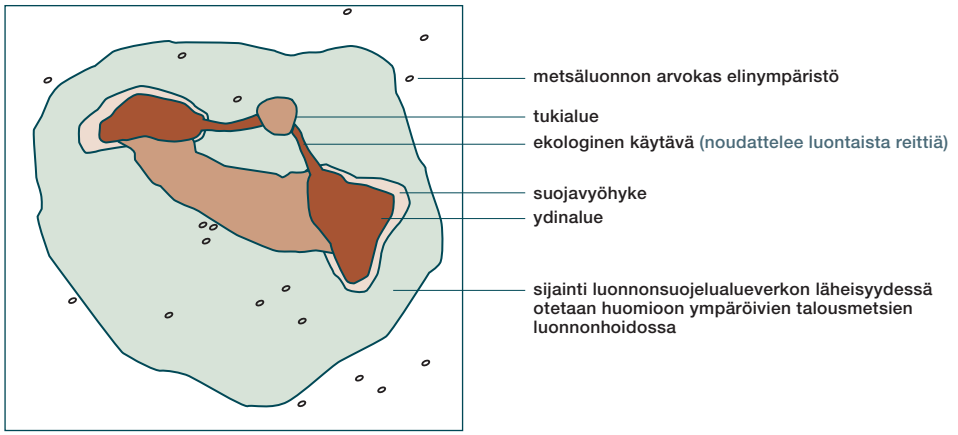
Suojelualueverkon kokonaisuuden voidaan katsoa koostuvan ydinalueista ja niitä ympäröivistä alueista, jotka voivat olla talouskäytössä mutta joilla pyritään erityisesti turvaamaan monimuotoisuutta. Ydinalueet ovat suojelualueverkon tärkein osa. Näiden alueiden tulee yleensä olla tiukasti suojeltuja, ja niillä sallitaan vain ennallistaminen tai elinympäristöjen hoito. Ilman riittävän laajoja ydinalueita verkon muiden osien merkitys metsäluonnon monimuotoisuuden suojelulle jää vähäiseksi. Ydinalueen tulee olla mahdollisimman suuri ja yhtenäinen, koska tällaisilla alueilla vaateliaat lajit säilyvät todennäköisimmin elinvoimaisina kantoina. Esimerkiksi vaateliaiden metsälintujen lajimäärä on suurempi ja kannat tiheämpiä laajoilla kuin pienillä suojelualueilla[24]. Metsien luontainen häiriödynamiikka voi myös parhaiten toimia vain riittävän laajoilla yhtenäisillä suojelluilla metsäalueilla.

Ydinalueiden merkitystä monimuotoisuuden suojelulle voidaan tehostaa perustamalla niiden ympärille erityisiä suojavyöhykkeitä ja tukialueita sekä täydentämällä suojelua alueen talousmetsien luonnonhoidolla (kuva 5.4). Suojelualueverkon ja sitä tukevan talousmetsien luonnonhoidon tulisi muodostaa yhtenäinen alueellinen kokonaisuus. Tavoitteena on auttaa lajeja leviämään ja vähentää elinympäristöjen pirstoutumisen haitallisia vaikutuksia eliökantoihin. Suhteellisen yhtenäisillä ja riittävän laajoilla aluekokonaisuuksilla on myös helpompi pitää yllä luontaisen kaltaista metsän eri sukkessiovaiheiden muodostamaa elinympäristömosaiikkia.

Lajiston suojelun kannalta on perusteltua keskittää suojelu tärkeimpien nykyisten ydinalueiden ympäristöön, sillä näillä alueilla on säilynyt parhaiten vaateliasta ja taantunutta metsälajistoa. Lajiston leviäminen uusille alueille on todennäköisempää olemassa olevien esiintymien lähiympäristössä kuin kymmenien

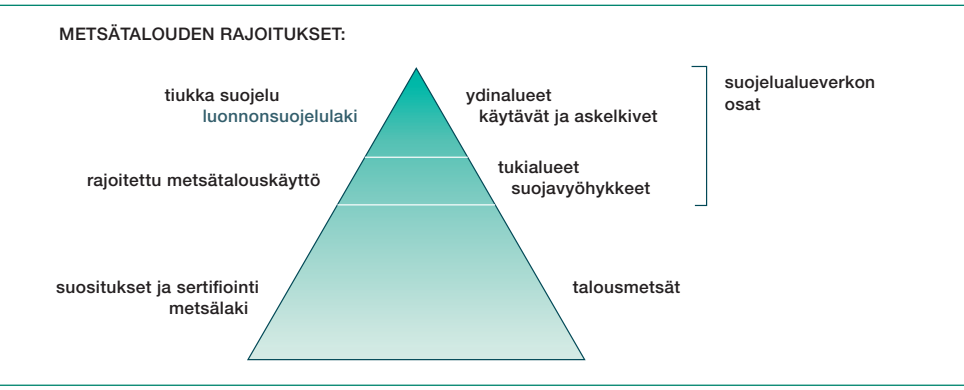
KUVA 5.4

Yksinkertaistettu esimerkki suojelualueverkon alueellisen kehittämisen mahdollisuuksista. Tavoitteena on rakentaa nykyisten suojelualueiden ympärille mahdollisimman yhtenäinen ydinalueiden, suojavyöhykkeiden, tukialueiden ja ekologisten yhteyksien muodostama suojelualueverkko, jota ympäröivien talousmetsien luonnonhoito täydentää.



KUVA 5.5

Kaavakuva monimuotoisuuden turvaamisesta suojelualueiden ja talousmetsien luonnonhoidon muodostaman kokonaisuuden avulla. Suojelualueet kattavat pienen osan metsistä, mutta ne ovat elintärkeitä vaateliaimmalle lajistolle. Suojelualueita ympäröivien suojavyöhykkeiden, tukialueiden ja talousmetsien eriasteisella luonnonhoidolla (vihertävän sävyn määrä) voidaan kohentaa metsälajiston valtaosan elinoloja ja lisätä suojelualueiden tehoa monimuotoisuuden turvaamisessa.



tai satojen kilometrien päässä lähimmästä nykyesiintymästä. Kangasmetsälajistolle tärkeitä ydinalueita ovat laajimmat vanhoja metsiä sisältävät suojelualueet; lehtolajiston suojelua on puolestaan syytä tehostaa lehtokeskusten seuduilla. Lajien kannanvaihteluun perustuvat mallit osoittavat myös selvästi, että suojelua on tehokkainta suunnata lajistoltaan parhaiden metsien ympäristöön (tietolaatikko 5.1).

Suojelualueverkon osia voidaan havainnollistaa myös kolmiolla (kuva 5.5), jossa metsälajiston suojelun perustan (kolmion kannan) muodostavat talousmetsät ja niissä toteutettava metsäluonnon hoito. Vaateliaan lajiston turvaamisen kannalta tärkeimpiä alueita ovat kuitenkin kolmion huipun tiukasti suojellut ydinalueet. Niiden pinta-ala on koko metsäaluetta tarkasteltaessa yleensä pieni verrattuna

talousmetsien pinta-alaan, mutta keskittämällä suojelua arvokkaimmille alueille, saavutetaan suojelusta suurin hyöty (tietolaatikko 5.1). Tiukasti suojeltujen metsien ja varsinaisten talousmetsien välille sijoittuvat tukialueiden ja suojavyöhykkeiden metsät, jotka voivat olla metsätalouskäytössä, mutta joissa monimuotoisuuden turvaamisaste on suurempi kuin varsinaisissa talousmetsissä.

Kun ryhdytään kehittämään metsien suojelualueverkkoa, ollaan usein aluksi tilanteessa, jossa ihminen on muokannut voimakkaasti valtaosaa metsistä ja vain pieniä eristyneitä sirpaleita luonnontilaisen kaltaista metsää on suojeltu. Silloin on tarpeen lisätä suojellun alueen määrää ja parantaa pirstoutuneiden suojelualueiden kytkeytyneisyyttä perustamalla täydentäviä suojelualueita, ekologisia yhteyksiä, tukialueita ja suojavyöhykkeitä sekä kohentamalla talousmetsien luonnonhoitoa. Pitkällä aikavälillä tavoitteena on luoda riittävän laajoja ja yhtenäisiä elinympäristökokonaisuuksia muun muassa ennallistamisen avulla (luku 5.6), sillä vain näin voidaan tehokkaasti turvata metsän luontaisten populaatio- ja ekosysteemiprosessien jatkuvuus.

Pinta-alaltaan pienillä suojelualueilla on oma merkityksensä monimuotoisuuden suojelulle. Ne voivat toimia suojelualueverkkoa täydentävinä osina ja edistää ydinalueiden kytkeytyneisyyttä. Jotkin elinympäristötyypit kattavat luontaisestikin vain pieniä alueita. Esimerkiksi lehtoja esiintyy suurimmassa osassa Suomea vain pieninä, keskimäärin alle kymmenen hehtaarin laikkuina. Siksi myös lehdoissa elävien lajien on täytynyt sopeutua elinympäristöjen luontaiseen pienialaisuuteen ja sirpaleiseen esiintymiseen metsämaisemassa.

Talousmetsien suojellut metsät ovat pääosin pienialaisia luontokohteita, kun taas suojelualueverkko sisältää laajempia aluekokonaisuuksia. Molemmilla mittakaavatasoilla pätee kuitenkin periaate, että suojelualueita ympäröivien metsien käsittely vaikuttaa oleellisesti paitsi itse suojelualueiden, myös koko aluekokonaisuuden mahdollisuuksiin turvata monimuotoisuuden säilyminen. On ilmeistä, että monimuotoisuuden turvaamisen tasoa voidaan parhaiten nostaa parantamalla elinympäristöjen laatua yhtäaikaa sekä suojelualueita ennallistamalla että soveltamalla yleisiä ennallistamisen periaatteita suojelualueiden ympäristössä sijaitsevien talousmetsien luonnonhoitoon[1].

Maiseman pirstoutuminen, kytkeytyneisyys ja ekologiset yhteydet

Pirstoutumisella tarkoitetaan aiemmin yhtenäisen elinympäristön jakautumista pienempiin osiin. Yleensä elinympäristön pirstoutuminen ja sen määrän väheneminen tapahtuvat yhtäaikaisesti (tietolaatikko 4.2).

Lukuun ottamatta vesistöjen ja soiden aiheuttamaa luontaista pirstoutuneisuutta, luonnontilainen metsämaisema on usein varsin yhtenäinen kokonaisuus, jota vain metsäpalot ja muut luontaiset häiriöt silloin tällöin pirstovat. Huomattavasti laajempaa pirstoutumista aiheuttaa nykyaikainen metsätalous yhdessä asutuksen leviämisen kanssa. Pirstoutuminen lisää myös reunavaikutuksen piirissä olevan alueen määrää ja samalla heikentää maiseman kytkeytyneisyyttä. Reunavaikutuksella tarkoitetaan esimerkiksi tuulen ja säteilyn lisääntymistä hakkuualueen reunametsässä, mikä supistaa sulkeutuneen metsän pienilmastoa vaativien lajien elinpiiriä.

Suojelualueverkon suunnittelussa on otettava huomioon, että maiseman kytkeytyneisyys vaikuttaa populaatioiden elinvoimaisuuteen. Monilla eliölajeilla, esimerkiksi lahopuulla elävillä lajeilla, on ilmeisen huono leviämiskyky, koska ne ovat kehittyneet oloissa, joissa niiden tarvitsemia elinympäristöjä on ollut jatkuvasti tarjolla[26,27,28].

Lajien liikkumista edistävien ekologisten yhteyksien säilyttäminen ja luominen onkin nähty tärkeänä keinona säilyttää alueella luontaisesti esiintyvien lajien kannat elinkykyisinä. Nykyiset populaatioekologiset teoriat (esim. metapopulaatioteoria, luku 3) korostavat yksilöiden siirtymisten merkitystä, sillä ilman sitä pienet eristyneet populaatiot kuolevat ennemmin tai myöhemmin sukupuuttoon. Jos levittäytyminen (dispersaali) on estynyt tai hankaloitunut, voidaan puhua ekologisessa mielessä maiseman pirstoutumisesta.

TIETOLAATIKKO 5.1

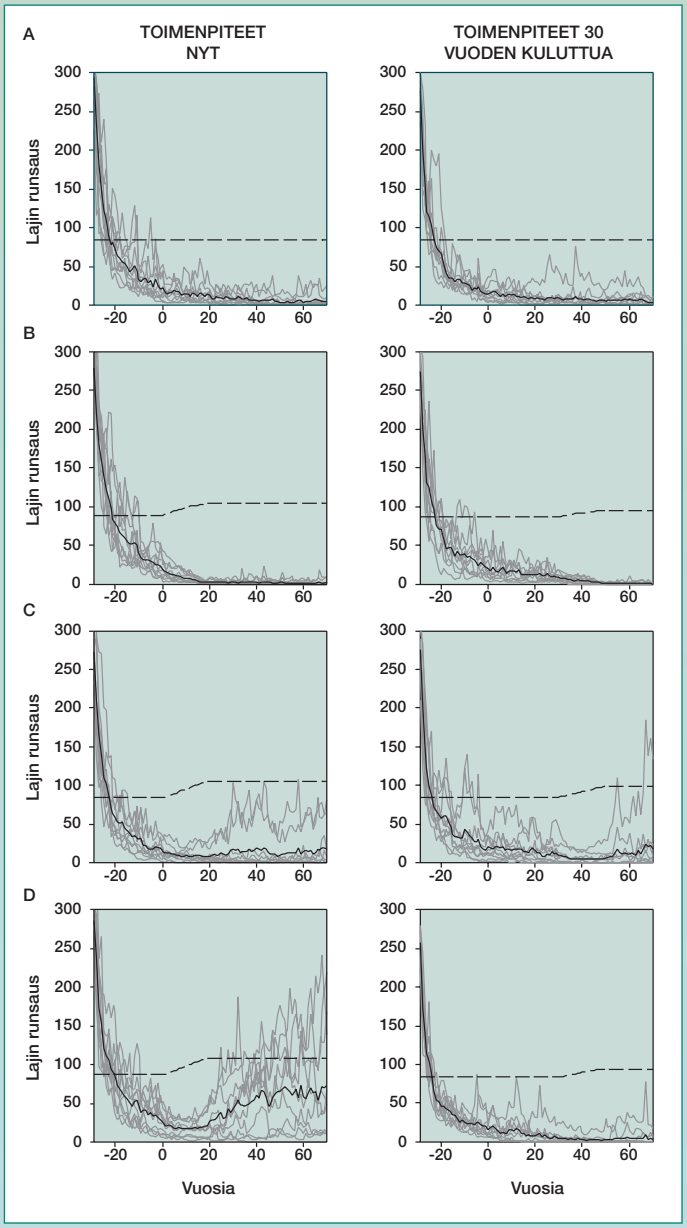
Suojelun suuntaaminen

Lajien kannanvaihteluun perustuvat mallit osoittavat, että suojelu on yleensä parempi keskittää tietyille alueille, kuin levittää tasaisesti kaikkialle. Suojelun keskittäminen luo edellytykset vaateliaan metsälajiston esiintymiselle, mitä ei todennäköisesti tapahdu, jos sama suojelualueiden määrä hajotetaan tasaisesti laajalle alueelle. Mallit osoittavat, että erityisen myönteinen tulos saavutetaan, jos suojelu suunnataan alueille, jotka sijaitsevat lähellä tällä hetkellä monimuotoisuudeltaan parhaita metsiä.

Oheisessa kuvassa on verrattu, matemaattisen mallin avulla, kolmen vaihtoehtoisen suojelupolitiikan (B, C ja D) vaikutuksia esimerkinomaisen uhanalaisen metsälajin (esim. runsaasti järeää lahopuuta vaativan lajin) menestymiseen[25]. Esimerkeissä tarkastellaan erityisesti metsien ennallistamisen todennäköisiä vaikutuksia, mutta laadullisesti samanlaisia tuloksia voidaan odottaa muidenkin suojelutoimien osalta.

Mallissa on tarkasteltu lajin esiintymistä metsäalueella, joka koostuu 1 024:stä metsiköstä, joiden laatu voi olla erilainen. Metsiköiden keskimääräistä laatua tarkasteltavan lajin kannalta on kuvattu katkoviivalla.

Lähtökohtana on nykyinen Etelä-Suomen tilanne, missä tarkasteltavan lajin kannalta esiintyy vaihtelua metsien laadussa, mutta missä metsien keskimääräinen laatu (esim. lahopuun määrä ja laatu) on niin heikko, että lajin kanta on hiipumassa kohti



alueellista sukupuuttoa (A). Metsien laatu (kuvan pisteviiva) on vakaa koko tarkastelujakson ajan, mutta lajin kanta pienenee aiemmin tapahtuneen metsien laadun heikkenemisen seurauksena. Tämä on esimerkki sukupuuttovelasta.

Vaihtoehdossa B metsien laatua tarkasteltavan lajin kannalta parannetaan kauttaaltaan uusien metsänkäsittelyohjeiden mukaisesti 20 vuoden ajan, aloittaen joko välittömästi (ajankohta 0) tai 30 vuoden kuluttua. Parannus metsien laadussa (esim. sopivan lahopuun määrässä) on kuitenkin kaikkialla vähäinen. Samalla oletetaan, että intensiivinen metsätalous poistaa jäljelle jääneitä lajin kannalta soveliaimpia talousmetsiä, esimerkiksi vanhimpia ja luonnontilaisimpia kuusikoita. Lopputulos on huono: lajin uhanalaisuus lisääntyy ja sukupuuttoriski kasvaa, vaikka metsien keskimääräinen laatu paranee (pisteviiva; vrt. kuva A).

Vaihtoehdossa C metsien keskimääräistä laatua parannetaan yhtä vähän kuin vaihtoehdossa B, mutta nyt siten, että 10 % metsistä ennallistetaan nuoriksi luonnontilaisen kaltaisiksi metsiksi, joissa suuri osa puustosta jätetään lahoamaan. Tällöin 90 % metsistä jää entisen kaltaisiksi talousmetsiksi. Tulos on parempi kuin vaihtoehdossa B: uhkaava sukupuutto kääntyy usein kannan kasvuksi ja sukupuuttovelka on muuttunut lajisaatavaksi.

Myös vaihtoehdossa D metsien keskimääräistä laatua parannetaan saman verran kuin edellisissä vaihtoehdoissa (ja siten kokonaiskustannus on suunnilleen sama), mutta nyt ennallistamistoimet suunnataan sellaisiin metsiin, jotka sijaitsevat lähellä tällä hetkellä lajille parhaita metsiä. Tulos on vielä parempi kuin vaihtoehdossa C. Tämä selittyy sillä, että nyt laji kykenee nopeasti leviämään läheisiin ennallistettuihin metsiin, ja siten ennallistamisesta saadaan täysi hyöty nopeasti.

Kustakin vaihtoehdosta on esitetty kaksi versiota riippuen siitä, miten nopeasti toimenpiteisiin ryhdytään: joko välittömästi (ajankohta 0) tai 30 vuoden kuluttua. Mitä myöhemmäksi toimenpiteitä siirretään, sitä suurempi osa lajeista on ehtinyt käydä Etelä-Suomessa niin harvinaisiksi (tai jopa kuolla sukupuuttoon), että ne runsastuvat vain hyvin hitaasti metsien tilan parannuttuakin tai jäävät kokonaan runsastumatta. Hyvin harvinaisiksi käyneet lajit eivät onnistu leviämään ennallistettuihin tai muuten ekologiselta laadultaan parantuneisiin metsiin.

Ilkka Hanski

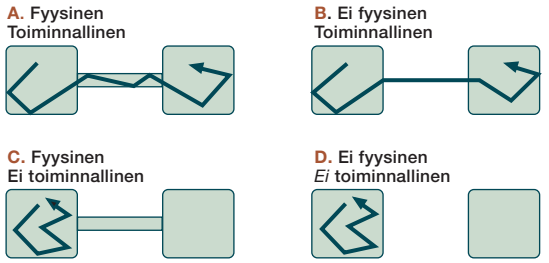
Maiseman pirstoutuneisuuden aste riippuu sekä metsäalueen rakenteesta että tarkasteltavan lajin ominaisuuksista[29,30]. Koska lajit poikkeavat toisistaan levittäytymiskyvyltään, metsäalue näyttää eri lajien näkökulmasta erilaiselta: joillekin lajeille yhtenäisen elinympäristön katkeaminen pirstoo maiseman, toisen lajin levittäytymiskyky taas korvaa pirstoutumisen ja kytkee etäisetkin elinympäristölaikut toisiinsa. Maisema voi siis olla fyysisesti yhtenäinen, mutta yhden lajin näkökulmasta pirstoutunut tai fyysisesti pirstoutunut, mutta toisen lajin näkökulmasta yhtenäinen (kuva 5.6). Tästä seuraa, ettei ole olemassa yhtä yleistä kriittistä raja-arvoa, jossa maisema muuttuu yhtenäisestä pirstoutuneeksi, vaan useita raja-arvoja, joihin vaikuttavat muun muassa lajien liikkumiskyky ja niiden elinympäristövaatimukset – eli mikä osa maisemasta on niille soveltuvaa elinympäristöä[31].

Suurin osa maisemien pirstoutuneisuutta koskevasta kokeellisesta tutkimuksesta on tehty alueilla, joilla ihminen on pysyvästi muuttanut maiseman rakennetta esimerkiksi raivaamalla metsiä pelloiksi tai rakentamalla taajamia. Myös teoreettinen tutkimus käsittelee maisemia usein jyrkästi kaksijakoisina, mustavalkoisina alueina, missä lajille sopivat ja sopimattomat elinympäristöt erottuvat jyrkästi toisistaan (elinympäristölaikku–käytävämalli, luku 5.2).

Boreaalisessa metsämaisemassa tällainen kaksijakoisuus on useimmiten keinotekoista. Ensinnäkin ihmisen aiheuttama maiseman muutos ei ole merkinnyt metsäpinta-alan pysyvää ja merkittävää pienenemistä, vaan talousmetsämaisemakin on enimmäkseen eri-ikäisten metsäkuvioiden luonnehtimaa metsämaata. Luonnontilaisesta maisemasta se eroaa pikemminkin metsän eri kehitysvai-

KUVA 5.6

Metsämaiseman pirstoutuneisuus tai kytkeytyneisyys riippuu sekä maiseman rakenteesta että tarkasteltavan lajin yksilöiden ominaisuuksista. Maisema voi olla fyysisesti kytkeytynyt (kuvat A ja C) mutta eliö ei välttämättä havaitse sitä kytkeytyneenä (kuva C). Maisema voi olla myös fyysisesti pirstoutunut (kuvat B ja D), mutta eliön kannalta kytkeytynyt, jos sillä on kyky liikkua elinympäristölaikkujen välillä (kuva B)[32].



heiden osuuksien, vaihettumisvyöhykkeiden jyrkkyyden ja metsien rakenteellisten ominaisuuksien suhteen. Toiseksi, boreaalinen havumetsä on aina ollut häiriöiden muokkaamaa eri sukkessiovaiheiden mosaiikkia (luku 2), jossa ihmisen vaikutus näkyy selvimmin siinä, että häiriöiden toistuvuus, laajuus ja voimakkuus ovat muuttuneet (luku 5.5).

Metsän uudistuminen ja kasvu pitävät metsämaiseman jatkuvassa muutostilassa, mikä vaikuttaa maiseman pirstoutuneisuuteen. Muutokset voivat joidenkin eliöiden kannalta olla hyvinkin nopeita. Vaikka avoimet alueet ja taimikot hidastavat esimerkiksi liito-oravan levittäytymistä alueelta toiselle, laji pystyy käyttämään jo erilaisia nuoria kasvatusmetsiä sujuvasti liikkumiseen[33,34].

Pirstoutumisen kielteisiä vaikutuksia voidaan pyrkiä vähentämään suunnittelemalla ekologisia käytäviä ja muita eliöiden liikkumista helpottavia maisemarakenteita yhdistämään suojelualueita tosiinsa. Ekologiset käytävät suunnitellaan ensisijaisesti käyttäen hyväksi vesistöreittejä, kosteikkoja ja niihin liittyviä muita arvokkaita elinympäristöjä. Käytävillä pyritään luomaan yhteys paitsi suojelualueiden myös talousmetsissä olevien arvokkaiden luontokohteiden keskittymien välille. Käytävien sijoittelu, määrä ja leveys sekä käytävämetsien käsittely on ratkaistava aina paikallisten olojen mukaan. Askelkivillä tarkoitetaan kahden suojelualueen välillä olevia suotuisia elinympäristölaikkuja, joiden tarkoituksena on helpottaa eliöiden leviämistä alueelta toiselle. Askelkivinä voivat toimia yksittäiset luontokohteet, kuten vanhat luonnonmetsälaikut, voivat joko täydentää ekologiaisa käytäviä tai korvata niitä.

Käytävien merkityksen on ajateltu koostuvan useasta tekijästä[35]. Ensinnäkin on esitetty, että edistämällä yksilöiden leviämistä käytävät vähentävät elinympäristölaikuissa asuvien eliökantojen sukupuuttoriskiä ja sisäsiittoisuutta. Toiseksi, käytävät voivat toimia elinympäristöinä joillekin lajeille, jolloin kyseisille lajeille soveltuvan elinympäristön pinta-ala lisääntyy, mikä vaikuttaa myönteisesti niiden kantoihin. Useilla lajeilla leviäminen on niin hidasta, että se onnistuu vain, kun käytävä toimii myös elinympäristönä. Kolmas merkitys on käytävien toimiminen suojavyöhykkeenä, joka torjuu maisemamuutosten aiheuttamia lajistolle haitallisia reunavaikutuksia (esim. ympäröivien metsien hakkuista syntyvää tuulen ja säteilyn lisääntymistä) käytävän sisällä olevaan monimuotoisuuden kannalta tärkeää elinympäristöön, esimerkiksi kosteikkoon.

Käytäviin kohdistunut ekologinen tutkimus on osoittanut, että käytävillä voi olla merkitystä liikkumisteinä tai elinalueina joillekin lajeille[22,36], mutta toistaiseksi on epävarmaa, voidaanko käytävien suunnittelulla vähentää lajien tai kantojen sukupuuttoriskiä tai geneettisen rakenteen yksipuolistumista[37]. Käytävien suojavyöhykevaikutus, esimerkiksi vesistöjen ympärillä, on kuitenkin

ilmeisen tärkeä riippumatta käytävien muista merkityksistä.

Lajien kyky käyttää käytäviä hyväkseen joko siirtymiseen laikulta toiselle, lisääntymiselinympäristöinä tai ravinnon hankinnassa vaihtelee suuresti. Elinympäristövaatimuksiltaan kaikkein väljimmät yleislajit tuskin tarvitsevat käytäviä. Tiukimmin vanhoihin luonnonmetsiin tai muihin erityisiin elinympäristöihin erikoistuneet lajit puolestaan vaativat ympäristöiltään tiettyjä erityispiirteitä, esimerkiksi kosteaa pienilmastoa, eivätkä ole välttämättä sopeutuneet reuna-alueiden läheisyyteen, minkä lisäksi niiden levittäytymiskyky voi olla heikko. Tällaiset lajit tuskin pystyvät hyötymään käytävistä.

Näiden ääripäiden välillä saattaa olla lajeja, joiden levittäytymistä käytävät olennaisesti helpottavat ja joiden elinalueina käytävät voivat toimia, mutta toistaiseksi ei tiedetä, mitä nämä lajit ovat ja kuinka paljon niitä on. Ekologisilla käytävillä nykymuodossaan ei todennäköisesti ole merkitystä leviämisreitteinä tai elinalueina esimerkiksi sellaisille luonnonmetsien lajeille, jotka ovat kaikkein eniten suojelun tarpeessa[32].

Käytävien suunnittelu kaikkein vaateliaimmille metsälajeille lienee mahdotonta, joten niiden suojelu on toteutettava riittävän laajojen tiukasti suojeltujen alueiden avulla. Käytävien luominen ja säästäminen metsäsuunnittelussa ei siis voi korvata yhtenäisten alueiden suojelua. Alueellisessa metsäsuunnittelussa olisikin syytä korostaa käytävien ja askelkivien rinnalla niitä laajempia kokonaisuuksia, jotka koostuvat maiseman konkreettisista fyysisistä yhteyksistä.

Tehokkain keino säilyttää uhanalaisia lajeja on pyrkiä lisäämään lajien tarvitsemien elinympäristöjen määrää. Käytävämetsät ja niiden sisältämät metsärakenteet voivat palvella tätä päämäärää, jos niiden luominen ja sijoittelu ei johda elinympäristöjen vähenemiseen jossakin muualla[22,36]. Käytäväelinympäristöjen ekologisesta merkityksestä varsinkin lajien leviämiselle ei kuitenkaan tiedetä vielä riittävästi, ja käytäväverkkojen luomista onkin pidettävä eräänlaisena ekologisena kokeena, jonka tuloksia tulee seurata ja arvioida[37,22].

Tukialueet ja suojavyöhykkeet

Suojeltuja alueita voidaan täydentää ydinalueiden ympärille tai lähistölle suunniteltavilla tukialueilla. Näillä alueilla lisätään ja pidetään yllä vaateliaille metsälajeille soveliaita elinympäristöjä ilman, että metsien muista käyttötavoitteista tarvitsee kokonaan luopua. Ydinalueita tukevat metsät voivat siis olla talouskäytössä, mutta metsäluonnon monimuotoisuuden turvaaminen otetaan kaikessa toiminnassa erityisesti huomioon. Tukialueella voidaan luoda elinympäristöjä (esim. metsäpalon jälkeisiä sukkessiovaiheita), joita usein pienialaisilla suojelualueilla ei ole eikä ole tarkoituksenmukaista luoda.

Metsätalouskäytön ja monimuotoisuuden suojelun lisäksi näillä metsillä voi olla muita merkittäviä käyttötavoitteita, kuten virkistys, riistanhoito tai maisemansuojelu. Eri tavoitteiden yhteensovittamisesta ja painottamisesta pitää sopia joustavasti aluekohtaisesti. Hyvin toteutettujen tukialueiden avulla voidaan lisätä useimmille vaateliaille metsälajeille sopivien elinympäristöjen määrää ja samalla vähentää uusien tiukasti suojeltujen alueiden tarvetta.

Tukialueiden metsissä on monesti tarpeen tehdä monimuotoisuutta edistäviä ennallistamis- tai hoitotoimia. Lahopuusta riippuvaisen lajiston suojelua voidaan edistää vaurioittamalla elävää puustoa, jolloin lahopuun määrää lisääntyy nopeasti. Osa puustosta voidaan samalla hyödyntää taloudellisesti esimerkiksi poiminta- tai pienaukkohakkuiden avulla. Tukialueille sopivat hyvin myös kulotukset, joissa osa puustosta poistetaan ja osa jätetään kulotusalalle. Haavan uudistuminen on nykyisin heikkoa useimmilla Etelä-Suomen vanhojen metsien suojelualueilla. Haavan ja muiden lehtipuiden uudistumista voitaisiinkin parhaiten edistää lähiympäristön tukialueilla. Lehtojensuojelualueita on puolestaan mielekästä täydentää lehtipuuvaltaisina hoidettavilla metsillä.

Tukialueita ei ole aina tarpeen suunnitella yhtä pysyviksi kuin ydinalueita. Osa näistä metsistä voidaan jopa myöhemmin palauttaa intensiivisempään talouskäyttöön, etenkin jos niiden arvo monimuotoisuuden suojelun

kannalta on vähentynyt aikaa myöten. Tukialueiden sijainti ja koko voi myös pitkällä aikavälillä vaihdella.

Suojelualueiden reunat ovat yleensä hyvin jyrkkiä: suojeltu metsäalue voi pahimmillaan olla kokonaan uudistushakkuiden ja taimikoiden ympäröimä. Tehokkaan metsänkäsittelyn ulottaminen aivan luonnonsuojelualueen rajalle asti aiheuttaa sen, että niin sanottu reunavaikutus ulottuu hyvän matkaa suojelualueen metsiin. Pienimmät suojelualueet voivat olla jopa kokonaan reunavaikutuksen piirissä, mikä heikentää sulkeutuneen metsän oloihin sopeutuneiden lajien mahdollisuuksia selvitä niissä (kuva 5.7).

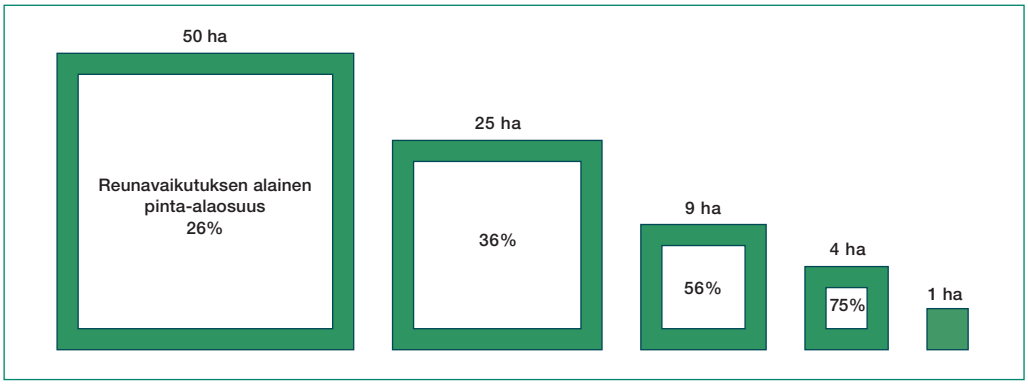
Reunavaikutukset voidaan luokitella kolmeen pääryhmään: 1) abioottiset vaikutukset eli lähinnä pienilmaston muuttuminen reunan läheisyydessä, 2) suorat biologiset vaikutukset eli lajiston muutos suoraan ympäristön muutoksen vaikutuksesta, ja 3) välilliset biologiset vaikutukset, kuten muutokset lajien vuorovaikutussuhteissa ja leviämisbiologiassa[38]. Suurin osa niistä lajistomuutoksista, joita tapahtuu sulkeutuneen vanhan metsän ja hakkuuaukon välisellä reunavyöhykkeellä, johtuu joko suoraan tai välillisesti pienilmaston kuivumisesta sekä tuulisuuden ja valon määrän lisääntymisestä.

Uudistushakkuiden haitallisia reunavaikutuksia pienten suojelualueytimien laitamilla voidaan torjua jättämällä niiden ympärille suojavyöhykemetsiä. Näissä metsissä rajoitettu metsätalouskäyttö voisi olla mahdollista siten, että metsätalous on intensiivisempää suojavyöhykkeen ulko- kuin sisäreunalla. Parhaimmillaan suojavyöhykkeet muodostavat vähitellen muuttuvan vaihettumisvyöhykkeen ydinalueen ja sitä ympäröivien metsien välille, eikä jyrkkiä rajalinjoja synny. Käytännössä ei ole lyhyellä aikavälillä mahdollista muodostaa toimivia suojavyöhykkeitä monenkaan nykyisen suojelualueen ympäristöön. Metsätaloussuunnittelun ja ennallistamisen avulla voidaan suojavyöhykkeiden metsien rakennetta kuitenkin vähitellen muuttaa haluttuun suuntaan.

Yleistä suositusta Suomen oloissa riittävästä suojavyöhykkeen leveydestä ei voi antaa, sillä leveystarve riippuu paitsi suojelualuetta ympäröivien metsien rakenteesta ja käsittelystä, myös muun muassa metsätyypistä, ilmansuunnasta ja reunan muodosta. Puusto-, kasvillisuus- ja pienilmastotutkimusten perusteella vaikuttaa siltä, että laajan aukkohakkuun reunavaikutus varttuneeseen kuusivaltaisen kangasmetsään voi ulottua jopa 50–100 m etäisyydelle aukon reunasta[39]. Tuoreiden ja lehtomaisten kangasmetsien ja korpien reunojen suojavyöhykkeen tulisi siis mieluiten olla vähintään 100 metriä. Vastaavan levyisiä suojavyöhykkeitä on ehdotettu myös pohjoisamerikkalaisissa tutkimuksissa[40]. Kuivien mäntykankaiden ympärillä ei näin leveille suojavyöhykkeille ole luonnollisesti tarvetta.

KUVA 5.7

Reunavaikutuksen piirissä olevan pinta-alan osuus erikokoisilla suojelualueilla olettaen, että aluetta ympäröivät taimikot ja avohakkuualat ja että reunavaikutus ulottuu 50 m reunasta metsän sisään.



Pysyvien aukeiden alueiden (vesistöjen, avosoiden ja peltojen) reunametsät ovat puolestaan lajistoltaan ja rakenteeltaan sopeutuneet jatkuvaan ”reunavaikutukseen” ja voivat luonnontilaisina olla metsäluonnon monimuotoisuuden kannalta erityisen arvokkaita kohteita. On esimerkiksi havaittu, että eteläsuomalaiset liito-oravat suosivat varttuneiden metsien ja peltojen reunoja, mutta eivät niinkään sellaisia metsien ja avohakkuiden reunoja, joissa on niukasti lehtipuuta[41].

5.4
Ekologinen ennallistaminen ja elinympäristöjen hoito

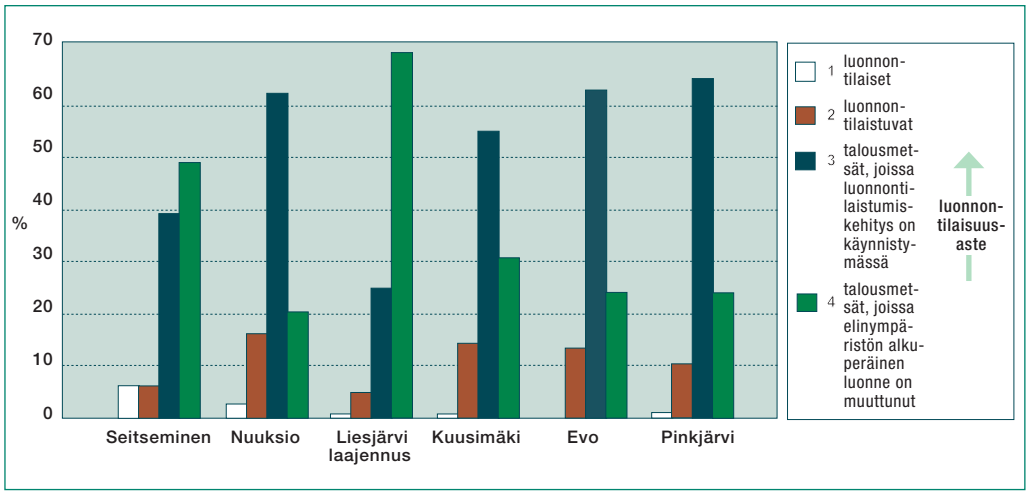
■ Vuosisatoja jatkunut metsien intensiivinen käyttö on monella alueella Suomessa vaikuttanut hyvin voimakkaasti metsäluontoon[42] (luku 4) – sekä talousmetsiin että myös valtaosaan nykyisistä suojelualueista, jotka eivät sen vuoksi ole luonnontilaisen metsän veroisia elinympäristöjä luontaiselle metsälajistolle (kuva 5.8). Metsien luonnontilaisen kaltaiset rakenteet voivat palautua ajan myötä. Palautumista voidaan edistää ja nopeuttaa ennallistamisella, joka on tärkeimpiä monimuotoisuuden turvaamiskeinoja. Verrattuna hitaaseen luontaiseen palautumiseen ennallistamisen avulla pystytään kohentamaan nopeasti uhanalaisen ja taantuneen metsälajiston elinympäristöjä.

Mitä on ennallistaminen?

Ennallistaminen on toimintaa, jossa ihmistoiminnan muuttama ekosysteemi pyritään palauttamaan luonnontilaisen kaltaiseksi. Metsäekosysteemejä ennallistettaessa ensisijainen tavoite on palauttaa luontaiset puulajisuhteet, puuston rakenteet ja sukkessioprosessit. Suo-

KUVA 5.8

Kuuden eteläsuomalaisen metsäalueen kivennäismaan metsien luonnontilaisuusaste ja kunkin luokan prosenttiosuus tarkastelluista metsäkuvioista. Kaikki alueet ovat olleet pääosin metsätalouskäytössä 1980–1990-luvulle asti. Seitseminen, Nuuksio ja Liesjärvi ovat kansallispuistoja, muut alueet nykyisiä tai tulevia suojelumetsiä. Luonnontilaisuusasteikko: 1 = luonnontilaiset, 2 = luonnontilaistuvat, 3 = talousmetsät, joissa luonnontilaistumiskehitys on käynnistymässä ja 4 = talousmetsät, jossa elinympäristön alkuperäinen luonne on muuttunut[43,44,45].





Ennallistettavan alueen elinympäristömosaiikki koostuu usein sekä mineraalimaista että suoalueista, kuten kuvan esittämällä alueella Seitsemisen kansallispuistossa. Maisematason ennallistaminen edellyttää, että otetaan huomioon keskenään vuorovaikutuksessa olevat metsä- ja suoekosysteemit. Ojitettujen, luonnontilaisina avointen soiden ojat on tukittu ja ojituksen jälkeen kasvaneet puut on poistettu (Oy Helifoto Ab, Metsähallitus).

ekosysteemin ennallistamisessa on lisäksi tavoitteena nostaa suoveden pintaa sekä palauttaa suon valuntasuhteet ja vesitalous.

Lyhyen aikavälin tavoitteena on usein parantaa uhanalaisten ja taantuneiden lajien elinmahdollisuuksia. Pitkällä aikavälillä alueellisena tavoitteena on pitää yllä sellaista sukkessiovaihe- ja elinympäristömosaiikkia, joka säilyttää alueella luontaisesti esiintyvien lajien kannat elinvoimaisina. Tähän pyritään käynnistämällä



pitkäkestoisia kehityskulkuja, kuten puusto- ja lahopuusukkessioita tai soistumista.

Koska monet luonnontilaisen metsäekosysteemin keskeiset ilmiöt, kuten metsäpalot ja niitä seuraavat kasvillisuussukkessiot sekä lajien populaatiodynamiikka, koskevat laajoja alueita, on metsän ennallistamistakin mielekkäintä suunnitella ja toteuttaa laajassa alueellisessa mittakaavassa. Aluetason ennallistaminen on pitkäjänteistä toimintaa, jossa luontaisia häiriöitä ja sukkessioita mukaillen ja hyödyntäen pyritään luonnontilaisen kaltaiseen metsärakenteeseen ja -dynamiikkaan.

Ennallistamisen alkuvaiheen toimilla pyritään usein parantamaan uhanalaisimman lajiston elinympäristöjä. Pitkällä aikavälillä tavoitteena on kuitenkin saada aikaan lajistoltaan, rakenteeltaan ja dynamiikaltaan luontainen tai luontaisen kaltainen ekosysteemikokonaisuus, eikä pelkästään suojella tiettyjä lajeja tai lajiryhmiä. Metsikkötason ennallistamistoimet on aina syytä sopeuttaa palvelemaan alue- ja ekosysteemitason ennallistamistavoitteita ja luontaisen metsälajiston elinympäristövaatimuksia.

Vaikka ennallistaminen perustuu siihen, mitä tiedetään luonnontilaisista metsäekosysteemeistä, ei edes suojelualueita ennallistettaessa ole kaikin osin mahdollista eikä syytäkään pyrkiä jäljittelemään luonnontilaista metsää. Luonnontilainen metsä ei ole helposti kuvattavissa (luku 2), ja toisaalta ennallistettavat alueet ovat yleensä niin pieniä, ettei niillä voida suoraan jäljitellä esimerkiksi luonnontilaisen metsän palokiertoa. Ekologisesti tärkeän tulen tuominen osaksi ennallistettavan alueen häiriödynamiikkaa on siten tapahduttava hallitusti, tavoitteena luoda luontaisen kaltainen elinympäristö- ja sukkessiovaihemosaiikki. Tulen hallittua käyttöä edellyttää jo sekin, ettei tulen voida sallia leviävän ennallistettavan alueen ulkopuolelle.

Ekosysteemin hoidoksi kutsutaan sellaisia luonnon monimuotoisuutta ylläpitäviä tai edistäviä toimia, joilla ei palauteta metsien luontaisia rakenteita tai prosesseja. Esimerkiksi lehtojen säilyttäminen lehtipuuvaltaisena on niiden hoitoa, ei ennallistamista. Myös ihmistoiminnan seurauksena syntyneitä elinympäristöjä pidetään yllä hoidon avulla, joskin hoito voi olla myös osa ennallistamistoimia. Esimerkkinä tällaisesta toiminnasta on puuttuminen vanhojen kaskikoivikoiden luontaiseen puustosukkessioon, jotta esimerkiksi valkoselkätikan elinympäristö säilyisi.

Ennallistamistoimet ovat usein kertaluontoisia, mutta niillä pyritään käynnistämään luontaisia pitkäkestoisia kehityskulkuja, kuten puusto- ja lahopuusukkessioita tai soistu-



Ojitettu korpi ennen ennallistamista (a) ja ennallistamisen jälkeen (b). (Kuva: Harri Tukia).

mista. Erityisesti aluetason häiriödynamiikan (hallittu tulen käyttö) ja näin kehittyvän metsäaluerakenteen palauttaminen vaatii hyvin pitkäjänteistä suunnittelua ja aktiivista toimintaa. Ennallistamisekologia osana luonnonsuojelubiologian laajaa kenttää on tieteenalana nuori, mutta sen merkitys kasvaa nopeasti.

Ennallistamisen tavoitteet ja mittakaavat

Ennallistamistoimet voidaan jakaa karkeasti paikallisiin lyhyen aikavälin toimiin ja aluetason pitkän aikavälin toimiin. Paikallisilla usein lyhyellä aikavälillä toteutettavilla ennallistamistoimilla pyritään nopeasti parantamaan lajiston elinmahdollisuuksia lisäämällä elinympäristöjen luonnonmukaisuutta. Tyypillisiä esimerkkejä ovat metsikön rakenteen monipuolistaminen ja kuolleen puuston määrän lisääminen sopivalla käsittelyllä tai jopa lahopuusiirroilla taikka luontaisten kosteusolojen palauttaminen ojitetuille alueille.

Pitkän aikavälin ennallistamisen tavoitteena on muuttaa metsäalueen rakennetta kohti luonnontilaa ja palauttaa luontaisen kaltainen häiriödynamiikka. Esimerkki tällaisesta ennallistamistoiminnasta on tulen hallittu palauttaminen osaksi metsän häiriöekologiaa.

Ennallistamisen perustaksi tarvitaan tietoa luonnontilaisen metsäekosysteemin rakenteesta, toiminnasta ja lajistosta (luku 2). Vertailemalla metsän oletettua luonnontilaa ja sen nykytilaa, voidaan määritellä konkreettisia tavoitteita ja pohtia keinoja ennallistamisen toteuttamiseksi (kuva 5.9, taulukko 5.1). Tällaisessa vertailussa erotetaan usein rakenteet ja prosessit toisistaan, kuitenkin tiedostaen, että ne ovat vahvasti sidoksissa toisiinsa: rakenteet syntyvät ja pysyvät vain häiriö- ja sukkessioprosessien vaikutuksesta.

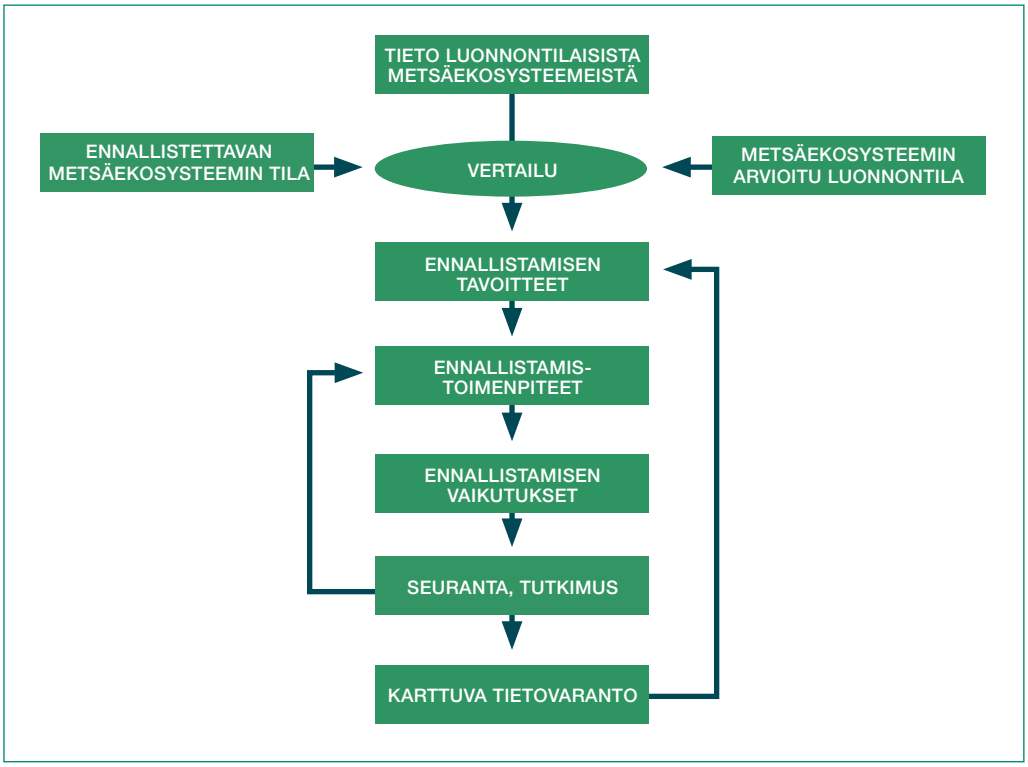
Seuranta ja tutkimus tulee liittää oleelliseksi osaksi ennallistamistoimintaa. Tämä on tarpeen, koska ennallistamistoimet eivät aina vaikuta odotetulla tavalla ekosysteemeihin, mikä voi johtua esimerkiksi ekosysteemin puutteellisesta ymmärtämyksestä tai siitä, että ekosysteemin reagointi ennallistamistoimiin voi muuttua ympäristön jatkuvasti muuttuessa (esim. ilmastonmuutoksen vaikutus). Ennallistamistulosten seuranta ja tutkimus onkin tärkeää, sillä vain sen pohjalta on mahdollista arvioida, onko toiminta tuloksellista ja saavutetaanko asetettu tavoite. Seurannan myötä on myös mahdollista tarpeen vaatiessa korjata toimintaa niin, että asetetut tavoitteet saavutetaan (mukautuva suunnittelu, luku 5.6).

Ennallistamisen käyttöalueet luonnonsuojelussa

Ennallistamista voidaan käyttää: 1) suojelualueiden luonnontilaisuuden parantamiseen, 2) suojelualueiden laajentamiseen ja täydentämiseen, 3) niin sanottujen tukialueiden ja suojavyöhykkeiden muodostamiseen eli suojelualueiden ympäristön luonnontilaisuuden lisäämiseen, ja 4) ympäröivän talousmetsän elinympäristöominaisuuksien laadun parantamiseen.

KUVA 5.9

Kaavakuva ennallistamiseen vaikuttavista tekijöistä sekä siitä, miten ekosysteemin tilan seuranta ja tutkimus kytkeytyvät olennaiseksi osaksi pitkäjänteistä ennallistamistoimintaa.



Ennallistamisen tavoitteena on lisätä suojelualueiden luonnonsuojeluarvoa palauttamalla niitä lähemmäs luonnontilaa. Tämä on välttämätöntä, koska monien suojelualueidenkin metsistä vain osa on edes jokseenkin luonnontilaisia (kuva 5.8). Ennallistaminen on keskeinen keino 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 (luku 5.5). Ennallistamisella onkin suuri merkitys luonnonsuojelualueverkon ylläpidossa, täydentämisessä ja tukemisessa.

Ennallistamismenetelmät

Ennallistamisen menetelmät voidaan johtaa ennallistamisen yleisistä periaatteista ja ennallistettavan metsäekosysteemin ja sen oletetun luonnontilan vertailusta (kuva 5.9, taulukko 5.1). Metsää ennallistettaessa menetelmät määräytyvät sen mukaan, millainen metsä on ja millaiseksi sen halutaan kehittyvän.

Metsän poltto. Tuli on tärkeä ennallistamisen keino, koska metsäpalot ovat yleensä luonnontilaisen boreaalisen metsäalueen merkittävä häiriötekijä (luku 2). Ilman tulen vaikutusta metsäalueen rakenne ja eliöyhteisöt muuttuvat, rakenteellinen monimuotoisuus vähenee ja osa lajistosta menetetään. Metsän poltolla saadaan aikaan lämpimiä avoimia alueita ja nuoria lehtipuuvaltaisia palosukkessiometsiä, lisätään lahopuun ja erityisesti palaneen lahopuun määrää sekä monipuolistetaan metsän puustorakennetta. Aluetasolla oleellista on pitkällä aikavälillä luoda ja pitää yllä alueen luontaista palojatkumoa[46].

Poltossa osa puustosta kuolee heti, osa muutaman vuoden kuluessa ja osa jää eloon.

TAULUKKO 5.1
Metsäekosysteemin ennallistamisen menetelmiä sekä tavoitteita, joihin niillä pyritään.

Menetelmä	Tavoite
Metsän poltto	Lämpimien avointen alueiden tuottaminen Hiiltyneen puuaineksen tuottaminen Lahopuun lisääminen ja lahopuusukkessioiden käynnistäminen Nuorten sukkessiovaiheiden luominen Lehtipuuvaltaisten sukkessioiden käynnistäminen Metsän rakenteellisen monimuotoisuuden lisääminen
Pienaukkohakkuut	Pienialaisten nuorten sukkessiovaiheiden luominen Lehtipuusekoituksen lisääminen Metsän rakenteellisen ja lajistollisen monimuotoisuuden lisääminen Lahopuun lisääminen ja lahopuusukkessioiden käynnistäminen
Puiden vaurioittaminen	Lahopuun lisääminen ja lahopuusukkessioiden käynnistäminen Metsän rakenteellisen monimuotoisuuden lisääminen Maaperähäiriöiden aikaansaaminen
Teiden metsittäminen	Maiseman kytkeytyneisyyden parantaminen Luontaisen vesitalouden palauttaminen
Pohjaveden pinnan nostaminen	Soiden ennallistaminen Lahopuuston lisääminen puustoisilla soilla Maisemarakenteen ennallistaminen
Tulvitus	Luontaisen tulvadynamiikan matkiminen Tulvametsien palauttaminen Lahopuuston lisääminen
Lajistosiirrot	Luontaisen lajiston palauttaminen

Kuollut hiiltynyt tai kulojen vioittama puusto on tärkeää monille uhanalaisille lajeille, erityisesti hyönteisille (luku 3). Humuskerroksen palaminen osittaan tai kokonaan helpottaa myös puiden luontaista uudistumista. Lievät palot mahdollistavat kasvilajiston uudistumisen siemenpankin avulla. Eloon jäävät puut lisäävät syntyvän metsän rakenteellisista monimuotoisuutta ja luovat taimettumiselle edullisen pienilmaston[47]. Eloon jääneiden puiden varjostus säilyttää myös kuollutta puuainesta kosteana, jolloin se soveltuu paremmin monille lahopuulajeille, muun muassa sienille ja hyönteisille.

Puiden vaurioittaminen ja kaataminen sekä pienaukkohakkuut. Puiden vaurioittamisella ja kaatamisella sekä pienaukkohakkuilla jäljitellään luonnontilaisen metsän paikallista häiriödynamiikkaa ja tuotetaan näin syntyviä elinympäristöjä[48,49] (luku 2). Tällaiset häiriöt luovat metsän rakenteeseen eri mittakaavoissa esiintyvää vaihtelua, alkaen metsän sisällä kuolevasta alispuusta aina isojen ylispuiden kuoleman synnyttämiin pieniin aukkoihin, joissa metsän hidas uudistuminenkin on mahdollista.

Puiden vaurioittamisella ja kaatamisella pyritään ennallistettavaan metsään saamaan aikaan nopeasti sellaisia rakenteita, jotka luonnontilaisessa metsässä syntyvät pitkän ajan kuluessa, kun puita vaurioituu, kuolee ja kaatuu sieltä täältä. Lahopuustoa voidaan lisätä kaatamalla puita esimerkiksi moottorisahalla tai juuripaakkuineen kaivinkoneella. Jos puita kaadetaan monitoimikoneella, voidaan jättää usean metrin korkuisia kantoja, jotka jäljittelevät puiden katkeamista luonnonmetsissä[50]. Kuolevaa puuta tuotetaan kaulaamalla puun

jälsikerros osittain pois esimerkiksi moottorisahalla, kaulausraudalla tai kirveellä.

Vahingoitettu puu ei saisi kuolla liian nopeasti, koska se saattaa silloin muuttua joillekin lajeille sopimattomaksi elinympäristöksi. Luonnontilassa taudinaiheuttajat ja tuhohyönteiset tappavat puun yleensä hitaasti[49]. Puustoa on syytä vaurioittaa monilla eri tavoilla, jotta saadaan aikaan mahdollisimman monipuolinen lahoamissukkessioiden kirjo. Puiden kaatuessa syntyvät maaperähäiriöt (juuripaakut ja laikut) ovat tärkeä osa luonnontilaisen metsän häiriödynamiikkaa, ja monet lajit tarvitsevat näin syntyviä elinympäristöjä menestyäkseen[51].

Pienaukkoja syntyy luonnontilaisessa metsässä, kun puuryhmiä kuolee. Näiden vanhoille kuusivaltaisille metsille ominaisten aukkojen koko voi vaihdella 0,001:stä 0,1:een hehtaariin. Lajiston säilymisen kannalta voi olla tarpeen luoda ennallistettavaan metsään tällaisia elinympäristöjä[52], sillä metsän luontainen pienaukkodynamiikka käynnistyy vasta myöhäisessä sukkessiovaiheessa[53]. Myös pienaukkojen koon vaihtelu on tärkeää, aukon koko ja maanpinnan häiriöt vaikuttavat siihen mitkä puulajit valtaavat aukon. Pienaukkohakkuilla voidaan synnyttää puustoon rakenteellista ja lajistollista monimuotoisuutta ja lisätä lahopuun määrää siten, että samalla säilytetään metsän varjoisa kostea pienilmasto.

Maaperähäiriöiden tuottaminen pienaukkohakkuiden yhteydessä on tärkeää sekä juurilaikuista ja -paakuista riippuvaiselle lajistolle että metsän uudistumiselle[51,48]. Pienaukkohakkuiden ongelmana metsien ennallistamisessa on se, että etenkin hirvet syövät mieluusti aukkoihin syntyvää lehtipuustoa ja estävät näin lehtipuustoa uudistumista. Tämä koskee varsinkin Etelä-Suomea, jossa hirvikannat ovat monin paikoin suuria. Kaatuneiden puiden oksistot voivat suojata taimia syönniltä kriittisen vaiheen aikana ja mahdollistaa näin uudistumisen.

Puustoisten soiden ennallistaminen. Ojitettujen puustoisten soiden ennallistamiseen tarvitaan sekä soiden että metsien ennallistamisen keinoja. Ojitus muuttaa vesien luontaisia kulkureittejä olennaisesti, jolloin vesitalous häiriintyy osittainkin ojitetuissa suoaltaissa. Niskaojat katkaisevat pintavalunnan ja pintakerrosvalunnan pääsyn suolle. Myös mahdollinen pohjavesivalunta purkautuu yleensä ojien pohjalle eikä ojituksen jälkeen enää ruoki suokasvillisuutta. Ojituksien yhteydessä on usein muutettu myös vesien laskureittejä kaivamalla laskuojia uusiin suuntiin.

Soiden ennallistamisen tarkoituksena on palauttaa kullekin suokuviolle sitä alunperin ruokkineet vedet. Tämä tapahtuu tukkimalla tai patoamalla ojat esimerkiksi kaivinkoneella. Suoalueen alkuperäisten virtausolojen palauttamista vaikeuttaa se, että suon pinta on saattanut painua epätasaisesti varsinkin ojien vieressä. Painumista lisäävät suuri ojasyvyys, suuri turpeen paksuus sekä suon märkyys ja rehevyys. Ojien patoamiseen ja siihen liittyvän penkereen tekemiseen kuluu melko paljon turvetta, joten ennallistamistyö jättää jälkensä suokuvioille. Jäljet toisaalta häviävät nopeasti.

Niillä soilla, jotka olivat alun perin puustoisia, on myös tarpeen palauttaa puustorakenne luonnontilaisen kaltaiseksi. Suon reunapuusto voidaan joutua poistamaan, kun reunoja kiertävä niskaoja täytetään, jolloin metsän ja harvapuustoisen tai avoimen suon väliin jää luonnottoman jyrkkä raja. Valuma-alueeltaan runsaasti vettä saavilla minerotrofisilla soilla pohjaveden pinta nousee ennallistamisen myötä usein niin paljon, että huomattava osa puustosta voi vettymisen tai tulvaisuuden vuoksi kuolla. Jos näin ei käy, puustoa voidaan kaataa pienaukkoihin tai vaurioittaa. Kun ojia tukitaan kaivinkoneella, voidaan samalla kaataa ojalinjojen lähellä olevia puita juuripaakkuineen lahopuustoksi.

Uomia keinotekoisesti patoamalla toteutettu tulvittaminen on tehokas keino jäljitellä majavatuhoja ja luoda nopeasti suuria määriä kuolevaa ja lahoavaa puuainesta.

Muut ennallistamiskohteet. Useimmat lehdot on aikojen saatossa raivattu pelloiksi, ja osassa niistä kasvaa nykyään viljelykuusikko. Lehtoja ennallistettaessa pyritään käynnistämään luontainen lehtosukkessio. Tällöin kiinnitetään huomio mahdollisesti muutetun vesitalouden palauttamiseen, istutuskuusten poistoon, lehtipuiden suosimiseen sekä kuolleen puumäärän lisäämiseen. Lehdoiksi ennallistettaville pel-

loille voidaan tarvittaessa kylvää tai siirtää alkuperäisiä lehtipuulajeja ja muita lehtokasveja[54].

Peratut purot ennallistetaan vierittämällä kiviä uomiin. Purot voidaan siirtää vanhoihin uomiinsa tukkimalla suoristetut ojat. Hienojakoisilla mailla voidaan vanhaa kulku-uomaa kaivaa kaivinkoneella. Ojitetut lähteet ovat tärkeitä ennallistamiskohteita, mutta niiden ennallistamisesta on vielä vähän kokemuksia.

Muita mahdollisia ennallistamiskohteita ovat käytöstä poistettavat tiet, vanhat puutavaran varastopaikat ja entiset sorakuopat. Tiet pirstovat useita metsäalueita ja ovat muuttaneet monien alueiden vesitaloutta. Jos

TIETOLAATIKKO 5.2
Ennallistamisen ympäristövaikutukset

Metsätuhoriskit. Ennallistamiseen liittyy metsätuhoriskejä lähinnä silloin, kun luodaan nopeasti ja paljon elinympäristöjä lajeille, jotka voivat esiintyä tuholaisina talousmetsissä (eräät kovakuoriaiset ja sienet). Tällaisia tilanteita syntyy metsää poltettaessa sekä tuotettaessa keinotekoisesti lahopuuta. Palanut puuaines houkuttelee muun muassa monia kaarnakuoriaisia sekä joitakin kärsäkkäitä. Näistä esimerkiksi tukkimiehentäi *(Hylobius abietis)* esiintyy usein runsaana niin palaneissa metsissä kuin talousmetsien kulotusaloillakin. Tukkimiehentäit tappavat männyn taimia ja voivat vahingoittaa palaneen alueen läheisyydessä kasvavia taimikoita. Kaarnakuoriaisista tai tukkimiehentäistä (lähisukulaisineen) ei ole kuitenkaan haittaa etäällä sijaitseville taimikoille. Tuhoriski ei ole enää merkittävä avoimellakaan maalla noin 100–200 metrin etäisyydellä lähdealueesta.

Monet kaarnakuoriaiset (esim. kirjanpainaja, *Ips typographus*) voivat runsastua paikallisesti, kun kuolevaa puuta syntyy kerralla paljon. Silloin on vaarana, että aikuistuvat kaarnakuoriaiset leviävät lähiympäristöön ja vaurioittavat sen puustoa. Yleensä kaarnakuoriaistuhot pysyvät paikallisina, ja näkyvät tyypillisesti joidenkin kymmenien metrien säteellä alkuperäisestä lähteestä. Nykyisten ennallistamistoimien seurannoissa ei ole havaittu merkkejä kaarnakuoriaisten massaesiintymistä.

Ennallistamistoimien seurauksena syntyvän metsätuhoriskin vähentämiseksi on tapauskohtaisesti syytä 1) välttää tuottamasta samanaikaisesti suurta määrää kuollutta puustoa, 2) säilyttää riittävä varoetäisyys alueille, joille lajit eivät saa levitä, 3) rajoittaa kuolleen puuaineksen tuottaminen mahdollisuuksien mukaan sellaisiin kohteisiin, joissa puuston varjostus vähentää kaarnakuoriaisten parveilua, tai 4) tappaa puusto loppukesällä, lajien parveiluajan päätyttyä, jolloin puiden nilakerros ehtii osin kuivua ennen seuraavaa parveiluaikaa.

Vesistövaikutukset. Jos kangasmaiden metsien ennallistamiskohteet ovat pinta-alaltaan pieniä, ne eivät vaikuta merkittävästi vesitalouteen. Soiden ennallistaminen on sen sijaan usein varsin voimakas vesitaloudellinen toimenpide. Pohjaveden pinnannousun seurauksena huomattava osa suoekosysteemin biomassasta kuolee lyhyessä ajassa, ja hapeton hajotustoiminta käy käsiksi sen maanalaiseen osaan. Etenkin niillä soilla, joiden valuma-alue on suuri, pintakerrosta huuhtelevat suuret vesimäärät voivat johtaa siihen, että hajotustoiminnan vapauttamat ravinteet ja hajotustuotteet kulkeutuvat valumavesiin. Ravinteiden huuhtoutumisvaara kasvaa, jos metsäojitettu suo on aikoinaan myös lannoitettu. Fosforin lisääntynyt huuhtoutuminen voi voimistaa merkittävästi vesistöjen ravinnekuormitusta.

Ennallistaminen aiheuttaa myös toisen merkittävän muutoksen valumaveden laadussa: liukoisen orgaanisen aineksen huuhtoutuminen lisääntyy. Orgaaninen aines heikentää vesistöjen happitilannetta ja happamoittaa valumavesiä. Sekä orgaanisen aineksen että ravinteiden huuhtoutuminen vähenee ajan myötä. Ennallistamisen aiheuttamia valumaveden laadun muutoksia voidaan ehkäistä pitämällä huolta siitä, ettei ennallisteta kerrallaan suuria yhtenäisiä alueita tai suuria määriä samalla valuma-alueella sijaitsevia kuvioita.

Ilpo Mannerkoski ja Tapani Sallantaus

tarpeettomia teitä päätetään ennallistaa, rouhitaan tien pinta ja täytetään ojat. Hakkuun yhteydessä syntyneet vanhat puutavaran säilytys- ja lastauspaikat näkyvät joskus aukeina tai leppävaltaisina tihentyminä taikka lähes kasvittomina laikkuina keskellä metsäkuvioita. Maanpinnan kovettuminen, painuminen ja paksu kuorikarikekerros lienee pääsyy lastauspaikkojen kasvittomuuteen. Nämä alueet voidaan tarvittaessa ennallistaa rikkomalla maanpinta niin, että metsäkasvillisuus pystyy valtaamaan alueen takaisin.

Elinympäristöjen hoito

Toisin kuin ennallistamisessa, jossa pyritään luontaisten prosessien palauttamiseen, elinympäristöjen hoidossa pyritään toistuvilla toimenpiteillä pysäyttämään sukkession eteneminen ja säilyttämään elinympäristö tietyssä, usein alun perin ihmistoiminnan aikaan saamassa kehitysvaiheessa. Esimerkiksi lehtojen ja lehtoniittyjen jatkuva ylläpitäminen lehtipuuvaltaisina on niiden hoitoa. Lehtojen lisäksi hoitoa kaipaavat monet perinnebiotoopit (erilaiset niityt ja luonnonlaitumet) sekä avoimet harjumetsät.

Lehtojen hoidon tavoitteena on säilyttää, elvyttää tai palauttaa niiden erityispiirteet. Tämä voi tapahtua esimerkiksi vaalimalla lehdon puuston kerroksellisuutta, suosimalla jaloja lehtipuita ja muita lehtipuita sekä poistamalla kuusia. Kosteissa ja tuoreissa lehdoissa ojituksen, säännöstelyn, pohjaveden oton, maa-ainesten oton tai rakentamisen aiheuttamia vesitalouden muutoksia voidaan joutua korjaamaan myös ennallistamalla, esimerkiksi tukkimalla ojia tai ajouria. Myös lehtoon raivatun pellon palauttaminen takaisin lehdoksi on ennallistamista. Samalla kohteella voidaan siis toteuttaa sekä ennallistamista että elinympäristön hoitoa.

Perinnebiotooppien hoidon biologisena tavoitteena on niille ominaisen eliöstön ylläpitäminen tai sen palauttaminen[55]. Vuonna 2000 Suomessa arvioitiin olevan jäljellä noin 20 000 hehtaaria hoitoa vaativia perinnebiotooppeja.

Kangasvuokko on esimerkki harjulajista, jonka elinympäristöjä tulee hoitaa (Kuva: Mikko Kuusinen).



Lisäksi oli noin 40 000 hehtaaria käytöstä poistuneita ja umpeutuvia, kunnostusta kaipaavia kohteita. Perinnebiotooppien hoidolla tarkoitetaan säännöllisesti toistuvaa käsittelyä. Tärkeimmät hoitomenetelmät ovat laidunnus ja niitto. Muita hoitomenetelmiä ovat lehdestys, kulotus ja vesitys.

Perinnebiotoopit, joiden käyttö on päättynyt tai jotka ovat olleet käytössä vain aika ajoin, vaativat yleensä kunnostusta ennen säännöllisen hoidon aloittamista. Kunnostettavia kohteita ovat muun muassa ruovikoituneet ja pensoittuneet rantaniityt, heinittyneet, pensoittuneet ja metsittyneet niityt sekä entiset hakamaat ja nummet.

Harjumetsät ovat luontaisesti uudistuneet kulojen avulla. Kulot olivat entisaikaan yleisiä (luku 2), mutta yleensä ne olivat nopeasti eteneviä pintakuloja, jotka tuhosivat vain osan kasvillisuudesta; kookkaat kilpikaarnaiset männyt selvisivät pääosin paloista. Kulot raivasivat aika ajoin uutta kasvutilaa valoa ja lämpöä vaativille harjukasveille, jotka ovat heikkoja kilpailijoita ja häviävät vähitellen, jos kasvillisuus sulkeutuu. Kulojen torjuminen ja metsätaloustoimet ovat aiheuttaneet harjulajistolle haitallista kasvillisuuden sulkeutumista. Harjuille ominaiset eliölajit katoavat hakkuun jälkeisistä heinikoista ja tiheistä taimikoista.

Harjumetsien luontaisia rakennepiirteitä on mahdollista säilyttää metsänhoidolla, joka jäljittelee vaikutuksiltaan metsäpaloja. Olennaista on, ettei missään vaiheessa synny niin tiheitä heinikoita tai taimikoita, että harjukasvillisuus tukahtuu. Myös karikkeen pitkäaikainen kertyminen voi johtaa maaperän kunttaantumiseen sekä pohja- ja kenttäkerroksen sulkeutumiseen. Sellainen toiminta, joka aiheuttaa paikoittaista maanpinnan eroosiota, voi olla siten hyväksi.

5.5
Monimuotoisuuden turvaaminen suojelualueiden ulkopuolella

■ Kun talousmetsissä tavoitellaan monimuotoisuuden turvaamista, on tärkeää, että metsiin palautetaan tiettyjä luonnonmetsälle ominaisia mutta talousmetsässä harvinaisia rakenneominaisuuksia, joilla on suuri merkitys monimuotoisuudelle. Monimuotoisuuden turvaamiseen tähtäävää talousmetsien käsittelyä voidaan siis laajasti ymmärrettynä pitää ennallistamisena. Ennallistamisen periaatteita voidaankin soveltaa myös talouskäytössä oleviin metsiin, mutta toisin kuin suojelualueilla, joilla metsä pyritään saattamaan mahdollisimman lähelle luonnontilaa, talousmetsissä tavoitteena on löytää metsänkäsittelyn tapa, joka toteuttaa niin ekologiset, taloudelliset kuin sosiaalisetkin tavoitteet.

Luonnonmetsiä koskevan tiedon hyödyntäminen

Luonnonmetsien monimuotoisuutta ja ekologiaa koskeva tieto muodostaa tärkeän lähtökohdan myös silloin, kun pyritään turvaamaan talouskäytössä olevien metsien monimuotoisuutta. Luonnonmetsässä monimuotoinen häiriö- ja sukkessiodynamiikka luo ja pitää yllä monimuotoisuuden kannalta tärkeitä rakenteita, ennen kaikkea metsiköiden rakenteellista vaihtelua ja metsämaiseman heterogeenisuutta (luku 2). Onkin ilmeistä, että myös talousmetsässä tehdyn metsänkäsittelyn tulisi johtaa ominaispiirteiltään samankaltaisiin häiriöihin ja elinympäristöihin, jotta metsän monimuotoisuus tulisi turvatuksi[5,56,57].

Ihmisen aikaansaama häiriödynamiikka ei voi kuitenkaan täysin noudattaa luonnon häiriödynamiikkaa. Pikemminkin tavoitteena on, että luonnonmetsiä koskevan tiedon avulla metsänhoitoa kehitetään edistämään tehokkaasti metsien luontaisen monimuotoisuuden säilymistä samalla, kun pyritään täyttämään muita metsänhoidolle asetettuja tavoitteita (taloudellisia ja sosiaalisia tavoitteita)[1].

Kun pohditaan, millainen metsien käsittely turvaisi luontaisten elinympäristöjen ja samalla

lajiston säilymisen, on tarpeen verrata luonnontilaisen ja lähes luonnontilaisen metsän elinympäristöjä talousmetsän elinympäristöihin ja tarkastella niiden rakenteellisia eroja[5,8].

Talousmetsän ja luonnonmetsän erot

Metsien käytön historialla on suuri merkitys metsien nykyiselle rakenteelle, lajistolle ja monimuotoisuudelle (luku 4). Suomen metsiä on hyödynnetty eri tavoin jo satojen vuosien ajan, mikä on jättänyt jälkensä varsinkin maan eteläpuoliskon metsien rakenteeseen ja lajistoon. Kaikkein eniten metsien rakenteeseen on kuitenkin vaikuttanut toisen maailmansodan jälkeinen metsien laaja käyttö teollisuuden raaka-aineena ja sitä tukeva kuvioittainen metsien hoito ja avohakkuut.

TAULUKKO 5.2

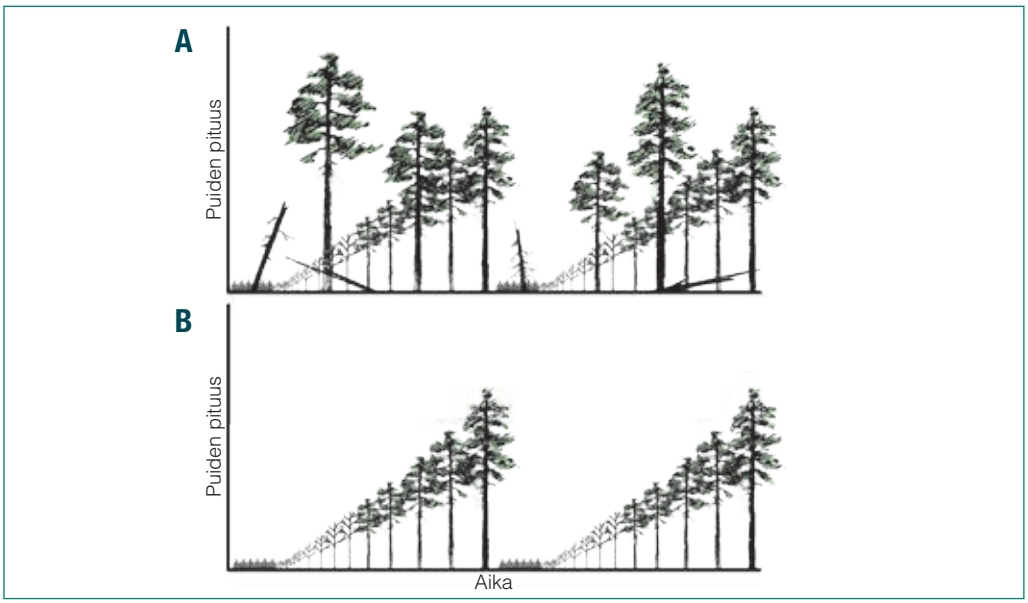
Luonnontilaisen metsän ja nykyisen talousmetsän häiriödynamiikan ominaispiirteitä ja tunnusten vaihteluvälejä.

Tunnus	Luonnontilainen metsä	Talousmetsä
Erilaisten häiriötekijöiden määrä	Suuri	Pieni
Häiriöiden laadullinen vaihtelu	Suurta	Pientä
Häiriössä kuolevan puuston osuus	0–100 %	95–100 % [1]
Kuolleesta puustosta jää lahopuuksi	100 %	0–5 %
Häiriöiden toistuvuus	10– >500 vuotta	80–130 vuotta [2]
Häiriöiden esiintyminen	Epäsäännöllistä	Säännöllistä
Häiriöiden pinta-ala	0,001– >100 000 ha	0,5–10 ha

[1] Uudistushakkuussa korjattava puusto. [2] Uudistushakkuiden keskimääräinen väli.

KUVA 5.10

Havainnollistava esitys luonnontilaisen metsän ja talousmetsän rakenteen ja sukkessioiden eroista. Metsäpalossa kuoleva ja hengissä säilyvä puusto muodostavat tärkeän osan syntyvän metsän rakennetta (A). Avohakatusta metsästä nämä rakenteet paljolti puuttuvat (B)[60] (Piirros: Janne Karsisto).



Metsien tehokas hyödyntäminen ja hoito sekä luontaisten häiriötekijöiden merkityksen väheneminen (esim. metsäpalojen ja erilaisten ”tuhojen” torjunta) ovat muuttaneet suuresti metsien rakennetta ja dynamiikkaa. Luonnontilaisen metsän ja talousmetsän rakenteelliset erot selittyvätkin paljolti häiriö- ja sukkessiodynamiikan erojen perusteella (taulukko 5.2, kuva 5.10). Luonnontilaisessa metsässä tapahtuu erilaisia häiriöitä monenlaisissa tilamittakaavoissa ja aikajänteillä, muutamien puiden kuolemasta aina laajoihin metsäpaloihin, kun taas talousmetsässä häiriö- eli hakkuualat ovat melko samankokoisia ja hakkuut toistuvat säännöllisin väliajoin samanlaisina. Myös perinteiset metsänhoitotoimet, esimerkiksi alaharvennukset, yhdenmukaistavat metsiköiden puuston koko- ja tilarakennetta (luku 4).

Vallitsevana uudistushakkuumenetelmänä on Suomessa käytetty 1950-luvulta alkaen avohakkuuta (luku 4). Avohakkuut ovat viime aikoina kattaneet noin 2/3 vuotuisesta uudistusalasta. Hakkuualoille on 1990-luvulta alkaen jätetty 10–20 säästöpuuta[59]. Mäntyvaltaisissa metsissä on käytetty myös siemenpuumenetelmää metsän luontaisessa uudistamisessa. Siementävät puut on kuitenkin poistettu muutaman vuoden kuluttua uudistushakkuusta. Nämä uudistushakkuumenetelmät tuottavat melko tasaikäisiä 0,5–10 hehtaarin laajuisia puustokuvioita, joissa on nykyisin pieniä vanhempien puiden ryhmiä (säästöpuuryhmät).

Mäntyvaltaiset metsät. Nykyisten metsänkäsittelymenetelmien tuottamat ikä- ja kokorakenteeltaan melko yhtenäiset mäntymetsät poikkeavat huomattavasti luonnontilaisista ja historiallisesti esiintyneistä männiköistä, joita luonnehti eri-ikäisistä ja -kokoisista puista koostuva metsärakenne vanhoine ylispuumäntyineen[20,19,58] (luku 2). Tällaisten metsien synnyttämä aluerakenne oli melko pysyvä, vaikka metsäpalot vierailivatkin metsissä toistuvasti[21] (kuva 2.7).

Voimakkaita, lähes kaikki puut tappavia paloja on luonnonmetsissä tosin voinut olla enemmän kuin viime vuosisatojen kaskikulttuurin aikana. Onkin arvioitu, että ennen ihmisen merkittävää vaikutusta noin puolet Pohjois-Karjalan metsäpaloista olisi ollut tällaisia voimakkaita paloja[61]. Voimakkaista paloista huolimatta luontaiset metsikkö- ja metsäaluerakenteet erosivat merkittävästi nykyisten talousmetsien rakenteesta. Suurimmat erot olivat metsien ikä- ja kokorakenteessa, vanhojen puuyksilöiden määrässä sekä lahopuun runsaudessa[62,63,49] (kuva 5.10, tietolaatikko 5.3).

Kuusivaltaiset metsät. Luonnontilaisia kuusivaltaisia metsiä luonnehtii tyypillisesti pienipiirteinen, yksittäisten puiden tai puuryhmien mittakaavassa toimiva häiriödynamiikka. Tällaiset kuusivaltaiset metsät koostuvat erikokoisesta ja -ikäisestä puustosta[52,68]. Lehtipuita esiintyy yleisesti, koska ne pääsevät uudistumaan metsän latvusaukoissa[50].

Luonnontilaisessa kuusivaltaisessa metsässä voi kuitenkin ajoittain tapahtua laajoja ja voimakkaita häiriöitä, kuten metsäpaloja tai myrskytuhoja[69,70,52]. Esimerkiksi kuivien ilmastojaksojen aikana syttyvät voimakkaat metsäpalot tappavat kuusimetsissä usein kaikki puut, jolloin häiriö muistuttaa puuston kuolleisuuden osalta avohakkuuta. Tosin paloalueen sisälle jää aina palamattomiakin alueita. Kuusimetsissä voimakkaita häiriöitä seuraavat rehevillä kasvupaikoilla usein lehtipuuvaltaiset, koivun ja joskus haavan vallitsemat sukkessiovaiheet. Tällaisia voimakkaita ja laajoja häiriöitä tapahtuu kosteissa kuusimetsissä kuitenkin melko harvoin, ehkä satojen vuosien välein[71,72].

Kaikkiaan luonnontilaisissa kuusivaltaisissa metsissä voisi siis esiintyä sekä samanikäisiä että eri-ikäisiä metsiä ja näiden erilaisia välimuotoja. Ikä- ja kokorakenteeltaan vaihtelevat metsät olisivat kuitenkin vallitsevia[73,50,52]. Voimakkaita, kaikki puut tappavia häiriöitä ja niitä seuraavia tasaikäisiä metsiä esiintyisi, mutta verrattain harvoin. Metsäpalot poikkeavat lisäksi avohakkuista siinä, että niissä syntyy paljon uutta lahopuuta[63] (kuva 5.10).

Monimuotoisuutta turvaava metsänkäsittely

Luontaisten elinympäristöjen vähentyminen ja niiden laadun heikkeneminen johtuu usein siitä, että talousmetsien metsärakenteet poikkeavat suuresti luonnontilaisten häiriö-

TIETOLAATIKKO 5.3

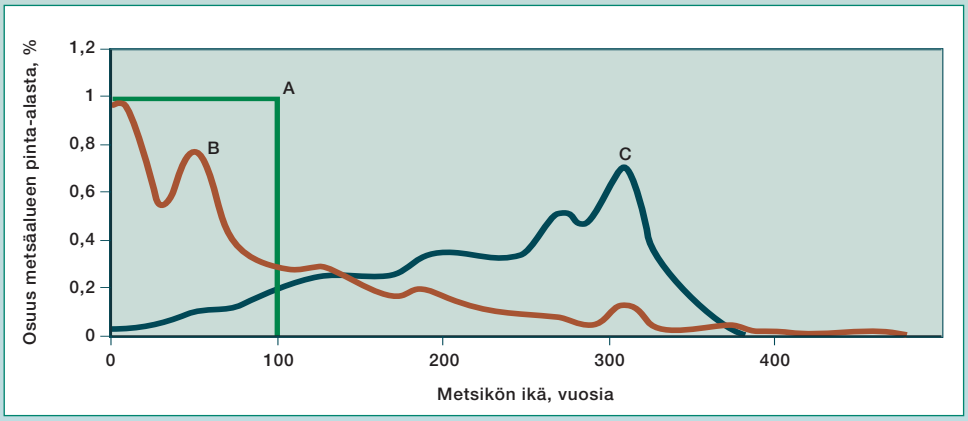
Luonnontilaisen ja talousmetsän alueellinen ikäjakauma

Talousmetsien käsittelyn teoreettisena tavoitteena on perinteisesti ollut niin sanottu normaalimetsä, jossa metsän eri ikäluokkia – vasta uudistetusta uudistuskypsään – on yhtä paljon. Jos kiertoaika on sata vuotta, kunkin vuosi-ikäluokan osuus on keskimäärin prosentti metsistä (kuvaaja A oheisessa kuvassa). Tämä pinta-alaosuus hakataan ja uudistetaan kunakin vuonna, jolloin hakkuumäärä pysyy vuodesta toiseen samana.

Luonnontilaisessa, metsäpalojen hallitsemassa maisemassa metsän ikäjakauma on hyvin erilainen, vaikka paloja sattuisikin keskimääräinen sadan vuoden välein. Kuvassa esitetyt tapaukset B ja C kuvaavat mallitarkastelun tuottamaa metsämaisemaa. Tarkastelussa on käytetty oloihimme kehitettyä luonnontilaisen metsän aluetason dynamiikkaa kuvaavaa mallia[64]. Mallitarkastelussa oletettiin, että metsät palavat satunnaisesti mutta keskimäärin sadan vuoden välein, kaikki metsät ovat yhtä alttiita paloille ja kukin palo on maiseman kokoon nähden suppea kattaen enintään 5 % alueesta.

Kuvaaja B ilmaisee metsäalan jakautumisen suhteessa viimeisestä metsäpalosta kuluneeseen aikaan. Jakauma kuvaisi myös puuston ikäjakaumaa, jos metsäpalot tappaisivat aina koko puuston. Huomattavalla osalla metsistä on palosta kulunut selvästi keskimääräistä paloväliä (100 vuotta) pitempi aika. Tämä johtuu siitä, että metsäpaloja syttyy kaiken ikäisissä metsissä, ei vain vanhimmissa. Teoriassa jakauma olisi negatiivinen eksponentiaalijakauma, mutta palojen satunnainen esiintyminen aiheuttaa poikkeamia jakauman muotoon. Jakauman muotoon vaikuttaa myös se, kuinka metsän palotodennäköisyys muuttuu suhteessa edellisestä palosta kuluneeseen aikaan. Tämä ei kuitenkaan muuta jakauman perusmuotoa, jossa kuhunkin ikäluokkaan kuuluvien metsien osuus keskimäärin pienenee metsän iän kasvaessa.

Suomessa luonnontilaisten metsien ikäjakaumaan vaikuttaisi olennaisesti se, että metsäpalot eivät yleensä tapa koko puustoa. Erityisesti mäntyvaltaisissa metsissä huomattava osa isoimmista puista säilyy yleensä hengissä lievistä pintakuloista, jolloin kehittyy ikärakenteeltaan vaihtelevaa mäntymetsää[52,8,58]. Kuvaaja C esittää metsien ikäjakaumaa sellaisella mäntyvaltaisella metsäalueella, jonka puusto selviää joko kokonaan tai osittain hengissä metsäpaloista, puuston iästä riippuen. Vallitsevan puuston ikä jakautuu silloin aivan toisin kuin jos kaikki puut kuolisivat palossa. Puuikäluokat häviävät kokonaan vasta puiden biologisessa vanhuusiässä, jolloin uuden valtapuuston muodostavat aiemmin alemmissa latvuskerroksissa kasvanet puut. Valtapuustoltaan nuorten metsien osuus on silloin pieni. Useat empiiriset tutkimukset



osoittavatkin yhtäpitävästi, että historiallisia metsäalueita vallitsivat vanhat monikerroksiset mäntyvaltaiset metsät[65,66,20,19,67,58].

Suomen oloissa luonnontilaisen metsäalueen ikärakenne voisi usein olla välimuoto jakaumista B ja C (kuva 2.7). Tällöin pääosa alueen metsäpaloista on lieviä, järeän puuston säästäviä paloja, mutta ajoittain voi esiintyä voimakkaitakin paloja, jotka tappavat pääosan puustosta[61].

Juho Pennanen

TIETOLAATIKKO 5.4
Luonnonmukaisuus suomalaisessa metsänhoidossa

Luonnonmetsät mallina puuntuotannolliselle metsänhoidolle

Suomalaisen metsäntutkimuksen ja metsänhoidon pioneerit – Aimo K. Cajander, Yrjö Ilvessalo, V.T. Aaltonen, Risto Sarvas ja Erkki K. Kalela – tutkivat 1900-luvun alkupuoliskolla luonnontilaisia metsiä. Näiden tutkimusten tarkoituksena oli kehittää Suomen oloihin soveltuvia malleja metsien kasvattamiselle ja uudistamiselle. Tavoitteena oli korvata määrämittahakkuut suunnitelmallisella ja puuntuotannon kannalta kestävällä metsänhoidolla. Tavoite ohjasi ja rajasi voimakkaasti varhaista luonnonmetsätutkimusta.

Tutkimuksen kohteena ei ollut luonnonmetsien rakenteen ja dynamiikan kokonaisuus sinänsä, vaan nimenomaan sellaiset metsien kehityksen säännönmukaisuudet, jotka tarjosivat hyödyllisiä malleja puuntuotannollisen metsänhoidon kehittämiselle. Puuntuotosta, itseharvenemista ja puulajidynamiikkaa tutkittiin mahdollisimman tasaikäisissä ”luonnonnormaaleissa” metsissä. Esimerkiksi Yrjö Ilvessalon kasvu- ja tuotostutkimusten metsiköt eivät olleet tyypillisiä luonnonmetsiä, vaan tiukoin kriteerein valittuja mahdollisimman tasaikäisiä ja täystiheitä metsiköitä. Ilvessalo itse totesi, että niitä oli erittäin vaikea löytää.

Erkki K. Kalelan teos *Luonnonmukainen metsien käsittely* (1949) paalutti näiden tutkimusten pohjalta suomalaiseen metsänhoitoon kaksi keskeistä periaatetta: alaharvennuksen ja metsikkömetsätalouden. Metsien pääasiallisia uudistushakkuutapoja olivat kuusen suojuspuuhakkuu ja männyn siemenpuuhakkuu. Avohakkuita ja metsänviljelyä käytettiin vain poikkeustapauksissa. Kalelan luonnonmukaisen metsien käsittelyn tavoitteet olivat puuntuotannollisia, eikä niillä pyritty jäljittelemään luonnonmetsien rakennetta ja dynamiikkaa sinänsä. Perusajatuksena oli, että metsän luontaista itseharvenemista ja puulajikehitystä mukaileva ja jouduttava metsänhoito saavuttaa tavoitteensa varmemmin, helpommalla ja halvemmalla, kuin niitä vastaan toimiva metsänhoito.

1940-luvun lopulla metsikkömetsätalous kanonisoitiin luonnonmukaiseksi ja ainoaksi maamme oloihin soveltuvaksi metsänhoito-opiksi. Tämä on tehnyt metsäammattilaisille vaikeaksi ymmärtää ja hyväksyä niitä luonnonmetsien piirteitä, jotka eivät tue tätä näkemystä.

Luonnonmukaisuus propagandan välineenä

1960-luvun alussa alkoi viljelymetsätalouden kausi, jolle oli ominaista pyrkimys ”irti luonnon pakkopaidasta”. Metsien kasvua maksimoitiin maataloudessa kehitetyillä menetelmillä: soiden kuivatuksella, maanmuokkauksella, lannoituksella, torjunta-aineilla ja kasvinjalostuksella. Metsien luontainen uudistaminen korvattiin avohakkuulla ja metsänviljelyllä. Luonnonsuojelijat alkoivat 1960-luvun lopulta lähtien (tietolaatikko 4.6) voimakkaasti arvostella näitä menetelmiä ja vaatia vanhojen metsien suojelua hakkuilta. ”Tehometsätalouden” kritiikissä keskeisiä argumentteja oli sen luonnonvastaisuus. Vaadittiin luonnonmukaisempaa metsänhoitoa.

Vaikka tehometsätalouden menetelmät perustuivat puuntuotannollisiin ja taloudellisiin syihin, niitä puolustettiin julkisessa keskustelussa voimakkaasti myös ekologisilla perusteluilla.

Avohakkuiden luonnonmukaisuutta perusteltiin väitteellä, että luonnonoloissakin metsäpalot uudistivat metsiä noin sadan vuoden välein (tietolaatikko 2.2). Väitettiinpä jopa, että tästä syystä Suomessa ei luonnonoloissa esiinny vanhoja aarniometsiä. Suojeltujen vanhojen metsien kehitystä arvosteltiin luonnonvastaiseksi. Näiden ”itsemurhakuusikoiden” väitettiin rappeutuvan ja kuolevan pystyyn, ellei metsäpalo tai avohakkuu uudista niitä. Maan kunttaantumisen vuoksi vanhojen kuusikoiden kasvun sanottiin heikkenevän sukupolvesta toiseen ja johtavan lopulta jopa metsän soistumiseen: ”puusto taantuu ja maa uupuu”.

Lisäksi vanhoja metsiä väitettiin lajistoltaan köyhiksi: ”Siellä esiintyy kaikki se kurjuus, mitä vanhuus, kylmyys, sairaudet ja nälkä voivat metsäluonnossa aikaansaada”. Metsien suojelua hakkuilta syytettiin metsien museoimiseksi ja kuoleman suojeluksi. Metsätaloutta väitettiin parhaaksi luonnonsuojeluksi, koska ”puusadon korjaaminen ja uusien metsiköiden perustaminen ovat ainoa korvike kulolle ja keino pitää metsäluonto mahdollisimman monipuolisena ja rikkaana”. Metsäluonnon elvyttämiseksi vaadittiin vanhojen metsien uudistamista hakkuilla myös suojelualueilla, koska ”aukoissa, taimistoissa ja nuorissa metsissä on rehevä monilajinen kasvipeite sekä runsaasti hyönteisiä, lintuja ja muita eläimiä”.

1980-luvulla väiteltiin myös jatkuvan kasvatuksen metsänhoidosta. Sekä jatkuvan kasvatuksen että metsikkömetsätalouden kannattajat puolustivat omaa metsänhoitomalliaan sen luonnonmukaisuudella. Näkemykset luonnonmetsien rakenteesta menivät kylläkin pahasti ristiin. Erkki Lähteen mukaan ”metsät kehittyvät luontaisesti erirakenteisiksi. Niissä on kaikenkokoisia ja -ikäisiä, useimmiten usean puulajin puita, pienistä taimista hakkuukypsiin valta- tai ylispuihin”. Kullervo Kuuselan mukaan taas ”useista puulajeista ja iältään sekä kooltaan erilaisista puista koostuva metsikkö on tilapäinen, kohti yhden puulajin kliimaksia kehittyvä sukkessio. Pohjoisen havumetsän luonto ei tunne itseään samankaltaisena uusivaa ”jatkuvan kasvatuksen” rakennetta muualla kuin huonoilla kasvupaikoilla, missä puut eivät pysty muodostamaan latvustoltaan sulkeutuvaa metsikköä, ja eräillä pienialaisilla poikkeuksellisilla kasvupaikoilla”. Molemmat edellä mainitut näkemykset ovat sikäli virheellisiä, että luonnonmetsissä esiintyy, syntytavasta riippuen, sekä tasaikäisrakenteisia että usealla eri tavalla eri-ikäisrakenteisia metsiä (luku 2).

1960–1980-lukujen metsäkeskusteluille oli ominaista tiedon ja mielipiteiden sekoittuminen. Yksi ilmeinen syy tähän oli se, ettei tänä aikana tehty juuri lainkaan luonnonmetsiä ja metsätalouden eliölajistovaikutuksia koskevaa tutkimusta. Tutkimustiedon puute jätti tilaa värikkäälle mielija kielikuvien käytölle, puolin ja toisin. Ne elävät edelleen myytteinä ja asenteina nykyisessäkin metsäkeskustelussa.

Luonnonmetsät mallina ekologisesti kestävälle metsien hoidolle

Valtaosa luonnonmetsiä ja metsäluonnon monimuotoisuutta koskevasta tutkimustiedosta on kertynyt 1990-luvun alusta lähtien. Tutkimusten tavoitteena on ollut kehittää luonnonmetsien rakennetta ja dynamiikkaa paremmin jäljitteleviä metsien käsittelymalleja, jotka puuntuotannon ohella pitäisivät yllä myös metsälajiston monimuotoisuutta.

Uusi tutkimustieto on osoittanut, että monet perinteelliset näkemykset boreaalisten havumetsien rakenteesta ja dynamiikasta ovat vääriä tai liikaa yksinkertaistavia osatotuuksia. Luonnonmetsien kokonaiskuva on osoittautunut paljon monipuolisemmaksi kuin on yleisesti kuviteltu. Luonnonmetsien metsikkö- ja metsäaluerakenteille on ominaista suuri vaihtelevuus. Sitä pitävät yllä luontaiset häiriö- ja sukkessioprosessit, jotka ovat paitsi yksilöllisiä, myös erilaisia eri kasvupaikoilla ja eri maantieteellisillä alueilla (luku 2).

Metsikkömetsätalouden standardoidut kiertoajat ja hakkuutavat eivät jäljittele hyvin tätä vaihtelevuutta. Mikään standardoitu ja samanlaisena kautta Suomen toteutettu metsänkäsittelymalli ei yksinään voi tätä kokonaisuutta jäljitellä, ei myöskään jatkuva kasvatus. Tämä havainto korostaa tarvetta kehittää uusia, luonnonmetsille ominaista vaihtelevuutta paremmin jäljitteleviä metsänkäsittelyn malleja, jotka ottavat huomioon myös sen tosiasian, että luonnonmetsissä on useita erilaisia uudistumistapoja ja rakennetyyppejä.

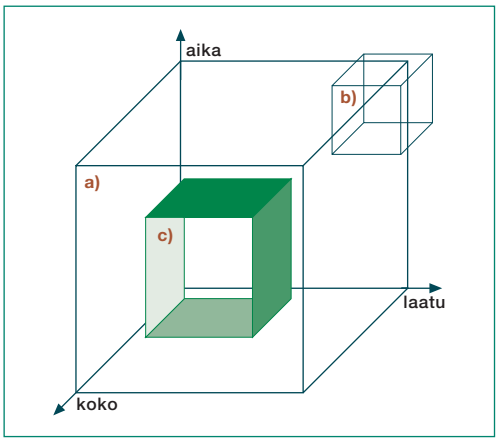
Petri Keto-Tokoi

ja sukkessioprosessien luomista vaihtelevista metsärakenteista. Metsän luontaisen häiriödynamiikan mukailu metsänkäsittelyssä onkin nähty keskeisenä lähtökohtana, kun monimuotoisuutta pyritään turvaamaan metsätalouden harjoittamisen rinnalla[5,56,58].

Monimuotoisuuden turvaamiseen tähtäävässä metsätaloudessa on tarpeen suunnitella toiminta metsän luontaisen häiriödynamiikan asettamassa viitekehyksessä niin, että metsänkäsittelyssä mahdollisuuksien mukaan mukaillaan metsän luontaista vaihtelevaa häiriödynamiikkaa ja sen luomia elinympäristörakenteita (kuva 5.11). Tämä on luonteva lähtökohta metsänkäsittelyn kehittämiselle, sillä metsänhoito on perimmältään erilaisten (hakkuu)häiriöiden sijoittelua tilassa ja ajassa. Talousmetsässä ei kuitenkaan ole mahdollista säilyttää kaikkia luonnontilaisen metsän häiriö- ja sukkessiodynamiikan sekä elinympäristöjen ominaisuuksia. Tavoitteena onkin löytää sellainen metsien käsittelyn tapa, jossa saavutetaan tavoitteeksi asetettu kompromissi metsien käytön taloudellisten, ekologisten ja sosiaalisten päämäärien välillä (kuva 5.11).

KUVA 5.11

Kolmiulotteinen käsitteellinen malli häiriödynamiikan vaihtelevuudesta häiriöiden toistuvuuden, koon ja laadun suhteen luonnonmetsässä (A) ja kahdessa talousmetsässä (B ja C). Vaihtoehto B kuvaa tilannetta, jossa talousmetsän häiriödynamiikassa esiintyy vain vähän vaihtelevuutta. Vaihtoehto C kuvaa tilannetta, jossa talousmetsän käsittelyyn on tuotu lisää luonnonmetsän häiriödynamiikalle ominaista vaihtelua[57].



Yleisenä periaatteena voidaan pitää, että kun talousmetsiin pyritään palauttamaan luonnonmetsille ominaisia, vaihtelevan ja hierarkkisesti rakentuneen elinympäristömosaiikin piirteitä, on välttämätöntä luoda vaihtelua metsänkäsittelyn aiheuttamien häiriöiden voimakkuuteen, laatuun, laajuuteen ja toistuvuuteen (kuva 5.11).

Tämä merkitsee käytännössä sitä, että samanlaisiakin metsiköitä käsitellään eri tavoin[57]. Avohakkuiden rinnalla sovelletaan tällöin eriasteisia osittaishakkuita, hakkuualojen kokojakaumaa laajennetaan, kiertoaikoja vaihdellaan ja osan metsiköistä annettaan kehittyä hyvinkin vanhoiksi[8]. Samalla pidetään huolta eri mittakaavatasoilla esiintyvien monimuotoisuudelle tärkeiden rakenteiden muodostumisesta (hierarkkinen suunnittelu). Tärkeitä rakennepiirteitä ovat muun muassa järeät elävät ja kuolleet puut, erityisesti lehtipuut, maaperähäiriöt (juuripaakut ja -laikut) sekä monikerroksiset vanhojen puuyksilöiden luonnehtimat metsikkörakenteet[51,73,63] (taulukko 5.3).

Metsän luontaisia rakenteita palauttavan metsänkäsittelyn pohjaksi on riittävästi ekologista tietoa, jotta metsien käsittelyn yleiset periaatteet voidaan hahmotella[57,5,75,8,1]. On kuitenkin tärkeää ottaa huomioon, että metsien luontaisessa häiriö- ja sukkessiodynamiikassa on maantieteellistä vaihtelua ja jokainen metsäalue on omanlaisensa, minkä vuoksi metsien käsittelysuunnitelma on käytännössä sopeutettava vastaamaan kunkin suunnittelualueen tilannetta.

Tärkeä vaihe on määritellä kullekin alueelle metsien luontaisen rakenteen ja dynamiikan keskeiset piirteet. Pyrkimyksenä ei kuitenkaan ole määrittää mitään tarkkaa tavoiterakennetta, vaan hahmottaa metsän rakenteen ja dynamiikan luontainen vaihtelu. Tämä näkemys lähtee siitä, että metsä on jatkuvasti muuttuva, eikä mitään tiettyä staattista rakennetta pystytä säilyttämään, vaikka haluttaisiinkin.

Kun metsän luontaisen rakenteen keskeiset piirteet on hahmotettu, voidaan määritellä mihin suuntaan metsikkö- ja metsäalue rakenteita pitäisi ohjata, jotta voitaisiin lähestyä niiden luontaista vaihteluväliä. Tässä vaiheessa muutoksen suunta on tärkeämpi kuin täsmäl-

TAULUKKO 5.3

Luonnontilaiselle metsäekosysteemille ominaisia, monimuotoisuudelle tärkeitä metsikkö- ja aluetason rakennepiirteitä ja prosesseja, jotka ovat vähentyneet metsätalouden seurauksena ja joita pyritään pitämään yllä ja palauttamaan monimuotoisuuden turvaamiseen tähtäävässä metsien käsittelyssä. Rakenteet kuvaavat metsän tilaa tiettynä ajankohtana, prosessit taas viittaavat ajassa tapahtuvaan häiriö- ja sukkessiodynamiikkaan. Rakenteet syntyvät ja pysyvät vain näiden häiriö- ja sukkessioprosessien kautta[46].

Rakennepiirteitä, joita pyritään palauttamaan	
Metsikön mittakaavassa	**Alueellisessa mittakaavassa**
• Vanhat puut, erityisesti lehtipuut • Katkenneet ja kallistuneet puut, kolopuut • Puut, joissa on runsas epifyyttijäkälälajisto • Monipuolinen maalahopuusto, erityisesti järeät maapuut • Pystyyn kuolleet puut (kelot) • Palaneet elävät ja kuolleet puut • Juuripaakut ja laikut • Sekapuustot (mänty, kuusi ja lehtipuut) • Rakenteeltaan ja lajistoltaan monipuolinen alikasvos • Puuston monikerroksinen latvusrakenne • Ikärakenteeltaan vaihteleva puusto • Veden korkeuden suhteen erilaisten pintojen mosaiikki	• Luontaisen kaltainen elinympäristöjen kokojakauma • Luontaisen kaltainen nuorten (palo)sukkessiovaiheiden määrä ja kokojakauma • Luontaisen kaltainen nuorten lehtipuuvaltaisten sukkessioiden määrä ja tilajakauma • Luontaisen kaltainen vanhojen sukkessioiden määrä ja tilajakauma • Luontaisen kaltainen palamattomien kulonkiertämien määrä ja tilajakauma • Luontaisen kaltainen maiseman kytkeytyneisyys • Luontaisen kaltaiset reuna- ja vaihettumisvyöhykkeet
Prosesseja, joiden jatkuvuus pyritään turvaamaan	
Metsikön mittakaavassa	**Alueellisessa mittakaavassa**
• Pienialaiset aukkohäiriöt • Pienialaiset maaperähäiriöt • Palonjälkeiset sukkessiot • Muiden häiriöiden jälkeiset sukkessiot • Luontainen puustosukkessio ja itseharveneminen • Monimuotoiset lahoamissukkessiot • Soiden luontaiset sukkessiot	• Luontaisen kaltainen palodynamiikka (palojatkumo) • Luontaisen kaltainen häiriödynamiikka • Luontaisen kaltainen lahopuun aluetason dynamiikka ja tilajakauma • Luontainen soiden hydrologia

lisesti määritelty tavoite. Myös suunnittelun taloudellisista ja sosiaalisista vaikutuksista tarvitaan tietoa. Tehokas tapa hankkia tietoa tämän kaltaisesta metsien käsittelystä on lähteä toteuttamaan sitä mukautuvan suunnittelun periaatteen mukaisesti. Tällöin toimintaan liitetään kiinteästi mukaan vaikutusten seuranta ja tutkimus (luku 5.6).

Monimuotoisuuden turvaamiseen tähtäävä metsien käsittely eroaa perusteiltaan huomattavasti perinteisestä metsänhoidosta. Arvopuuta tuotettaessa on ollut tavoitteena käyttää kasvupaikan tuottokyky täysimääräisesti hyväksi, jolloin metsänhoito on pyrkinyt yhdenmukaistamaan puiden, metsiköiden ja metsäalueiden rakenteita. Monimuotoisuuden turvaamiseen tähtäävä metsien käsittely sen sijaan luo ja pitää tarkoituksellisesti yllä vaihtelua ja heterogeenisuutta metsäekosysteemin eri mittakaavatasoilla.

Seuraavassa kuvataan niitä metsänkäsittelyn periaatteita ja keinoja, joita voidaan soveltaa metsän eri mittakaavoissa, kun metsäalueen hoidon tavoitteena on sekä tuottaa puuta että pitää yllä monimuotoisuutta. Keskeisiä periaatteita voidaan nähdä neljä[1]:

1. Metsiköiden rakenteellisen vaihtelevuuden säilyttäminen
2. Metsämaiseman heterogeenisuuden ja kytkeytyneisyyden säilyttäminen
3. Pienvesiekosysteemien suojelu
4. Riskien hajauttaminen

Metsiköiden rakenteellisen vaihtelevuuden säilyttäminen

Perinteisen metsänhoidon tavoitteena on ollut kasvupaikan arvopuun tuottokyvyn tehokas hyödyntäminen luomalla tila- ja puustorakenteeltaan homogeenisia metsiköitä. Kaikki perin-

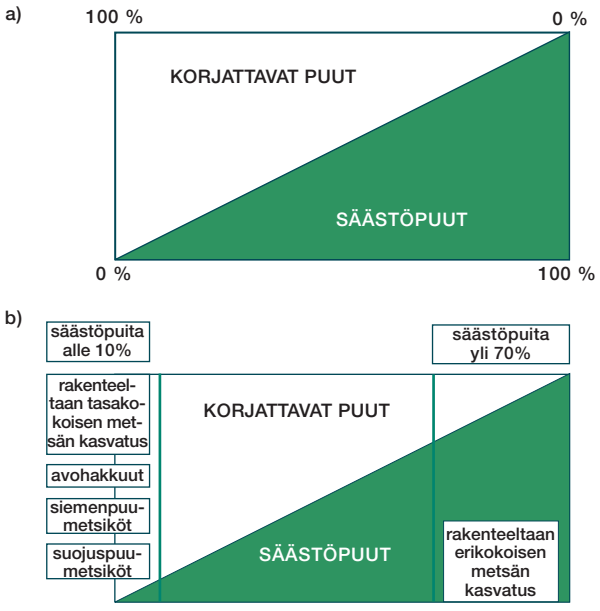
teiset uudistushakkuumenetelmät, avohakkuu, siemenpuuhakkuu ja suojuspuuhakkuu, johtavat siihen, että kaikki tai lähes kaikki aikaisemman sukupolven puusto poistetaan ja saadaan aikaan uusi tasaikäinen puusukupolvi. Myös käytössä olevat puuston harvennusmallit johtavat pitkälle yhdenmukaiseen metsien latvus- ja tilarakenteeseen. Nykyiset metsänhoidon standardit on tutkittu ja perusteltu hyvin puuntuotannon kannalta, mutta niillä on sellaisinaan varsin rajalliset mahdollisuudet toteuttaa muita hyvin vaihtelevia metsien käytön ja hoidon tavoitteita, kuten monimuotoisuuden turvaamista.

Metsän luontaiseen häiriö- ja sukkessiodynamiikkaan perustuva, monimuotoisuutta ylläpitävä metsänhoito pyrkii tietoisesti säilyttämään metsiköiden rakenteellisen ja samalla elinympäristöjen monimuotoisuuden. Elävän puuston ohella otetaan huomioon myös kuollut puuaines. Metsikön käsittelytavan ratkaisee tavoiteltava puuston ikä-, koko- ja lajirakenne. Vaikka metsien häiriö- ja sukkessiodynamiikka vaihtelee luonnontilaisissa metsissä suuresti, voidaan oloissamme karkeasti ottaen hahmottaa kolme pääasiallista metsän häiriö- ja uudistumismallia ja niihin liittyvää metsärakennetyyppiä: 1) usein toistuvien, voimakkuudeltaan vaihtelevien metsäpalojen ja pienialaisten häiriöiden ylläpitämä vaihteleva, usein mäntyvaltainen metsärakenne, 2) pienaukkodynamiikan tuottama laikuittainen, ikä- ja kokorakenteeltaan vaihteleva, usein kuusivaltainen metsä, 3) voimakkaiden häiriöiden ja niitä seuraavien sukkessioiden tuottama melko tasaikäinen metsä[17].

Näitä luontaisia metsärakenne- ja metsädynamiikkatyyppejä mukailevia metsänkäsittelymenetelmiä ovat 1) poiminta- ja pienaukkotyyppiset hakkuut, joilla pyritään pitämään yllä vaihtelevaa metsärakennetta ja metsän jatkuvaa joskin vaihtelevaa peitteisyyttä. Järeitä ylispuumäntyjä pyritään pitämään jatkuvasti yllä metsikkötasolla, 2) pienaukkohakkuut, joilla pyritään pitämään yllä metsän paikallista vaihtelua ja vaihtelevaa ikä- ja kokorakennetta,

KUVA 5.12

(a) Monimuotoisuuden turvaamiseen tähtäävässä metsänkäsittelyssä puuston hyödyntämisastetta ja jätettävän säästöpuuston määrää voidaan vaihdella huomattavasti, kun halutaan mukailla vaihtelevia metsärakenteita, joita syntyy luontaisissa häiriöissä. (b) Perinteiset metsänhoitomallit hyödyntävät vain pienen osan metsärakenteiden vaihtelumahdollisuuksista[75].



TIETOLAATIKKO 5.5

Hakkuumenetelmien lyhyen aikavälin vaikutukset monimuotoisuuteen

Erilaisten metsänkäsittelymenetelmien vaikutusta monimuotoisuuteen voidaan selvittää luotettavasti vain kokeilemalla niitä ja seuraamalla kokeiden tuloksia pitkään. Tästä tarjoaa esimerkin Monimuotoisuus talousmetsän uudistamisessa (MONTA) -tutkimus.

Tutkimuksen tavoitteena oli selvittää eri hakkuumenetelmien vaikutuksia monimuotoisuuteen varttuneissa talousmetsäkuusikoissa. Tutkittavat hakkuutavat olivat:

1) metsänhoidollinen harsinta, jossa 30 % puustosta poistettiin,
2) pienaukkohakkuu, jossa poistettiin 50 % puustosta siten, että muodostui 10–15 aarin aukkoja,
3) säästöpuuhakkuu, jossa jätettiin kolme puuryhmää, yhteensä 50 runkoa/ha, ja
4) avohakkuu.

Tutkimukseen kuului myös vertailumetsiköitä, joissa ei tehty mitään toimia. Hakkuut suoritettiin talvella, avohakkuu- ja säästöpuuhakkuualojen maa muokattiin äestäen.

Metsätalouskartassa kuviot oli merkitty mustikkatyypiksi, mutta tarkemmassa biotooppikartoituksessa kohteilta kuvattiin 12 erilaista metsä- ja suotyyppiä. Tämä osoittaa tuoreilla kankailla esiintyvän runsaasti pienipiirteistä tyyppivaihtelua, jota perinteinen metsätalouden kuvioittainen metsätyypittely ei ota huomioon[76].

Hakkuiden jälkeen aluskasvillisuuden peittävyydet ja lajimäärät vähenivät välittömästi suorassa suhteessa poistetun puun määrään. Hakkuilla oli suurempi vaikutus sammallajistoon kuin putkilokasveihin. Avohakkuun ja säästöpuuhakkuun jälkeen kasvillisuuden lajimäärä puolittui ja keskipeittävyys laski alle kymmenen prosentin verrattuna hakkuuta edeltävään tilanteeseen. Pienaukkohakkuun ja harsintahakkuun jälkeen kasvillisuuden peittävyys väheni noin puoleen, mutta lajimäärät supistuivat vain vähän[77,78].

Pienaukko kuusivaltaisessa metsässä (Ilkka Vanha-Majamaa).



Tutkimusmetsiköissä oli ennen hakkuita yli 10 cm pituisia kuusen taimia keskimäärin 8 000 kpl/ha. Avohakkuussa näistä tuhoutui yli 90 %, muissa käsittelyissä taimia tuhoutui suhteessa käsittelyn voimakkuuteen. Kuusi vuotta hakkuiden jälkeen kuusen luontaisesti uudistuneita taimia oli syntynyt lähes kaksi kertaa enemmän harsinta- ja pienaukkohakkuualoille kuin avo- tai säästöpuuhakkuualoille. Viljelytaimien kasvu oli kuitenkin luontaisesti uudistuneiden taimien kasvua selvästi nopeampaa ensimmäisinä vuosina käsittelyjen jälkeen[79].

Lajiston palautumisnopeus hakkuun jälkeen oli verrannollinen hakkuun voimakkuuteen. Osittaishakkuumenetelmissä eri kasvilajien peittävyys ja lajisto palautuivat metsikkötasolla melko nopeasti, mutta avohakkuu- ja säästöpuuhakkuumenetelmillä hitaammin ja epävarmemmin. Reunavaikutus osoittautui lieväksi pienaukkohakkuun puustoisissa osissa. Uudistamisen yhteydessä tehty maanmuokkaus hidasti lajiston palautumista merkittävästi. Monilla eliöryhmillä lajiston muutos korreloi kasvillisuuden muutosten kanssa, joten näiden eliöryhmien palautumisnopeus riippunee kasvillisuuden palautumisnopeudesta.

Myös maaperän hajottajaeliöstöä, maakiitäjäisiä ja lahopuukovakuoriaisia, koskevat tutkimustulokset viittaavat siihen, että kevyemmät metsänkäsittelymenetelmät säilyttävät monimuotoisuutta voimakkaita paremmin. Kevyemmillä hakkuumenetelmillä voidaan käyttää myös luontaista taimiainesta paremmin hyväksi metsiä uudistettaessa. Korjuukustannukset eivät merkittävästi eronneet eri käsittelyjen välillä, eivätkä siten estä osittaishakkuumenetelmien käyttöä.

Ilkka Vanha-Majamaa

sekä 3) avohakkuut ja tasaikäisen metsän kasvatushakkuut. Kaikissa näissä hakkuutavoissa on tärkeää jättää alalle luontaisissa häiriöissä syntyviä, edelliseltä puusukupolvelta periytyviä rakenteita, kuten eri kokoista elävää ja kuollutta puustoa (kuva 5.10).

Edellä esitetystä metsädynamiikan ja metsän käsittelymenetelmien kolmijaosta huolimatta monimuotoisuuden turvaamiseen pyrkivät hakkuutavat eivät saa olla kaavamaisia, vaan kiertoaikoja ja puuston hyödyntämisastetta voidaan vaihdella huomattavasti (kuva 5.12). Kun esimerkiksi perinteisissä päätehakkuissa puustosta poistetaan 97–100 %, voitaisiin puuston hyödyntämisaste asettaa pysyvästi vaikkapa 50 prosenttiin sellaisilla alueilla, joilla halutaan painottaa monimuotoisuuden turvaamista ja metsän peitteisyyden säilyttämistä[80].

Samoin puulajisuhteita, puuston ikä-, tila- ja latvusrakennetta sekä vanhojen ja kuolleiden puiden määriä voidaan metsikkötasolla säädellä laajoissa rajoissa metsänhoidolla. Näin voidaan mukailla luonnonmetsälle ominaista rakenteellista vaihtelua, josta monimuotoisuus on riippuvainen. Metsikkötason toimilla vaikutetaan myös laajan metsäalueen rakenteeseen. Esimerkiksi säilyttämällä vanhoja puita osana metsiköiden rakennetta, voidaan lisätä vanhan metsän piirteitä sisältävien metsiköiden suhteellista osuutta. On muistettava, että monet eliölajit, muun muassa lahopuusta riippuvat lajit, menestyvät avonaisemmassakin metsässä, kunhan siellä on saatavilla sopivia elinympäristöjä, kuten järeitä kuolleita puita[63].

Etenkin erilaisten osittaishakkuiden yhteydessä on tärkeää turvata riittävä puuston uudistuminen. Luonnonmetsätutkimuksen perusteella tiedetään, että erilaisten maaperähäiriöiden ja maahan sortuneiden lahopuiden luomat suotuisat pienympäristöt ovat sekä kuusi- että mäntyvaltaisissa metsissä oleellisen tärkeitä puuston uudistumiselle[48]. Osittaishakkuualoilla on silti hyväksyttävä avohakkuualoja hitaampi taimien kasvu sekä uudistumissukkessioiden luontainen moninaisuus. Osittaishakkuualalle jäävät puut voivat toisaalta lisääntyneellä kasvullaan osin korvata hitaammasta uudistumisesta koituvan puuntuotoksen vähenemisen. Osittaishakkuita käyttävässä metsänkasvatusmallissa painottuvat kuitenkin usein ekologiset ja sosiaaliset tavoitteet taloudellisten tavoitteiden kustannuksella.

TIETOLAATIKKO 5.6
Säästöpuut ja monimuotoisuus

Säästöpuuhakkuulla (engl. *variable retention method*) tarkoitetaan osittaishakkuuta, jossa uudistushakkuun yhteydessä alueelle jätetään pysyvästi puita. Puiden jättämisen tavoitteita ei useinkaan tarkemmin määritellä, mutta varsin yleinen käsitys on, että säästöpuiden jättämisellä tavoitellaan yksinomaan lahopuun lisäämistä ja lahopuulla elävän eliölajiston elinolojen parantamista. Säästöpuiden jättämisellä on kuitenkin monia erilaisia ekologisia, ekonomisia ja esteettisiä vaikutuksia, jotka tulisi ottaa huomioon menetelmää käytettäessä[75,78].

Säästöpuiden jättämisellä voidaan nähdä kolme ekologista päätavoitetta: 1) säilyttää lajeja ja prosesseja metsän uudistusvaiheen yli; 2) lisätä metsiköiden rakenteellista monimuotoisuutta; ja 3) parantaa maiseman kytkeytyneisyyttä[75]. Monimuotoisuuden kannalta keskeinen kysymys on, voidaanko säästöpuita jättämällä säästää osa hakkuita edeltävästä monimuotoisuudesta uudistamisvaiheen yli tai nopeuttaa monimuotoisuuden palautumista hakkuun jälkeen. Säästöpuiden jättämistavalla voidaan painottaa eri tavoitteita, riippuen siitä halutaanko esimerkiksi lisätä lahopuumäärää, pitää yllä lahopuujatkumoa tai monipuolistaa metsikkörakenteita[78]. Säästöpuiden esteettiset vaikutukset voidaan parhaiten ottaa huomioon maisematason suunnittelussa.

Jos säästöpuiden jättämisellä halutaan jäljitellä luonnon häiriödynamiikan tuottamia rakenteita, tulee säästöpuita jättää samanlaisia määriä ja samalla tavalla kuin puita jäisi eloon kyseisellä kasvupaikkatyypillä esim. metsäpaloissa. Tällöin säästöpuut tulisi sijoittaa esimerkiksi kosteisiin painanteisiin, jotka metsäpaloissakin jäävät usein palamatta[75,17,56,78].

Säästöpuita voidaan jättää joko ryhmiin tai yksittäin. Myös säästöpuiden kokonaismäärä ja säästöpuuryhmien muoto voi vaihdella. Uudistusalojen koko, kasvupaikkatyyppi ja jätettävän puuston määrä vaikuttavat siihen, miten eri tekijät ja vaikutukset tulee ottaa huomioon säästöpuita sijoitettaessa.

Säästöpuiden jättäminen uudistusalalle yksittäin on tarkoituksenmukaista silloin, kun tavoitellaan rakenteiden, kuten lahopuun, tai olosuhteiden (pienilmasto, hydrologia) suhteellisen tasaista jakautumista uudistusalalle. Hajalleen sijoitettuna säästöpuut nopeuttavat varsinkin isoilla uudistusaloilla metsän luontaista uudistumista tuottamalla uudistusalalle tasaisesti siemeniä. Hajalleen sijoitettuina säästöpuut kuitenkin hidastavat myöhemmin metsikön kehitystä todennäköisesti enemmän kuin ryhmiin sijoitetut säästöpuut.

Säästöpuiden jättäminen ryhminä on tarkoituksenmukaista silloin kun tavoitteena on säästää uudistusvaiheen yli mahdollisimman suuri osa käsittelyä edeltävän metsikön biotooppi- ja rakennevaihtelusta, aluskasvillisuudesta, lahopuusta ja sillä elävästä lajistosta. Tällöin säästöpuuryhmien koon tulee kuitenkin olla huomattavasti nykyistä käytäntöä suurempi[75,81,82,78]. Sijoittamalla puuryhmiä monimuotoisuuden kannalta tärkeisiin biotooppeihin ja lahopuukeskittymiin on mahdollista ”saattaa” osa hakkuita edeltävästä monimuotoisuudesta uudistusvaiheen yli[78,83,84].

Paitsi säästöpuuryhmän koolla, myös sen muodolla on merkitystä. Pyöreä säästöpuuryhmä minimoi reunavaikutuksen määrän, mutta sen tuulenkestävyys voi olla huono. Ryhmiin jätettyjen puiden tuulenkestävyys on yleensä keskimäärin parempi kuin hajalleen sijoitettujen, mutta kasvupaikan maaperäolot ja topografia vaikuttavat merkittävästi säästöpuiden säilymiseen pystyssä[85]. Jätettäessä säästöpuita kosteisiin painanteisiin tulisi niiden tuulenkestävyys turvata esimerkiksi suojavyöhykkeellä, ellei tavoitteena ole tuottaa nopeasti uutta lahopuuta. Säästöpuiden valinnalla ja sijoittelulla voidaan siten vaikuttaa yhtäältä siihen kuinka paljon alueella ollutta lahopuuta säilyy uudistusvaiheen yli, ja toisaalta siihen, kuinka nopeasti uutta lahopuuta uudistusalalle muodostuu.

Säästöpuiden ikä ja koko vaikuttavat niin ikään uudistusalalla säilyvään lajistoon, lahopuun määrään ja lahopuujatkumoon. Suuret ja vanhat säästöpuut ovat useiden eri eliöryhmien kannalta tärkeämpiä kuin nuoret ja pienet puut[86]. Toisaalta jättämällä uudistusalalle eri-ikäisiä puita voidaan

metsien rakennevaihtelua lisätä ja turvata lahopuujatkumo pitemmällä aikavälillä. Jätettyjen säästöpuiden puulaji vaikuttaa myös kehittyvän metsikön puulajikoostumukseen.

Yksittäisilläkin säästöpuilla on myönteinen vaikutus uudistusalojen monimuotoisuuteen[87,88,89]. Yksittäiset kuolleet tai heikentyneet puut voivat pitää yllä monipuolista hyönteislajistoa. Monet aikaisemmin hakkuille herkkinä pidetyt lajitkin, kuten raidankeuhkojäkälä *(Lobaria pulmonaria)* selviytyvät hakkuualoilla, jos vain sopiva kasvualusta on tarjolla[89].

On arvioitu, että jos säästöpuita jätetään hehtaarille viidestä kymmeneen kappaletta, uudistetun metsän tilavuuskasvu vähenee alle 5 %[90]. Pohjoisamerikkalaisissa tutkimuksissa suuremmilla säästöpuumäärillä on kasvun vähenemisen arvioitu olevan suuruusluokkaa 15–25 %[91,92]. Jätettyjen puiden määrä, uudistamismenetelmä ja muun muassa käytetty kiertoaika luonnollisesti vaikuttavat kasvuun.

Nykykäytännön mukaan jätettävä säästöpuumäärä, 5–10 puuta/ha, on yleensä alle prosentti uudistushakkuuta edeltävän puuston tilavuudesta. Tällaisten säästöpuumäärien merkityksestä monimuotoisuuden turvaamiselle ei ole varmuutta. On esimerkiksi todettu, etteivät kymmenkertaisetkaan säästöpuumäärät säilytä uudistusalalla hakkuita edeltävää monimuotoisuutta, muun muassa aluskasvillisuutta, ja maakiitäjäisiä, juuri avohakkuuta enempää[93,77]. Lisää tietoa tarvitaan säästöpuiden ja uudistusalojen koon merkityksestä uhanalaisen ja muun lajiston säilymiselle, leviämiselle ja palautumiselle maisematasolla sekä eri metsänkäsittelymenetelmien pitkän ajan lajistovaikutuksista.

On kuitenkin selvää, ettei säästöpuiden jättämistä ole syytä tarkastella vain keinona lisätä lahopuuta, koska säästöpuilla on monia vaikutuksia metsäekosysteemiin. Tämän takia on tärkeää ymmärtää, millaiset ovat säästöpuiden erilaiset ekologiset vaikutukset, ja selkeästi määritellä, mitä tavoitteita säästöpuiden jättämisellä kulloinkin pyritään saavuttamaan.

Ilkka Vanha-Majamaa

Säästöpuuryhmiä avohakkuualalla (Ilkka Vanha-Majamaa).



Maiseman heterogeenisuuden ja kytkeytyneisyyden säilyttäminen

Kun aluetasolla harjoitetaan metsän luontaiseen häiriödynamiikkaan pohjautuvaa ja monimuotoisuuden turvaamiseen pyrkivää metsänkäsittelyä, keskeisiä päätöksiä on asettaa tavoitteet metsäalueen 1) metsiköiden ikä, koko- ja rakennejakaumalle sekä 2) maiseman kytkeytyneisyydelle. Nämä toisiinsa sidoksissa olevat tavoitteet voidaan hahmotella sen perusteella, miten metsä luontaisesti jakautuisi kolmeen edellä mainittuun häiriö- ja uudistumistyyppiin sekä niihin liittyviin metsärakennetyyppeihin.

Luonnontilassa, ja historiallisestikin, vanhojen metsien osuus on yleensä ollut huomattavasti suurempi kuin nykyisissä talousmetsissä, ja maiseman kytkeytyneisyys voimakkaampaa (luku 2). Myös metsikkökuvioiden kokojakauma oli luonnonmetsässä varsin erilainen kuin talousmetsässä, joskaan kuvioiden rajat eivät aina olleet selkeitä (taulukko 5.2). Vanhojen metsien osuutta voidaan talousmetsässä lisätä pidentämällä kiertoaikoja osassa metsiköistä. Myös käyttämällä suuremmassa osassa metsiköitä osittaishakkuita voidaan pitää yllä vanhan metsän rakennepiirteitä, kuten järeitä eläviä ja kuolleita puita. Vallitsevien puiden iän perusteella määriteltyä metsikön ikäjakaumaa voidaan näin painottaa kohti vanhempia ikäluokkia (tietolaatikko 5.3).

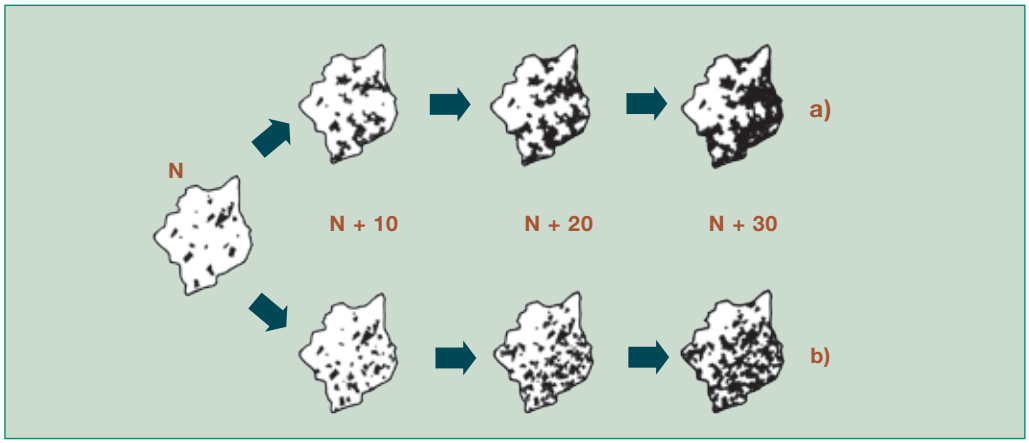
Metsäalueen kytkeytyneisyyteen vaikuttaa suuresti myös metsiköiden kokojakauma. Pieni kuviokoko ja avohakkuut pirstovat metsämaisemaa enemmän kuin käytettäessä isompia käsittely-yksiköitä. Laajat käsittelypinta-alat tekevät mahdolliseksi sen, että laajempia varttuneen metsän kuvioita säilyy todennäköisemmin metsämaisemassa.

Metsiköiden ikä-, koko- ja rakennejakauman tavoiteltava muoto riippuu tarkasteltavasta alueesta sekä siitä, kuinka luonnontilaisena ja monimuotoisena alue halutaan säilyttää. Luonnontilaisella metsäalueella esiintyvää ikäjakaumaa, jonka ovat luoneet satunnaiset voimakkaat metsäpalot, on yleensä kuvattu negatiivisella eksponentiaalijakaumalla[94], jossa nuoret metsäikäluokat ovat maisemassa vallitsevina. Tällainen jakauma ei kuitenkaan sovellu Suomen oloihin, koska täällä metsäpalot eivät läheskään aina tuhoa koko puustoa[21]. Tämä johtuu paitsi vesien ja soiden pirstomasta maisemarakenteesta, erityisesti siitä, että etenkin isot männyt selviävät usein paloista hengissä (luku 2, tietolaatikko 5.3).

Talousmetsässä päätehakkuut pirstovat väistämättä yhtenäistä metsäpeitettä pienempiin osiin (tietolaatikko 4.2). Maiseman mahdolli-

KUVA 5.13

Havainnollinen esitys siitä, kuinka alun perin yhtenäisellä metsäalueella voidaan hakkuiden sijoittelulla vaikuttaa maiseman pirstoutumiseen ja kytkeytyneisyyteen. Vaihtoehdossa (a) hakkuut keskitetään, jolloin maiseman kytkeytyneisyys säilyy parempana verrattuna vaihtoehtoon (b), jossa hakkuualat jakautuvat tasaisemmin metsäalueelle.



simman hyvää kytkeytyneisyyttä ja mahdollisimman suurta reunavaikutuksesta vapaata metsäalaa voidaan kuitenkin tavoitella säätelemällä hakkuiden kokoa, sijoittelua ja laatua sekä perustamalla ekologisia yhteyksiä, kuten käytäviä ja askelkiviä. Jos ekologiset yhteydet eivät ole pysyviä, on tässäkin tapauksessa viime kädessä kyse hakkuiden sijoittelusta tilassa ja ajassa (kuva 5.13).

Maiseman kytkeytyneisyydelle voidaan laskea erilaisia tunnuslukuja, joiden ekologinen tulkinta ei ole kuitenkaan yksinkertaista. Eri lajit kokevat maiseman kytkeytyneisyyden eri tavoin. Esimerkiksi heikosti leviävälle lahopuulajistolle on runsaan kuolleen puuaineksen esiintyminen ja sen kytkeytyneisyys tärkeämpää kuin esimerkiksi vanhan metsän alueiden kytkeytyneisyys sinänsä. Lisäksi on muistettava, että elinympäristön määrä ja laatu on lajistolle ensisijainen tekijä ja kytkeytyneisyys vasta toissijainen, joskin usein merkityksellinen seikka[23].

Luonnontilassa, metsämaisemaa vallitsisivat yleensä vanhoja puuyksilöitä sisältävät metsät (luku 2, tietolaatikko 5.3). Kun on kyse talousmetsistä on kuitenkin selvää, ettei vanhojen metsien määrässä ja maiseman kytkeytyneisyydessä voida tavoitella luonnontilaa. Yleiseksi tavoitteeksi voidaan tällöin ottaa se, että kasvatetaan vanhojen metsien osuutta ja sellaisten metsien osuutta, jotka sisältävät vanhojen metsien rakennepiirteitä, ja pidetään yllä mahdollisimman suurta maiseman kytkeytyneisyyttä.

Monimuotoisuuden turvaamisen kannalta ovat tärkeitä myös nuorissa metsissä esiintyvät, edelliseltä puusukupolvelta periytyvät rakennepiirteet (kuva 5.10). Niihin onkin syytä kiinnittää huomiota, sillä ne ovat monimuotoisuuden turvaamisen kannalta usein tärkeämpiä kuin metsikön ikä sellaisenaan. Tällaisia rakennepiirteitä ovat esimerkiksi isot puuyksilöt ja järeä lahopuusto[1].

Pienvesiekosysteemien suojelu

Pienvesiksi luetaan purot, lähteet, lammet ja pienet järvet. Suuri osa metsäalueiden monimuotoisuudesta on sidoksissa erilaisiin pienvesiekosysteemeihin ja niihin liittyviin suo- ja rantavyöhykkeisiin. Pienvesiekosysteemit ovat tärkeitä monimuotoisuuden keskittymiä, koska ne tarjoavat elinympäristöjä, joita ei tavata muualla metsämaisemassa. Nämä elinympäristöt muodostuvat itse pienvedestä sekä sitä ympäröivän vyöhykkeen kasvillisuudesta, jotka ovat kiinteässä vuorovaikutuksessa keskenään. Yksin puulajien runsaus on yleensä suurin puro- ja rantametsissä, joissa tavataan yleisesti terva- ja harmaaleppää, haapaa, hieskoivua, tuomea, raitaa ja muita pajulajeja. Myös muu kasvilajisto on usein runsaimmillaan rehevissä, monesti lehtomaisissa rantametsissä. Kasvillisuuden monimuotoisuus pitää yllä myös muun eliölajiston monimuotoisuutta. Pienvesiekosysteemien suojelu onkin hyvin tärkeää koko metsäalueen monimuotoisuuden turvaamisen kannalta.

Kosteat ja usein lehtipuuvaltaiset rantametsät ovat luontaisesti palaneet harvoin. Rantametsät ovatkin uudistuneet pienaukkodynamiikan kautta ja muodostaneet iältään ja kooltaan vaihtelevia puustoja. Pienvesien harvoin palaneet rantametsät ovat siten tarjonneet luontaisia ekologisia yhteyksiä, jotka ovat voimakkaidenkin metsäpalojen jälkeen pitäneet yllä maiseman kytkeytyneisyyttä ja tarjonneet suojapaikan, josta lajit ovat voineet jälleen levittäytyä palaneelle alalle.

Majava on luontaisesti ollut paikoin merkittävä pienvesimetsien häiriötekijä, joka on saattanut tappaa puita laajemmaltakin alueelta. Pienvesien rantakasvillisuuteen häiriöitä aiheuttavat muun muassa jään liikkeet, tulvat ja maa-ainesten eroosio. Veteen päätyvällä lahopuulla ja lehtikarikkeella on suuri merkitys itse pienvesiekosysteemin rakenteen, ravinnekierron ja monimuotoisuuden säilymiselle.

Pienvesiekosysteemejä lähivyöhykkeineen voidaan yleisesti pitää melko vakaina elinympäristöinä, joille on ominaista runsas lahopuusto ja puuston jatkuva peitteisyys ja sen aiheuttama varjoisa, suojainen pienilmasto. Näiden piirteiden säilyttäminen on avainasemassa, kun turvataan pienvesiekosysteemien monimuotoisuutta.

Pyrittäessä turvaamaan metsäalueen monimuotoisuutta on tärkeää, että kartoitetaan

alueen pienvesiekosysteemit ja säilytetään riittävän leveät suojavyöhykkeet niiden ympärillä. Nykyisen tiedon mukaan tarvitaan vähintään 20–30 metriä leveät suojavyöhykkeet, jotta veden laatu ja pääosa pienvesiuoman monimuotoisuudesta säilyy[95]. On tosin ilmeistä, että vaateliain lajisto edellyttäisi noin 50–100 metrin levyisiä suojavyöhykkeitä, joilla reunavaikutukset saadaan niin pieniksi, että myös rantametsän pienilmasto säilyy[1]. Luontaisen lahopuudynamiikan säilyttäminen on tärkeää sekä vesiosan (akvaattisen osan) että kuivanmaan (terrestrisen) osan monimuotoisuuden turvaamiselle. Pienvesiekosysteemejä tarkastellaan yksityiskohtaisemmin luvussa 9.6.

Riskien hajauttaminen

Edellä mainittujen periaatteiden (1–3) noudattaminen merkitsee sitä, että monimuotoisuuden turvaamiseen pyritään monin eri keinoin ja eri mittakaavatasoilla. Tämä periaate on verrattavissa niihin häiriö- ja sukkessioprosesseihin, joilla luonnonmetsä pitää yllä ja uudistaa monimuotoisuuttaan (luku 2). Tavoitteena ei kuitenkaan ole pelkästään toimia eri mittakaavoissa, vaan myös vaihdella toimintaa mittakaavatasojen sisällä, aivan kuten luontokin tekee. Se merkitsee, että esimerkiksi metsiköiden käsittelyyn tulee soveltaa vaihtelevia eikä kaavamaisia toimenpiteitä. Monimuotoisuuden turvaaminen vaatii monimuotoisuutta myös toimenpiteiltä.

Toimenpiteiden hierarkkisella suunnittelulla voidaan myös hajauttaa ja pienentää riskiä sille, että monimuotoisuuden turvaaminen epäonnistuu. Jos esimerkiksi havaitaan, että ekologiset käytävät eivät tietyllä alueella lisääkään tehokkaasti maiseman kytkeytyneisyyttä, tilannetta voidaan ehkä korjata osittaishakkuilla ja hakkuiden paremmalla sijoittelulla. Riskien hajauttaminen on tärkeää pyrittäessä monimuotoisuuden turvaamiseen, koska useinkaan ei voida varmuudella tietää kuinka tehokkaita eri keinot tietyissä tilanteissa ovat.

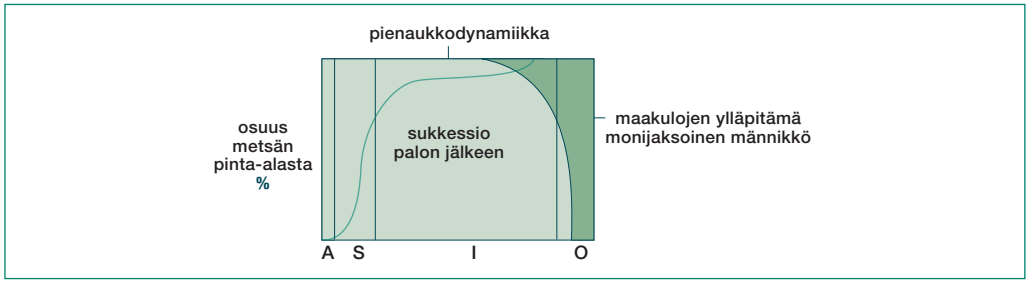
Metsän luontaiseen häiriödynamiikkaan perustuvia metsänkäsittelymalleja

Metsän luontaisen häiriödynamiikan mukailu on nähty keskeiseksi keinoksi turvata talousmetsien monimuotoisuutta[5,1]. Luontaiseen häiriödynamiikkaan perustuvia metsänkäsittelymalleja ovat muun muassa Ruotsissa kehitetty ASIO-malli[96,17] ja Kanadassa ideoitu metsien palodynamiikkaan perustuva malli[56,57].

Ruotsalainen malli. Ruotsissa kehitetty ASIO-malli on yksinkertainen käsitteellinen malli, jolla pyritään havainnollistamaan luonnonmetsän häiriödynamiikkaa, lähinnä palodynamiikkaa, suhteessa kasvupaikkatyyppiin. Mallissa metsät jaetaan neljään, palojen toistuvuuden suhteen erilaiseen luokkaan, joilla luontaisesti vallitsee erilainen dynamiikka ja joita käsitellään eri tavoin17 (kuva 2.6).

KUVA 5.14

Metsäalueen jakautuminen kolmeen metsikködynamiikkatyyppiin ASIO-mallin olettaman palojen toistuvuuden suhteen. Kosteissa A-luokan metsissä paloja ei luonnossa esiinny ja metsä uudistuu pienaukkodynamiikan kautta, S- ja I-luokissa voimakkuudeltaan vaihtelevat palot ovat vallitseva häiriötyyppi, mutta myös pienaukkodynamiikkaa esiintyy. O-luokan metsissä usein toistuvat pintakulot pitävät yllä kokorakenteeltaan vaihtelevia mäntymetsiä[17].



A *(Aldrig)* -luokan kosteissa ja erittäin rehevissä metsissä paloja ei katsota esiintyvän lainkaan tai ne ovat hyvin harvinaisia. Tällaisissa metsissä vallitsee luontaisesti pienaukkodynamiikka[17,48].

S *(Sällan)* -luokan kosteahkojen kasvupaikkatyyppien metsissä palojen katsotaan esiintyvän harvoin, harvemmin kuin kerran sadassa vuodessa. Tällaisissa metsissä esiintyy luontaisesti eri suhteissa sekä voimakkaita paloja että pienaukkodynamiikkaa.

I *(Ibland)* -luokan tuoreissa metsissä palojen katsotaan esiintyvän useammin kuin kerran sadassa vuodessa.

O *(Ofta)* -luokan kuivissa metsissä palojen katsotaan esiintyvän keskimäärin 40–60 vuoden välein (kuva 5.14).

ASIO-mallia on sovellettu siten, että metsäalue jaetaan kasvupaikkatietoa hyväksi käyttäen neljään edellä mainittuun tyyppiin, joiden luontainen palojen toistuvuus arvioidaan. Samalla tarkennetaan, kuinka suurella metsäalalla vallitsisi pienaukkodynamiikka (kuva 5.14), ja esitetään arvio luontaisesta vuotuisesta paloalasta. Metsien nykytilan ja mallin avulla hahmotetun metsien luonnontilan vertailun pohjalta voidaan asettaa lyhyen ja pitkän aikavälin tavoitteita metsien rakenteen kehittämiselle, soveltaen esimerkiksi olemassa olevaa tietoa lajien ekologisista kynnysarvoista. Jos metsien käyttöhistoria on pitkä ja joitakin elinympäristötyyppejä on kokonaan hävinnyt, voidaan niitä palauttaa metsiä ennallistamalla[17].

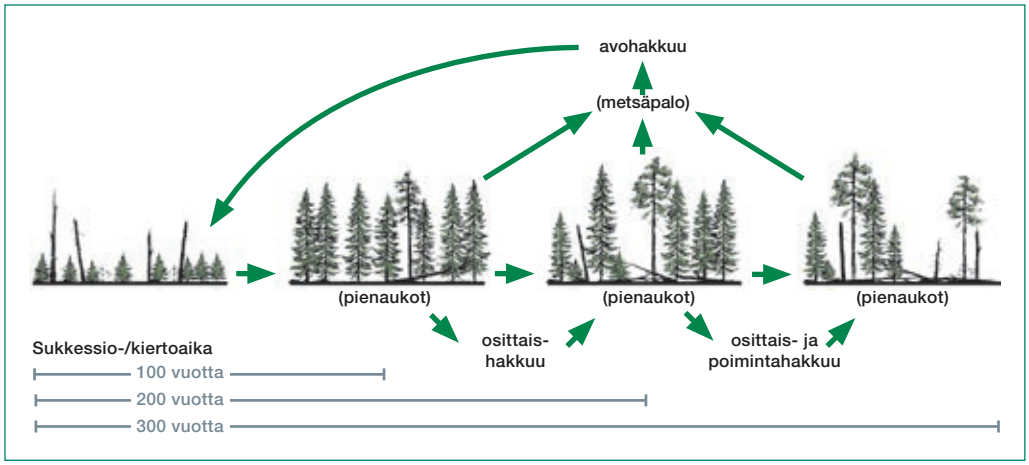
ASIO-mallissa ovat tärkeitä paitsi palojen luontainen toistuminen, myös tulen vaikutus metsän rakenteeseen. Tämä taas on pitkälti sidoksissa siihen, mikä on palojen voimakkuus ja kuinka puut kestävät tulta. Esimerkiksi mäntyvaltaisissa metsissä usein toistuvat palot voivat pitää yllä melko vakaata metsärakennetta (luku 2, kuva 2.7), koska isot männyt selviävät hengissä pintakuloista, jotka estävät muiden puulajien invaasion mutta edistävät männyn uudistumista[8]. Onkin ilmeistä, että monikerroksiset vanhojen aihkipuiden luonnehtimat mäntymetsät ovat luontaisesti ja historiallisesti olleet yleisempiä kuin eräissä ASIO-mallin metsätaloudellisissa sovelluksissa on oletettu (S- ja I-luokan metsät)[20,19,58]. Lisäksi viljavien kasvupaikkojen palosukkessioille tyypillinen lehtipuuvaihe typistetään avohakkuun jälkeisessä metsän uudistamisessa ja taimikonhoidossa yleensä pois. Niinpä avohakkuisiin perustuva metsien käsittely mukailee tältä osin varsin huonosti metsän luontaista häiriödynamiikkaa ja sitä kautta syntyviä elinympäristöjä.

ASIO-mallin ongelmana on myös, ettei se perusmuodossaan ota huomioon maisemarakenteen suurta merkitystä häiriöiden esiintymiselle (luku 2). Koska salaman iskun todennäköisyys liittyy pinta-alaan, yhtenäiset kankaat palavat luontaisesti paljon useammin kuin eristyneet suosaarekkeet, vaikka metsätyyppi olisikin sama. Malli ei liioin ota huomioon metsäpalojen esiintymiseen liittyvää satunnaisuutta, jolla on merkittävä vaikutus metsäalueen rakenteen muotoutumiselle.

Kanadalainen malli. Kanadassa kehitetyssä palodynamiikkaan perustuvassa metsänkäsittelymallissa[56,57] metsäalue jaetaan kolmeen käsittelyluokkaan, joilla sovelletaan erilaisia hakkuutapoja ja kiertoaikoja (kuva 5.15). Osa metsäalasta uudistetaan avohakkuilla esimerkiksi noin sadan vuoden kiertoajalla. Näin jäljitellään luonnontilassa noin sadan vuoden välein toistuvia voimakkaita, kaikki puut tappavia metsäpaloja. Osaa metsiköistä kasvatetaan pitemmällä, esimerkiksi 200 vuoden kiertoajalla, jonka aikana niitä käsitellään osittaisilla hakkuilla tavoitteena alikasvoksen vapauttaminen. Näin pyritään jäljittelemään pitemmän palokierron metsiköissä syntyviä elinympäristörakenteita. Osa näistä metsistä uudistetaan avohakkuilla kiertoajan lopussa, mutta osan annetaan kehittyä vieläkin vanhemmiksi. Näitä metsiä käsitellään poiminta- ja pienaukkotyyppisillä hakkuilla. Nämä metsät voidaan uudistaa esimerkiksi 300 vuoden ikäisinä avohakkuulla.

Kunkin käsittelyluokan tavoiteosuudet määritellään metsäpalojen luontaisen alueellisen esiintymistiheyden mukaan[57]. Mitä harvemmin palojen oletetaan luontaisesti esiintyvän, sitä suurempaan osaan alueesta tavoitellaan metsiä, joissa on vanhan metsän piirteitä.

Metsän luontaiseen palodynamiikkaan perustuville ASIO-mallille ja kanadalaiselle



KUVA 5.15

Kanadalaisessa palodynamiikkaan perustuvassa metsänkäsittelymallissa palojen luomia vaihtelevia metsärakenteita mukaillaan jakamalla metsäalue kolmeen käsittelyluokkaan, joilla sovelletaan erilaisia hakkuutapoja ja kiertoaikoja[56,57] (Piirros: Janne Karsisto).

mallille on yhteistä se, että luonnonmetsädynamiikkaa jäljitellään sekä voimakkailla, aukeita aloja tuottavilla hakkuilla että säilyttämällä eri-ikäisiä metsiä, joita ei käsitellä voimakkailla uudistushakkuilla. Erona malleissa on se, että ASIO-malli olettaa palotiheyksien erojen perustuvan kasvupaikkojen ominaisuuksiin, kun taas kanadalaisessa mallissa palojen katsotaan esiintyvän pääosin satunnaisesti ja kasvupaikkaerojen olevan toissijaisia. Näillä lähtöoletusten eroilla on merkitystä sille, millaiseksi alueen metsien ikärakenne muotoutuu. Metsäpalojen satunnainen esiintyminen merkitsee, että aina osa myös paloherkkien metsätyyppien metsistä säilyy pitkään palamatta ja kehittyy vanhoiksi metsiksi (kuva 5.15). ASIO-mallin perusoletusten mukaan käsitellyistä metsistä tämä vanhojen metsien muodostama ikäluokkajakauman ”häntä” puuttuu etenkin kuivien metsätyyppien osalta.

Lähtökohtaoletusten erojen taustalla ovat yleiset käsitykset Pohjois-Amerikan ja Fennoskandian välisistä eroavuuksista metsien paloekologiassa. Tehtyjen oletusten yleispätevyyttä ei toisaalta ole kyetty kovinkaan luotettavasti osoittamaan. Ilmeisesti metsäpalojen luontaiseen esiintymiseen liittyy sekä satunnaisia (salamointi) että deterministisiä tekijöitä (metsätyyppi, metsän rakenne ja sukkessiovaihe, yhtenäisen metsän laajuus). Metsän luontaiseen häiriödynamiikkaan pohjaavia metsänkäsittelyn malleja onkin syytä edelleen kehittää ottaen huomioon uudet tutkimustulokset, jotka liittyvät metsäpalojen esiintymisen maantieteelliseen vaihteluun[97] ja metsäpalojen tuottamien metsärakenteiden monimuotoisuuteen (luku 2.1)[56,5,19,8,98].

Luonnonmetsiä koskevan tiedon soveltamisen haasteita

Metsän luontaisten häiriöiden käyttö monimuotoisuutta turvaavan metsänkäsittelyn mallina on ajatuksena suoraviivainen, mutta sen soveltaminen käytäntöön on haasteellista. Ensinnäkin tarvitaan luotettavaa tietoa metsän luontaisista häiriöistä ja niiden vaikutuksista metsiköiden ja metsäalueiden rakenteisiin. Tutkimusongelma on haastava, koska metsän häiriödynamiikka on monimuotoinen ilmiökokonaisuus, joka lisäksi vaihtelee paikan ja ajan myötä[99,8]. Monellakaan Suomen alueella ei sitä paitsi ole enää jäljellä riittävän laajoja luonnontilaisia vertailualueita, joilla metsän maisematason häiriödynamiikkaa voitaisiin tutkia[8]. On myös otettava huomioon, että ilmaston muut-

tumisella voi olla suuria ja odottamattomia vaikutuksia metsien luontaiseen häiriödynamiikkaan ja monimuotoisuuteen[100].

Kullekin alueelle luonteenomaisen häiriöekologian ymmärtäminen on kuitenkin tärkeää sovellettaessa luonnonmetsiä koskevaa tietoa monimuotoisuuden turvaamiseen. Näin siksi, että boreaalisten metsien häiriöekologian piirteet vaihtelevat paitsi maanosittain (esim. Kanada verrattuna Pohjois-Eurooppaan), myös pienemmässä alueellisessa mittakaavassa, maisemamosaiikin ominaisuuksien mukaan.

Luontaisten häiriöiden ja sukkessioiden luomat metsikkö- ja metsäaluerakenteet ovat varsin monimutkaisia, eikä niitä ole lainkaan yksinkertaista tuottaa metsien taloudellisen hyödyntämisen ohessa[80]. Toisaalta häiriöekologisen tiedon liian yksinkertainen soveltaminen ei ehkä johtaisikaan toivottuihin tuloksiin, kun tavoitteena on turvata eri mittakaavatasoilla esiintyvien elinympäristöjen monimuotoisuus. Jos metsän käsittelyssä esimerkiksi mukaillaan vain häiriöiden (esim. metsäpalojen) keskimääräistä esiintymisväliä, mutta ei kiinnitetä tarpeeksi huomiota häiriöiden luontaiseen vaihteluun esimerkiksi pinta-alan, toistuvuuden ja puiden kuolleisuuden suhteen, saadaan aikaan metsikkö- ja metsäaluerakenteita, jotka ovat kaukana luontaisista.

Onkin haastava tehtävä kehittää luontaiseen häiriödynamiikkaan perustuvia metsänkäsittelymalleja, joita voidaan soveltaa käytäntöön mutta jotka ovat samalla riittävän realistisia. Lähtökohdat ja suuntaviivat tällaisten metsänkäsittelymallien kehittämiselle ja soveltamiselle on jo luotu[101,102,103,5,57,104,8,1]. Metsien luontaisesta häiriöekologiasta ja rakenteista tiedetään useimmiten riittävästi kertomaan, mihin suuntaan metsien käsittelyä pitää muuttaa, jotta metsien rakenteessa voitaisiin lähestyä luonnontilaisen kaltaista elinympäristökirjoa.

Myös omaksutut ja vallitsevat metsänkäsittelyn mallit, esimerkiksi kuviopohjainen metsätalous (luku 4.5), voivat rajoittaa käytännön organisaatioiden kykyä omaksua uusia, perusteiltaan aiemmista poikkeavia metsänkäsittelyn malleja (luku 5.2). Perinteisessä metsänhoidossa on pyritty kaikin keinoin minimoimaan metsäpalojen, myrskyjen, hyönteistuhojen ja muiden luontaisten häiriöiden vaikutukset. Näistä vaihtelevista ”tuhoista” koituvien vaikutusten käyttäminen metsänkäsittelyn malleina voi tuntua ajatuksena vieraalta, ellei ymmärretä luontaisten häiriöiden tuottaman heterogeenisen elinympäristömosaiikin merkitystä luonnon monimuotoisuuden säilymiselle (luku 2).

Metsien luontainen häiriödynamiikka tarjoaa kuitenkin käyttökelpoisen vertailukohdan ja käsitteellisen mallin, jota voidaan hyödyntää pyrittäessä turvaamaan monimuotoisuutta. Häiriödynamiikkamallin soveltamisen edellytyksenä on, että metsäekosysteemin hierarkkinen rakenne ja dynamiikan pitkäjänteisyys ymmärretään ja otetaan huomioon.

Lähestymistapa korostaa myös sitä, että metsätaloutta ja monimuotoisuuden turvaamista ei voi toteuttaa erillään toisistaan, sillä jokaisella metsätaloudellisella toimella on seurausvaikutuksensa metsäalueen elinympäristökokonaisuuteen ja lajistoon. Tämä johtuu perimmältään siitä, että sekä monimuotoisuus että metsätalouden tulos ovat useimmiten riippuvaisia samasta resurssista: puista.

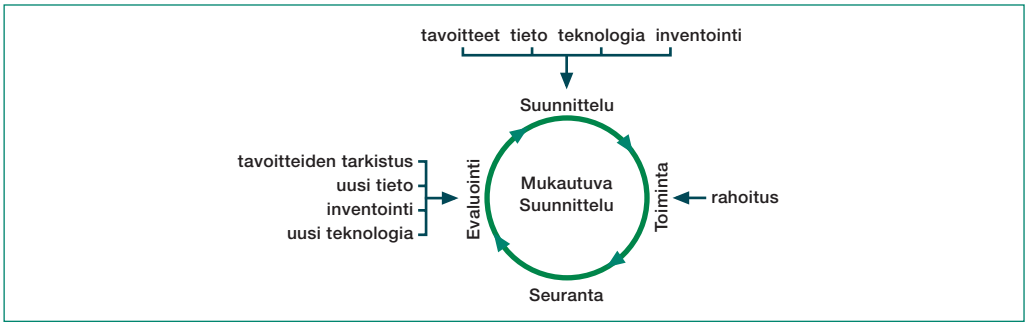
5.6 Mukautuva suunnittelu ja seuranta

■ Mukautuvan suunnittelun tavoitteena on pyrkiä varmistamaan, että ihmisen eri tavoin hyödyntämän metsäalueen monimuotoisuutta ja sopeutumiskykyä uudistavat prosessit turvataan, jolloin myös ekosysteemin hyödyntäminen on ekologisesti kestävällä pohjalla[7,105].

Mukautuvalla suunnittelulla pyritään saavuttamaan monimuotoisuuden turvaamiselle ja ekologiselle kestävyydelle asetetut tavoit-



Kuva: Petri Keto-Tokoi



KUVA 5.16

Kaavakuva mukautuvan suunnittelun *(adaptive management)* periaatteesta. Mukautuvalla suunnittelulla pyritään saavuttamaan monimuotoisuuden turvaamiselle ja ekologiselle kestävyydelle asetetut tavoitteet tilanteessa, jossa metsäekosysteemin toiminnan tuntemus on vajavaista ja ekosysteemeihin puuttuvaan toimintaan liittyy riskejä.

teet huolimatta siitä, että metsäekosysteemin toimintaa ei tunneta kattavasti ja että ekosysteemeihin puuttuvaan toimintaan liittyy aina riskejä. Mukautuvan suunnittelun lähtökohtana on siis sen tosiasian tunnustaminen, että tietomme ekosysteemien kehittymisestä ja monimuotoisuuden ekologiasta muuttuvassa ympäristössä ovat aina puutteellisia ja yllätykset ovat aina mahdollisia.

Esimerkiksi valittujen metsänkäsittelymenetelmien vaikutusta monimuotoisuuteen ei pystytä varmasti ennustamaan ja toiminnan tuloksiin liittyy aina epävarmuutta. Tuloksia on siis seurattava, jotta metsänkäsittelyn vaikutuksista voitaisiin oppia jotakin uutta. Mukautuvan suunnittelun perusajatuksena onkin kerätä organisoidusti ja jatkuvasti tietoa toiminnan tuloksista ja ohjata se hyödyntämään ja suuntaamaan käytännön toimintaa. Seuranta on aina elimellinen osa mukautuvaa suunnittelua (kuva 5.16).

Mukautuva suunnittelu lähtee monimuotoisuuden turvaamiselle asetetuista yleistavoitteista. Tavoitteiden mukaan valitaan taktiikka ja keinot, joilla tavoitteet pyritään saavuttamaan. Metsäalueen monimuotoisuuden muutosta suhteessa toimenpiteisiin seurataan. Seurannasta saatavan tiedon avulla voidaan esimerkiksi muuttaa metsänkäsittelymenetelmiä tai lisätä suojeltujen alueiden määrää, jos näyttää siltä, ettei asetettuihin tavoitteisiin päästä valituilla keinoilla.

Mukautuvan suunnittelun onnistumiseksi on tavoitteet määriteltävä selkeästi ja mitattavasti. Lisäksi on suunniteltava seurantamenetelmät, joilla tavoitteiden toteutumista mitataan sekä varattava voimavaroja pitkäjänteiseen seurantaan. Koska muutokset metsäluonnossa ovat hitaita, on mukautuvan suunnittelun aikajänteen oltava pitkä, vähintään sata vuotta. Samasta syystä mukautuvan suunnittelun periaate on tarpeen sisällyttää metsänkäsittelyn suunnitteluun ja ohjeistukseen. Periaatteessa mukautuva suunnittelu on päättymätön prosessi, jonka tarkoitus on, että toiminnan kohteena olevan metsäekosysteemi ymmärretään entistä paremmin ja että käytetään aiempaa parempia metsänhoitomenetelmiä (kuva 5.16).

Mukautuvassa suunnittelussa valittuja metsänkäsittelymenetelmiä tarkastellaan ikään kuin parhaaseen olemassa olevaan tietoon perustuvina kokeina, joiden vaikutukset monimuotoisuuteen ovat kuitenkin epävarmoja ja joita on sen vuoksi tarpeen testata kertyvien kokemusten, seurantatietojen ja tutkimustulosten avulla.

Mukautuvan suunnittelun käytännön toteutuksesta on esitetty kaksi tulkintaa[1]. Tiukan tulkinnan mukaan toiminnan vaikutusten seurannassa on syytä käyttää tieteellisiä tutkimusmenetelmiä toistoineen[106,107]. Kokeellinen toiminta nähdään kiinteänä osana mukautuvaa suunnittelua. Kokeiden avulla pyritään oppimaan sekä onnistumisten että epäonnistumisten kautta mahdollisimman paljon met-

säekosysteemin toiminnasta. Sekä luontaisia häiriöitä että ihmisen toimia voidaan käyttää koetoiminnan pohjana. Toisen, väljemmän tulkinnan mukaan erilaista tietoa, aina kokemuksista erilaisilla seurantamenetelmillä kerättävään tietoon, voidaan käyttää apuna arvioitaessa valittujen metsänkäsittelytapojen vaikutuksia lajistoon[1].

Mukautuvalla suunnittelulla pyritään siis saavuttamaan monimuotoisuuden turvaamiselle asetetut tavoitteet huolimatta siitä, että toimien kohteena olevan ekosysteemin toiminta ymmärretään puutteellisesti ja toimien vaikutuksiin liittyy epävarmuutta. Juuri tämän epävarmuuden ja jatkuvan muutoksen mahdollisuuden ja jopa välttämättömyyden hy-

TIETOLAATIKKO 5.7
Seuranta osana mukautuvaa suunnittelua

Toiminnan vaikutusten seuranta on oleellinen osa monimuotoisuuden turvaamiseen tähtäävää mukautuvaa suunnittelua[109,110,22,111]. Seurannan ensisijaisena tavoitteena on selvittää, miten tavoitteena oleva monimuotoisuuden turvaaminen toteutuu suunnittelualueella.

Metsänkäsittelyn lajistovaikutusten arviointiin ja lajiston seurantaan on käytettävissä kaksi toisiaan täydentävää keinoa: lajistoseuranta ja elinympäristöjen seuranta. Lajien populaatioiden seuranta antaa tietoa niiden mahdollisista muutoksista suhteessa metsien käsittelyyn, mutta kaikkien lajien seuranta ei ole mahdollista. Toisaalta vain yhden lajin tai lajiryhmän (kuten lintujen) seuranta ei anna tarpeeksi monipuolista kuvaa lajiston mahdollisesta vasteesta metsien käsittelyyn. Indikaattorilajien seurantaa pidetään usein kompromissina. Tosin niidenkin käyttö edellyttää eliölajit tunnistavaa henkilöä ja laajoja maastotöitä, mikä lisää seurannan kustannuksia.

Elinympäristöjen seurannalla pyritään puolestaan varmistamaan, että alueen ympäristökirjo ja sitä kautta lajiston elinmahdollisuudet säilyvät. Tällöin ei tarkastella eliölajeja suoraan, vaan selvitetään lajien vaatimien elinympäristöjen säilymistä ja elinympäristöjen määrässä ja laadussa tapahtuvia muutoksia[112,113]. Elinympäristöjen muutokset heijastuvat lajistoon, joskin johtopäätösten tekemiseksi on tunnettava lajien elinympäristövaatimukset ja niiden kyky sietää muutoksia[114]. Esimerkiksi useiden riistalajien ympäristövaatimukset tunnetaan riittävän hyvin tätä tarkoitusta varten. Monet muut lajit ovat kuitenkin niin huonosti tunnettuja, ettei tarkalleen tiedetä, mitkä niiden elinympäristövaatimukset ovat.

Ekologisessa seurannassa voidaan käyttää elinympäristöseurannan ja lajistoseurannan yhdistelmää, jossa yhtäältä seurataan luontaisen elinympäristökirjon ja sen laadun sekä toisaalta tunnettujen ja helposti tunnistettavien indikaattorilajien säilymistä. Indikaattorilajeiksi tulisi valita elinympäristövaatimuksiltaan erilaisia lajeja[115]. Tällaiseen indikaattorilajiryhmään voisi sisältyä esimerkiksi seuraavia eliöryhmiä: tikat, kasvit, käävät, jäkälät ja kuolleessa puussa elävät kovakuoriaiset[116].

Hyvän indikaattorin ominaisuuksia ovat muun muassa helppo havaittavuus ja tunnistettavuus, herkkyys ympäristömuutoksille ja muiden lajien muutosten ilmentäminen[110]. Viimeksi mainittu on tärkeä ominaisuus, mutta sen toteutuminen on pystytty osoittamaan vain harvalla lajilla. Jos lajin käyttökelpoisuutta muiden lajien muutosten ilmentäjänä ei ole selvitetty, on vaarana, että seuranta ja sitä seuraavat toimet kohdistuvat vain indikaattoriksi ajateltuun lajiin, eikä muihin lajeihin tai elinympäristöihin, joita lajin on ajateltu ilmentävän[117].

Metsäluonnon monimuotoisuuden seurantaa on kehitetty Euroopan unionin tasolla pyrkien yhdistämään lajisto–elinympäristö-seuranta yhtäältä metsän rakennepiirteissä tapahtuvien muutosten seurantaan, sekä toisaalta kansalliseen muutosten seurantaan[118].

Jari Niemelä

väksyminen on mukautuvassa suunnittelussa keskeistä. Näiden periaatteiden toteuttaminen voi näyttää ongelmalliselta metsien hoidosta vastaavien organisaatioiden näkökulmasta[1]. Jos esimerkiksi seurantatiedot osoittavat, ettei metsäalueen monimuotoisuutta voida turvata valituilla keinoilla, on mukautuvan suunnittelun logiikan mukaan muutettava metsänhoidon menetelmiä tai perustettava lisää suojelualueita. Tämä saattaa merkitä sitä, että alueen hakkuusuunnitetta joudutaan pienentämään.

Jatkuvan muutoksen omaksuminen osaksi metsien hoidosta vastaavan organisaation strategiaa on haastava tavoite. Toisaalta on havaittu, että muutoksen hyväksyminen ja uusien parempien ratkaisujen ja toimintamallien jatkuva etsiminen on ominaista kaikille menestyville organisaatioille[108]. Jos metsien käsittelyä ei pystytä tarvittaessa mukauttamaan seurantatiedon antaman palautteen mukaisesti, vesittää tämä koko prosessin ja mukautuvaan suunnitteluun sisältyvän toiminnan joustavuuden idean. Mukautuvaan suunnitteluun kykenevien organisaatioiden ja instituutioiden luominen onkin todellinen haaste pyrittäessä ekologisesti kestävään metsätalouteen.

KIRJALLISUUS

1) Lindenmayer, D.B. & Franklin, J.F. 2002. Conserving Forest Biodiversity. A Comprehensive Multiscaled Approach. Island Press. Washington.

2) Martikainen, P. 2001. Conservation of threatened saproxylic beetles: significance of retained aspen *Populus tremula* on clear-cut areas. Ecological Bulletins 49: 205–218.

3) Holling, C.S. 1992. The role of forest insects in structuring the boreal landscape. Teoksessa: Shugart, H.H., Leemans, R. & Bonan, G.B. (toim.). A systems analysis of the global boreal forest. Cambridge University Press, Cambridge. s. 170–191.

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

5) Hunter, Jr., M.L. (toim.) 1999. Maintaining Biodiversity in Forest Ecosystems. Cambridge University Press.

6) Franklin, J.F. 1993. Preserving biodiversity: species, ecosystems, or landscapes. Ecological Applications 3: 202–205.

7) Holling, C.S. 2001. Understanding the complexity of economic, ecological and social systems. Ecosystems 4: 390–405.

8) Kuuluvainen, T. 2002. Natural variability of forests as a reference for restoring and managing biological diversity in boreal Fennoscandia. Silva Fennica 36(1): 97–125.

9) Attiwill, P.M. 1994. The disturbance dynamics of forest ecosystems: the ecological basis for conservative management. Forest Ecology and Management 63: 247–300.

10) Forman, R.T. 1995. Land Mosaics: The Ecology of Landscapes and Regions. Cambridge University Press. New York.

11) McIntyre, S. & Hobbs, R. 1999. A framework for conseptualizing human effects on landscapes and its relevance on managements and research models. Conservation Biology 13: 1282–1292.

12) MacArthur, R.H. & Wilson, E.O. 1967. The Theory of Island Biogeography. Princeton University Press. Princeton.

13) Hanski, I. 1999. Metapopulation Ecology. Oxford University Press. 313 s. Oxford.

14) Fries, C., Carlsson, M., Dahlin, B., Lämås, T. & Sallnäs, O. 1998. A review of conceptual landscape planning models for multiobjective forestry in Sweden. Canadian Journal of Forest Research 28: 159–167.

15) Karvonen, L. 1999. Alue-ekologisen suunnittelun ohje. Metsähallitus. 23 s. Vantaa.

16) Wiens, J.A. 1997. The emerging role of patchiness in conservation biology. Teoksessa: Pickett, S.T.A., Ostfeld, R.S., Shachak, M. & Likens, G.E. (toim.), The Ecological Basis of Conservation: Heterogeneity, Ecosystems, and Biodiversity, s. 93–107. Chapham & Hall. New York.

17) Angelstam, P. 1998. Maintaining and restoring biodiversity in European boreal forests by developing natural disturbance regimes. Journal of Vegetation Science 9: 593–602.

18) Bunnell, F.L. 1999. What habitat is an island? Teoksessa: Rochelle, J.A., Lehmann, L.A. & Wisniewski, J. (toim.), Forest Fragmentation: Wildlife and Management Applications, 1–31. Brill, Leiden.

19) 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.

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

21) Pennanen, J. 2002. Forest age distribution under mixed-severity fire regimes – a simulation based analysis for middle-boreal Fennoscandia. Silva Fennica 36(1): 213–231.

22) Niemelä, J. 2001. The utility of movement corridors in forested landscapes. Scandinavian Journal of Forest Research, Supplement 3: 70–78.

23) Fahrig 1999. Forest loss and fragmentation: which has the greater effect on persistence of forest-dwelling animals? Teoksessa: Rochelle, J.A. Lehmann, L.A. & Wisniewski, J. (toim.), Forest Fragmentation. Wildlife and Management Implications, s. 87–95. Brill.

24) Virkkala, R. 1996. Metsien suojelualueverkon rakenne ja kehittämistarpeet – ekologinen lähestymistapa. Suomen ympäristö 16: 1–53.

25) Hanski, I.K. 2000. Radio telemetry in the Siberian flying squirrel: results on home ranges and natal dispersal. Proceedings of the 15th International Symposium on Biotelemetry.

26) Jonsson, B.G. 2000. Availability of coarse woody debris in a boreal old-

growth *Picea* abies forest. Journal of Vegetation Science 11: 51–56.

27) Kuuluvainen, T., Syrjänen, K. & Kalliola, R. 2000. Logs in a pristine *Picea abies* forest landscape: variation in amount, decay stage distribution and spatial occurrence. Ecological Bulletins 49: 105–113.

28) Karjalainen, L. & Kuuluvainen, T. 2002. Amount and diversity of coarse woody debris within a boreal forest landscape dominated by *Pinus sylvestris* in Vienansalo wilderness area. Silva Fennica 36(1): 147–167.

29) With, K.A., Gardner, R.H. & Turner, M.G. 1997. Landscape connectivity and population distributions in heterogeneous environments. Oikos 78: 151–169.

30) Haila, Y. 1999. Islands and fragments. Teoksessa: Hunter, M.L., Jr. (toim.), Maintaining biodiversity in forest ecosystems, s. 234–264. Cambridge University Press.

31) Mönkkönen, M. & Reunanen, P. 1999. On critical thresholds in landscape connectivity: a management perspective. Oikos 84: 302–305.

32) Mönkkönen, M. 1999. Managing northern boreal forest landscapes for biodiversity: ecological and economic perspectives. Biodiversity and Conservation 8: 85–99.

33) 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.

34) Selonen, V. & Hanski, I.K. 2003. Young flying squirrels *(Pteromys volans)* dispersing in fragmented forests. Behavioral Biology (painossa).

35) Simberloff, D., Farr, J.A., Cox, J. & Mehlman, D.W. 1992. Movement corridors: conservation bargains or poor investments? Conservation Biology 6: 493–504.

36) Mönkkönen, M. & Mutanen, M. 2002. Occurrence of moths in boreal forest corridors. Conservation Biology 17: 468–475.

37) Gustafsson, L. & Hansson, L. 1997. Corridors as a conservation tool. Ecological Bulletins 46: 182–190.

38) Murcia, C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. Trends in Ecology & Evolution 10: 58–62.

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

40) Franklin, J.F. & Forman, R.T.T. 1987. Creating landscape patterns by forest cutting: Ecological consequences and principles. Landscape Ecology 1: 5–18.

41) Desrochers, A., Hanski, I.K. & Selonen, V. 2002. Siberian flying squirrels responses to high- and low-contrast forest edges. Landscape Ecology (painossa).

42) Rouvinen, S., Kuuluvainen, T. & Karjalainen, L. 2002. Coarse woody debris in old *Pinus sylvestris* dominated forests along a geographic and human impact gradient in boreal Fennoscandia. Canadian Journal of Forest Research 32: 2184–2200.

43) Jaakkola, S. 1997. Seitsemisen metsien ennallistamissuunnitelma. Metsähallituksen luonnonsuojeluarkisto. Vantaa.

44) Jaakkola, S. 1999. Nuuksion kansallispuiston ennallistamissuunnitelma. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja B 53. 66 s.Vantaa.

45) Tukia, H. 2000. Metsien ennallistamisen ekologiaa. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja, Sarja A: 1–65. Vantaa.

46) Ennallistamistyöryhmä 2003. Ennallistaminen suojelualueilla. Ennallistamistyöryhmän mietintö. Suomen ympäristö 618. 220 s. Helsinki.

47)Vanha-Majamaa, I., Tuittila, E.-S., Tonteri, T. &Suominen, R. 1996. Seedling estanblishment after prescribed burning of a clear cut and partially cut mesic boreal forest in southern Finland. Silva Fennica 30(1): 31–45.

48) Kuuluvainen, T. 1994. Gap disturbance, ground microtopography, and the regeneration dynamics of boreal coniferous forests in Finland: a review. Annales Zoologici Fennici 31: 35–51.

49) Rouvinen, S., Kuuluvainen, T. & Siitonen, J. 2002. Tree mortality in a *Pinus sylvestris* dominated boreal forest landscape in Vienansalo wilderness, eastern Fennoscandia. Silva Fennica 36(1): 127–145.

50) Kuuluvainen, T., Syrjänen, K. & Kalliola, R. 1998. *S*tructure of a pristine *Picea abies* forest in north-eastern Europe. Journal of Vegetation Science 9: 563–574.

51) Jonsson, B.G. & Esseen, P.-A. 1990. Treefall disturbance maintains high bryophyte diversity in a boreal spruce forest. Journal of Ecology 78: 924–936.

52) Engelmark, O. & Hytteborn, H. 1999. Coniferous forests. Acta Phytogeographica Suecica 84: 55–74.

53) Wallenius, T. Kuuluvainen, T. Heikkilä, R. & Lindholm, T. 2002. Spatial tree age structure in relation to past disturbances in two old-growth forests in eastern Finland. Silva Fennica 36(1): 185–199.

54) Alanen, A., Leivo, A., Lindgren, L. & Piri, E. 1995. Lehtojen hoito-opas. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja B26. Metsähallitus. Vantaa.

55) Perinnemaisemien hoitotyöryhmä 2000. Perinnebiotooppien hoito Suomessa. Perinnemaisemien hoitotyöryhmän mietintö. Suomen ympäristö 443. 162 s. + 8 liitettä. Helsinki.

56) Bergeron, Y., Harvey, B., Leduc, A. & Gauthier, S. 1999. Forest management guidelines based on natural disturbance dynamics: stand- and forest-level considerations. The Forestry Chronicle 75: 49–54.

57) Bergeron, Y., Leduc, A., Harvey, B. & Gauthier, S. 2002. Natural fire regime: a guide for sustainable management of the Canadian boreal forest. Silva Fennica 36(3): 81–95.

58) 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(1): 169–184.

59) Metsien suojelun tarve Etelä-Suomessa ja Pohjanmaalla 2000. Etelä-Suomen ja Pohjanmaan metsien suojelun tarve –työryhmän mietintö. Suomen ympäristö 437. 284 s. Helsinki.

60) Hansen, A.J., Spies, T.A., Swanson, F.J. & Ohmann, J.L. 1991. Conserving biodiversity in managed forests. Lessons from natural forests. BioScience 41: 382–392.

61) Pitkänen, A. 1999. Paleoecological study of the history of forest fires in eastern Finland. University of Joensuu. Publications in Sciences 58.

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

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

64) Pennanen, J. & Kuuluvainen, T. 2002. A spatial simulation approach to the natural forest landscape dynamics in boreal Fennoscandia. Forest Ecology and Management 164: 157–175.

65) Zackrisson, O. 1977. Influence of forest fires on North Swedish boreal forest. Oikos 29: 22–32.

66) Zackrisson, O. & Östlund, L. 1991. Branden formade skoglandskapets mosaik. Skog och Forskning 91(4): 13–21.

67) Lehtonen, H. & Kolström, T. 2001. Forest fire history in Viena Karelia, Russia. Scandinavian Journal of Forest Research 15: 585–590.

68) Engelmark, O. 1999. Boreal forest disturbances. Teoksessa: Walker, L.R., (toim.), Ecosystems of Disturbed Ground, s. 161–186. Ecosystems of the World 16. Elsevier. Amsterdam.

69) Sirén, G. 1955. The development of spruce forest on raw humus sites and its ecology. Acta Forestalia Fennica 62: 1–363.

70) Syrjänen, K. Kalliola, R., Puolasmaa, A. & Mattson, J. 1994. Landscape structure and forest dynamics in subcontinental Russian European taiga. Annales Zoologici Fennici 31: 19–34.

71) Gromtsev, A. 2002. Natural disturbance dynamics in the boreal forests of European Russia: a review. Silva Fennica 36(1): 41–55.

72) Wallenius, T. 2002. Forest age distribution and traces of past fires in a natural boreal landscape dominated by *Picea abies*. Silva Fennica 36(1): 201–211.

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

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

75) Franklin, J.F., Berg, D.E., Thornburgh, D.A. & Tappeiner, J.C. 1997. Alternative silvucultural approaches to timber harvesting: variable retention harvest systems. Teoksessa: Kohm, K.A. & Franklin, J.F. (toim.). Creating a forestry for the twenty-first century: The science of ecosystem management. Island Press, Washington ss. 111–139.

76) Jalonen, J. & Vanha-Majamaa, I. 1998. Metsänkäsittelyn vaikutus aluskasvillisuuteen – tutkimuksen ja otannan ongelmat. Teoksessa: Annila, E. (toim.), Monimuotoinen metsä. Metsäluonnon monimuotoisuuden tutkimusohjelman väliraportti, s. 239–253. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 705: 1–335.

77) 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.

78) Vanha-Majamaa, I. & Jalonen, J. 2001. Green Tree Retention in Fennoscandian Forestry. Scandinavian Journal of Forest Research 3: 79–90.

79) Vanha-Majamaa, I. & Jalonen, J. 2003. Effects of variable retention on seedlings and saplings in boreal spruce forest in southern Finland. (Käsikirjoitus).

80) Franklin, J.F., Spies, T.A., Van Pelt, R., Carey, A.B., Thornburgh, D.A., Rae Berg, D., Lindenmayer, D.B., Harmon, M.E., Keeton, W.S., Shaw, D.C., Bible, K. & Chen, J. 2002. Disturbances and structural development of natural forest ecosystems with silvicultural implications, using Douglas-fir forests as an example. Forest Ecology and Management 155: 399–423.

81) Aubry, K.B., Amaranthus, T.P., Halpern, C.B., White, J.D., Woodard, B.L., Peterson, C.E., Lagoudakis, C.A. & Horton, A.J. 1999. Evaluating the effects of varying levels and patterns of green-tree retention: Experimental design of the DEMO study. Northw. Sci. 73 (Special Issue SI): 12–26.

82) Beese, W.J. & Bryant, A.A. 1999. Effect of alternative silvicultural systems on vegetation and bird communities in coastal montane forests of British Columbia, Canada. Forest Ecology and Management 115: 231–242.

83) Hautala, H., Vanha-Majamaa, I & Laaka-Lindberg, S. 2003a. Effects of retention felling on epixylic vegetation. (Käsikirjoitus).

84) Hautala, H., Jalonen, J., Laaka-Lindberg, S. & Vanha-Majamaa, I. 2003b. Impacts of retention felling on coarse woody debris (CWD) in mature boreal spruce forests in Finland. Biodiversity and Conservation. (painossa).

85) Hautala, H. & Vanha-Majamaa, I. 2003. Tree uprooting after retention felling in coniferous boreal forest. (Käsikirjoitus).

86) Uliczka, H. & Angelstam, P. 1999. Occurrence of epiphytic macrolichens in relation to tree species and age in managed boreal forest. Ecography 22: 396–405.

87) Berg, Å., Ehnström, B., Gustafsson, L., Hallingbäck, T., Jonsell, M. & Weslien, J. 1995. Threats levels and threats to red-listed species in Swedish forests. Conservation Biology 9: 1629–1633.

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

89) 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.

90) Valkonen, S. 2000. Effect of retained Scots pine trees on regeneration, growth, form, and yield of forest stands. Investigación agraria, sistemas y recursos forestales, fuera de serie no 1: 121–145.

91) Birch, K.R. & Johnson, K.N. 1992. Stand-level wood-production costs of leaving live, mature trees at regeneration harvest in coastal Douglas-fir stands. Western Journal of Applied Forestry 7: 65–68.

92) Zenner, E.K., Acker, S.A. & Emmingham 1998. Growth reduction in harvest-age, coniferous forests with residual trees in the western central Cascade Range of Oregon. Forest Ecology and Management 102: 75–88.

93) Koivula, M. 2001. Carabid beetles (Coleoptera, Carabidae) in boreal managed forests – meso-scale ecological patterns in relation to modern forestry. Väitöskirja. Helsingin yliopisto, Ekologian ja systematiikan laitos. 120 s. Helsinki.

94) Van Wagner, C.E. 1978. Age-class distribution and the forest fire cycle. Canadian Journal of Forest Research 8: 220–227.

95) Bergquist, B. 1999. Påverkan och skyddzoner vid vattendrag i skogs- och jordbrukslandskapet. En litteraturöversikt. Fiskeriverket Rapport 3: 1–118.

96) Angelstam, P. & Rosenberg, P. 1993. Aldrig Sällan Ibland Ofta. Skog och Forskning 1: 34–40.

97) Larjavaara, M., Kuuluvainen, T., Rita, H. & Venäläinen, A. 2003. Spatio-temporal distribution of lightning-ignited forest fires in Finland. (Käsikirjoitus).

98) Lampainen, J., Kuuluvainen, T. H., Wallenius, T., Karjalainen, L. & Vanha-Majamaa, I. 2004. Long-term forest structure and regeneration after wildfire in Russian Karelia. Journal of Vegetation Science 15: 245-256.

99) Landres, P.B., Morgan, P. & Swanson, F.J. 1999. Overview of the use of natural variability concepts in managing ecological systems. Ecological Applications 9: 1179–1188.

100) Dale, V.H., Joyce, L.A., McNulty, S., Neilson, R.P., Ayres, M.P., Flannigan, M.D., Hanson, P.J., Irland, L.C., Lugo, A.E., Peterson, C.J., Simberloff, D., Swanson, F.J., Stocks, B.J. &

Wotton, B.M. 2001. Climate change and forest disturbances. BioScience 51: 723–734.

101) Coates, K.D. & Burton, P.J. 1997. A gap-based approach for development of silvicultural systems to address ecosystem management objectives. Forest Ecology and Management 99: 337–354.

102) Haila, Y., Hanski, I.K., Niemelä, J., Punttila, P., Raivio, S. & Tukia, H. 1994. Forestry and the boreal fauna: matching management with natural forest dynamics. Annales Zoologici Fennici 31: 187–202.

103) Kouki, J. (toim.) 1994. Biodiversity in the Fennoscandian boreal forests: natural variation and its management. Annales Zoologici Fennici 31(1): 1–217.

104) Lähde, E., Laiho, O. & Norokorpi, Y. 1999. Diversity-oriented silviculture in the boreal zone of Europe. Forest Ecology and Management 118: 223–243.

105) Christensen, N.L., Bartuska, A.M., Brown, J.H., Carpenter, S., D'Antonio, C., Francis, R., Franklin, J.F., MacMahon, J.A., Noss, R.J., Parsons, D.J., Peterson, C.H., Turner, M.G. & Woodmansee, R.G. 1996. The report of The Ecological Society of America Committee on the scientific basis for ecosystem management. Ecological Applications 6: 665–691.

106) Walters, C.J. 1986. Adaptive Management of Renewable Resources. McGraw-Hill. New York.

107) Walters, C.J. & Holling, C.S. 1990. Large-scale management experiments and learning by doing. Ecology 71: 2060–68.

108) Gunderson, L.H. & Holling, C.S. (toim.) 2002. Panarchy. Understanding transformations in human and natural systems. Island Press. 507 s. Washington.

109) Niemelä, J. 1999. Management in relation to forest disturbances and dynamics. Forest Ecology and Management 115: 127–134.

110) Niemelä, J. 2000. Biodiversity monitoring for decision-making. Annales Zoologici Fennici 37: 307–317.

111) Niemelä, J., Borg, P., Kuuluvainen, T., Leppänen, M., Lund, G., Späth, V. & Urho, A. 2001. Metsähallituksen alue-ekologinen suunnittelu: arviointi ja kehittämissuositukset. Metsähallitus. 121 s. Vantaa.

112) Drakenberg, B. & Lindhe, A. 1999. Indirekta naturvärdesbedömning på beståndsnivå – en praktiskt tillämpbar metod. Skog & Forskning 2: 60–66.

113) Karvonen, L. 2000. Alue-ekologinen suunnittelu Metsähallituksessa: käytäntöä ja kehittämistä. Teoksessa: Kokko, A., Kangas, J. & Jokimäki, J. (toim.), Alue-ekologisia tutkimustuloksia ja suunnittelukokemuksia, s. 71–87. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 779: 1–104.

114) Larsson, T.-B., Gustafsson, L., Hansson, L. Ihse, M., Inghe, O., Pettersson, B. & Sjögren-Gulve, P. 1999. Indikatorsystem och mätmetoder för biologisk mångfald. Skog & Forskning 2: 7–10.

115) Niemelä, J. & Baur, B. 1998. Threatened species in a vanishing habitat: plants and invertebrates in calcareous grasslands in the Swiss Jura mountains. Biodiversity & Conservation 7: 1407–1416.

116) Rundlöf, U. & Nilsson, S. G. 1995. Fem Ess metoden: spåra skyddsvärd skog i södra Sverige. Naturskyddsföreningen. 60 s. Helsingborg.

117) Simberloff, D. 1998. Measuring diversity of communities and ecosystems with special reference to forests. Teoksessa Bunnell, F. L. & Johnson, J. F. (toim.), Policy and Practices for Biodiversity in Managed Forests: The Living Dance, s. 66–81. UBC Press. Vancouver.

118) Larsson, T.-B. 2001. Biodiversity evaluation tools for European forests. – Ecological Bulletins 50: 1–237.





OSA 3

MONI-MUOTOISUUDEN TURVAAMINEN KÄYTÄNNÖSSÄ

Suomen metsäluonnon monimuotoisuuden suojelu perustuu edustavaan luonnonsuojelualueverkostoon sekä sitä tukevaan talousmetsien luonnonhoitoon.

LUVUSSA 6 esitellään luonnonsuojelulakiin perustuvaa metsien suojelua. Siinä kuvataan luonnonsuojelulain kehitystä sekä Suomen nykyistä luonnonsuojelulainsäädäntöä ja -hallintoa. Luvussa tarkastellaan luonnonsuojelun keskeisiä keinoja, eliölajien suojelua ja aluerauhoituksia, sekä niiden merkitystä metsien monimuotoisuuden turvaamisessa.

LUVUSSA 7 käsitellään sitä, miten monimuotoisuuden turvaamista ohjataan talousmetsissä. Luvussa kuvataan metsälainsäädäntöä, metsätalouden kehittämisohjelmia sekä metsähoidon ohjeistusta, koulutusta ja neuvontaa. Lisäksi pohditaan monimuotoisuuden mittausta ja seurantaa käytännön metsätalouden kannalta.

LUVUSSA 8 esitellään alueellista metsäsuunnittelua ja sen tarjoamia mahdollisuuksia turvata metsäluonnon monimuotoisuutta. Siinä pohditaan, miten monitavoitteisuus, alue-ekologinen näkökulma ja luontoarvot otetaan metsäsuunnittelussa huomioon ja kuinka suunnittelua tulisi näiltä osin kehittää. Luvussa tarkastellaan metsätalouden eri toimijoiden tekemää metsäsuunnittelua sekä sitä, miten metsien monimuotoisuutta käsitellään kaavoituksessa.

LUVUSSA 9 kuvataan talousmetsien luonnonhoidon käytännön menetelmiä. Siinä tarkastellaan erilaisten arvokkaiden elinympäristöjen turvaamista, lahopuuston ylläpitoa, kulotusta ja paloympäristöjen hoitoa, soiden säilyttämistä ja ennallistamista sekä pienvesien ja rantojen vaalimista. Luvussa käsitellään myös eliölajien suojelusäädöksiä ja -ohjeita.



MIKKO KUUSINEN • RAIMO VIRKKALA

6 LUONNONSUOJELU-LAKIIN PERUSTUVA METSIEN SUOJELU

Kuinka metsäluonnon monimuotoisuutta turvataan nykyisellä luonnonsuojelulainsäädännöllä? Millaisia luonnonsuojelualueita Suomessa on? Kuinka paljon Suomessa on suojeltu metsiä ja millaisia suojelualueiden metsät ovat?

6.1 Luonnonsuojelulaki ja luonnonsuojeluhallinto

Suomen luonnonsuojelualueiden historian voidaan katsoa alkaneen keisari Aleksanteri I aikana. Hän määräsi vuonna 1802, ettei Punkaharjun metsiä hakattaisi. Senaatti päättikin alueen lunastamisesta valtiolle vuonna 1840. Vuonna 1880 A.E. Nordenskiöld aloitti keskustelun alkuperäistä luontoa vaalivien suojelualueiden perustamisesta Pohjoismaihin. Laajemmin kansallispuistojen ja muiden luonnonsuojelualueiden perustamista suunniteltiin Suomessa Venäjän vallan aikana 1800-luvun lopulla. Ensimmäisenä valtion mailla sijaitsevana luonnonsuojelualueena rauhoitettiin Mallatunturi Metsähallituksen päätöksellä vuonna 1916. Oulun läänin kuvernööri kielsi jokaista sakon uhalla menemästä alueelle ilman erityistä lupaa.

Vuoden 1923 luonnonsuojelulaki sisälsi jo luonnonsuojelualueita koskevat säännökset, mutta maamme ensimmäiset luonnonsuoje-

lulain mukaiset luonnonsuojelualueet perustettiin kuitenkin vasta vuoden 1938 lailla (83/1938). Ne olivat Pyhätunturin, Pallas-Ounastunturin, Heinäsaarten ja Porkkalan kansallispuistot sekä Pisavaaran, Kutsan, Mallan, Pääskyspahdan, Pummangin ja Hiisjärven luonnonpuistot. Näistä suojelualueista jäi toisen maailmansodan jälkeen maamme rajojen sisäpuolelle vain viisi. Merkittävimmät täydennykset kansallis- ja luonnonpuistoverkostoon tehtiin tämän jälkeen vuonna 1956 sekä vuonna 1976 julkaistun kansallispuistokomitean mietinnön pohjalta vuosina 1982–1983.

Nykyinen luonnonsuojelulaki (1096/1996) tuli voimaan vuoden 1997 alusta. Laki toteuttaa YK:n biologista monimuotoisuutta koskevaa yleissopimusta (biodiversiteettisopimus). Lain tavoitteena on pitää yllä luonnon monimuotoisuutta, vaalia luonnonkauneutta ja maisema-arvoja, tukea luonnonarvojen ja luonnonympäristön kestävää käyttöä, lisätä luonnontuntemusta ja yleistä luonnonharrastusta sekä edistää luonnon tutkimusta. Näin pyritään saavuttamaan ja säilyttämään luontotyyppien ja luonnonvaraisten eliölajien suotuisa suojelutaso.

Luonnonsuojelulakia sovelletaan luonnon ja maiseman suojeluun ja hoitoon. Talousmetsien hoidossa ja käytössä sovelletaan metsälakia. Luonnonsuojelulain säännökset, jotka liittyvät muun muassa luonnonsuojelun kansainvälisiin sopimuksiin, luonnonsuojeluohjelmien oikeusvaikutuksiin ja lajien rauhoittamiseen, koskevat kuitenkin kaikkia metsiä (luku 7.3).

Ympäristöministeriö vastaa Suomen luonnonsuojelupolitiikasta, strategisesta suunnittelusta ja johtamisesta sekä kansainvälisestä yhteistyöstä. Ministeriö valmistelee myös alan lainsäädäntöä ja talousarvion. Alueelliset ympäristökeskukset, joita on 13, huolehtivat luonnonsuojelun toteuttamisesta sekä toimivat valvonta- ja lupaviranomaisina toiminta-alueellaan. Metsähallituksen luonnonsuojeluyksikkö hoitaa suurinta osaa valtion luonnonsuojelualueista sekä kaikkia erämaita ja valtion retkeilyalueita. Se vastaa alueiden hoidosta, käytöstä ja yleisöpalveluista sekä ratkaisee alueita koskevat viranomaisasiat. Suomen ympäristökeskus (SYKE) on puolestaan ympäristöalan tutkimus- ja kehittämiskeskus, joka tuottaa tietoa ympäristön tilan kehityksestä ja siihen vaikuttavista seikoista.

6.2 Lajien suojelu

Rauhoitetut lajit

■ Luonnonsuojelulain mukaan kaikki Suomessa luonnonvaraisesti esiintyvät nisäkäs- ja lintulajit ovat rauhoitettuja, jollei niitä ole mainittu metsästyslaissa. Muita luonnonvaraisia eläin- ja kasvilajeja on rauhoitettu luonnonsuojeluasetuksella koko maassa tai jossakin osassa maata, mikäli se on katsottu tarpeelliseksi. Rauhoitettujen eläinlajien yksilöitä ei saa tahallaan häiritä, tappaa tai pyydystää eikä niiden pesiä tai munia saa vahingoittaa. Kuolleenakaan tavattua rauhoitettua eläintä ei saa ottaa haltuun. Rauhoitetun kasvin tai sen osien kerääminen tai hävittäminen on kielletty.

Uhanalaiset lajit

Luonnonsuojeluasetuksella voidaan säätää uhanalaiseksi lajiksi sellainen luonnonvarainen eliölaji, jonka luontainen säilyminen Suomessa on vaarantunut. Lajin säätämisellä uhanalaiseksi ei sinällään ole kansalaisiin kohdistuvia oikeusvaikutuksia, mutta asia velvoittaa viranomaisia seuraamaan lajin suojelutilanteen muutoksia ja tarvittaessa ryhtymään toimenpiteisiin lajin suojelemiseksi.

Suomessa on julkaistu kolme laajaa uhanalaisten eliölajien arviointia. Vuonna 1986 ilmestynyttä Uhanalaisten eläinten ja kasvien suojelutoimikunnan mietintöä[1] ovat seu-

TIETOLAATIKKO 6.1

Uhanalaisuusluokat ja uhanalaisuuden kriteerit

Suomen eliölajiston uusimmassa uhanalaisuustarkastelussa[3] on sovellettu Kansainvälisen luonnonsuojeluliiton (IUCN) vahvistamia uhanalaisuusluokkia ja niiden kriteereitä. Luokitusta sovelletaan luonnonvaraisiin populaatioihin, jotka elävät luontaisella levinneisyysalueellaan. Kriteerien soveltaminen perustuu käytettävissä olevaan tietoon kunkin arvioitavan lajin runsaudesta, levinneisyysalueesta ja kannan muutoksista. Arviossa käytiin läpi koko Suomen eliölajisto, ja eliölajit luokiteltiin johonkin seuraavista luokista:

Arvioimatta jätetyt (luokka *Not Evaluated*, NE) lajit on jätetty arvioinnin ulkopuolelle. Luokkaan on sijoitettu ensinnäkin ihmisen mukana maahamme levinneet uudistulokkaat ja satunnaislajit. Valtaosa arvioimatta jätetyistä lajeista kuuluu kuitenkin sellaisiin suuriin lajiryhmiin, joiden uhanalaisuuden arviointi ei ole nykytiedoin mahdollista. Tällaisia ryhmiä ovat muun muassa useimmat kaksisiipiset, loispistiäiset ja mikrolevät.

Puutteellisesti tunnetut (*Data Deficient*, DD) lajit on otettu arvioitaviksi. Tiedot niiden runsaudesta, levinneisyydestä tai kannan kehityksestä eivät kuitenkaan riitä häviämisriskin arviointiin. Puutteellisesti tunnetuissa on runsaasti lajeja, joiden – usein vanhat – löydöt ovat niin yksittäisiä, ettei lajin kuulumisesta Suomen vakituiseen lajistoon ole varmuutta.

Hävinneet lajit (luokka *Regionally extinct*, RE) katsotaan Suomesta hävinneiksi. Hävinneisiin lajeihin ei voi soveltaa arvioinnissa käytettyjä kriteereitä, eikä hävinneitä lajeja lasketa mukaan uhanalaisiin lajeihin.

Varsinaiset uhanalaiset lajit luokitellaan kolmeen luokkaan: **äärimmäisen uhanalaiset** (*Critically endangered*, CR), **erittäin uhanalaiset** (*Endangered*, EN) sekä **vaarantuneet** (*Vulnerable*, VU) lajit. Näissä luokissa olevat lajit eroavat toisistaan sen suhteen, kuinka suuressa ja välittömässä vaarassa ne ovat hävitä maastamme. Luokkaan CR kuuluvat lajit ovat äärimmäisen suuressa välittömässä vaarassa hävitä, luokkaan EN kuuluvat lajit erittäin suuressa vaarassa lähitulevaisuudessa, ja luokkaan VU kuuluvat lajit suuressa vaarassa keskipitkällä aikavälillä.

Silmälläpidettävät (*Near Threatened*, NT) ovat taantuneita, harvinaisia tai huonosti tunnettuja lajeja, jotka eivät aivan täytä vaarantuneen lajin kriteereitä. Silmälläpidettäviä lajeja ei lasketa uhanalaisiksi lajeiksi.

Elinvoimaiset (*Least Concern*, LC) ovat lajeja, jotka eivät kuulu edellä esitettyihin luokkiin. Elinvoimaisten lajien säilyminen maassamme arvioidaan lähitulevaisuudessa turvatuksi.

Uhanalaisuuden kriteereitä on viisi (A–E), ja lisäksi kullakin kriteerillä on erillisiä lisämääreitä.

A. Kannan pieneneminen
A1 todettu kannan pieneneminen tai
A2 ennakoitu kannan pieneneminen

B. Suppea levinneisyysalue sekä lisäksi vähintään kaksi seuraavista:
B1 pirstoutunut esiintymisalue
B2 levinneisyys- tai esiintymisalue tai kanta jatkuvasti taantunut
B3 erittäin suuret kannanvaihtelut

C. Pieni kannan koko sekä lisäksi:
C1 kanta jatkuvasti taantunut tai
C2 kanta pirstoutunut tai vain yksi populaatio

D. Hyvin pieni kannan koko, joko:
D1 pieni lisääntymiskykyisten yksilöiden määrä tai
D2 esiintymien vähälukuisuus

E. Kvantitatiivinen analyysi kannan kehityksestä

Kunkin uhanalaisluokan kullekin kriteerille on asetettu määrälliset raja-arvot. Esimerkiksi laji on äärimmäisen uhanalainen A-kriteerin mukaan, jos sen kanta on pienentynyt vähintään 80 % viimeisen kymmenen vuoden tai kolmen sukupolven aikana, B-kriteerin mukaan, jos sen levinneisyysalue on alle 100 km^2 ja esiintymien määrä tai sopivan elinympäristön määrä lisäksi jatkuvasti taantunut, ja D-kriteerin mukaan, jos esiintymisalue on alle 5 km^2 tai lajilla on vain yksi esiintymä.

Juha Siitonen ja Ilkka Hanski

ranneet kaksi erillistä seurantatoimikunnan mietintöä[2,3].

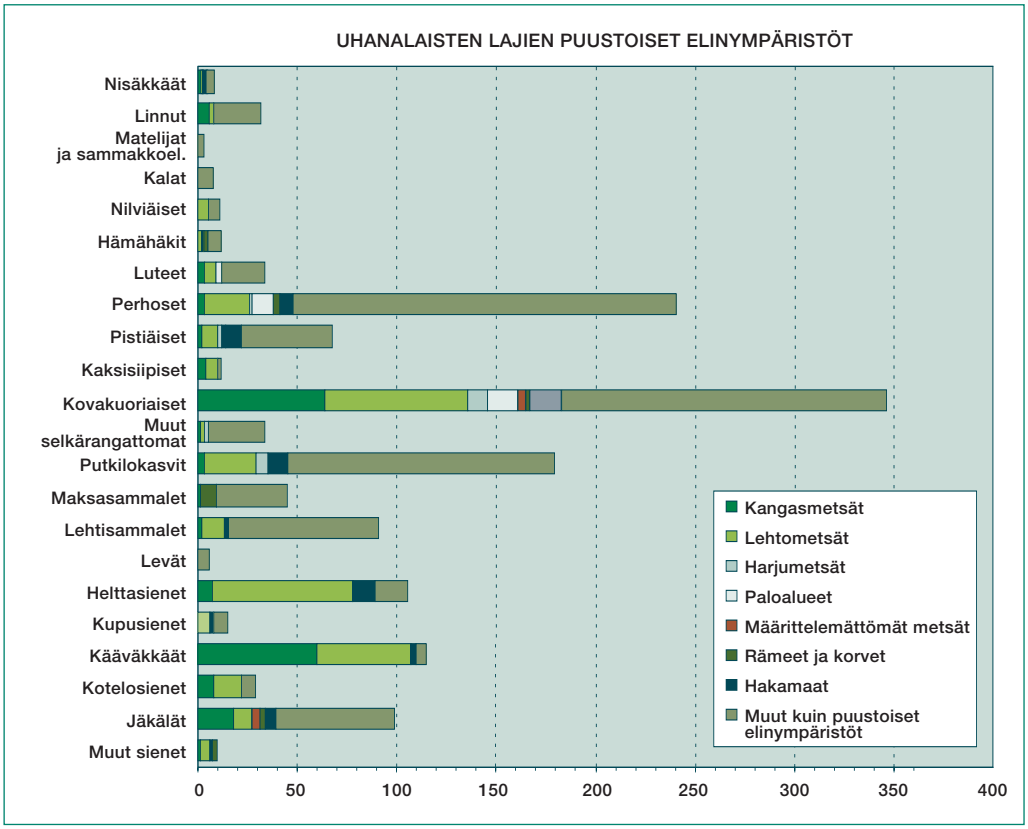
Uusimman mietinnön uhanalaisluokitus poikkeaa aikaisemmista siinä, että se perustuu määrällisiin kriteereihin, jotka kuvaavat eliölajin kannan sekä levinneisyysalueen tai esiintymisalueen suuruutta ja muutoksia. Lisämääreinä ovat muun muassa esiintymisalueen pirstoutuneisuus, esiintymien lukumäärä ja kannanvaihtelun suuruus, jotka kaikki vaikuttavat lajin häviämisriskiin. Luokitus ei ota kantaa uhanalaisuuden syihin, vaan sillä pyritään vain kannan suuruuden ja siinä tapahtuneiden muutosten perusteella arvioimaan todennäköisyyttä sille, että tarkasteltavana oleva eliölaji häviää lähitulevaisuudessa Suomesta (tietolaatikko 6.1).

Uhanalaisten lajien uhanalaisuuden syyt sekä uhkatekijät arvioitiin erikseen. Uhanalaisuuden syitä eriteltiin 23. Näistä ensisijaisesti metsätalouden toimenpiteisiin liittyviä syitä on neljä: metsien uudistamis- ja hoitotoimet, puulajisuhteiden muutokset, metsien ikärakenteen muutokset ja lahopuun väheneminen. Lisäksi soiden lajistoon – mukaan lukien puustoiset suot, korvet ja rämeet – vaikuttaneista tekijöistä merkittävin oli metsäojitus.

Suomen tunnetuista noin 43 000 eliölajista uhanalaisuus pystyttiin arvioimaan vain runsaasta 15 000 lajista (35 % lajeista), joiden esiintymisestä ja elintavoista oli riittävät tiedot uhanalaisuuden arvioimiseen käytettyjen kriteerien perusteella. Peräti kaksi kolmasosaa (65 %) lajistostamme jäi siten edelleen uhanalaisuusarvioinnin ulkopuolelle (luokka NE tai DD) liian puutteellisten tietojen vuoksi. On huomattava, että arvioimatta jätettyihin lajei-

KUVA 6.1

Uhanalaisten lajien puustoiset elinympäristöt[3,4].



TAULUKKO 6.1

Uhanalaisten (luokat CR, EN ja VU), silmälläpidettävien (luokka NT) sekä hävinneiden (luokka RE), puustoisissa ympäristöissä elävien lajien määrät eliöryhmittäin. Kangasmetsien lisäksi mukana ovat puustoiset suot eli rämeet ja korvet sekä hakamaat[4,3].

	Vanhat Kangas-Metsät	Muut Kangas-Metsät	Vanhat lehto-metsät	Muut lehto-metsät	Harju-metsät	Palo-alueet	Metsä, Määritte-lemätön	Rämeet	Korvet	Hakamaat	Yht.
Selkä-rankaiset	7	6	2	4	1	0	6	1	0	0	27
Nisäkkäät	1	0	0	1	0	0	5	0	0	0	7
Linnut	6	6	2	3	1	0	1	1	0	0	20
	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Selkä-rangattomat	120	29	85	165	25	44	27	12	3	47	557
Nilviäiset	0	0	3	17	0	0	0	0	0	0	20
Hämähäkit	0	0	1	4	1	0	3	2	1	1	13
Luteet	4	5	0	19	1	6	0	0	0	0	35
Perhoset	1	5	2	52	1	18	5	7	1	8	100
Kaksisiipiset	6	3	3	6	0	0	0	0	0	0	18
Pistiäiset	3	11	0	24	4	0	6	0	0	15	63
Kova-kuoriaiset	105	5	76	35	14	20	10	3	1	23	292
Muut	1	0	0	8	4	0	3	0	0	0	16
	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Putkilokasvit	0	4	0	34	8	1	0	0	3	14	64
Sanikkaiset	0	1	0	1	1	0	0	0	0	0	3
Siemenkasvit	0	3	0	33	7	1	0	0	3	14	61
	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Itiökasvit	5	3	9	12	0	0	4	0	16	0	49
Maksasam-malet	3	1	0	1	0	0	0	0	14	0	19
Lehtisam-malet	2	2	9	11	0	0	4	0	2	0	30
	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sienet	128	75	43	185	0	0	10	3	3	28	475
Helttasienet	7	18	16	97	0	0	1	0	0	14	153
Kupusienet	0	0	0	8	0	0	0	0	0	4	12
Kääväkkäät	86	37	13	48	0	0	1	0	0	3	188
Kotelosienet	4	8	6	17	0	0	2	1	0	1	39
Piensienet	0	1	1	6	0	0	0	0	0	1	9
Jäkälät	31	11	7	9	0	0	6	2	3	5	74
	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Yhteensä	260	117	139	400	34	45	47	16	25	89	1 172

hin kohdistuvat kuitenkin samat uhkatekijät kuin arvioituihin lajeihinkin.

Niistä lajeista, joiden pääasiallinen elinympäristö on metsä, arvioitiin hävinneiksi 62 lajia ja uhanalaiseksi 564 lajia. Jos oletetaan, että hävinneitä ja uhanalaisia on yhtä paljon myös arvioimatta jääneissä lajeissa, voidaan laskea, että metsälajien joukossa on noin 1 800 lajia, jotka ovat jo hävinneet tai jotka ovat uhanalaisia. Tämä on 9 % kaikista metsälajeista. Tätä arviota on sopiva verrata tietolaatikossa 3.6 esitettyyn arvioon siitä, miten luonnonmetsien pinta-alan väheneminen vaikuttaa metsälajistoon. Pinta-alan perusteella voidaan arvioida, että luonnonmetsien rakennepiirteisiin sopeutuneita ja jo hävinneitä tai ”häviämään tuomittua” lajeja on 300–2 000. Uhanalaisarvion perusteella saatu luku 1 800 lajia on siten yhdenmukainen pinta-alaan perustuvan arvion kanssa.

Uhanalaisia ja silmälläpidettäviä lajeja esiintyy erityisen runsaasti lehdoissa, vanhoissa kangasmetsissä, hakamailla, paloalueilla ja harjumetsissä (kuva 9.1), ja niistä monet ovat riippuvaisia lahopuusta, vanhoista lehtipuista tai jalopuista. Sienet ja selkärangattomista eläimistä kovakuoriaiset ovat suurimmat metsien uhanalaiset eliöryhmät (kuva 6.1). Uhanalaisarvion mukaan metsien lajien uhanalaistuminen näyttäisi hidastuneen 1990-luvulla, mutta toisaalta lukuisten, etenkin Etelä-Suomen vanhoissa metsissä elävien lajien häviämistodennäköisyys on edelleen kasvamassa.

Erityisesti suojeltavat lajit

Luonnonsuojeluasetuksella on määrätty 485 häviämisvaarassa olevaa uhanalaista lajia erityisesti suojeltaviksi. Erityisesti suojeltavan lajin säilymiselle tärkeää esiintymispaikkaa ei saa hävittää ja heikentää. Kielto tulee voimaan, kun alueellinen ympäristökeskus on päätöksellään määritellyt lajin elinympäristön ja antanut päätöksen tiedoksi alueen omistajille ja haltijoille.

Luontodirektiivin liitteen IV (a) eläinlajit

Luonnonsuojelulaki kieltää hävittämästä Euroopan yhteisön luontodirektiivin liitteessä IV (a) mainittuihin eläinlajeihin kuuluvien yksilöiden lisääntymis- ja levähdyspaikkoja, jotka ovat selvästi luonnossa havaittavia. Liitteessä on 41 Suomessa tavattua lajia, metsälajeista muun muassa liito-orava, koivuhiiri ja punahärö.

6.3 Alueiden suojelu

Nykyiset luonnonsuojelualueet

■ Luonnonpuistot ja kansallispuistot ovat valtion maille perustettuja luonnonsuojelulain mukaisia luonnonsuojelualueita. Luonnonpuistot ovat luonnonsuojelun kannalta arvokkaita ja ne pyritään säilyttämään tutkimustarkoituksia varten mahdollisimman koskemattomina, minkä vuoksi yleisön pääsyä ja liikkumista on niillä rajoitettu. Kansallispuistot ovat laajoja, monipuolisia sekä yleensä kaikkein arvokkaimpia ja ainutlaatuisimpia osia suomalaisesta luonnosta. Kansallispuistojen päätarkoituksena on luonnonsuojelu, mutta niillä on myös merkitystä yleisinä luonnonnähtävyyksinä ja virkistyskohteina.

Luonnon- ja kansallispuistojen lisäksi luonnonsuojelulakiin sisältyvät muut luonnonsuojelualueet, jotka jaetaan kahteen ryhmään sen mukaan, perustetaanko ne valtion vai ja yksityisten omistamille alueille. Osa valtion luonnonsuojelualueista on nimetty ominaispiirteidensä mukaan soidensuojelualueiksi, lehtojensuojelualueiksi tai vanhojen metsien suojelualueiksi, osaa kutsutaan erityisiksi suojelualueiksi. Alueet säilytetään mahdollisimman luonnontilaisina, mutta niissä sallitaan

suojelutarkoitusta palvelevat hoitotoimet ja ne ovat avoimia yleisölle.

Yksityisten omistamat suojelualueet perustettiin aikaisemmin maanomistajan hakemuksesta tai suostumuksella. Nykyisen luonnonsuojelulain mukaan yksityinen suojelualue voidaan perustaa myös ilman hakemusta alueellisen ympäristökeskuksen päätöksellä. Kaikissa tapauksissa yksityisten suojelualueiden rauhoitusmääräyksistä päättää alueellinen ympäristökeskus. Säädökset antavat mahdollisuuden joko alueen tiukkaan suojeluun tai sellaiseen rajoitettuun käyttöön, joka ei ole ristiriidassa alueen suojelutavoitteiden kanssa. Suurimmalla osalla yksityisten suojelualueista sallitaan jonkinlaiset hoitotoimet. Joillakin alueilla myös esimerkiksi varovaiset hakkuut ovat mahdollisia alueellisen ympäristökeskuksen luvalla tai sen vahvistaman hoitosuunnitelman mukaisesti. Luonnonsuojelulaki antaa myös mahdollisuuden sopia luonnonsuojeluviranomaisen ja maanomistajan välillä alueen suojelemisesta määräajaksi.

Valtakunnalliset suojeluohjelmat

Valtioneuvosto on tehnyt vuodesta 1978 lähtien periaatepäätöksiä erilaisia luontotyyppejä koskevista suojeluohjelmista. Lisäksi on tehty yksittäisiä, näihin rinnastettavia suojelualueiden perustamispäätöksiä. Suojeluohjelmia toteutetaan pääsääntöisesti perustamalla kohteista luonnonsuojelulain mukaisia luonnonsuojelualueita.

Kansallis- ja luonnonpuistojen kehittämisohjelmassa päätettiin kansallis- ja luonnonpuistoverkon laajentamisesta, minkä perusteella uusia puistoja on perustettu ja vanhoja laajennettu.

Soidensuojelun perusohjelma on laadittu suojelemaan arvokkaita suokokonaisuuksia.

Lehtojensuojeluohjelma on laadittu rehevän lehtoluonnon ja siihen liittyvien muiden luontotyyppien sekä niille ominaisten kasvi- ja eläinlajien säilyttämiseksi.

Vanhojen metsien suojeluohjelma on laadittu vanhojen luonnonmetsien ja niihin liittyvien ekologisten kokonaisuuksien sekä eliölajien säilyttämiseksi.

Rantojensuojeluohjelman tavoitteena on säilyttää luonnonsuojelun ja maiseman kannalta arvokkaimmat ranta-alueet ja saaristot luonnonmukaisina ja rakentamattomina. Rantojensuojelualueisiin sisältyviä metsiä voidaan käsitellä ympäristö- ja metsäviranomaisten määrittelemien metsänhoitosuositusten mukaisesti.

Harjujensuojeluohjelma toteutetaan maa-aineslain ja -asetuksen perusteella, eikä se sinänsä rajoita harjumetsien puuston käsittelyä, ellei esimerkiksi metsälaista muuta johdu. Joillekin harjujensuojeluohjelman alueille on perustettu myös luonnonsuojelulain mukaisia suojelualueita tai niitä on hankittu valtiolle luonnonsuojelutarkoituksiin, jolloin niiden metsien käyttöä säädellään suojelutavoitteiden perusteella.

Kun suojeluohjelmia ryhdytään toteuttamaan, yksityisomistuksessa olevat kohteet rauhoitetaan aluksi alueellisen ympäristökeskuksen päätöksellä tai hankitaan valtiolle. Toisessa vaiheessa perustetaan luonnonsuojelulain mukaiset suojelualueet niin sanotuista vanhoista valtion alueista ja yksityisiltä hankituista alueista. Valtiolle suojelutarkoituksiin hankitut yksityismaat siirtyvät Metsähallituksen hallintaan viimeistään silloin, kun alueiden suojelu on vahvistettu asetuksella tai lailla.

Natura 2000 -luonnonsuojelualueverkosto

Natura 2000 -suojelualueverkosto perustuu Euroopan yhteisön luontotyyppien sekä luonnonvaraisen eläimistön ja kasviston suojelusta annettuun neuvoston direktiiviin (92/43/ETY, ns. luontodirektiivi) ja luonnonvaraisten lintujen suojelusta annettuun direktiiviin (79/409/ETY, ns. lintudirektiivi). Luontodirektiivin liitteissä mainitaan yhteisön tärkeinä pitämät luontotyypit ja ensisijaisesti suojeltavat luontotyypit sekä lajit, joiden suotuisa suojelutaso pyritään verkoston avulla säilyttämään. Lintudirektiivi puolestaan velvoittaa jäsenvaltiot liittämään Natura 2000 -verkostoon lukumäärältään ja kooltaan sopivimmat linnustonsuojelualueet.



Jalopuumetsikkö on monilajisimpia luontotyyppejämme, keskieurooppalainen tuulahdus suomalaisessa metsäluonnossa. Luontaisen jalopuumetsikön kasvupaikka vaihtelee kosteasta rantametsästä kuivaan mäkilehtoon. Jalopuumetsikkö on luonnonsuojelulain nojalla suojeltu luontotyyppi, jos luontaisesti syntyneitä jaloja, runkomaisia lehtipuita – kuvassa metsälehmuksia – kasvaa vähintään 20 kappaletta hehtaarilla yhtenä tai useampana lähekkäisenä ryhmänä. (Kuva: Markku Meriluoto) .

Suomen Natura 2000 -ehdotukseen sisältyy valtioneuvoston huhtikuussa 2002 tekemän täydennyspäätöksen jälkeen 1 804 aluetta, joista 87 on Ahvenanmaan maakunnassa. Natura 2000 -verkoston pinta-ala on yhteensä noin 4,9 miljoonaa hehtaaria. Tästä noin kolme neljäsosaa eli noin 3,6 miljoonaa hehtaaria on maa-alueita. Valtaosa alueista on jo ennestään suojeltu tai ne sisältyvät aiemmin päätettyihin suojeluohjelmiin.

Luonnonsuojelulain suojellut luontotyypit

Luonnonsuojelulain (1096/1996) 29 §:ssä nimetään yhdeksän suojeltavaa luontotyyppiä, jotka ovat uhanalaisia ja luonnonarvoiltaan merkittäviä elinympäristöjä. Näistä metsäisiä ovat: 1) luontaisesti syntyneet, merkittäviltä osin jaloista lehtipuista koostuvat metsiköt, 2) pähkinäpensaslehdot, 3) tervaleppäkorvet, ja 4) lehdesniityt.

Luontotyyppikohteita ei saa muuttaa niin, että niiden ominaispiirteiden säilyminen vaarantuu. Alueen muuttamiskielto tulee voimaan, kun alueellinen ympäristökeskus määrittelee luontotyyppiin kuuluvan alueen rajat ja tekee siitä rajauspäätöksen. Luonnonsuojelulain suojeltuja luontotyyppejä esiintyy pääasiassa Etelä-Suomessa ja niiden kokonaispinta-alaksi on arvioitu noin 2 000 hehtaaria.

Muut erityisalueet

Ulkoilulain (606/1973) nojalla on perustettu seitsemän valtion retkeilyaluetta eri puolille Suomea. Retkeilyalueet on lähinnä tarkoitettu kansalaisten retkeily- ja virkistyskohteiksi näitä tarkoituksia palvelevine rakenteineen ja muine palveluineen. Metsätalouden harjoittamisessa, metsästyksessä, kalastuksessa ja muussa käytössä otetaan huomioon ulkoilutoiminnan tarpeet. Rakentaminen, maanotto ja teiden tekeminen muuhun kuin retkeilyalueen ja metsien hoidon tarpeisiin on yleensä kielletty. Monilla retkeilyalueilla on lisäksi laajoja luonnontilaisena säilytettäviä aarniosia. Myös monilla kunnilla on niiden omilla päätöksillä virkistykseen ja suojeluun varattuja metsiä.

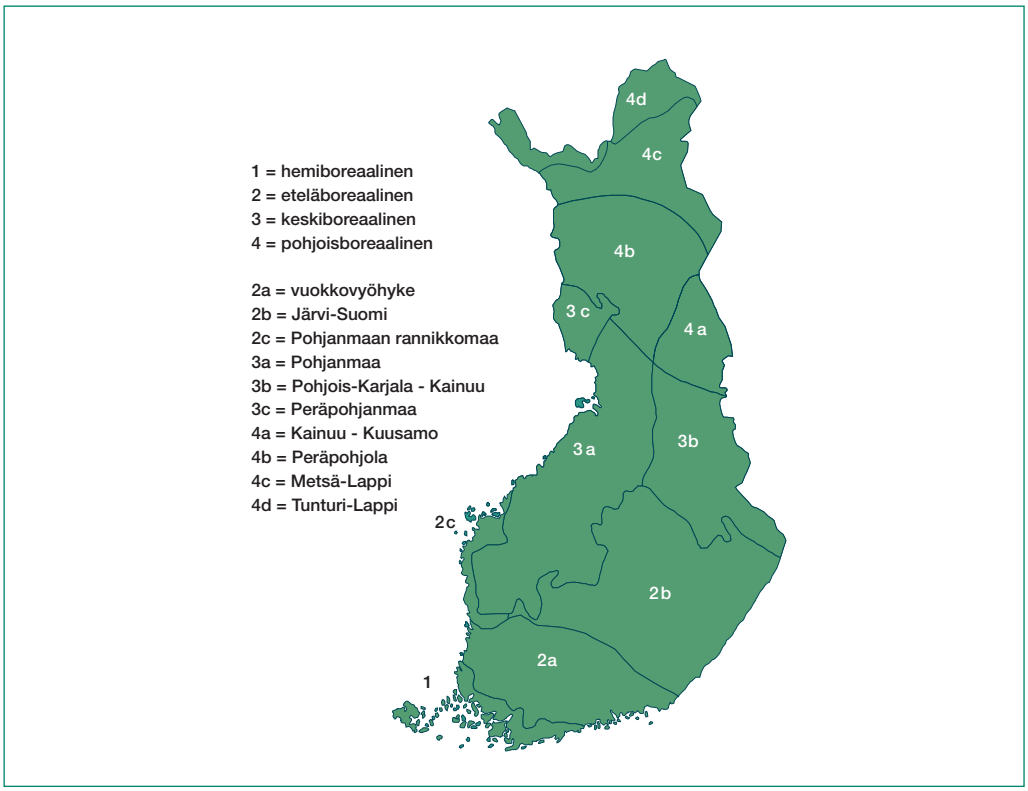
Erämaalain (62/1991) nojalla on perustettu laajoja erämaa-alueita pohjoisimpaan Lappiin valtion alueille. Näillä alueilla ovat Suomen laajimmat tunturialueet ja merkittävimmät metsänrajametsät sekä monimuotoista suo- ja vesiluontoa. Erämaa-alueiden luonto säilytetään mahdollisimman erämaisena ja luonnontilaisena; pääosa metsistä on talouskäytön ulkopuolella, ja eräillä alueilla toteutetaan niin sanottua luonnonmukaista metsänhoitoa siten, kuin siitä kunkin alueen hoito- ja käyttösuunnitelmassa päätetään.

6.4
Suojeltujen metsien määrä ja laatu

■ Metsien suojelua on Suomessa toteutettu suojeluohjelmien avulla (luku 6.3). Yksittäiset suojelualueet voivat vain poikkeustapauksissa säilyttää jonkin lajin populaation tai metsien alueellisen dynamiikan, mutta yhdessä ne muodostavat toimivia aluetason verkkoja. Metsien suojelussa oleellista onkin suojelualueverkon kattavuus eli se, kuinka suuren osan metsistä suojelualueverkko maan kussakin osassa käsittää. Koska suurin osa suojelualueverkon ulkopuolella olevista metsistä on meillä varsin tehokkaassa puuntuotannossa, luonnontilaiset ja luonnontilaisen kaltaiset metsäalueet säilyvät pääosin vain suojelualu-

KUVA 6.2

Metsäkasvillisuusvyöhykkeet (1–4) ja niiden osa-alueet (a–d)[8].



eilla. Metsien luontainen dynamiikka voi siis toimia vain suojelualueilla, joten suojelualueverkolla on ratkaiseva merkitys metsien monimuotoisuuden säilymiselle[5].

Suojeltujen metsien määrää ja osuutta metsäkasvillisuusvyöhykkeittäin voidaan tarkastella Metsäntutkimuslaitoksen tekemien valtakunnan metsien inventointien (VMI) perusteella. Lisäksi suojelualuekohtaista tietoa on käytettävissä Metsähallituksen kuviotieto- ja maankäyttörekisteristä. Tarkasteltaessa suojeltujen metsien osuutta eri osissa maata, VMI:n tunnuksista käyttökelpoisimpia ovat: 1) maaluokka (metsämaa, kitumaa, joutomaa, muu maa), 2) kasvupaikan päätyyppi (kivennäismaa, korpi, räme, avosuo), 3) kasvupaikkatyypit (esim. kivennäismailla lehdot, lehtomaiset kangasmetsät jne.), 4) vallitseva puulaji, 5) puuston ikä metsämaalla, ja 6) havaitut tuhot metsämaalla (kuten metsiköt, joissa on pystyyn kuolleita, kaatuneita tai katkenneita puita tai lahoja eläviä pystypuita).

Valtakunnan metsien kahdeksas inventointi (VMI8)[6], jonka maastotyöt tehtiin vuosina 1986–1994, antoi mahdollisuuden tarkastella suojelualueiden metsiä ja niiden nykytilaa metsäkasvillisuusvyöhykkeittäin ja niiden osa-alueittain (kuva 6.2). VMI:n koealat jaettiin suojelualueilla sijaitseviin koealoihin ja niihin, jotka sijaitsivat suojelualueiden ulkopuolella. Tarkastelussa olivat mukana seuraavat luonnonsuojelualuetyypit: kansallispuistot, luonnonpuistot, erityiset suojelualueet, vanhojen metsien suojelualueet, soidensuojelualueet, lehtojensuojelualueet, yksityismaiden suojelualueet ja erämaa-alueet. Mukaan otettuja suojeluohjelmia olivat: vanhojen metsien suojeluohjelma, soidensuojelun perusohjelma, lehtojensuojeluohjelma sekä kansallis- ja luonnonpuistojen kehittämisohjelma[7].

Suojelupinta-aloja käsitelleen työryhmän luokittelu

Suomen metsien suojelupinta-aloja selvittänyt Metsien suojelun luokittelun ja tilastoinnin yhtenäistämistyöryhmä[9] on jakanut maamme luonnonsuojelualueet kahteen luokkaan: 1) tiukasti suojeltuihin metsiin sekä 2) suojelualueisiin, joilla varovaiset hakkuut ovat sallittuja. Tiukasti suojeltuihin metsiin kuuluivat erilaiset metsien ja soiden suojeluohjelmat sekä suurin osa olemassa olevista suojelualueista. Varovaiset hakkuut ovat sallittuja muun muassa erämaa-alueiden luonnonmukaisesti hoidettavissa osissa ja metsälain erityisen tärkeissä elinympäristöissä.

Uusimman luokituksen mukaan tiukasti suojeltujen metsien osuus koko maan metsämaan alasta on 4,1 % ja kaikkien suojeltujen metsien 4,5 % (taulukko 6.2).

Suojeltujen metsien alueellinen osuus ja jakautuminen

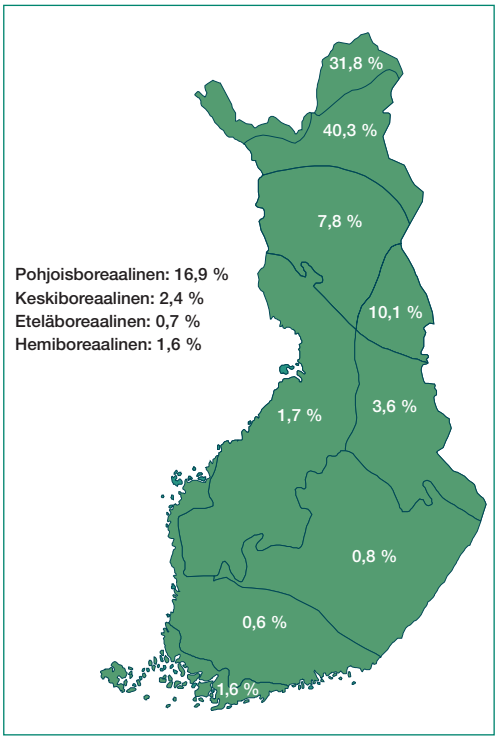
Suomen maapinta-alasta on suojeltu 11,4 %[7]. Siitä vajaa kolmannes eli 31 % on metsätaloudellisen luokituksen mukaista metsämaata, jossa puuston kasvu on vähintään 1 m^3/ha/vuosi. 23 % suojellusta maa-alasta on kitumaata (puuston kasvu 0,1–1 m^3/ha/v) ja 46 % joutomaata (puuston kasvu alle 0,1 m^3/ha/v). Suojellut kitumaat ovat suureksi osaksi tunturikoivikoita, vähäpuustoisia lakimetsiä tai rämeitä. Kaikesta suojellusta kitumaasta 44 % on Metsä- ja Tunturi-Lapin hies- ja tunturikoivuvaltaisia alueita[7]. Suojeltu joutomaa on enimmäkseen tunturipaljakkaa, avosuota ja rämettä. 71 % suojellusta kitumaasta ja 80 % suojellusta joutomaasta sijaitsee Metsä- ja Tunturi-Lapissa.

Metsämaan suojelu painottuu selvästi pohjoisboreaaliselle vyöhykkeelle, missä noin 17 % metsämaasta on suojelun piirissä. Muilla metsäkasvillisuusvyöhykkeillä suojeluprosentti jää alle kolmen (kuva 6.3). Suojellusta metsämaasta 78 % on pohjoisboreaalisella, 16 % keskiboreaalisella ja noin 6 % hemi- ja eteläboreaalisilla vyöhykkeillä. Puolet suojellusta metsämaasta sijaitsee pohjoisboreaalisen vyöhykkeen pohjoisosassa, Metsä- ja Tunturi-Lapissa.

Metsämaan suojeluaste voidaan luokitella myös kasvupaikkatyyppien perusteella. Ki-

KUVA 6.3

Suojellun metsämaan osuus metsämaan kokonaisalasta metsäkasvillisuusvyöhykkeittäin ja niiden osa-alueittain[7].



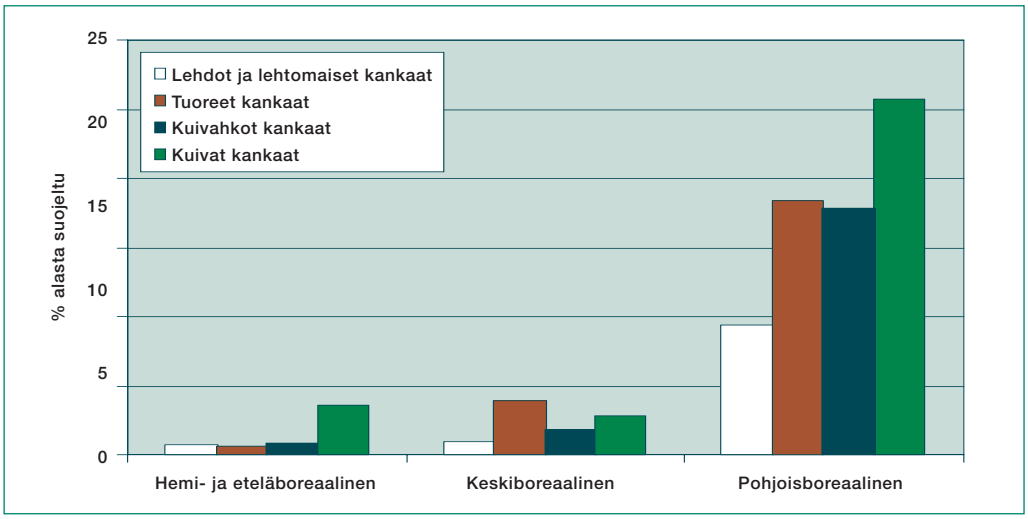
TAULUKKO 6.2

Suojellun metsämaan osuus (%) Etelä- ja Pohjois-Suomessa ja koko maassa uusimman suojelualueluokituksen mukaan[9].

	Tiukasti suojellut	Varovaiset hakkuut sallittuja	Yhteensä
	(%)	(%)	(%)
Etelä-Suomi	1,0	0,1	1,1
Pohjois-Suomi	7,4	0,7	8,1
Koko maa	4,1	0,4	4,5

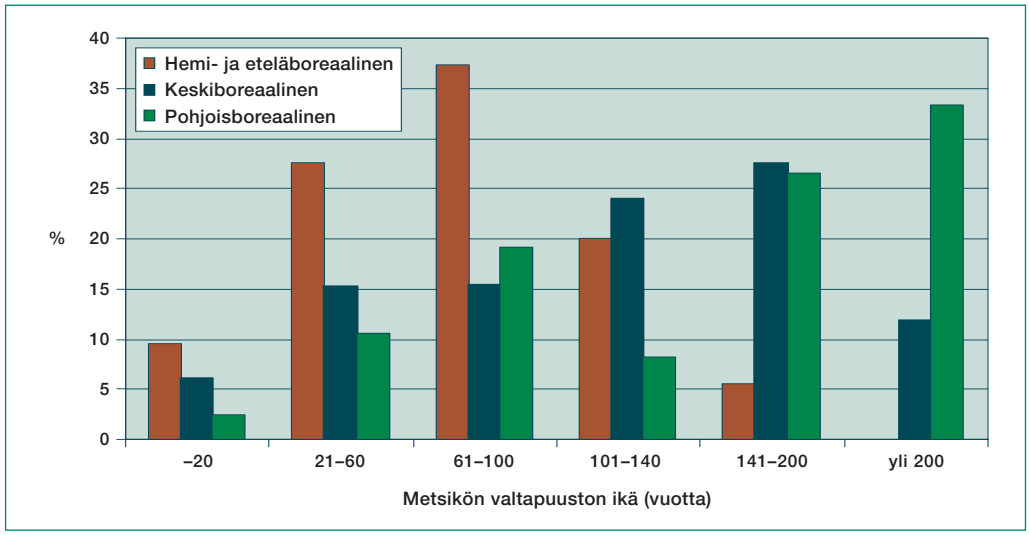
KUVA 6.4

Kangasmetsien eri kasvupaikkatyyppien suojeluprosentit metsäkasvillisuusvyöhykkeittäin[7].



KUVA 6.5

Metsiköiden valtapuuston ikäjakauma suojelualueiden metsämaalla metsäkasvillisuusvyöhykkeittäin[7].



vennäismaiden kasvupaikkatyypeistä suhteellisesti eniten on suojeltu kuivia kangasmetsiä ja vähiten runsasravinteisia lehtoja ja lehtomaisia kankaita (kuva 6.4). Suomen lehtojen ja lehtomaisten kangasmetsien kokonaisalasta yli neljä viidesosaa sijaitsee hemi- ja eteläboreaalisilla vyöhykkeillä. Siellä, samoin kuin keskiboreaalisella vyöhykkeellä, jokaista tarkasteltua metsien kasvupaikkatyyppiä on suojeltu alle 5 % (kuva 6.4). Eniten on suojeltu kuivia kangasmetsiä pohjoisboreaalisella vyöhykkeellä, 26 % niiden pinta-alasta.

Suojeltujen metsien puusto on selvästi iäkkäämpää kuin suojelualueiden ulkopuolisissa

metsissä. Noin 65 % suojellun metsämaan metsiköistä on valtapuustoltaan yli satavuotiaita ja vain 15 % alle 60-vuotiaita. Sen sijaan suojelun ulkopuolisista metsiköistä neljä viidesosaa on puustoltaan alle satavuotiasta. Iäkkäitä metsiä on vähiten hemiboreaalisen ja eteläboreaalisen vyöhykkeen suojelualueilla, missä vain runsas neljännes metsämaasta on puustoltaan yli satavuotiasta (kuva 6.5). Keskiboreaalisella vyöhykkeellä tällaisia metsiä on 63 % ja pohjoisboreaalisella vyöhykkeellä 68 % suojellusta metsämaasta. Metsien aiempi talouskäyttö on vaikuttanut selvimmin hemiboreaalisen ja eteläboreaalisen vyöhykkeen suojelumetsiin.

Sitä, kuinka suuri osuus metsistä on luonnontilaisen kaltaista vanhaa metsää, voidaan arvioida VMI:n tuholuokkien avulla eli yhdistämällä metsän ikä luonnontilaisuutta kuvaaviin tuholuokkiin (metsäkuviolla pystyyn kuolleita, kaatuneita tai katkenneita puita, lahoja eläviä pystypuita tai puuston vanhuudesta johtuvaa monenlaista tuhoa). Näin määriteltyjä vanhoja metsiä, joissa puusto on yli 140-vuotiasta ja joissa on luonnontilaisuutta kuvaavia tuhoja, on koko pohjoisboreaalisella vyöhykkeellä 17 % metsämaan alasta. Keskiboreaalisella vyöhykkeellä vanhojen metsien osuus on 1,6 % ja hemi- ja eteläboreaalisilla vyöhykkeillä yhteensä vain 0,2 %[7]. Vanhoista metsistä valtaosa eli 86 % sijaitsee pohjoisboreaalisella ja 12 % keskiboreaalisella vyöhykkeellä. Suojelualueilla näistä vanhoista metsistä sijaitsee 42 %.

Puustoisten soiden tarkastelu osoittaa, että rämeitä on suojeltu suhteellisesti enemmän kuin korpia (taulukko 6.3). Vähiten (alle 1 %) on suojeltu korpia eteläisillä metsäkasvillisuusvyöhykkeillä.

Suomessa on kaikkiaan 14 sellaista suojelualuetta, joissa on yli sata neliökilometriä metsämaata (kuva 6.6). Kaikki nämä alueet sijaitsevat pohjoisboreaalisella vyöhykkeellä. Suomen laajimmat metsien suojelualueet ovat Pohjois-Lapin Urho Kekkosen kansallispuisto (metsämaata 1 150 km^2) ja Lemmenjoen kansallispuisto (metsämaata 910 km^2). Suojelualueita, joissa metsämaan ala on yli 50 km^2, on keskiboreaalisella vyöhykkeellä kaksi (Ruunaa ja Lapiosuo – Iso Äijönsuo), mutta hemi- ja eteläboreaalisilla vyöhykkeillä ei yhtään.

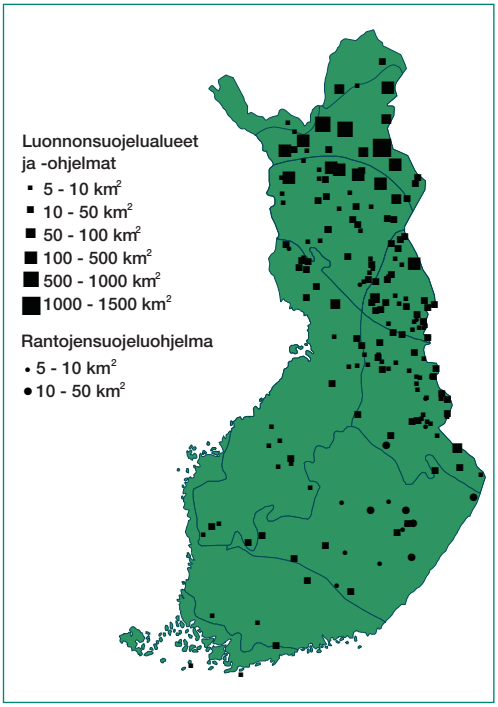
TAULUKKO 6.3

Suojeltujen korpien ja rämeiden osuus niiden kokonaisalasta metsäkasvillisuusvyöhykkeittäin[7].

Metsäkasvillisuusvyöhyke	Korvet	Rämeet
	(%)	(%)
Hemiboreaalinen	0,9	22,3
Eteläboreaalinen	0,4	3,6
Keskiboreaalinen	3,1	5,0
Pohjoisboreaalinen	17,0	14,2
Koko maa	5,1	7,5

KUVA 6.6

Suojelualueiden metsämaan pinta-ala kokoluokittain. Mukana ovat ne suojelualueet, joissa on yli 5 km^2 metsämaata. Kuvassa on myös erillisellä symbolilla rantojensuojeluohjelmaan sisältyvien, Metsähallituksen hallinnassa olevien alueiden metsämaan pinta-ala. Tulokset perustuvat Metsähallituksen maankäyttö- ja kuviotietorekisteriin.



6.5
Suomen metsien suojelun yleispiirteet ja puutteet

Suomen metsiensuojelulle on ominaista, että tuottavimpia ja runsaspuustoisimpia metsiä on suojeltu selvästi vähiten ja vähätuottoisia ja -puustoisia eniten[7,10]. Tätä kuvastaa hyvin se, että tunturikankaiden suojeluaste on selvästi kaikkein korkein: 94 % metsänkasvultaan joutomaaksi luokitelluista kivennäismaiden lakialueista sijaitsee suojelualueilla. Nämä alueet käsittävät lähes neljänneksen (24 %) suojelualueiden kokonaismaa-alasta.

Metsäekosysteemien suojelualueverkon merkittävimmät puutteet ovat Etelä- ja Keski-Suomessa (hemi-, etelä- ja keskiboreaalinen metsäkasvillisuusvyöhyke). Metsien suojeluaste on erityisen alhainen hemi- ja eteläboreaalisella vyöhykkeellä, missä metsämaasta on suojeltu keskimäärin vain prosentin verran. Tilanne ei ole sanottavasti erilainen keskiboreaalisella vyöhykkeellä, missä metsämaasta on suojeltu keskimäärin alle 3 %. Pohjoisboreaalisen vyöhykkeen metsistä on sen sijaan suojeltu varsin merkittävä osuus, mutta pohjoisboreaalisen vyöhykkeen metsien suojelulla ei voida turvata lajistoa tai luontotyyppejä, jotka ovat keskittyneet eteläisille metsäkasvillisuusvyöhykkeille[11]. Esimerkiksi suojeltujen lehtojen ja lehtomaisten kankaiden osuus on koko maassa pieni (n. 1 %), sillä suurin osa näistä metsätyypeistä sijaitsee hemi- ja eteläboreaalisilla vyöhykkeillä, missä metsien suojeluaste on alhainen.

Suomessa on erityisesti suojeltu puustoltaan vanhoja luonnonmetsiä, mikä on perusteltua, sillä näissä metsissä esiintyy paljon uhanalaisia eliölajeja. Suurin osa suojelluista vanhoista luonnontilaisista tai luonnontilaisen kaltaisista metsistä (88 %) sijaitsee pohjoisboreaalisella vyöhykkeellä. Hemi- ja eteläboreaalisen vyöhykkeen suojelluista metsistä yhteensä vain 5,5 % on puustoltaan yli 140-vuotiaita, kun kaikista suojelluista metsistä 53 % on yli 140-vuotiaita.

Etelä-Suomessa on vanhoja luonnonmetsiä vain vähän. Suurin osa kaikista hemi- ja eteläboreaalisen vyöhykkeen yli 140-vuotiaista metsistä on hoidettuja talousmetsiä, sillä luonnontilaisuutta kuvaavien tuhojen (kuolleet tai kaatuneet puut, lahot elävät puut) osuus on pieni: vain 16 prosentissa yli 140-vuotiaista metsistä havaittiin näitä tuhoja. Sen sijaan pohjoisboreaalisella vyöhykkeellä 60 prosentissa yli 140-vuotiaista metsistä on luonnontilaisuutta indikoivia tuhoja[7]. Metsien intensiivinen käyttöhistoria ulottuu Etelä-Suomessa huomattavasti pitemmälle aikajaksolle kuin Pohjois-Suomessa.

Luonnonmetsämaisemaan oleellisesti kuuluvat häiriöalueet, eli metsäpalon tai myrskykaadon jälkeen syntyneet metsien nuoret sukkessiovaiheet, puuttuvat suurimmaksi osaksi suojelualueilta. Tämä selittyy osin sillä, että suojelualueista suuri osa on perustettu viime vuosikymmenien aikana ja osin sillä, että esimerkiksi metsäpalot eivät ole voineet levitä luonnollisesti suojelualueillakaan.

KIRJALLISUUS

1) Rassi, P., Alanen, A., Kemppainen, E., Vickholm, M. & Väisänen, R. (toim.) 1986. Uhanalaisten eläinten ja kasvien suojelutoimikunnan mietintö. Komiteanmietintö 1985:43. Osat I–III. Ympäristöministeriö. 111 s., 466 s. ja 431 s. Helsinki.

2) Rassi, P., Kaipiainen, H., Mannerkoski, I. & Ståhls, G. (toim.) 1992. Uhanalaisten eläinten ja kasvien seurantatoimikunnan mietintö. Komiteanmietintö 1991:30. Ympäristöministeriö. 328 s. Helsinki.

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

4) Metsien suojelun tarve Etelä-Suomessa ja Pohjanmaalla 2000. Etelä-Suomen ja Pohjanmaan metsien suojelun tarve –työryhmän mietintö. Suomen ympäristö 437. 284 s. Helsinki.

5) Virkkala, R. & Toivonen, H. 1999. Maintaining biological diversity in Finnish forests. The Finnish Environment 278. 56 s. Helsinki.

6) Tomppo, E., Henttonen, H. & Tuomainen, T. 2001. Valtakunnan metsien 8. inventoinnin menetelmä ja tulokset

metsäkeskuksittain Pohjois-Suomessa 1992–94 sekä tulokset Etelä-Suomessa 1986–92 ja koko maassa 1986–94. Metsätieteen aikauskirja 1B/2001: 99–248.

7) 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. 52 s. Helsinki.

8) Ympäristöministeriö 1994: Suomen metsäluonnon monimuotoisuuden turvaaminen. Muistio 3/1993. Ympäristöministeriö, Helsinki.

9) Patosaari, P., Ahlroth, P., Hölttä, H., Peltonen, M. & Tuomainen, T. (toim.) 2002. Metsien suojelun luokittelun ja tilastoinnin yhtenäistämistyöryhmä. Maa- ja metsätalousministeriö. Työryhmämuistio 2002:15. 71 s. Helsinki.

10) Kallio, M. 2001. Luonnonsuojelualueiden ja niiden ulkopuolisten maa-alueiden vertailu maankäyttö- ja puustotulkinnan perusteella. Suomen ympäristö 494. 50 s. Helsinki.

11) Heikkinen, R., Punttila, P., Virkkala, R. & Rajasärkkä, A. 2000. Suojelualueverkon merkitys metsälajistolle: lehtojen putkilokasvit, metsien lahopuukovakuoriaiset, havu- ja sekametsien linnut. Suomen ympäristö 440. 132 s. Helsinki.



7 KESTÄVÄ KEHITYS METSÄTALOUDESSA

Miten kestävän kehityksen periaatetta sovelletaan käytännön metsätalouteen? Millaista on kestävä metsätalous? Miten metsätalouden ekologista kestävyyttä edistetään? Kuinka pidetään yllä talousmetsien biologista monimuotoisuutta? Mitä tarkoitetaan talousmetsien luonnonhoidolla? Miten monimuotoisuutta mitataan ja seurataan?

SIMO KAILA • PÄIVI SALPAKIVI-SALOMAA

7.1 Metsätalouden toimija ja kestävän kehityksen periaate

Keskustelussa metsätalouden ympäristökysymyksistä näyttää yleiseltä sellainen ajattelu, että metsien talouskäyttö on periaatteessa ristiriidassa monimuotoisuuden kanssa. Monimuotoisuutta pidetään myös metsien talouskäytön rajoittimena sekä oikeutuksen ehtona. Näkemyksen tueksi on esitetty etenkin YK:n Rio de Janeiron ympäristö- ja kehityskonferenssin biodiversiteettisopimusta vuodelta 1992. Se edellyttää, että monimuotoisuuden suojelu ja kestävä käyttö otetaan huomioon osana kansallista päätöksentekoa ja että luonnonvarojen käytössä vähennetään siitä koituvia haittoja monimuotoisuudelle.

Luonnonvarojen hoidon kannalta monimuotoisuus on vain yksi tärkeä osa laajempaa asiayhteyttä, *kestävää kehitystä*, jota voidaan yleisesti pitää niin maailmanlaajuisen kuin kansallisenkin ympäristöpolitiikan ohjaavana periaatteena. Se on laaja kokonaisuus, jonka

hahmottamisessa YK:lla on ollut merkittävä tehtävä ja jossa ovat mukana Euroopan unioni jäsenvaltioineen samoin kuin monet muut maat. Tavoitteena on käsitellä yhtä aikaa sekä ympäristö- että kehityskysymyksiä laajassa kansainvälisessä yhteistyössä[1]. Kestävä kehitys on maailmanlaajuisesti, alueellisesti ja paikallisesti tapahtuvaa jatkuvaa ja ohjattua yhteiskunnallista muutosta, jonka tavoitteena on turvata nykyisille ja tuleville sukupolville hyvät elämisen mahdollisuudet[2]. Kestävän kehityksen periaatteeseen katsotaan kuuluvan ekologinen, taloudellinen sekä sosiaalinen ja kulttuurinen kestävyys, viimemainittu omana näkökohtanaan enenevästi 1990-luvun puolivälistä lähtien[3].

Kestävän kehityksen periaatteen omaksumisella ympäristöpolitiikkaan on haluttu korostaa monimuotoisuuden ja ekosysteemien toimivuuden säilyttämistä sekä ihmisen toiminnan sopeuttamista pitkällä aikavälillä luonnon kestokykyyn. Ekologisesti kestävä metsätalous nähdään yhteiskunnan ohjauksessa toimintana, jossa tasapainotetaan taloudelliset tavoitteet ja tarve suojella ja edistää luonnon monimuotoisuutta[4].

YK:n vuoden1992 ympäristö- ja kehityskonferenssin yhtenä tuloksena olevassa Agenda 21 -toimintaohjelmassa lähtökohtana oli laajasti ilmakehän, vesistöjen ja metsien suojelu. Metsien kestävä käyttö nousi tärkeäksi kestävän kehityksen osa-alueeksi, ja sen sisältöä hahmotettiin konkreettiseen suuntaan julkaisemalla niin sanotut *metsäperiaatteet*. Niiden mukaan tavoitteena on edistää metsien hoitoa, käyttöä, suojelua ja kestävää kehitystä ottaen huomioon metsien monikäyttö ja väestön oikeus yhteiskunnallis-taloudelliseen kehitykseen. Metsäperiaatteissa korostettiin metsien keskeistä merkitystä taloudelliselle kehitykselle ja luonnon monimuotoisuuden säilymiselle, ja biodiversiteettisopimus on osaltaan nähtävissä niiden edistäjänä[5].

Metsätalouden osalta kestävän kehityksen jäsentäminen jatkui hallitustenvälisissä valmisteluryhmissä vuoteen 2000 sekä sen jälkeen pysyväisluonteiseksi perustetussa YK:n metsäfoorumissa (United Nations Forum on Forests). Euroopan tasolla metsien kestävän hoidon ja monimuotoisuuden säilyttämisen periaatteita sekä kriteerejä ja indikaattoreita on kehitelty Helsingin ja Lissabonin metsäministerikonferensseissa vuosina 1993 ja 1998. Kansallisella tasolla niitä on sovellettu metsälainsäädäntöön, metsäohjelmiin ja metsäsertifiointijärjestelmiin.

Suomessa metsäasiat nostettiin yhdeksi kansainvälisen yhteistyön painoalueeksi 1990-luvun alussa. Aiemmin kansallisista lähtökohdista harjoitettu metsäpolitiikka ja metsätalous kansainvälistyivät. Samalla yhteys ympäristöasioihin tuli yhä kiinteämmäksi[6]. Helsingin metsäministerikonferenssin määrittelyt olivat pohjana muun muassa Suomen kestävän metsätalouden kriteerien ja indikaattorien julkaisemiselle[7]. *Kestävällä metsien hoidolla ja käytöllä* ymmärretään metsien hyödyntämistä ”sellaisessa määrin ja sellaisella tavalla, joka pitää yllä niiden monimuotoisuutta, tuottoa, uudistumiskykyä ja elinvoimaisuutta sekä näiden kykyä täyttää nyt ja tulevaisuudessa keskeiset ekologiset, taloudelliset ja sosiaaliset toiminnot niin paikallisella, alueellisella kuin kansallisellakin tasolla ja muita ekosysteemejä vahingoittamatta” (kuva 7.1).

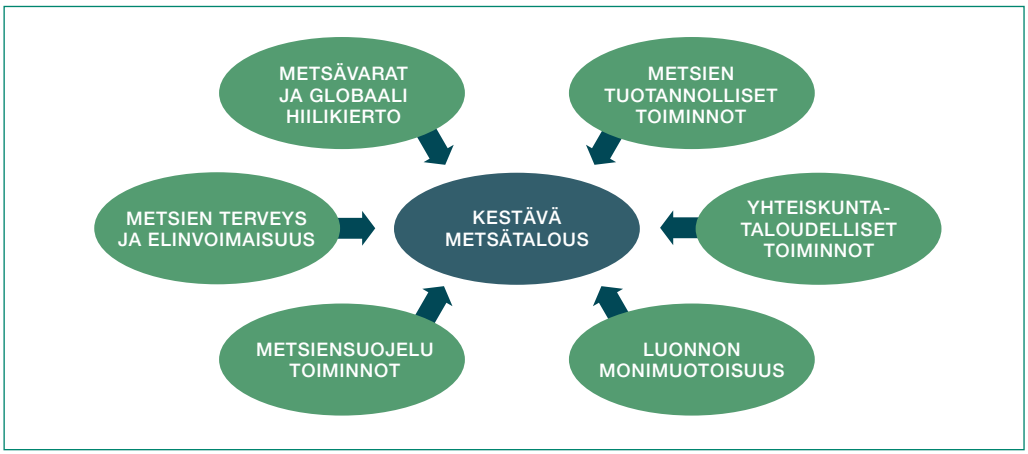
Kestävän kehityksen periaatteen soveltaminen

Mitä kestävän kehityksen periaatteen mukainen, ekologisesti kestävä metsätalous sitten käytännössä tarkoittaa ja miten sitä voidaan soveltaa? Metsänkäsittelyä ohjaavat suositukset, lait ja muu yhteiskunnan ohjaus perustuvat ympäristö- ja metsäpoliittisiin tavoitteisiin eivätkä yksityiskohdat kattavaan, tieteellisesti tutkittuun tietopohjaan[8]. Tavoitteiden hahmottaminen, toiminnan ohjeistus sekä itse ratkaisut jäävät metsätalouden harjoittajille. Kun metsätaloudessa tehdään puuntuotantoa koskevia päätöksiä, joudutaan ottamaan huomioon metsien tila sekä arvioimaan, miten puunkorjuun ja metsänhoidon menetelmät vaikuttavat maan tuottokykyyn, metsien luonnonprosesseihin ja monimuotoisuuteen sekä metsätalouden harjoittajan sidosryhmiin (kuva 7.2).

Käytännössä toimintaan kohdistuvia vaatimuksia on puutteellisen tiedon varassa sovitet-

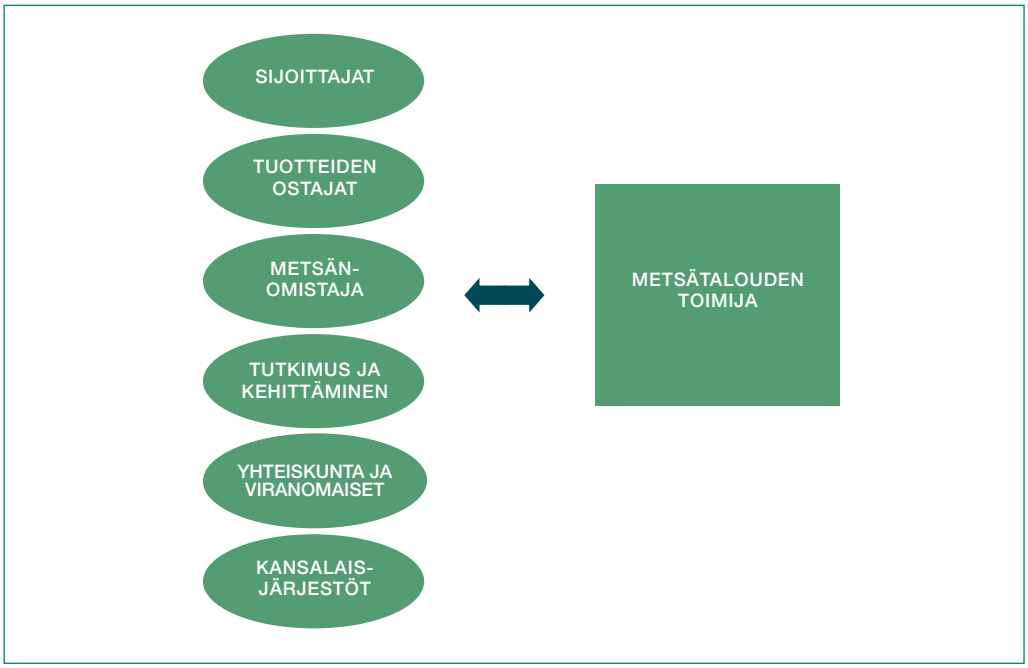
KUVA 7.1

Kestävän metsätalouden Helsinki-kriteerit. Kriteerit ovat mittareita, jotka on tarkoitettu alueelliseen käyttöön metsätalouden yleistilanteen seurantaan. Ne eivät sisällä esimerkiksi tarkasteltavien suureiden tavoite- tai minimitasoja koskevia määreitä, eivätkä riitä metsien käytön ja hoidon menetelmien ja ratkaisujen ohjenuoriksi.



KUVA 7.2

Metsätalouden sidosryhmät ja toimija: metsätalouteen kohdistuu monenlaisia vaatimuksia ja odotuksia.



tava yhteen, ja asiaan liittyy myös menettelytapaongelmia. Luonnonvarojen hoidon tutkimus on jo pitkään tuonut esiin niin sanottua ekosysteemistä lähestymistapaa kokonaisuuden hahmottamiseksi paremmin[9]. Samalla on nähty, että luonnontieteellisen näkökulman rinnalla asiaa on tarpeen valottaa muistakin, kuten aluetaloudellisesta, oikeudellisesta ja sosiaalisesta näkökulmasta[10]. Tätä niin sanottua *ekosysteemin hallinnan tarkastelumallia* on kehitetty etenkin USA:ssa, virikkeenä myös metsien ja muiden uudistuvien luonnonvarojen hoidosta syntyneet alueelliset ympäristökonfliktit ja näihin liittyvät oikeusprosessit[11,12].

Suomalaisessa metsätaloudessa metsän käyttöä koskeviin ratkaisuihin sisältyvät seuraavat vaiheet:

- vaihtoehtojen laatiminen ja sidosryhmien kuuleminen,
- taloudellisten, ekologisten, ja sosiaalisten seurausten ennakointi,
- päätöksenteko,
- mittaaminen, seuranta ja arviointi.

Periaatteessa avoimina ekosysteemisen luonnonvarojen hallinnan kysymyksinä metsätaloudessa on kirjattu[12]:

- *Kestävyys*. Minkä tuotteiden ja hyötyjen saannin kestävyys tulisi turvata? Tulisiko joidenkin asioiden olla reunaehtoja muiden suhteen?
- *Tarkastelun alueellinen ja ajallinen mittakaava*. Tulisiko asioita käsitellä metsikkö-, metsäalue-, maakunta-, valtakunta- vai globaalitasolla ja lyhyellä, keskipitkällä vai pitkällä aikavälillä?
- *Tietopohja*. Tietoa monimuotoisuuteen liittyvistä yksityiskohdista on runsaasti, ja ekosysteemien yleisiä käyttäytymispiirteitä on hahmotettu. Metsänkäsittelyn ympäristövaikutuksia etenkään pitkällä aikavälillä ei kuitenkaan tunneta kovinkaan perusteellisesti.
- *Luonnonvarojen käyttö ja alueellinen ja yleinen niukkuus* suhteessa väestöpohjaan.

Näihin ongelmiin ei ole yksikäsitteistä, ”luonnontieteellistä” ratkaisua. Kestävän metsätalouden periaatteen mukaisiksi voidaan kuitenkin ymmärtää sellaiset metsänkäyttöratkaisut, jotka ovat samalla sekä ekologisesti toimivia, taloudellisesti mahdollisia että sosiaalisesti haluttavia[13,14] (kuva 7.3).

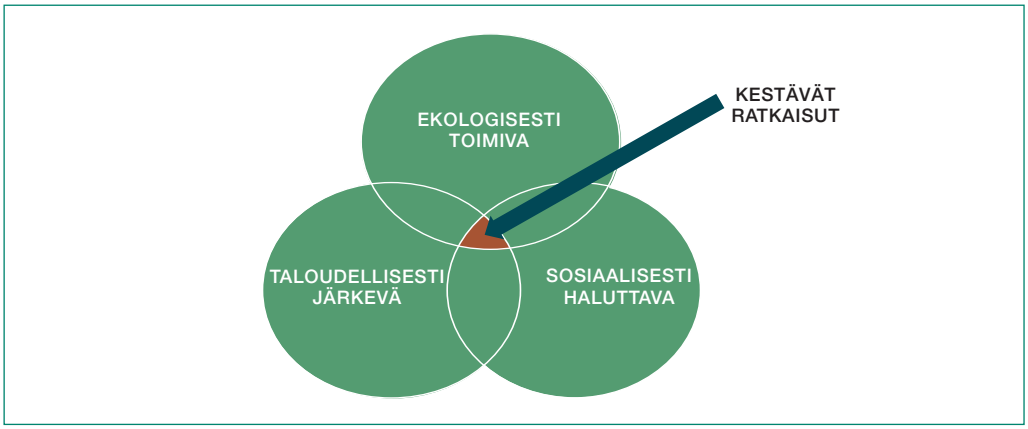
Tulisiko ekologisia, taloudellisia ja sosiaalisia näkökohtia käytännössä käsitellä samanarvoisina kokonaisuuksina? On esitetty, että ekologiset näkökohdat ovat taloudellisten reunaehtoja ja nämä taas sosiaalisten reunaehtoja[8]. Tästä näyttäisi seuraavan, että metsänkäyttöratkaisuja tulisi ensin tarkastella ekologisen kestävyyden osalta ja tämän toteutuessa sitten taloudellisen ja lopuksi sosiaalisen kestävyyden suhteen.

Hierarkkinen, yhtä näkökohtaa kerrallaan koskeva kestävyyden toteaminen on kuitenkin ongelmallista. Lähinnä uusiutuvan luonnonvaran käyttö voidaan määritellä ekologisesti kestämättömäksi, ja näin voidaan katsoa asianlaita olevan silloin, jos käytön intensiivisyys ylittää pysyvästi uusiutumisnopeuden. Monimuotoisuus on hankalampi kysymys – esimerkiksi minkä eliölajien puuttumista tai esiintymistä tulisi pitää ekologiseen kestävyyden kriteerinä, ja millä ajallisella ja alueellisella mittakaavalla?

Käytännöllisempi lähtökohta on pyrkiä määrittämään menettelyvaihtoehtojen ekologiset, taloudelliset ja sosiaaliset vaikutukset samanaikaisesti ja vertailla kyseisten vaikutusten suuruuksia sekä keskinäisiä suhteita. Kestävyystarkastelu koskee silloin metsän tuottamien erilaisten tuotteiden, palvelujen ja asiantilojen keskinäisiä suhteita. Kysymys on siitä, mitä metsiltä halutaan; eri näkökohdat mukautuvat käytännössä toisiinsa. Joillakin alueilla etusijalla saattavat olla esimerkiksi sosiaaliset arvot, jolloin taloustulos voi jäädä selvästi tappiolliseksi. Vaihtoehtoisesti metsätalous voi painottua yksipuoliseen talouskäyttöön, minkä seurauksena lajeja voi hävitä alueelta.

Kestävän metsätalouden dynaaminen luonne on tärkeää huomata. Kyseessä on pikemminkin taloudellis-yhteiskunnallinen prosessi, jossa ekologisesti toimivien, taloudellisesti mahdollisten ja sosiaalisesti haluttavien ratkaisujen rajat liikkuvat sekä erikseen että toistensa suhteen, kuin kyseisten näkökohtien tietty tasapainotila[11]. Prosessi voidaan edelleen nähdä pikemminkin metsätalouden harjoittajan, si-

KUVA 7.3
Metsän käyttöä ja metsien käsittelyä koskevan päätöksenteon tarkastelukehikko.



dosryhmien ja yhteiskunnan välisenä keskusteluna kuin poikkitieteellisenä erilaisten käsitteistöjen ja näkökohtien yhteen sovittamisena. Sosiaalisen kestävyyden käsitettä onkin ehdotettu laajennettavaksi sisältämään myös ekologisen kestävyyden ehdot[15].

Kestävän metsätalouden kehittämisessä tutkimus on keskeisessä asemassa. Varsinkin ekologiset ja sosiaaliset näkökohdat ovat epämääräisiä kokonaisuuksia, joiden tunteminen olisi olennaista, mutta täysin selkeitä eivät ole myöskään taloudelliset näkökohdat. Tutkimuksen merkitys on etenkin siinä, että ekologisesti toimivien ja taloudellisesti mahdollisten ratkaisujen alue muuttuu informaation parantuessa. Metsätalouden ympäristökeskustelun alkuaikoihin verrattuna alue on selkeästi laajempi.

Ekosysteemien käyttäytymistä koskevan teoreettisen tutkimuksen rinnalla tarvitaan soveltavaa tutkimusta, joka kartoittaa samanaikaisesti metsänkäsittelyn menetelmien ja niiden muunnelmien taloudellisia ja ekologisia seurauksia. On tärkeää tuntea näiden vaikutukset sekä erikseen että suhteessa toisiinsa. Esimerkiksi metsän talouskäyttö ei ilman muuta ole ristiriidassa monimuotoisuusnäkökohtien kanssa, jos monimuotoisuudelle tärkeitä metsäkohteita voidaan käsitellä luontoarvot säilyttäen ilman suuria kustannusvaikutuksia.

JOUKO KOSTAMO • JUKKA-PEKKA JÄPPINEN

7.2
Metsä- ja luonnonsuojelulainsäädäntö

■ Suomen metsälainsäädäntö uudistettiin 1990-luvun puolivälissä toteuttamaan Metsätalouden ympäristöohjelman[16] tavoitteita. Uusi metsälaki (1093/1996) tuli voimaan vuoden 1997 alussa. Se ohjaa metsien hoitoa ja käyttöä kaikkien metsänomistajaryhmien metsissä. Uudessa metsälaissa metsälakien ja luonnonsuojelulain sovellusalat tuli saada keskenään sopusointuun tavalla, joka edistää koko metsäluonnon suojelua ja hoitoa. Luonnonsuojelulain ja metsälain välistä rajausta selkiytettiin siten, että metsälakiin otettiin kaikki

talousmetsiin liittyvät luonto- ja ympäristökysymykset. Vuoden 1997 alussa voimaan tullut luonnonsuojelulaki (1096/1996) sisältää puolestaan säännökset varsinaisista suojelualueista ja muista rauhoitetuista alueista sekä uhanalaisista lajeista[17,18,19].

Metsälaki ja -asetus

Metsälain (1093/1996) tarkoituksena on edistää metsien taloudellisesti, ekologisesti ja sosiaalisesti kestävää hoitoa ja käyttöä siten, että metsät antavat kestävästi hyvän tuoton samalla, kun niiden biologinen monimuotoisuus säilytetään (1 §).

Metsälaki sisältää yleisen velvoitteen, jonka mukaan metsien hoidossa ja käytössä tulee pitää yllä edellytykset sille, että metsien biologiselle monimuotoisuudelle ominaiset elinympäristöt säilyvät. Metsälaissa on myös määritelty metsien monimuotoisuuden kannalta erityisen tärkeät elinympäristöt (10 §).

Myös muualla kuin metsälain erityisen tärkeissä elinympäristöissä hakkuu on mahdollista tehdä kohteen erityisluonteen edellyttämällä tavalla, jos alueella on erityistä merkitystä metsän monimuotoisuuden säilyttämiselle, maisemalle tai metsän monikäytölle (6 §).

Metsälain mukaan metsäkeskuksen tulee laatia toiminta-alueelleen metsätalouden alueellinen tavoiteohjelma ja seurata sen toteutumista. Ohjelmaa laadittaessa metsäkeskuksen tulee olla yhteistyössä alueen metsätaloutta edustavien ja muiden tarpeellisten tahojen kanssa (4 §).

Metsälaissa on myös säännös metsäkeskuksen ja kunnan välisestä yhteistyöstä kaavoitetuilla tai kaavoitettavilla alueilla (25 §). Säännöksen tavoitteena on sovittaa yhteen metsälaki ja maankäyttö- ja rakennuslaki.

Laki kestävän metsätalouden rahoituksesta

Kestävän metsätalouden rahoituslaissa (1094/1996) säädetään muun muassa siitä, miten edistetään metsien biologisen monimuotoisuuden ylläpitämistä ja metsäluonnon hoitoa. Metsänomistajan on mahdollista saada ympäristötukea, jos metsien hoidossa ja käytössä otetaan huomioon metsän biologisen monimuotoisuuden ylläpitäminen, luonnonhoito tai metsien muu kuin puuntuotannollinen käyttö laajemmin kuin metsälaki edellyttää (19 §). Rahoitusta on myös mahdollista saada metsäluonnon hoitohankkeen suunnitteluun ja toteuttamiseen (20 §).

Metsäluonnon hoitohankkeina voidaan suunnitella ja toteuttaa:

- usean tilan alueelle ulottuvia, tärkeiden elinympäristöjen hoito- ja kunnostustöitä,
- metsälain 10 §:n 2 momentissa tarkoitettujen monimuotoisuuden kannalta tärkeiden elinympäristöjen kartoitusta,
- talousmetsien maisemanhoidon kannalta merkittäviä metsän kunnostustöitä,
- metsäojitusalueiden laskeutusaltaiden tyhjentämistä tai metsäojituksista koituneiden vesistöhaittojen estämistä tai korjaamista, jos toimenpiteellä on tavanomaista laajempi merkitys vesien ja vesiluonnon hoidon kannalta eikä kustannuksia voida osoittaa tietylle aiheuttajalle,
- metsäojitusalueen ennallistamista luonnonarvoiltaan tärkeällä alueella, sekä
- muita vastaavia metsäluonnonhoitoa sekä metsien monikäyttöä, maisema-, kulttuuri- ja virkistysarvoja korostavia, alueellisesti merkittäviä hankkeita.

Luonnonsuojelulaki ja metsätalous

Vuoden 1997 alusta, samanaikaisesti metsälain kanssa, astui voimaan uusi luonnonsuojelulaki (luku 6.1). Lain säännökset, jotka liittyvät muun muassa kansainvälisiin luonnonsuojelusopimuksiin, luonnonsuojeluohjelmien oikeusvaikutuksiin ja eliölajien rauhoittamiseen, koskevat myös metsiä.

Talousmetsien hoidossa ja käytössä tulee ottaa erityisesti huomioon seuraavat luonnonsuojelulain kohdat:

- suojellut luontotyypit (29 §)
- petolintujen pesäpuut (39 §)
- erityisesti suojeltavat lajit (47 §)
- EU:n luontodirektiivin lajit (49 §)
- Natura 2000 -suojelualueverkosto (64–69 §).



Metsäluonnon monimuotoisuuden turvaaminen on keskeinen tavoite uusissa metsäpoliittisissa ohjelmissa (Kuva: Samuli Joensuu).

Ympäristöviranomaiset ja metsäviranomaiset ovat yhteistyössä, kun päätetään suojeltavilla luontotyypeillä, erityisesti suojeltavien lajien esiintymispaikoilla ja Natura 2000 - alueilla olevien talousmetsien hoidon ja käytön periaatteista (LSA 1 §).

Luonnonsuojelussa pyritään saavuttamaan ja säilyttämään maamme luontotyyppien ja luonnonvaraisten eliölajien suotuisa suojelutaso. Luontotyypin suojelutaso on suotuisa, kun sen luontainen levinneisyys ja kokonaisala riittävät turvaamaan luontotyypin säilymisen ja sen ekosysteemin rakenteen ja toimivuuden pitkällä aikavälillä ja kun luontotyypille luonteenomaisten eliölajien suojelutaso on suotuisa. Eliölajin suojelutaso on suotuisa, kun laji pystyy pitkällä aikavälillä säilymään elinvoimaisena luontaisissa elinympäristöissään (LSL 5 §).

JOUKO KOSTAMO • JUKKA-PEKKA JÄPPINEN

7.3 Metsätalouden kehittämisohjelmat

Metsätalouden ympäristöohjelma

Suomen ensimmäisiä metsäpoliittisia ohjelmia olivat niin kutsutut MERA-ohjelmat (1964–1969). Ne pyrkivät edistämään puuntuotantoa ja kasvattamaan metsävarantoa tukemalla voimakkaasti investointeja metsätalouteen. 1980-luvulla Metsä 2000 -ohjelma jatkoi puuntuotannollisia pyrkimyksiä, mutta siinä metsien muut hyödyt, kuten virkistys- ja suojeluarvot, nousivat voimakkaammin esiin.

Maa- ja metsätalousministeriön ja ympäristöministeriön vuonna 1994 yhteisesti hyväksymällä Metsätalouden ympäristöohjelmalla[16,20] pyrittiin sovittamaan yhteen metsien talouskäyttöä, luonnon- ja ympäristönsuojelua sekä talousmetsien monimuotoisuuden ylläpitoa. Ohjelmassa kuvattiin metsien kestävän käytön tavoitetila vuonna 2005 sekä esitettiin lukuisia toimenpiteitä ja ohjauskeinoja, joilla tavoitetila pyritään saavuttaman kaikkien metsänomistajaryhmien metsissä. Ohjelman linjaukset perus-

TIETOLAATIKKO 7.1

Metsätalouden ympäristöpolitiikan kehittämisen ”virstanpylväitä” Suomessa 1994–2003

1. Keskeisen metsälainsäädännön uudistaminen
Metsätalouden ympäristöohjelmassa (1994) esitetyt metsälakien uudistustarpeet on toteutettu. Laki metsäkeskuksista ja metsätalouden kehittämiskeskuksesta (1.3.1996), Metsälaki (1.1.1997), Laki kestävän metsätalouden rahoituksesta (1.1.1997) ja Metsänhoitoyhdistyslaki (1.1.1999).

2. Luonnonsuojeluohjelmien toteutumisen turvaaminen
Vahvistettujen luonnonsuojeluohjelmien kokonaisrahoitusohjelma on hyväksytty vuosille 1996–2007.

3. Metsänhoito-ohjeiden ja suositusten uudistaminen
Kaikki metsäorganisaatiot uusivat 1990-luvulla metsänhoitosuosituksensa. Niistä viimeisimmät on otettu käyttöön vuonna 2001[24].

4. Metsäluonnon hoidon laadun ja biologisen monimuotoisuuden seurannan kehittäminen
Hakkuualojen luonnonhoidon laadun seuranta aloitettiin vuonna 1995. Metsälain mukaisia erityisen tärkeitä elinympäristöjä on kartoitettu vuosina 1998–2003. Ympäristöministeriön ehdotus biodiversiteetin tilan valtakunnallisen seurannan järjestämisestä julkaistiin vuonna 2001[25].

5. Kestävän metsätalouden tunnusten (kriteerit) ja mittareiden (indikaattorit) kehittäminen sekä Euroopan että Suomen metsille
Suomen kestävän metsätalouden kriteerit ja indikaattorit valmistuivat vuonna 2000[26].

6. Metsäsertifiointijärjestelmän kehittäminen
Vuonna 1996 aloitetun kansallisen metsäsertifiointijärjestelmän kehittämisen seurauksena 24,8 miljoonaa metsähehtaaria, eli 95 % Suomen metsätalouden maasta oli vuoden 2001 alussa FFCS (*Finnish Forest Certification System*) -järjestelmän piirissä. Kaikki metsäkeskusalueet (13 kpl) saivat vuoteen 2000 mennessä käyttöönsä todistuksen FFCS-järjestelmän mukaisen kestävän metsätalouden harjoittamisesta. FFCS on osa yleiseurooppalaista metsäsertifiointijärjestelmää (*Pan-European Forest Certification System*, PEFC)[27].

7. Ympäristöjohtamisjärjestelmien kehittäminen
Suurilla metsäteollisuusyrityksillä, Metsähallituksella, Metsätalouden kehittämiskeskus Tapiolla, alueellisilla metsäkeskuksilla ja yli sadalla metsänhoitoyhdistyksellä on oma ympäristöjohtamis- ja laatujärjestelmänsä. Niiden kautta organisaatiot ovat sitoutuneet toimintansa jatkuvaan parantamiseen, mikä tarkoittaa muun muassa metsäluonnon monimuotoisuuden ylläpitoa ja lisäämistä.

8. Monitavoitteisen metsäsuunnittelun sekä alue-ekologisen suunnittelun kehittäminen
Metsäluonnon monimuotoisuuden näkökohdat ovat nykyään mukana kaikkien metsänomistajaryhmien metsäsuunnittelussa. Valtion metsissä metsähallitus seuraa toimintansa biodiversiteettivaikutuksia käyttäen hyväksi alueellisia luonnonvarasuunnitelmia (7 kpl) ja alue-ekologisia suunnitelmia (112 kpl) (luku 8.3) sekä suojelu- ja virkistysalueiden ja kaavoituksen suunnittelujärjestelmiä.

9. Metsätalouteen liittyvän luonto- ja ympäristöasioita koskevan laajan koulutuksen käynnistäminen
Metsäammattilaiset, metsurit ja koneenkuljettajat sekä metsänomistajat ovat osallistuneet metsäalalle kehitettyyn luonnonhoitokoulutukseen. Erityisen metsäalan luonnonhoitotutkinnon on suorittanut vuosina 1997–2002 yhteensä 3 782 henkilöä (2 948 metsätoimihenkilöä, 654 metsätyöntekijää ja 180 metsänomistajaa).

10. Metsien monimuotoisuuden turvaamiseen tähtäävän koulutus- ja valistusmateriaalin tuottaminen
Metsätalouden organisaatiot ovat tuottaneet runsaasti metsien monimuotoisuuden turvaamiseen tähtäävää koulutusmateriaalia sekä metsien hoidon ohjeita ja -suosituksia Metsätalouden ympäristöohjelman mukaisesti (tietolaatikko 7.6).

11. Metsien biologista monimuotoisuutta ja ympäristökysymyksiä koskevan laaja-alaisen tutkimustoiminnan käynnistäminen
Laaja-alaista perustutkimusta ja käytäntöä palvelevaa soveltavaa tutkimusta on harjoitettu eri tutkimuslaitoksissa ja yliopistoissa sekä yhteisrahoitteisissa tutkimusohjelmissa (Biodiversiteettitutkimusohjelma FIBRE 1997–2002, Monimuotoisuuden tutkimusohjelma 2003–2006).

12. Metsä- ja ympäristötahojen välisen yhteistyön tiivistäminen
Yhteistyötä on tiivistetty. Esimerkkejä ovat metsälakien ja luonnonsuojelulain valmistelu, alue-ekologinen suunnittelu valtionmailla, luonnonsuojeluohjelmien toteutus, luonnonsuojelun uudet toteuttamiskeinot[28], luonnonsuojelututkimus ja monimuotoisuuden seurannan kehittäminen.

13. Kestävän metsätalouden edistäminen kansainvälisessä yhteistyössä
Suomi on osallistunut aktiivisesti kansainväliseen yhteistyöhön. Esimerkkejä yhteistyöstä ovat. Euroopan metsäministerikokoukset (MCPFE), YK:n Kestävän kehityksen toimikunnan Hallitustenvälinen metsäpaneeli (IPF) ja metsäfoorumi (IFF) sekä YK:n metsäfoorumi, UNFF.

Jukka-Pekka Jäppinen ja Jouko Kostamo

tuivat YK:n Ympäristö- ja kehityskonferenssissa (Rio de Janeiro, 1992) hyväksyttyihin metsien hoitoa, käyttöä, suojelua ja kestävää kehitystä koskeviin metsäperiaatteisiin sekä Euroopan toisessa metsäministerikonferenssissa (Helsinki, 1993) hyväksyttyihin kestävän metsätalouden yleisperiaatteisiin (luku 4.6).

Metsätalouden ympäristöohjelma on pyrkinyt ohjaamaan Suomen metsätaloutta kohti muuttuneita kansallisia ja kansainvälisiä tavoitteita, jotka koskevat metsien biologista monimuotoisuutta ja metsäluonnon hoitoa. Sillä on ollut vaikutuksia metsä- ja ympäristöpolitiikkaan, metsätaloutta säätteleviin lakeihin, metsäorganisaatioiden käytännön toimintaan sekä metsätalouden tutkimukseen, koulutukseen ja neuvontaan (tietolaatikko 4.8, 7.1 ja 7.2).

Maa- ja metsätalousministeriö asetti laajapohjaisen seurantaryhmän, joka tarkasteli ympäristöohjelman toteutumista yksityiskohtaisesti usean vuoden ajan[17,18,19]. Seurantaryhmän loppuraportissa[21] kuvataan toteutunutta kehitystä ja lähivuosien tarpeita pyrittäessä saavuttamaan vuoteen 2005 asetettu kestävän metsätalouden tavoitetila.

Kun laadittiin Kansallista metsäohjelmaa (KMO 2010), Metsätalouden ympäristöohjelma ja sen seurantaraportit muodostivat perustan ohjelman ekologisen kestävyyden suunnittelulle[22,23].

Vesiensuojelun tavoiteohjelma 2005

Valtioneuvosto teki vuonna 1998 periaatepäätöksen[29] vesiensuojelun tavoitteista vuoteen 2005. Päätös koskee pinta- ja pohjavesien sekä Itämeren suojelua ja se ohjaa myös metsätalouden käytännön toimintaa. Tavoitteena on vähentää sisävesiin ja Itämereen joutuvaa fosforin ja typen määrää vähintään 50 % vuoden 1993 arvioidusta tasosta vuoteen 2005 mennessä.

Ravinne- ja kiintoainekuormituksen vähentämiseksi metsätaloudessa suositaan erityisesti metsämaan eroosiota pienentäviä puunkorjuu-, metsänhoito- ja perusparannusmenetelmiä. Metsiä lannoitetaan ensisijaisesti puuston terveyden ylläpitämiseksi sellaisilla lannoitteilla, levitysmenetelmillä ja kasvupaikoilla, joiden myötä ravinnehäviöt vesistöihin ovat mahdollisimman vähäiset. Tärkeillä pohjavesialueilla ja muilla

vedenhankintaan soveltuvilla pohjavesialueilla vältetään uudistus- ja kunnostusojituksia sekä raskasta maanmuokkausta. Niillä ei käytetä kemiallisia torjunta-aineita. Lannoitteiden käyttöä vältetään ja huolehditaan siitä, ettei synny pohjavesien pilaantumisvaaraa (tietolaatikko 7.2).

Vesiensuojelun tavoiteohjelman toteutumista ja toimenpiteiden[30] toteuttamista seuraavat alueelliset ympäristökeskukset omilla toimialueillaan sekä Suomen ympäristökeskus koko valtakunnassa.

Vesipolitiikan puitedirektiivi

Vesipolitiikan puitedirektiivin (2000/60/EY) tavoitteena on luoda puitteet sisämaan ja rannikon pintavesien sekä pohjavesien suojelulle. Metsätalouden kannalta tärkeitä tavoitteita ovat muun muassa: a) estää vesiekosysteemien huononemista sekä suojella ja parantaa niiden tilaa, b) edistää kestävää, vesivarojen pitkän ajan suojeluun perustuvaa vedenkäyttöä ja c) vähentää pohjavesien pilaantumista.

Direktiivi pyrkii osaltaan turvaamaan pinta- ja pohjavesien riittävän saannin. Keskeinen tavoite on saavuttaa pintavesien hyvä ekologinen ja kemiallinen tila sekä pohjavesien hyvä määrällinen ja kemiallinen tila 15 vuoden kuluessa direktiivin voimaantulosta. Tavoitteiden saavuttamiselle voidaan joskus soveltaa pitempää toteutusaikataulua, 27 vuoteen saakka.

Direktiivi muuttaa Suomen pintavesien seurantaa, velvoitetarkkailua ja luokittelua merkittävästi. Nykyisin vesiä luokitellaan maassamme niiden käyttökelpoisuuden perusteella, tarkastelemalla lähinnä vesien fysikaalisia ja kemiallisia ominaisuuksia. Uuden direktiivin mukainen vesistöjen luokittelu perustuu niiden ekologiseen tilaan. Vastaavasti pohjavedet luokitellaan uudelleen. Lainsäädännössä direktiivi aiheuttaa muutoksia erityisesti ympäristönsuojelulakiin ja vesilakiin.

Hallinnollisesti maa jaetaan vesienhoitoalueisiin, joissa vesistöjen hyvään tilaan pyritään vesienhoitosuunnitelmilla ja toimenpideohjelmilla. Kansalaisten ja eri tahojen

Kunnostusojituksesta koituvia vesistöhaittoja torjutaan laskeutusaltailla, jotka hidastavat veden virtausnopeutta ja saavat veden mukana kulkeutuvan kiintoaineksen laskeutumaan altaan pohjalle (Kuva: Samuli Joensuu).



TIETOLAATIKKO 7.2

Vesiensuojelun tavoiteohjelman toteuttaminen metsänhoidossa

Vesiensuojelun tavoiteohjelmaa toteutetaan erityisesti seuraavilla Metsätalouden ympäristöohjelman mukaisilla toimilla, jotka ehkäisevät metsämaiden ravinnehäviöitä ja maa-ainesten eroosiota:

1. Vesistöjen rannat sekä pienvesistöt, kuten lähteet, purot ja lammet, sekä niiden suojavyöhykkeet jätetään käsittelemättä tai hoidetaan niin, että hoidossa otetaan huomioon luonnonsuojelun ja metsämaiseman näkökohdat.
2. Maanpinnan muokkauksessa käytetään kohteeseen soveltuvaa, mahdollisimman kevyttä käsittelymenetelmää erityisesti pohjavesialueilla.
3. Peltoja metsitettäessä vähennetään pelloilta tulevaa vesistöjen hajakuormitusta suojavyöhykkeillä, joilla ei tule käyttää kemiallista heinäntorjuntaa.
4. Kemiallisia torjunta-aineita ei tule käyttää lainkaan vesistöjen rannoilla ja pienvesien välittömässä läheisyydessä sekä tärkeillä pohjavesialueilla.
5. Soiden uudisojituksista luovutaan kokonaan.
6. Kunnostusojituksia ei tehdä tärkeiden pohjavesialueiden suojavyöhykkeillä. Ojitukset suunnitellaan ja toteutetaan siten, että vesistöjen kuormitus jää mahdollisimman vähäiseksi. Ojitussuunnitelmaan liittyy vesistöhaittojen ehkäisysuunnitelma.
7. Pohjavesien suojelutoimet kohdistetaan pohjavesivarojen valtakunnallisessa inventoinnissa luokitelluille erityisen tärkeille pohjavesialueille (luokka I) ja muille vedenhankintaan soveltuville pohjavesialueille (luokka II). Niillä vältetään uudistus- ja kunnostusojituksia sekä raskasta maanmuokkausta. Niillä ei liioin käytetä pohjavettä vaarantavia kemiallisia torjunta-aineita. Lannoitteiden käyttöä vältetään ja huolehditaan siitä, etteivät pohjavedet pilaannu.

Jouko Kostamo ja Jukka-Pekka Jäppinen

osallistumista vesiensuojelun suunnitteluun ja kehittämiseen lisätään.

Suomessa on jo ryhdytty valmistautumaan direktiivin toimeenpanoon varautumalla muun muassa ekologisen tilan määrittelyyn ja pohjavesikysymysten valmisteluun työryhmissä. Direktiivin voimaantulon myötä vesiensuojelua koskevia säädöksiä joudutaan tarkistamaan myös Suomessa.

Direktiivin toimeenpanon vaihe	Vuosi
Voimaantulo	2000
Lainsäädännön muutokset jäsenmaissa	2003
Vesipiirejä koskevat tarkastelut tehtyinä	2004
Seurantaohjelmat käynnistettyinä	2006
Toimenpideohjelma ja vesipiirin hoitosuunnitelma valmiina	2009
Toimenpideohjelma käynnistettynä	2012
Ympäristötavoitteet saavutettuina	2015

Kansallinen metsäohjelma 2010

Vuosina 1998–1999 laadittuun Kansalliseen metsäohjelmaan (KMO 2010) sisältyvät maamme metsäpolitiikan keskeiset periaatteet, tavoitteet ja keinot[31]. Ohjelman tarkoituksena on vastata Suomen kansallisiin ja kansainvälisiin tarpeisiin kehittämällä metsien hoitoa, käyttöä ja suojelua siten, että metsät antavat suomalaisille mahdollisimman paljon työtä ja toimeentuloa, kehittyvät elinvoimaisina ja monimuotoisina sekä tarjoavat henkistä ja fyysistä virkistystä kaikille suomalaisille[22,23].

Metsäohjelman laatiminen perustui sekä aikaisempiin metsäohjelmiin että 1990-luvulla metsätaloudessa tapahtuneeseen kehitykseen. Keskeisenä taustana olivat muun muassa uuden metsälain edellyttämät metsätalouden alueelliset tavoiteohjelmat. Ohjelman valmisteluun osallistuivat sekä metsätalouden tärkeimmät sidosryhmät että tavalliset kansalaiset erityisten kansalaisfoorumeiden kautta.

Metsäohjelman tavoitteena on saavuttaa ja pitää yllä metsien eliölajien ja elinympäristöjen suotuisa suojelutaso riittävällä suojelualueiden ja monimuotoisesti käsiteltävien talousmetsien yhdistelmällä[31]. Metsien ekologinen kestävyys turvataan kehittämällä edelleen talousmetsien ympäristönhoitoa Metsätalouden ympäristöohjelman[16] ja sen seurantaraporteissa esitettyjen havaintojen pohjalta.

Kansallisen metsäohjelman mukaan monimuotoisuuden turvaamisen tärkeimmät toimenpiteet ovat metsätalouden ympäristöohjeiden jatkuva tarkistaminen uuden tutkimustiedon pohjalta, metsäluonnon hoidon seurantajärjestelmän kehittäminen metsä- ja ympäristöhallintojen yhteistyönä sekä metsäluonnon monimuotoisuuden huomioon ottaminen kaikessa metsiä koskevassa suunnittelussa[22,23].

Kansallisen metsäohjelman ympäristövaikutusten arviointi

Valtioneuvosto edellytti, että ennen Kansallisen metsäohjelman käynnistämistä, metsäohjelman ympäristövaikutukset arvioidaan ympäristövaikutusten arviointimenettelystä annetun lain mukaisesti. Ympäristövaikutusten arvioinnissa tultiin siihen tulokseen, että ekologisia riskejä syntyy Etelä-Suomen iäkkäiden talousmetsien uudistushakkuista, kunnostusojitusten lisäämisestä sekä uusien metsäautoteiden tekemisestä[32].

Metsätalouden sidosryhmistä kootun YVA-työryhmän[33] mukaan havaittuja ekologisia riskejä voidaan vähentää tai poistaa, mikäli

- metsä- ja luonnonsuojelulakeja noudatetaan tarkoitetulla tavalla,
- metsänuudistamistulokset varmistetaan,
- Etelä-Suomen, Oulun läänin länsiosan ja Lounais-Lapin metsiensuojelun tavoite-, rahoitus- ja toimintaohjelma toteutetaan,
- valtiolle hankittujen luonnonsuojelualueiden hoidon ja ennallistamisen tarpeet hoidetaan riittävän rahoituksen turvin,
- Metsätalouden ympäristöohjelmassa määritelty kestävän metsätalouden tavoitetila 2005 saavutetaan,
- Suomen metsäsertifioinnin standardeja (1997) toteutetaan mahdollisimman laajasti,
- Vesiensuojelun tavoiteohjelma 2005:een sisällytetyt tavoitteet saavutetaan,
- metsienhoitosuosituksia tarkennetaan uusimman tiedon perusteella,
- metsälain erityiset tärkeät elinympäristöt kartoitetaan ja otetaan huomioon hakkuissa ja muissa metsätalouden toimenpiteissä,
- metsätalouden ympäristötuen perusteita tarkistetaan,
- monitavoitteista metsäsuunnittelua kehitetään ja toteutetaan laajasti,
- talousmetsien luonnonhoidon koulutusta ja neuvontaa jatketaan ja laajennetaan koko metsäalalle,
- talousmetsien luonnonhoitohankkeiden ohjeistusta parannetaan, ja
- metsänhoidon ympäristövaikutusten seurantaa kehitetään.

Kansallisen metsäohjelman toteutus alkoi metsäalan sidosryhmien yhteistyönä vuoden 2000 alussa. Metsäohjelman toteutusta seuraavat valtioneuvoston asettama metsäneuvosto ja sen alainen työvaliokunta. Ohjelman linjaukset otetaan huomioon muun muassa ministeriöiden ja muiden viranomaisten toiminnassa.

Ekologisen kestävyyden turvaamiseksi KMO:n toisessa seurantaraportissa[34] esitetään seuraavat jatkotoimet:

- Etelä-Suomen metsien monimuotoisuuden suojelun kehittämistä jatketaan Etelä-Suomen metsien monimuotoisuuden suojelutoimikunnan työn pohjalta.
- Metsätalouden vesiensuojelua kehitetään Vesiensuojelun tavoiteohjelman 2005 ja EU:n vesipolitiikan puitedirektiivin edellyttämällä tavalla. Erityisesti kunnostusojitukset ja maanmuokkaukset suunnitellaan ja toteutetaan siten, että vesistöjen kuormitus jää mahdollisimman vähäiseksi. Pohjavesien suojelussa toimet kohdistetaan pohjavesivarojen valtakunnallisessa inventoinnissa luokitelluille erityisen tärkeille ja muille vedenhankintaan soveltuville pohjavesialueille.
- Valmistaudutaan ohjaamaan ympäristötukea metsälain erityisen tärkeiden elinympäristöjen kartoitustyöstä luonnonhoitohankkeisiin vuodesta 2004 alkaen.

Etelä-Suomen metsien suojelu

Kansallisessa metsäohjelmassa edellytettiin, että Etelä-Suomen metsiensuojelun kehittämistä vahvistetaan perustamalla laajapohjainen asiantuntijatyöryhmä. Työryhmän tuli selvittää metsien suojelun tilaa ja tehdä ehdotukset suojelun kehittämistarpeista Etelä-Suomen sekä Oulun läänin länsiosan ja Lapin läänin lounaisosan alueilla. Selvityksissä tuli ekologisten seikkojen ohella ottaa huomioon myös metsien käytön taloudelliset ja sosiaaliset näkökohdat[22,23].

Ympäristöministeriön asettama asiantuntijaryhmä (ESSU) arvioi Etelä-Suomen ja Pohjanmaan metsien suojelun tarvetta[35]. Arvion mukaan alueen nykyinen suojelualueverkosto ei riitä turvaamaan kaikkia uhanalaisia tai taantuneita metsälajeja, joiden luontainen levinneisyys on painottunut hemiboreaaliselle, eteläboreaaliselle tai keskiboreaaliselle vyöhykkeelle. Lisäsuojelua katsottiin tarvittavan lehdoille, reheville kangasmetsille, metsäisille perinnebiotoopeille, korville ja luonnontilaisen kaltaisille metsille sekä näistä elinympäristöistä riippuville lajeille. Työryhmä totesi, että metsien suojelua tulee kehittää sekä lyhyellä että pitkällä aikavälillä alueen kaikissa metsissä.

ESSU-työryhmän työn valmistuttua valtioneuvosto asetti vuonna 2000 Etelä-Suomen metsien suojelutoimikunnan (METSO). Sen tehtävän oli laatia ehdotus Etelä-Suomen, Oulun läänin länsiosan ja Lapin läänin lounaisosan metsien suojelun tavoite-, rahoitus- ja toimintaohjelmaksi. Tässä yhteydessä selvitettiin uusien suojelukeinojen kehittämistä, siihen liittyviä tutkimustarpeita ja suojelun ekologisten, taloudellisten ja sosiaalisten vaikutusten arvioimisen menetelmiä ja kriteereitä. METSO-toimikunnan ehdotus[28] valmistui kesällä 2002.

Ehdotuksen pohjalta valtioneuvosto hyväksyi syksyllä 2002 toimintaohjelman Etelä-Suomen, Oulun läänin länsiosan ja Lapin läänin lounaisosan metsien monimuotoisuuden turvaamiseksi (tietolaatikko 7.3). Toimintaohjelma tehostaa metsien suojelua valtion mailla. Ohjelman toimenpiteet perustuvat nykyisin käytössä oleviin metsien monimuotoisuutta säilyttäviin keinoihin, mutta yksityismetsien osalta myös uusiin suojelukeinoihin, jotka perustuvat metsänomistajien vapaaehtoisuuteen ja eri tahojen välisen yhteistyön tiivistämiseen.

Toimintaohjelman lähtökohtana on turvata Suomen luontotyypeille ja uhanalaisille lajeille tärkeät elinympäristöt ja niiden rakennepiirteet nykyistä paremmin. Ohjelmassa on mukana sekä lyhyen että pitkän aikavälin toimia. Lyhyen aikavälin toimet käynnistetään pääosin vuosina 2003–2005, ja pitkän aikavälin toimet yleensä vasta vuoden 2007 jälkeen.

Ennen kuin voidaan olla varmoja toimenpiteiden riittävyydestä metsien suojelun kannalta, on arvioitava käynnistettävien esiselvitysten ja pilottihankkeiden tulokset. Arviointi tehdään vuonna 2007, jonka jälkeen päätetään metsien suojelun jatkokehittämisestä, ja siitä, onko Etelä-Suomeen tarpeen laatia uusi luonnonsuojelulain mukainen metsiensuojeluohjelma.

Alueelliset metsäohjelmat

Metsälain mukaan metsäkeskuksen tulee laatia toiminta-alueelleen metsätalouden alueellinen tavoiteohjelma (ts. alueellinen metsäohjelma). Alueelliset metsäohjelmat pyrkivät tasapainottamaan talousmetsien eri käyttömuotojen tavoitteet ja antamaan kokonaisnäkemyksen metsäkeskuksen toimialueen metsätalouden tilasta ja kehittämistarpeista.

Alueellisen metsäohjelman tulee sisältää muun muassa:

- kuvauksen metsien biologisesta monimuotoisuudesta, ottaen huomioon myös luonnonsuojelualueet ja rajoitetun metsätalouskäytön piirissä olevat alueet,
- tarpeet ja tavoitteet metsien biologisen monimuotoisuuden säilyttämiseksi, sekä
- arvion näiden toimien taloudellisista vaikutuksista ja ympäristövaikutuksista.

Metsätalouden alueellisen tavoiteohjelman ekologisessa osassa kuvataan alueen metsien suojelutilanne, erityisen tärkeät elinympäristöt, puulajisuhteet, säästö- ja lahopuut ja kulttuuriarvot. Lisäksi ohjelmissa esitetään tavoitteet ja

TIETOLAATIKKO 7.3

Metso-toimintaohjelman keinot edistää metsäluonnon monimuotoisuutta

1. Luonnonsuojelualueiden elinympäristöjen ennallistaminen ja hoito
2. Luonnonsuojelualueiden perustiedon keruu
3. Luonnonsuojelubiologisen kriteeristön laatiminen
   Vuoden 2002 lopussa asetettu laajapohjainen asiantuntijaryhmä määritteli toimenpiteille 1. ja 4.–9. yhteiset luonnonsuojelubiologiset perusteet, joiden avulla toimenpiteet voidaan toteuttaa kustannustehokkaasti[36].
4. Luonnonarvokauppa
   Menettely, jossa maanomistaja tai hänen valtuuttamansa taho sopimuksesta pitää yllä tai lisää luonnonarvoja metsässään ja saa tästä tuloa luonnonarvojen ostajalta, kuten valtiolta tai metsien suojelusäätiöltä (luku 14).
5. Tarjouskilpailu
   Menettely, jossa ympäristöviranomaiset pyytävät maanomistajalta vapaaehtoisia tarjouksia pysyvästi tai määräaikaisesti suojeltavista kohteista, joista maanomistajalle maksetaan korvaus. Tarjouskilpailun tuloksena viranomaiset hyväksyvät toteutettaviksi sellaiset hankkeet, jotka parhaiten täyttävät kohdassa 3. määritellyt luonnonsuojelubiologiset kriteerit.
6. Luonnonhoitoalueet
   Maanomistajan hakemuksesta perustettavia alueita, joilla luonnonsuojelu, metsän hoito ja käyttö sekä muu alueen taloudellinen käyttö sovitetaan yhteen. Alueelle laadittava erityinen luonnonhoitosuunnitelma (luku 8.2) sisältää luonnonhoitotoimien ohella normaalit metsänhoito- ja hakkuuehdotukset.
7. Metsähallituksen maanmyyntitulojen ja vaihtomaiden käyttö luonnonsuojelun kannalta arvokkaiden alueiden hankkimiseen
8. Metsäluonnon monimuotoisuuden yhteistoimintaverkosto – kokeiluhanke
   Menettely perustuu maanomistajien omaehtoiseen halukkuuteen perustaa keskenään tai yhdessä paikallisten tahojen ja alueellisten viranomaisten kanssa yhteishankkeita turvaamaan paikallisen metsäluonnon monimuotoisuutta. Tavoitteena on luoda yhteistyötä yli kiinteistörajojen ja eri omistajaryhmien kesken.
9. Luonnonsuojelulain mukainen luonnonsuojeluohjelma
10. Talousmetsien luonnonhoito
11. Koulutus, metsäsuunnittelu ja neuvonta
12. Metsälain erityisen tärkeät elinympäristöt ja laki metsän hyönteis- ja sienituhojen torjunnasta
13. Monimuotoisuuden turvaaminen kuntien virkistys- ja ulkoilumetsissä sekä valtion retkeilyalueilla
14. Tutkimus- ja selvitystarpeet
15. Metsien suojelusäätiö
    Selvitetään mahdollisuus perustaa kansalaisten vapaaehtoiseen rahalliseen tukeen perustuva metsien suojelun rahasto. Rahaston varoja käytettäisiin metsäluonnon monimuotoisuuden turvaamista edistäviin hankkeisiin.
17. Toimintaohjelman seuranta.

toimet, joilla metsäluonnon monimuotoisuutta lisätään. Myös metsäsertifiointi (Suomen metsäsertifiointistandardi 1997) edellyttää, että tavoiteohjelman ekologiseen osaan sisällytetään alueellisen monimuotoisuuden tarkastelu, jossa ovat myös tavoitteet sille, miten metsien rakennepiirteitä kehitetään niin, että monimuotoisuuden kannalta merkittävät puutteet tulevat korjatuksi.

Alueellisten metsäohjelmien toteutusta seuraavat laajapohjaiset alueelliset metsäneuvostot, joihin kuuluu muun muassa metsänomistajia, metsäteollisuutta, hallintoa ja kansalaisjärjestöjä.

Pääosalla metsätalouden toimijoista on nykyään omat metsäluonnon monimuotoisuutta edistävät strategiansa ja -ohjelmansa (tietolaatikko 7.4 ja 7.5).

TIETOLAATIKKO 7.4

MTK:n metsien monimuotoisuusohjelma

Maa- ja metsätaloustuottajain Keskusliiton MTK ry:n metsätalouden ympäristötyöryhmä julkaisi vuonna 1995 MTK:n metsätalouden monimuotoisuusohjelman ja suositukset yksityismetsille[37]. Huoli ja keskustelu ympäristön ja metsien tilasta jatkui kuitenkin kiihkeänä myös 1990-luvun lopussa, joten vuonna 200 julkaistiin uusi ajantasaistettu metsien monimuotoisuusohjelma ”Sitä kuusta kuuleminen…”[38].

MTK:n metsäpolitiikan keskeisiä arvoja ovat:

1. Metsiä hoidetaan ja käytetään kestävän metsätalouden periaatteiden mukaisesti.
2. Metsänomistajalla on oikeus ja mahdollisuus tavoitteidensa mukaiseen metsien hoitoon ja käyttöön.
3. Metsätalous on taloudellisesti kannattavaa.

Metsien monimuotoisuuden turvaamisen pääpaino talousmetsissä

Metsäluonnon monimuotoisuus turvataan talousmetsien monimuotoisuudella ja suojelualueverkostolla. Ohjelmassa korostetaan talousmetsien hoidon suurta merkitystä luonnolle, sillä suojelualueet eivät voi olla ensisijainen keino vaalia monimuotoista metsäluontoamme.

Perhemetsätaloudessa voidaan yhdistää kannattava puuntuotanto, luonnonarvojen säilyttäminen ja metsien merkitys ihmisten hyvinvoinnille. Vain taloudellisesti kannattava metsätalous antaa mahdollisuuden panostaa myös kestävän metsätalouden muihin ulottuvuuksiin eli ympäristöön ja kulttuuriin. Yksityisillä metsänomistajilla on suuri vastuu metsätalouden kestävyydestä niin puuntuotannon kuin monimuotoisuuden suojelunkin kannalta. Metsäomistajat investoivat merkittävän osan metsätuloistaan myös monimuotoisuuden vaalimiseen.

Vapaaehtoisuus tuo metsien suojelussa parhaan tuloksen. Tarvitaan keinoja, joilla maanomistajia voidaan kannustaa suojelemaan monimuotoisuuden kannalta arvokkaita metsiä. Suojelun aiheuttamat taloudelliset menetykset tulee korvata maanomistajalle täysimääräisesti.

Monimuotoisuus on koko kiertoajan projekti

Tärkeää on tunnistaa ja säästää luonnonsuojelun kannalta arvokkaat metsäelinympäristöt. Metsälaki ja luonnonsuojelulaki luetteloivat tärkeimmät kohteet. Lisäksi metsätaloudessa tulisi ottaa mahdollisuuksien mukaan huomioon myös muita metsäluonnon biologisen monimuotoisuuden kannalta arvokkaita kohteita.

Metsikön sisäiseen monimuotoisuuteen voidaan vaikuttaa kaikissa metsänhoitotoimissa ja hakkuissa. Palaneesta puusta riippuvaisten lajien elinoloja voidaan parantaa lisäämällä kulotusta metsän uudistamisen yhteydessä. Talousmetsiin saadaan vanhoja puita, kun uudistushakkuualoille jätetään säästöpuita.

Kesäaikainen puunkorjuu vaikuttaa metsäluontoon. Se voi vaurioittaa maaperää ja kasvamaan jätettävää puustoa sekä häiritä lintujen pesintää. Sulan maan aikana hakkuita tuleekin tehdä vain maastoissa, jotka kestävät korjuun ja korjuukoneet. Juurikäävän riskialueilla kannot käsitellään biologisella torjunta-aineella. Lintujen pesimäaikaan hakkuita tulee välttää tärkeimmillä pesintäalueilla.

Geenimuuntelu, metsien sertifiointi ja hiilinielut

Geeniteknologian käyttö metsätaloudessa sisältää niin mahdollisuuksia kuin riskejäkin. Geneettisen muuntelun avulla voidaan tuottaa puita, jotka kestävät paremmin esimerkiksi hyönteistuhoja. Ennen geenimuuntelun käyttöönottoa tulee kuitenkin varmistua siitä, ettei se aiheuta riskejä ympäristölle.

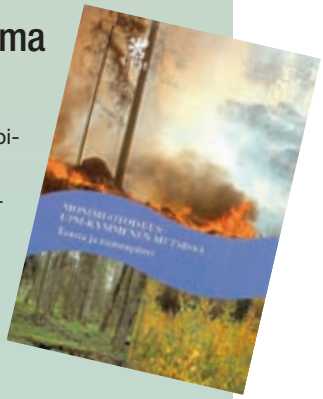
Maassamme on käytössä perhemetsätalouteen soveltuva metsäsertifiointijärjestelmä[27], jonka avulla voidaan todentaa, että metsiä todella hoidetaan hyvin ja kestävästi.

Metsät ovat merkittävä hiilidioksidin sitoja ja varasto. Kun metsät pidetään tuottavina ja huolehditaan niiden uudistamisesta, ne sitovat enemmän hiiltä kuin niistä vapautuu. Metsät hidastavat näin kasvihuoneilmiötä ja ilmaston lämpenemistä. Puun käyttöä kannattaa lisätä, koska puusta valmistetut tuotteet toimivat hiilen varastoina. Puun energiakäyttö syrjäyttää fossiilisia polttoaineita.

Juha Hakkarainen

TIETOLAATIKKO 7.5

UPM-Kymmene Oyj:n metsien monimuotoisuusohjelma



UPM-Kymmene Oyj on paperi-, puu- ja levytuotteita valmistava metsäteollisuusyritys. Konsernin Suomessa omistamia metsiä (0,9 milj. ha) varten laadittiin vuosina 1997–1998 asiantuntijatyönä selvitys metsien monimuotoisuuden tilasta ja turvaamisesta. Erityistä huomiota kiinnitettiin taantuneiden, alkuperäisten metsälajien elinmahdollisuuksien edistämiseen kunkin tilan, niiden ominaispiirteiden ja metsien nykytilan sallimissa puitteissa. Tavoitteeksi asetettiin, että 50 vuoden kuluttua suurimmalla osalla yhtiön tiloista alkuperäisen metsälajiston monimuotoisuus olisi lisääntynyt nykytilanteeseen verrattuna. Luonnontilaisen metsäalueen lajiston rakennetta ei päätetty tavoitella, koska metsien rakenne poikkeaa tulevaisuudessakin huomattavasti luonnontilaisesta.

Ohjelma perustui arvioon niistä eroista, joissa yhtiön metsät poikkeavat metsikkö- ja metsäaluetasolla luonnontilaisista metsistä. Tällaisia rakennepiirteiden eroja ovat muun muassa:

- yli 10 cm läpimittaista runkolahopuuta on metsissä hyvin niukasti,
- vanhoja järeitä lehti- ja havupuita on vähän,
- varttuneita lehtipuuvaltaisia ja lehtipuusekametsiä ei juuri ole,
- tuoretta palanutta puuta ei esiinny lainkaan,
- luonnontilaisten tai luonnontilaisten kaltaisten metsien osuus metsäpinta-alasta on vähäinen,
- pienialaiset arvokkaat luontokohteet on monin paikoin käsitelty metsätaloudellisesti,
- reheviä luonnontilaisia soita on niukasti.

Toimenpide-esitykset

Asiantuntijaryhmä esitti joukon toimenpiteitä, joilla säilytetään tai lisätään luonnontilaisille metsille ominaisia rakennepiirteitä talousmetsissä. Monimuotoisuuden säilyttämiseen tähtäävät keinot on karkeasti jaettavissa kahteen osaan. Seuraavassa esimerkkejä toimenpide-esityksistä:

1. Puunkorjuu ja metsänhoitotyöt
- tavoitteet uudistus- ja kasvatushakkuissa jätettävien säästöpuiden määrälle ja koolle metsien rakennepiirteiden monipuolistamiseksi ja lahopuiden lisäämiseksi,
- lisätään koivu- ja lehtipuusekoitusta sekä koivuvaltaisia metsiä tavoitteena saada vähintään 5 % koivuvaltaisia metsiä kaikkiin ikäluokkiin tuoreiden kankaiden ja niitä rehevämpien kasvupaikkojen metsiin,
- vanhojen metsien rakennepiirteiden lisääminen metsien käsittelyn yhteydessä (esim. luomalla kullekin alueelle muutamia ikärakenteeltaan vaihtelevia männiköitä),
- kulotuksen lisääminen tuoreilla ja kuivilla mäntykankailla, vähintään 10 kohteella vuosittain,
- kunnostusojitusohjeiden tarkistaminen siten, että noin 100 000 ha jää tulevaisuudessa ojitustoiminnan ulkopuolelle.

2. Arvokkaiden luontokohteiden suojelu
- jatketaan vuonna 1997 käynnistettyä luontoarvojen kartoitusta, jossa paikannetaan yhtiön mailla olevat metsäluonnon monimuotoisuuden kannalta tärkeät luontokohteet niiden suojelua tai hoitoa varten.

Ohjelman toteutus

Metsäosaston puunhankinnan ja metsien hoidon ympäristöohjeet tarkistettin työn perusteella ja niitä päivitetään tarvittaessa. Toiminnassa on sitouduttu kansallisiin metsäsertifiointikriteereihin. Tuloksia seurataan sekä sisäisin että kolmannen osapuolen suorittamilla arvioinneilla, mm. hakkuiden luontolaadun arvioinnilla. Vuosina 1997–2002

yhtiön metsissä toteutettiin arvokkaiden luontokohteiden kartoitus, jossa löytyi yli 21 400 kohdetta. Suojelluista kohteista yli puolet perustuu yhtiön vapaaehtoiseen päätökseen ja loput metsä-, luonnonsuojelu- tai muinaismuistolakiin. Lisäksi yhtiö on suojellut useita laajempia metsäalueita, joista suurin sijaitsee Repoveden alueella Pohjois-Valkealassa. Monimuotoisuusohjelman toteuttamiseksi metsäosasto on kehittänyt ekotehokasta alueellista metsäsuunnittelua.

Päivi Salpakivi-Salomaa

Metsäohjelmien toteutuminen ja kehittämistarpeet

Metsätalouden ympäristöohjelma ja Kansallinen metsäohjelma 2010 pyrkivät parantamaan suomalaisen metsätalouden ekologista kestävyyttä yhteiskunnan asettamien sosiaalisten ja taloudellisten reunaehtojen puitteissa. Kehittämistarpeet liittyvät muun muassa soveltavan tutkimustiedon puutteeseen, puuntuotannon ja luonnonhoidon kustannustehokkaaseen yhteensovittamiseen, luonnonhoidon ja neuvonnan rahoitukseen sekä henkilövoimavaroihin.

Alueellisten metsäohjelmien sisältämiä metsäluonnon hoitotavoitteita tulisi konkretisoida alueellisten tarpeiden pohjalta. Lisäksi tulisi ratkaista mahdollisimman nopeasti ne epäselvyydet, jotka liittyvät metsä- ja luonnonsuojelusuunnittelua palvelevien tietojen siirtoon ja vaihtoon. Ympäristökeskusten ja metsäkeskusten välillä tulisi tehdä yhteistyötä ja välttyä päällekkäiseltä työltä laadittaessa alueellisia metsäohjelmia ja ympäristöohjelmia sekä harjoitettaessa maakuntatason suunnittelua. Yksityismetsien monitavoitteiseen metsäsuunnitteluun tulisi sisällyttää mahdollisuuksien mukaan myös alue-ekologinen lähestymistapa. Monitavoitteisen metsäsuunnittelun vuotuisia työmääriä tulisi myös lisätä.

KIRSI GREIS • TOMMI TENHOLA

7.4 Metsänhoidon ohjeistus, koulutus ja neuvonta

Metsänhoidon suositukset

Metsäorganisaatioiden omien tai kaikille metsänomistajille suunnattujen metsänhoitosuositusten tavoitteena on varmistaa metsätalouden taloudellinen, ekologinen ja sosiaalinen kestävyys. Metsätaloudessa ja sen toimintaympäristössä 1990-luvulla tapahtuneet muutokset näkyvät selvästi uusissa metsienhoitosuosituksissa, joissa metsäluonnon monimuotoisuuden turvaaminen nähdään tärkeänä tavoitteena. Suosituksia noudattamalla metsänomistaja voi turvata metsälain vaatimuksia tasokkaamman metsänhoidon ja luonnonhoidon.

Metsänhoitosuositusten ympäristöohjeita ryhdyttiin uudistamaan 1990-luvun alussa metsäteollisuuden ja muiden metsäorganisaatioiden Metsäammattilainen–Ympäristönhoito-yhteistyöhankkeesta. Hankkeen tuloksena syntynyt käytännön metsäammattilaisille suunnattu kuvallinen julkaisu[39] on ollut toistaiseksi suosituin metsätalouden ympäristönhoidon koulutusmateriaali Suomessa. Opasta jaettiin runsaasti sekä kotimaassa metsänhoidon eri tehtävissä työs-

TIETOLAATIKKO 7.6

Suomen metsätalouden ympäristönhoidon suosituksia ja ohjeita 1989–2003

1989

Metsäluonnon hoito ja suojelu yksityismetsissä (Keskusmetsälautakunta Tapio).

1991

Elävä metsä. Uhanalainen luonto ja metsänhoito (Suomen Metsänhoitajaliitto & Suomen WWF)
Metsien käsittely ja riista (Metsähallitus).
Valkoselkätikka ja talousmetsien hoito (Suomen WWF:n valkoselkätikkatyöryhmä).

1992

Metsäammattilainen – Ympäristönhoito (Metsäteho).
Metsätalouden vesiensuojelu (Metsäkeskus Tapio).

1993

Metsän uudistaminen (Tehdaspuu)
Ympäristönhoitosuositus puukaupan liitteeksi (Enso).

1994

Kiinteät muinaisjäännökset ja metsäsuunnittelu (Metsäkeskus Tapio).
Luonnonläheinen metsänhoito. Metsänhoitosuositukset (Metsäkeskus Tapio).
Metsätalouden ympäristöopas (Metsähallitus)
Suositus biohajoavien öljyjen käyttämisestä (Enso).

1995

Luonnon monimuotoisuus yksityismetsissä. MTK:n ohjelma ja suositukset (MTK).
Metsäluonnon arvokkaat elinympäristöt. Tunnistaminen ja hoitosuosituksia (Metsäkeskus Tapio).
Metsätalous ja vesiensuojelu (Metsäteho).
Metsätiet ja metsäluonto (Metsäkeskus Tapio).
Taajamametsien hoito (Metsälehti Kustannus
Biodiversiteettistrategia (Stora Enso).

1996

Liito-orava Suomessa (WWF:n Liito-oravatyöryhmän metsänhoitosuositukset).
Metsien tärkeitä elinympäristöjä. Kuvailukortit (Metsätalouden kehittämiskeskus Tapio & Metsäteho).
Metsän uudistaminen (UPM-Kymmene Metsä).

1997

Jätehuolto puunkorjuussa (Metsäteho).
Luonnonhoitotutkinnon materiaali (Metsätalouden kehittämiskeskus Tapio).
Luonnonsuojelulain luontotyypit (Metsätalouden kehittämiskeskus Tapio, Suomen ympäristökeskus & Ympäristöministeriö
Metsäluonnonhoidon perusteet 1997 (Metsätalouden kehittämiskeskus Tapio).
Metsämaisemanhoito (Metsätalouden kehittämiskeskus Tapio & Metsäteho).
Metsänhoito-ohjeet (Metsähallitus).
Metsätalouden ympäristöopas (Metsähallitus).

1998

Harvennushakkuut-opas (UPM-Kymmene Metsä).
Luonnonhoidon suunnittelu (Metsätalouden kehittämiskeskus Tapio).
Metsäluonnon arvokkaat elinympäristöt (Metsälehti Kustannus & Tapio).
Monimuotoisuus UPM-Kymmenen metsissä (UPM-Kymmene Metsä).
Puunkorjaajan ympäristöopas 1998 (UPM-Kymmene Metsä).
Säästöpuut (Metsäteho & Metsätalouden kehittämiskeskus Tapio).

1999

Luonnonhoito Suomen talousmetsissä (Metsäteho & Metsätalouden kehittämiskeskus Tapio)
Metso ja metsien käsittely (Metsähallitus & Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos)

Ojitettujen soiden puuntuotanto ja ympäristönhoito (Metsätalouden kehittämiskeskus Tapio).
Rantametsien käsittelysuositus (Metsäteho & Metsätalouden kehittämiskeskus Tapio).

2000

Kaavoitusalueiden metsänkäsittely (Metsätalouden kehittämiskeskus Tapio).
Luontoarvojen kartoitus. Kenttätyöohje (Metsätalouden kehittämiskeskus Tapio).
Petolinnut ja metsätalous (Metsähallitus)
Sitä kuusta kuuleminen… Metsien monimuotoisuusohjelma (MTK)

2001

Hyvän metsänhoidon suositukset (Metsätalouden kehittämiskeskus Tapio).
Jätehuolto puunkorjuussa (Metsäteho)
Puunkorjaajan ympäristöopas (UPM-Kymmene Metsä).

2002

Metsänkäsittely ja linnusto (Metsäteho)
Metsänkäsittely Natura 2000 -alueella (Maa- ja metsätalousministeriö, Metsätalouden kehittämiskeskus Tapio & Ympäristöministeriö)
Puunhankinnan ympäristöohje (Metsäliitto)

2003

Työmaan ympäristönhoidon ohjeita – Metsätalouden ympäristönhoito-opas (Metsäteho & Metsätalouden kehittämiskeskus Tapio)

Tommi Tenhola, Jukka-Pekka Jäppinen ja Markus Strandström

kenteleville että myös ulkomaisille asiakkaille ja sidosryhmille.

Suositusten uudistamisen perusteena olivat lähinnä uudet tiedot metsätalouden aiheuttamasta eliölajien uhanalaistumisesta, muut metsäluontoa koskeneet uudet tutkimustiedot sekä työryhmissä toimineiden käytännön asiantuntijoiden näkemykset. Myöhemmin Metsäammattilainen–Ympäristönhoito-julkaisua ovat seuranneet vastaavat vesi- ja maisemajulkaisut sekä lukuisat muut metsäorganisaatioiden yhteistyönä syntyneet käytännön oppaat, joilla on pyritty edistämään metsäluonnon monimuotoisuuden huomioon ottamista, esimerkiksi Tehdaspuu: Metsän uudistaminen (1993), Metsähallitus: Metsätalouden ympäristöopas (1994), Metsäkeskus Tapio: Luonnonläheinen metsänhoito–Metsänhoitosuositukset yksityismetsiin (1994) (tietolaatikko 7.6).

Lähes kaikki metsäorganisaatiot ovat uudistaneet ja päivittäneet suosituksensa 2000-luvulla. Suositukset ja ohjeistot ovat lähentyneet toisiaan metsäsertifiointikriteeristön (Suomen metsäsertifiointistandardi 1997) hyväksymisen jälkeen.

Metsäteollisuusyritykset, Metsähallitus ja eräät yksityismetsätalouden järjestöt siirtyivät 1990-luvun lopulla käyttämään toimintansa ohjauksessa ympäristöasioiden laatu- ja hallintajärjestelmiä. Niiden avulla organisaatiot seuraavat systemaattisesti toiminnastaan ympäristölle kohdistuvia vaikutuksia, asetettujen tavoitteiden toteutumista ja esimerkiksi henkilöstön koulutustarvetta.

Metsänomistajien luonnonhoidon koulutus ja neuvonta

Metsänomistajien opastamisella ja neuvonnalla on Suomessa pitkät perinteet, ja sitä varten on luotu omat lakisääteiset organisaationsa: metsäkeskukset ja metsänhoitoyhdistykset. Metsäkeskukset ovat myös valvoneet metsälakien noudattamista. Lainvalvontakin on keskittynyt enemmän rikkomuksia ennalta ehkäisevään neuvontaan kuin sanktioiden täytäntöönpanoon. Kestävyyden periaate on ollut aina punainen lanka neuvonnassa. Alussa neuvonta painottui taloudellisiin näkökohtiin. Luonnonhoidon ottaminen mukaan on merkinnyt kestävyyden ajattelussa uutta lisäelementtiä, joka on mukana kaikessa toiminnassa.

Metsänhoitosuositukset olivat aiemmin normin asemassa metsänhoidossa, mutta nykyisinkin niitä pidetään hyvän metsänhoidon ohjenuorana, jota neuvonta noudattaa. Yksityismaiden metsänhoito-ohjeet uusittiin ensimmäisen kerran vuonna 1994 niin, että luonnonhoidon kysymykset olivat niissä selkeästi mukana. Seuraavat suositukset ovat vuodelta 2001. Metsänhoitosuosituksista on julkaistu kaikille tarkoitettuja kirjasia sekä lukuisia esitteitä, joissa keskitytään eri aihealueisiin, perinteisestä metsänhoidosta aina vesien suojeluun.

Tutkimusten ja selvitysten mukaan Suomessa luotetaan metsäammattilaisiin. Maamme metsänomistajat noudattavat metsäammattilaisten ohjeita ja neuvoja. Sekä metsäammattilaiset että metsänomistajat pitävät henkilökohtaista neuvontaa tehokkaimpana ja tärkeimpänä neuvonnan muotona, ja siihen neuvonnassa panostetaankin: vuonna 2001 henkilökohtaista opastusta sai yli 160 000 metsänomistajaa. Luonnonhoidon merkityksen, tiedon ja taidon viemisessä metsänomistajille onkin ollut tärkeää, että metsäammattilaiset on kattavasti, laajasti ja nopeasti koulutettu luonnonhoidon kysymyksiin.

Metsänsuunnittelu on tärkeä henkilökohtaisen neuvonnan työkalu. Suunnitelmassa otetaan huomioon luonnonhoito ja merkitään metsälain erityisen tärkeät elinympäristöt, luonnonsuojelulain kohteet sekä muut arvokkaat luontokohteet, ja suunnitellaan toimenpiteet niiden mukaan. Metsänomistaja on usein metsäsuunnittelijan mukana metsässä, ja valmis suunnitelma käydään läpi metsänomistajan kanssa. Metsäsuunnittelun edetessä luonnonhoidon kysymyksiä tarkastellaan siten useampaan kertaan käytännön kohteissa, ja itse suunnitelma ohjaa toimimaan lainsäädännön ja suositusten mukaan.

Metsäkeskukset ovat kartoittaneet viimeisen neljän vuoden aikana metsälain tarkoittamia erityisen tärkeitä elinympäristöjä. Kun kartoituksessa on löytynyt metsälain tarkoittamia kohteita, metsänomistajalle on tiedotettu kohteesta, toimitettu kohteen hoitoon ohjeita sekä tarjottu vielä henkilökohtaista neuvontaa. Kartoituksen yhteydessä tapahtuvaan neuvontaan on tehty oma esitesarjansa erityisen tärkeistä elinympäristöistä, jossa on sekä yleisesite että kutakin elinympäristöryhmää kuvaava tarkempi, juuri sen hoitoon keskittyvä esite. Esitesarja on käyttökelpoinen muutoinkin luonnonhoidon neuvonnassa. Kartoituksen tuoma tieto metsäammattilaisille taas varmentaa sen, että elinympäristön hoidosta huolehditaan viimeistään toimenpiteiden yhteydessä.

Metsänomistajille on suunniteltu oma luonnonhoidon tutkinto, joka keskittyy kohteiden tunnistamiseen ja hoitoon. Koulutusta antavat metsäoppilaitokset, ja näyttökokeen ottaa vastaan metsäkeskus. Kokeen hyväksytystä suorituksesta saa todistuksen. Tutkinnon on toistaiseksi suorittanut pari sataa metsänomistajaa. Vastaavan metsäammattilaisten tutkinnon on suorittanut lähes 3 000 metsäammattilaista ja 650 metsätyöntekijää.

Koulutuksen ja henkilökohtaisen neuvonnan lisäksi metsänomistajille on järjestetty erilaisia luonnonhoitoon keskittyneitä ryhmäneuvontatilaisuuksia ja retkeilyjä. Lisäksi luonnonhoito on ollut näkyvästi esillä tiedotusvälineissä ja joukkotapahtumissa.

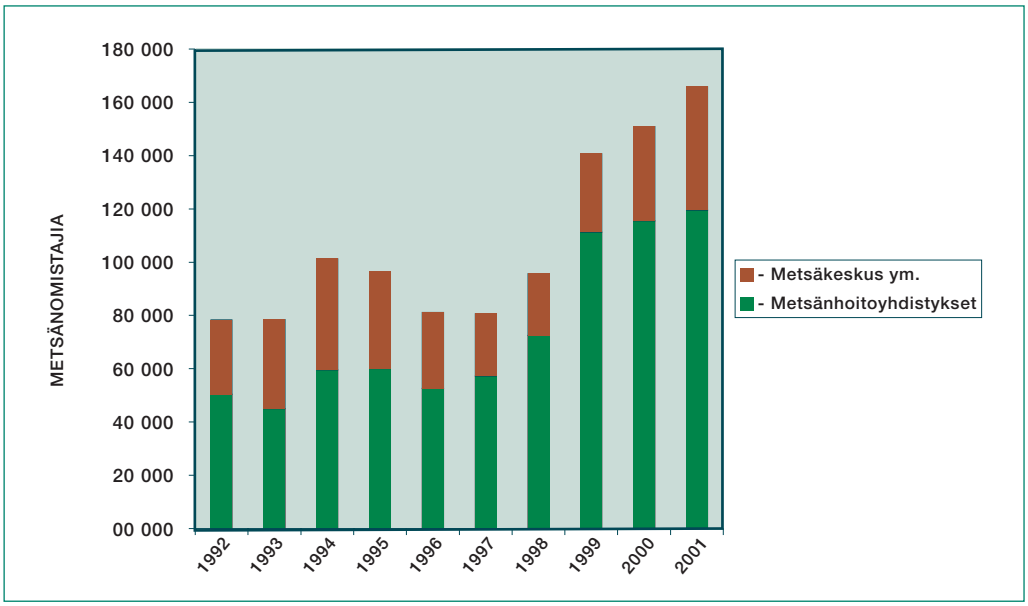
Tapio on seurannut metsänomistajien asenteita luonnonhoitoa kohtaan. Asenteet ovat muuttuneet koko ajan myönteisemmiksi. Syksyllä 2002 tehdyssä tutkimuksessa lähes 80 % metsänomistajista oli valmiita säästämään luontokohteen metsässään. Näistä miltei 60 % aina ja loput parikymmentä prosenttia, jos ala on pieni. Metsänomistajat ovat aina säästäneet erikoisuuksia metsissään. Tiedon lisääntyessä metsänomistajat osaavat huolehtia luonnonhoidosta yhä paremmin ja kohdistaa toimia oikein.

Metsäalan ammattilaisten luonnonhoidon koulutus

Metsäluonnon monimuotoisuuden suojelun ja hoidon opetusta on lisätty sekä ammatillisessa metsäopetuksessa että alan korkeakoulutuksessa. Myös metsäorganisaatiot ja metsäalan yritykset ovat järjestäneet henkilöstölleen vastaavaa koulutusta. Metsätalouden oppaisiin on lähes poikkeuksetta liitetty koulutusta. Esimerkiksi Tehdaspuu toteutti vuosina 1992–1993 Metsäammattilainen– Ympäristönhoito-julkaisuun liittyvän koulutuksen, joka oli yhtiön siihenastisista

KUVA 7.4

Henkilökohtaisen neuvonnan määrät 1992–2001 (Metsätalouden kehittämiskeskus Tapion vuositilastot).



TAULUKKO 7.1

Metsäalan luonnonhoitotutkinto 1997–2002. Hyväksytyt suoritukset.

METSÄALAN LUONNONHOITOTUTKINTO 1997 – 2002							
KOHDERYHMÄ	1997	1998	1999	2000	2001	2002	Yhteensä
Metsäalan toimihenkilöt	33	138	622	960	672	523	2 948
Metsänomistajat		16	38	43	65	18	180
Metsätyöntekijät			18	47	195	394	654
Yhteensä	33	154	678	1,050	932	935	3 782

koulutuksista laajin ja kallein. Jokainen metsäammattilainen, yrittäjä ja metsuri vietti yhden työpäivän maastoradalla, jossa käytiin läpi uusin tieto metsäluonnonhoidon käytännön toimista. Vastaavia maastossa pidettyjä koulutuspäiviä ovat järjestäneet myös metsäkeskukset vuonna 1997 metsälakiuudistuksen yhteydessä.

Metsätalouden kehittämiskeskus Tapio kehitti vuosina 1996–1997 metsäalan luonnonhoitotutkinnon laajassa yhteistyössä metsäalan muiden toimijoiden kanssa. Tutkinto perustui Metsätalouden ympäristöohjelman ehdotukseen käynnistää metsäalan kaikkien toimijoiden metsäluonnonhoidon täydennyskoulutus. Luonnonhoitotutkinto on suunnattu metsätoimihenkilöille, metsureille ja metsäkoneen kuljettajille sekä metsänomistajille. Tutkinnon hyväksytty suoritus osoittaa, että henkilö hallitsee metsäalan keskeisen lainsäädännön, toimintaympäristön, luonnonhoidon suositukset ja hyvän metsänhoidon käytännön toteutuksen sekä tuntee metsäluonnon monimuotoisuuden perusteet ja tärkeimmät arvokkaiden elinympäristöjen kasvilajit. Metsäalan luonnonhoitotutkinnon on suorittanut vuosina 1997–2002 kaikkiaan 3 782 henkilöä (taulukko 7.1, kuva 7.4).

MARKUS STRANDSTRÖM

7.5 Metsätalouden toimija ja monimuotoisuustiedon hallinta

Ympäristöjärjestelmien ja ympäristöjohtamisen tulo metsäorganisaatioihin on korostanut tarvetta mitata ja hallita systemaattisesti metsien monimuotoisuutta. Toimijat ovat sitoutuneet laatu- ja ympäristöjärjestelmiensä kautta konkreettisesti jatkuvan parantamisen periaatteeseen, mikä tarkoittaa käytännössä metsäluonnon monimuotoisuuden ylläpitämistä ja lisäämistä. Tämä edellyttää luontoarvoja koskevia mittareita ja tietoa kehityksen suunnasta. Erityisesti toimijat ovat pyrkineet järjestelmiin tai mittareihin, jotka mahdollistaisivat jonkinlaisen otteen monimuotoisuuden kokonaisvaltaiseen hallintaan.

Metsäorganisaatiot käyttävät ja keräävät monimuotoisuuteen liittyvää tietoa (taulukko 7.2). Syy-seuraussuhteita koskevaa tietoa (tietämys) toimija tarvitsee metsänkäsittelytoimenpiteitä ja niiden kehittämistä varten. Kysymyksessä on lähinnä tutkimukseen pohjautuva tieto asioiden yhteyksistä, esimerkiksi lajistosta ja sen dynamiikasta sekä toiminnan ympäristövaikutuksista.

TAULUKKO 7.2
Monimuotoisuustieto ja sen lähteitä.

Tiedon kohde	Tietolähde
Toiminnan vaikutukset monimuotoisuuteen	Ekologinen tutkimus
Metsäluonnon tila	Metsäsuunnittelujärjestelmät Viranomaistietokannat Luontokartoitukset Lajistokartoitukset
Organisaation ympäristösuorituskyky	Luonnonhoidon laadun arviointi Metsätöiden laadun seuranta
Metsäluonnon tilan kehitys	Valtakunnan metsien inventointi Toimijan omat seurannat Viranomaisten seurannat

Metsänkäsittelyratkaisujen ja niiden suunnittelun lähtökohdaksi sekä toiminnan kehittämiseksi toimija tarvitsee myös asian tilaa kuvaavaa tietoa (data ja informaatio). Hakkuiden ja metsänparannustöiden toteutus edellyttää tietoa muun muassa arvokkaiden elinympäristöjen sijainnista.

Toiminnan kehittämistä varten toimijan mielenkiinto kohdistuu erityisesti ympäristön tilaan ja organisaation ympäristösuorituskykyyn. Ympäristön tila on kiinnostava lähinnä siksi, että sen kautta voidaan periaatteessa seurata monimuotoisuuden muutosta. Tätä toimijan on resurssikysymysten takia kuitenkin hankala itse mitata. Tämänkaltainen seuranta kuuluukin tavallisesti viranomaisille[40]. Ympäristösuorituskyky sisältää organisoinnin toimivuuden ja toiminnan tehokkuuden käsitteet. Toimivuutta toimija voi mitata esimerkiksi ympäristöasioita käsittelevien koulutustilaisuuksien ja näihin osallistuneiden henkilöiden määrällä. Toiminnan tehokkuutta mitataan siten, että havaittua toimintaa, esimerkiksi jätettyjen säästöpuiden määrää, tarkastellaan suhteessa asetettuihin ympäristötavoitteisiin.

Monimuotoisuus on käsitteellinen kokonaisuus, jonka yksiselitteinen ja kokonaisvaltainen määrittäminen on kohdannut vaikeuksia eikä näytä mahdolliselta[41]. Toimijat ovat toivoneet sen tiivistämistä jopa yhteen helposti hallittavaan indeksilukuun. Tutkimus on etsinyt ratkaisua sen hallintaan usean indikaattorin käsittävistä indikaattorikoreista.

Metsien käytön ja metsänkäsittelyn monimuotoisuusvaikutusten ymmärtämistä ja tutkimista vaikeuttaa se, että monet metsässä tapahtuvat muutokset ovat hitaita. Monimuotoisuustarkastelun kannalta mielekkään laajuisella metsäalueella kaikki hakkuut koskevat vuosittain keskimäärin vain kahta–kolmea ja uudistushakkuut noin yhtä prosenttia metsämaan pinta-alasta. Ympäristövaikutusten määrittelyä

vaikeuttaa lisäksi se, että metsänkäsittelymenetelmät ja -tekniikat kehittyvät metsän kiertoaikaan nähden nopeasti. Menetelmä on voitu jo hylätä, ennen kuin sen aiheuttamat muutokset ympäristön tilassa näkyvät kokonaan. Metsänkuva onkin aina aiempien metsänkäsittelytapojen tuote. Lisäksi sitä muokkaavat luonnon omat kehityskulut ja ihmisen muu toiminta sekä maan viljavuus ja ilmasto[42].

Vaikka monimuotoisuuden tila siis voitaisiin mitata tarkastikin, ei tämä olisi ratkaiseva avain monimuotoisuuden hallintaan. Toimijalle jäisi epäselväksi, miltä osin tilanne on seurausta metsänkäsittelystä, miltä osin luonnonoloista ja metsäalueen aiemmasta historiasta.

Nykyisellään toimijat saavat hyödyntämiskelpoista tietoa lähinnä vain metsätalouden suunnittelu- ja seurantajärjestelmistä. Metsäsuunnittelun ja luontoarvojen kartoituksen tiedot ovat olennaisia, kun muun muassa pyritään ottamaan arvokkaat elinympäristöt huomioon toiminnan suunnittelussa. Organisaation ympäristösuorituskykyä toimija voi seurata niin sanotulla luonnonhoidon laadun arvioinnin menetelmällä, joka tuottaa tietoa muun muassa arvokkaiden pienvesien säästymisestä hakkuissa.

Viranomaisten hallussa olevien luontoarvotietojen hyödyntämistä vaikeuttavat usein tietojen saatavuuteen ja niiden ajantasaisuuteen liittyvät ongelmat. Tiedon hyödyntämiseen voi liittyä toimijan näkökulmasta ongelmia myös sen takia, ettei sen soveltamiseen ole riittävästi tietämystä. Tämä koskee muun muassa uhanalaisten lajien esiintymiä.

Toimijan omat seurantajärjestelmät eivät tuota suoraan tietoa metsien monimuotoisuuden tilasta ja sen muutoksesta. Muutoksen todentaminen edellyttäisi koealaverkostoa ja toistuvia mittauksia tutkimuksessa käytettävin menetelmin. Näitä ei tällä hetkellä tehdä. Metsäntutkimuslaitoksen toimittama valtakunnan metsien inventointi sisältää toistuvia mittauksia ja tuottaa tietoa metsäluonnon tilasta. Tuloksia voidaan kuitenkin hyödyntää vain suuralueittain tai omistajaryhmittäin, ei juuri organisaatiokohtaisesti.

Vaikka eri järjestelmät eivät suoraan mittaa monimuotoisuuden muutosta, tuottavat ne yhdessä tietoa, jonka hyödyntämistä on esitetty ratkaisuksi muutosten arviointiin. Kiinnostavina on nähty erityisesti tunnukset ja indikaattorit, jotka kuvaavat metsien yleistä tilaa ja siten ilmentävät myös monimuotoisuuteen liittyviä piirteitä tai luonnonmetsien piirteitä. Seurannan kannalta keskeisinä tunnuksina ovat olleet esillä esimerkiksi metsien suojelutilanne, laho- ja säästöpuiden määrä ja laatu, kuviokoko, kulotettujen ja palaneiden alueiden pinta-ala, uhanalaiset lajit, lehtipuun määrä, puuston ikäluokkajakauma ja keskitilavuus ikäluokittain.

Tietolähteiden integroidun käytön lähtökohtana olisi hyödyntää mahdollisimman pitkälti metsätietojärjestelmää ja organisaation ympäristösuorituskyvyn seurantoja. Pikaratkaisua muutoksen arviointiin ja seurantaan lähestymistavan ei nähdä tuovan, sillä tulosten hyödyntäminen edellyttää pitkien aikasarjojen kertymistä. Uhanalaisten lajien osalta toimivan organisaatiokohtaisen seurannan järjestäminen ei näytä mahdolliselta.

Toimijat joutuvat jatkuvasti tekemään päätöksiä metsänkäytöstä vaillinaisen monimuotoisuutta koskevan tietämyksen varassa. Tässä tilanteessa niin sanottu tutkijan valistunut arvauskin on toimijalle arvokas. Tämänkaltaisen tiedon hyödyntämisessä on viime vuosina edistytty, mutta edelleen tarvitaan toimijoiden ja tutkijoiden välisten yhteistyömuotojen kehittämistä.

KIRJALLISUUS

1) The World Commission on Environment and Development (Brundtland Commission). 1987. Our common future. Oxford University Press, Oxford.

2) Suomen kestävän kehityksen toimikunta. 1995. Kestävä kehitys; lähivuosien toimenpiteitä Suomessa ja Suomen kansainvälisessä yhteistyössä. Ympäristöministeriö. Painatuskeskus Oy, Helsinki. 208 s

3) Hallituksen kestävän kehityksen ohjelma. 1998. Valtioneuvoston periaatepäätös ekologisen kestävyyden edistämisestä. Ympäristöministeriö. Edita Oy, Helsinki.

4) Heinonen, S., Kasanen, P. & Walls, M. 2002. Ekotehokas yhteiskunta. Suomen ympäristö 598. Ympäristö-

ministeriö, ympäristönsuojeluosasto. Helsinki.

5) Ympäristöministeriö & Ulkoasiainministeriö. 1993. UNCED - YK:n ympäristö- ja kehityskonferenssi, Rio de Janeiro 3.-14.6.1992. Forssan Kirjapaino Oy, Forssa.

6) Pirkola, K. & Kaipainen, J. 2002. Kansainvälinen metsäpolitiikka 1998–2000 – Kansainvälisen metsäpolitiikan neuvottelukunnan raportti. Maa- ja metsätalousministeriön julkaisuja 4/2002. PrintLink Oy, Helsinki.

7) Ministry of agriculture and forestry. 1997. Criteria and indicators for sustainable forest management in Finland. Paintek Pihlajamäki Oy, Helsinki.

8) Burger, J.A. 1997. Conceptual framework for monitoring the impacts of intensive forest management on sustainable forestry. s. 147-156. Teoksessa: Hakkila, P., Heino, M. & Puranen, E. (toim.) 1997. Forest Management for Bioenergy. Metsäntutkimuksen tiedonantoja 640.

9) van Dyne, G.M. 1969. (toim.) The ecosystem concept in natural resource management. New York and London: Academic Press.

10) Scheiber, H.N. 1997. From science to law to politics: An historical view of the ecosystem idea and its effect on resource management. Ecology Law Quarterly 24(4): 631-651.

11) Bormann, B.T., Brookes, M.H., Ford, E.D., Kiester, A.R., Oliver, C.D., & Weigand, J.F. 1994. Volume V: A framework for sustainable ecosystem management. Gen. Tech. Rep. PNW-331. Portland, OR. U.S. Dept. Agric., For. Serv., Pacific Northw. Res. Sta.

12) Schlaepfer, R. 1997. Ecosystem-Based Management of Natural Resources: a Step Towards Sustainable Development. IUFRO Occasional Paper No. 6.

13) Zonneveld, I.S. 1990. Scope and concepts of landscape ecology as an emerging science. Teoksessa: Zonneveld, I.S. & Forman, R.T.T. (toim.) Changing landscapes: an ecological perspective. Springer-Verlag, NY.

14) Salwasser, H., MacCleery, D.W. & Snellgrove, T.A. 1993. An ecosystem perspective on sustainable forestry and new directions for the U.S. national forest system. Teoksessa: Aplet, G.H., Johnson, N., Olson, J.T. & Sample, V.A. (toim.) Defining Sustainable Forestry. Island Press, Washington, D.C.

15) Juurola, M. & Karppinen, H. 2003. Sosiaalinen kestävyys ja metsien käyttö. Metsätieteen aikakauskirja 2/2003: 129-142.

16) Maa- ja metsätalousministeriö & Ympäristöministeriö 1994. Metsätalouden ympäristöohjelma 1994. 30 s. + liite. Helsinki.

17) Viitala, J., Paloniemi, J., Jäppinen, J.-P. & Kostamo, J. (toim.) 1995. Metsätalouden ympäristöohjelman toteutuminen. Seurantaryhmän ensimmäinen väliraportti 23.3.1995. Maa- ja metsätalousministeriön julkaisuja 1. 27 s. Helsinki.

18) Viitala, J., Jäppinen, J.-P. & Kostamo, J. (toim.) 1996. Metsätalouden ympäristöohjelman toteutuminen. Seurantaryhmän toinen väliraportti maaliskuu 1995. Maa- ja metsätalousministeriön julkaisuja 1. 63 s. Helsinki.

19) Viitala, J., Jäppinen, J.-P. & Kostamo, J. (toim.) 1997. Metsätalouden ympäristöohjelman toteutuminen. Seurantaryhmän kolmas väliraportti maaliskuu 1997. Maa- ja metsätalousministeriön julkaisuja 3. 110 s. Helsinki.

20) Viitala, J., Jäppinen, J.-P. & Kostamo, J. (toim.) 1994. Metsätalous ja ympäristö. Osa I: Nykytilanteen kuvaus. Osa II: Ehdotus metsätalouden ympäristöohjelmaksi. Metsätalouden ympäristöohjelmatyöryhmän mietintö 1994:3. Maa- ja metsätalousministeriö. 101 s. Helsinki.

21) Viitala, J., Jäppinen, J.-P. & Kostamo, J. (toim.) 1998. Metsätalouden ympäristöohjelma metsäpolitiikan linjanluojana. Seurantaryhmän loppuraportti, tammikuu 1998. Maa- ja metsätalousministeriön julkaisuja 1. 46 s. Helsinki.

22) Maa- ja metsätalousministeriö 1999a. Kansallinen metsäohjelma 2010. Maa- ja metsätalousministeriön julkaisuja 2. 38 s. Helsinki.

23) Maa- ja metsätalousministeriö 1999. Kansallinen metsäohjelma 2010. Taustaraportti. Maa- ja metsätalousministeriön julkaisuja 6. 118 s. Helsinki.

24) Metsätalouden kehittämiskeskus Tapio 2001. Hyvän metsänhoidon suositukset. Metsätalouden kehittämiskeskus Tapion Julkaisusarja 13. 95 s. Helsinki.

25) Toivonen, H., Kuusinen, M., Laihonen, P., Lammi, E. & Liukko, U.-M. (toim.) 2001. Ehdotus biodiversiteetin tilan valtakunnallisen seurannan järjestämisestä. Tutkimus, seuranta ja tietojärjestelmät -asiantuntijaryhmän mietintö. Suomen ympäristö 532. 76 s. Helsinki.

26) Mikkelä, H., Sampo, S. & Kaipainen, J. (toim.) 2000. Suomen metsätalouden tila 2000. Kestävän metsätalouden kriteerit ja indikaattorit. MMM:n julkaisuja 5. 104 s. Helsinki.

27) Suomen metsäsertifiointistandardi (SMS 1002-1) 1997. Ryhmäsertifiointi metsäkeskuksen tai metsänhoitoyhdistyksen toimialueen tasolla. Malli A ja B.

28) Hautojärvi, S., Kuusinen, M., Heinonen, P. & Schildt, V. (toim.) 2002. Etelä-Suomen, Oulun läänin länsiosan ja Lapin läänin lounaisosan metsien monimuotoisuuden turvaamisen toimintaohjelma. Etelä-Suomen metsien suojelutoimikunta. Suomen ympäristö 583. 56 s. Helsinki.

29) Ympäristöministeriö 1998. Vesiensuojelun tavoitteet vuoteen 2005. Suomen ympäristö 226. 82 s. Helsinki.



8

METSIEN ALUEELLINEN SUUNNITTELU JA MONIMUOTOISUUS

Kuinka monitavoitteisuus, alue-ekologinen näkökulma ja luontoarvot otetaan metsäsuunnittelussa huomioon? Miten näitä tavoitteita voidaan kehittää metsäsuunnittelussa? Kuinka metsätalouden eri toimijat tekevät metsäsuunnittelua? Kuinka metsät otetaan huomioon maankäytön suunnittelussa? Miten metsien käyttöä voidaan ohjata kaavoituksella?

PETRI KETO-TOKOI • PETRI HEINONEN

8.1 Metsäsuunnittelun haasteet: monitavoitteisuus ja alue-ekologinen näkökulma

Metsäsuunnittelu on tehokas keino ohjata metsätaloutta. Sen avulla on Suomessa edistetty merkittävästi puuntuotantoa. Sen avulla voidaan ohjata ja edistää tehokkaasti myös muita metsien käyttömuotoja kuten luonnon monimuotoisuuden turvaamista. Tämä edellyttää kuitenkin metsänsuunnittelulta uusien lähestymistapojen hyväksi käyttöä: monitavoitteisuutta ja alue-ekologista näkökulmaa.

Metsillä on monia merkittäviä käyttömuotoja, joista ihmiset saavat erilaisia hyötyjä ja hyödykkeitä. Käytännössä kaikki maamme metsät ovat jonkin asteisessa monikäytössä, eli ihmiset käyttävät samoja metsäalueita useisiin eri

tarkoituksiin. Monitavoitteisuus hyväksyttiin vuonna 1994 Metsätalouden ympäristöohjelmassa[1] viralliseksi metsäsuunnittelun kehityssuunnaksi.

Monitavoitteisessa metsäsuunnittelussa on tarpeen tarkastella metsiä yhtä kuviota tai tilaa laajempina alueellisina kokonaisuuksina. Luonnon monimuotoisuuden, vesiensuojelun, maisemanhoidon ja virkistyskäytön kannalta toiminnalliset yksiköt ovat yleensä yhtä tilaa suurempia aluekokonaisuuksia.

Alue-ekologinen suunnittelu (engl. *landscape planning* tai *ecological landscape planning*) tarkoittaa laajojen alueiden monitavoitteista metsäsuunnittelua, jossa luonnon monimuotoisuuden turvaaminen on keskeinen tavoite. Alue-ekologinen suunnittelu on laajassa käytössä muun muassa Yhdysvaltojen, Kanadan, Ruotsin sekä Suomen valtion ja metsäteollisuusyritysten omistamissa metsissä.

Alue-ekologiselle suunnittelulle ovat ominaisia laajat suunnitteluyksiköt (yleensä 5 000–100 000 ha) ja pitkä suunnittelun aikajänne (yleensä 50–100 vuotta). Alue-ekologisessa suunnittelussa ekologiset tavoitteet sovitetaan yhteen metsätalouden ja metsien muiden käyttömuotojen kanssa. Alue-ekologiselle suunnittelulle on luonteenomaista suojelualueiden ja talousmetsien luontoarvojen kokonaistarkastelu ja -suunnittelu.

Suomessa alue-ekologinen suunnittelu on käsitteenä vakiintunut tarkoittamaan Metsähallituksen aluetason metsäsuunnittelua. Metsähallitus alkoi 1990-luvun puolivälissä soveltaa valtion metsien suunnitteluun alue-ekologista tietoa ja näkökulmaa. Metsähallitus onkin ollut Suomessa alue-ekologisen suunnittelun merkittävin kehittäjä ja käyttäjä. Kaikki valtion talousmetsät ovat alue-ekologisen suunnittelun piirissä. Sen periaatteita on kuitenkin mahdollista soveltaa minkä tahansa metsäalueen suunnitteluun, myös yli omistusrajojen ja muiden hallinnollisten rajojen. Suomessa alue-ekologista suunnittelumallia ovat Metsähallituksen lisäksi soveltaneet Stora Enso Oyj ja UPM-Kymmene Oyj omien suurten tilakokonaisuuksiensa metsäsuunnittelussa. Sitä on sovellettu myös muutamien yksityisomistuksessa olevien metsäalueiden metsäsuunnitteluun.

Mitä on monitavoitteinen metsäsuunnittelu?

Monitavoitteisessa metsäsuunnitteluprosessissa määritellään kullekin metsäalueelle sen käytön tavoitteet ja tuotetaan sellainen suunnitelma, joka toteuttaa näitä tavoitteita mahdollisimman hyvin. Hyvin onnistuessaan monitavoitteisella metsäsuunnittelulla voidaan lisätä metsäalueen käytöstä saatavaa kokonaishyötyä ja parantaa metsien käytön kestävyyttä ja hyväksyttävyyttä.

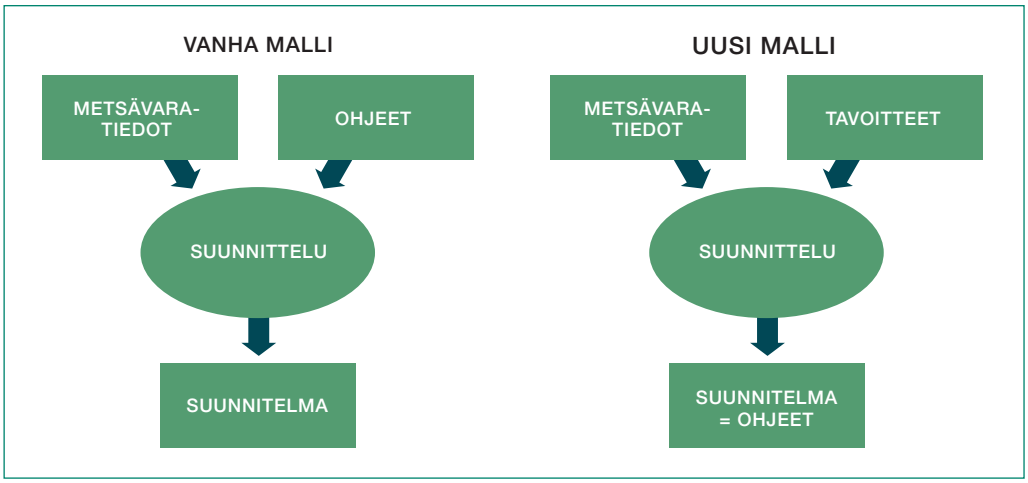
Metsien käyttöön vaikuttavat eniten metsänomistajien tavoitteet, yhteiskunnan asettamat tavoitteet ja käytön rajoitukset sekä metsäalueiden ominaisuudet eli niiden kyky palvella erilaisia käyttömuotoja. Eri metsäalueiden arvo esimerkiksi luonnon monimuotoisuuden ylläpitäjänä vaihtelee luonnonolojen ja maankäyttöhistorian mukaan.

Metsien käyttömuodot vaikuttavat toisiinsa erilaisilla tavoilla. Niiden suhde voi olla toisensa poissulkeva, merkityksetön, kilpaileva tai täydentävä[2]. Monet metsien käyttömuodot kilpailevat toisten käyttömuotojen kanssa, jolloin ne rajoittavat toistensa toteutumismahdollisuuksia. Kilpailevien käyttömuotojen toisilleen aiheuttamia haittoja ja rajoituksia voidaan usein vähentää hyvällä suunnittelulla, toimenpiteiden valinnalla ja kohdentamisella.

Monitavoitteinen metsäsuunnittelu poikkeaa olennaisilta osiltaan puuntuotantokeskeisestä metsäsuunnittelusta. Eroja on havainnollistettu käsitteillä vanha ja uusi suunnittelumalli[3]. Vanhassa metsäsuunnittelumallissa tavoitteet ovat puhtaasti puuntuotannollisia ja ne on rakennettu sisään metsänhoito-ohjeisiin. Metsäsuunnittelun tehtävänä on valita standardoitujen metsänkäsittelyvaihtoehtojen valikoimasta kullekin kuviolle puuntuotannon kannalta tehokkain vaihtoehto.

Monitavoitteisessa suunnittelumallissa metsäalueen käytön tavoitteet määritellään suunnitteluprosessissa. Tavoitteiden ja niiden keskinäisen tärkeyden ja suhteen määrittely on keskeinen osa koko suunnitteluprosessia. Olennaista on myös tuottaa erilaisia suunnitelmavaihtoehtoja ja vertailla niiden hyvyyttä. Suunnittelijan tehtävä on auttaa päätöksentekijää määrittelemään tavoitteensa, tarjota metsäaluetta koske-

KUVA 8.1
Vanha ja uusi metsäsuunnittelumalli[3].



vaa tietoa sekä esittää arvioita käsittelyvaihtoehtojen tuloksista päätöksenteon tueksi.

Monitavoitteisen suunnitteluprosessin vaiheita on kuvattu yksityiskohtaisemmin muun muassa seuraavasti[4]:

1. Päätöstilanteen analysointi
2. Tavoiteanalyysi
3. Metsätietojen keruu
4. Päätösvaihtoehtojen tuottaminen
5. Päätösvaihtoehtojen vertailu
6. Suunnitelman laadinta
7. Suunnitelman ylläpito.

Tavoitevetoinen suunnittelu asettaa vaatimuksia metsänkäsittelysuositusten ja -ohjeiden kehittämiselle. Monitavoitteinen metsäsuunnittelu ei voi turvautua pelkästään puuntuotantoa palveleviin metsänkäsittelysuosituksiin, vaan tarvitsee toteutuakseen laajemman valikoiman metsänkäsittelyvaihtoehtoja. Monitavoitteisen metsäsuunnittelun tarkoituksena on tuottaa suunnittelualueelle sellaiset metsänkäsittelyohjeet, jotka parhaiten toteuttavat suunnitteluprosessissa määriteltyjä tavoitteita[3].

Suomessa on kehitetty ansiokkaasti monitavoitteisen metsäsuunnittelun metodiikkaa, etenkin 1990-luvun puolivälistä lähtien. Meillä on kehitetty käyttökelpoisia menetelmiä, joilla voidaan määrittää ja käyttää hyväksi metsäsuunnitteluun osallistuvien tahojen tavoitteita ja niiden tärkeyttä. Menetelmien soveltaminen vaihtelee paljon metsäsuunnittelua tekevien organisaatioiden välillä. Siirtyminen puuntuotantokeskeisestä metsäsuunnittelusta monitavoitteiseen metsien käytön suunnitteluun on syvällinen muutosprosessi, joka edellyttää metsätalouden organisaatioilta paitsi toimintatapojen, myös arvojen ja organisaatiokulttuurin muutoksia.

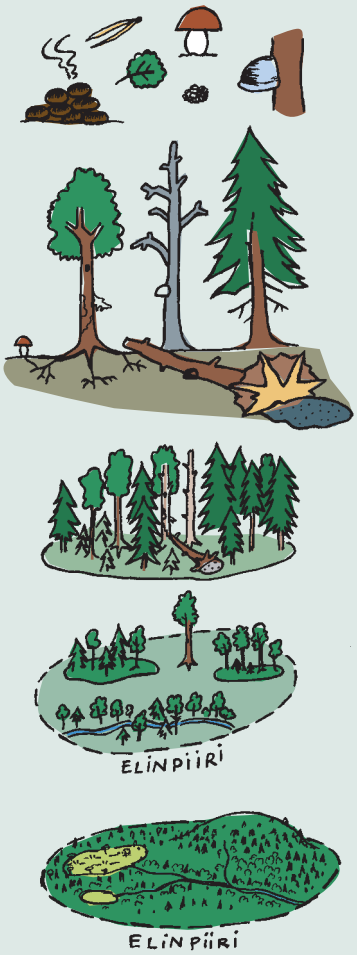
Alue-ekologisen metsäsuunnittelun mahdollisuudet

Talousmetsien ekologiset ongelmat ovat yleensä seurausta siitä, että talousmetsissä on liian vähän uhanalaisten ja silmälläpidettävien lajien kannalta tärkeitä elinympäristöjä tai nämä elinympäristöt ovat alueellisesti tai ajallisesti liian pirstoutuneita. Alue-ekologisen suunnittelun keskeisenä tavoitteena on turvata se, että näiden lajien kannalta kriittisiä elinympäristöjä esiintyy riittävästi sekä alueellisessa että ajallisessa mielessä.

Alue-ekologisista tarkasteluista hyötyvät sellaiset eliölajit, joiden esiintyminen talousmetsissä on epävarmaa senkin jälkeen, kun metsissä on sovellettu uusia metsän- ja luonnonhoito-ohjeita. Alue-ekologisten ratkaisujen avulla voidaankin entisestään laajentaa talousmetsissä hyvin toimeen tulevien lajien joukkoa[5].

KUVA 8.2

Jokaisella Suomessa esiintyvällä 20 000 metsälajilla on omat vaatimuksensa elinympäristönsä laadun ja koon suhteen. Metsälajien elinympäristöjen koot vaihtelevat pienelinympäristöistä aina tuhansien hehtaarien laajuisiin metsämaisemiin. Elinympäristöjen laajuuteen vaikuttavat etenkin lajin koko ja sen asema ravintoverkossa (Piirros: Petri Keto-Tokoi).



Esimerkkejä metsien mikroelinympäristöistä

Elävät ja kuolleet puut elinympäristöinä

Metsikkö elinympäristönä

Useita eri metsiköitä elinympäristönä

Laaja metsäalue elinympäristönä

Alue-ekologisten tarkastelujen tarkoituksena on määrittää ne ekologiset tavoitteet, joiden toteutumista on järkevää ryhtyä edistämään alueella metsäsuunnittelun keinoin, kun otetaan huomioon alueen ekologinen potentiaali sekä metsänomistuksen pirstaleisuuden ja maanomistajien tavoitteiden aiheuttamat mahdollisuudet ja rajoitukset[5,6].

Alue-ekologisten tarkastelujen mittakaavat ja hierarkkinen suunnittelu

Mikä on alue-ekologisten tarkastelujen kannalta ekologisesti ”oikea” mittakaava? Kysymykseen ei ole yksiselitteistä vastausta, koska metsäluonnon monimuotoisuutta synnyttävät ja ylläpitävät prosessit toimivat useilla eri alu-

eellisilla tasoilla. Mittakaavoista laajin on eliömaantieteellinen mittakaava. Luonnonolot, kuten ilmasto, geologia ja maastonmuodot, sekä eliölajiston leviämishistoria ja alueen maankäyttöhistoria synnyttävät merkittäviä eroja eri alueiden eliölajistoon ja luontotyyppeihin. Eri maakunnilla ja jopa maakuntien osilla on erilainen ”luontopofiili”, mikä vaikuttaa olennaisesti siihen, minkä luontotyyppien ja lajien suojeluun kannattaa milläkin alueella keskittyä[7].

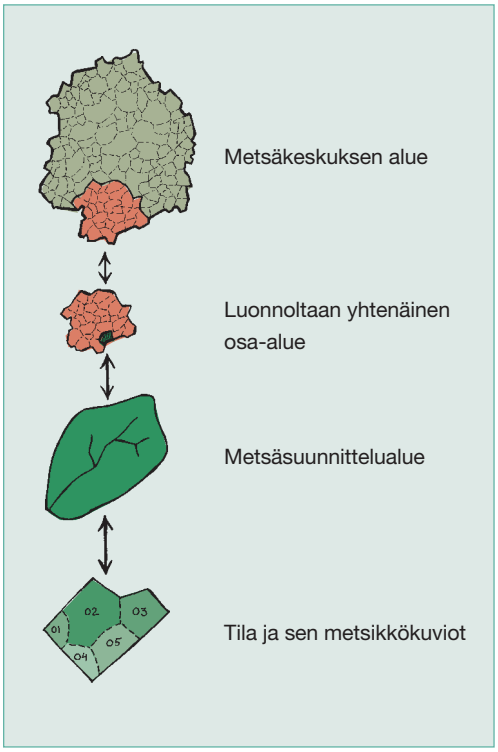
Luontaiset häiriö- ja sukkessioprosessit ja ihmisen maankäyttö muokkaavat metsien rakennetta useilla eri mittakaavoilla. Metsälajien elinympäristöjen koot vaihtelevat pienelinympäristöistä jopa tuhansien hehtaarien kokoisiin metsämaisemiin (kuva 8.2). Myös eliölajien säilymisen kannalta olennaiset populaatioekologiset prosessit tapahtuvat useissa eri alueellisissa mittakaavoissa. Oikea mittakaava riippuu tarkasteltavasta eliölajista, sen leviämiskyvystä, elinympäristöjen koosta sekä siitä, tarkastellaanko eliön säilymisen edellytyksiä yksilön, paikallispopulaation vai alueellisen metapopulaation tasolla. Tämän luonnon prosessien hierarkkisuuden vuoksi myös alue-ekologisia tarkasteluja ja ratkaisuja tarvitsee tehdä useammissa eri alueellisissa mittakaavoissa (ks. myös luku 5).

Käytännön syistä on perusteltua valita alue-ekologisten tarkastelujen mittakaavoiksi vakiintuneet metsätalouden suunnittelun tasot: maakunnallinen, alue-, tila- ja metsikkökuviotaso (kuva 8.3). Näiden suunnittelun mittakaavatasojen sisältöä ja vuorovaikutusta voidaan kehittää siten, että metsäsuunnittelussa on mahdollista tuottaa ja käyttää tehokkaasti hyväksi myös monimuotoisuuden turvaamisen kannalta tärkeää tietoa. Ilman sellaista analysointi- ja suunnitteluprosessia, joka hyödyntää useita alueellisia mittakaavoja, on monimuotoisuuden turvaamistoimia vaikea suunnitella ja kohdistaa tehokkaasti, minkä vuoksi niiden vaikuttavuus ja kustannustehokkuus voi jäädä huonoksi

Metsähallituksella on käytössä tällainen hierarkkinen suunnitteluprosessi Suomen valtion metsien suunnittelussa. Yhdysvalloissa ja Kanadassa on tehty useita mielenkiintoisia suuraluetason analyysejä ja otettu laajaan käyttöön hierarkkisia suunnitteluprosesseja, joiden käyttämillä menetelmillä olisi laajempiakin soveltamismahdollisuuksia Suomessa. Tutustumisen arvoisia ovat esimerkiksi FEMAT (Forest Ecosystem Management Team)[8], Sierra Nevada Ecosystem Project[9] ja Sustainable Ecosystem Management in Clayoquot Sound[10] sekä Kalifornian, Oregonin, Washingtonin[11] ja Brittiläisen Kolumbian[12] valtion metsien suunnittelu.

KUVA 8.3

Hierarkkisen suunnittelun mittakaavatasot ja niiden välinen vuorovaikutus tuotettaessa monimuotoisuuden turvaamisen kannalta olennaista tietoa (Piirros: Petri Keto-Toko).



Metsätalouden alueellisten tavoiteohjelmien kehittäminen

Alueellisten metsäohjelmien tulee metsäasetuksen mukaan sisältää kuvaus alueen metsien monimuotoisuudesta sekä arvio monimuo-

toisuuden säilyttämistarpeista ja -tavoitteista. Alueellista monimuotoisuutta on metsäohjelmissa toistaiseksi kuvattu selostamalla ja tilastoimalla alueen ominaispiirteitä, suojelutilannetta ja siihen liittyviä ongelmia ilman konkreettisia määrällisiä tai paikkaan sidottuja tavoitteita tai yhteyttä metsäkeskuksen ja muiden tahojen metsäsuunnitteluun.

Metsäkeskusten alueelle tehtävät alueekologiset tarkastelut antaisivat hyvän lähtökohdan alueellisten metsäohjelmien sisällön kehittämiselle. Tarkastelun kohteena olisivat silloin suojelualueiden ja talousmetsien muodostamat alueelliset kokonaisuudet yli hallinnollisten rajojen ja omistusrajojen.

Tällainen tarkastelu osana metsätalouden alueellista tavoiteohjelmaa tekisi mahdolliseksi kohdistaa monimuotoisuuden suojelutoimet huomattavasti nykyistä tehokkaammin. Luontotyyppien ja elinympäristöjen harvinaisuus ja luonnonsuojeluarvo voidaan sen avulla asettaa maakunnalliseen ja valtakunnalliseen kehykseen. Priorisoimalla suojelukohteita voidaan samalla parantaa monimuotoisuuden turvaamiseen ohjatun rahoituksen tehoa. Alue-ekologisen tarkastelun avulla voidaan nimittäin tunnistaa sellaisia alueellisesti merkittäviä tietyn luontotyypin keskittymiä – ja niistä riippuvaisten uhanalaisten lajien ja indikaattorilajien keskittymiä – joihin monimuotoisuuden turvaamistoimet kannattaa ensisijaisesti suunnata.

Tarkastelujen avulla voidaan paikantaa alueita, jotka soveltuvat hyvin maakunnallisten projektien kohteiksi. Tämä koskee erityisesti Etelä-Suomen metsien suojelutoimikunnan määrittelemiä uusia metsien suojelun toteutuskeinoja: luonnonarvokauppaa, tarjouskilpailua, luonnonhoitoalueita ja metsäluonnon monimuotoisuuden turvaamisen yhteistoimintaverkostoja[13]. Nekin tulisi voida kohdistaa mielekkäästi sellaisille alueille, joilla on suojeltavia luonnonarvoja.

Alue-ekologisten tarkastelujen avulla voidaan arvioida monimuotoisuuden tilaa kokonaisuutena sekä määrittää monimuotoisuuden suojelun kehittämistarpeita ja alueellisia painotuksia.

Metsäkeskuksen alueella tehtävä alue-ekologinen tarkastelu sisältäisi seuraavat osat:

Metsäkeskuksen luontoarvojen paikkatietorekisteri, johon metsäkeskus yhteistyössä ympäristökeskuksen ja muiden tahojen kanssa kerää kaiken metsäluonnon monimuotoisuuden suojelun, vesiensuojelun, riistanhoidon, luontaiselinkeinojen, kulttuurikohteiden ja maisemanhoidon kannalta merkittävän paikkatiedon. Metsäkeskus kokoaa tiedot sekä suojelualueilta että kaikkien omistajaryhmien talousmetsistä. Tätä tietoa on huomattavan paljon, mutta se on hajallaan eri rekistereissä, julkaisuissa, organisaatioissa ja luontoharrastajilla. Metsäsuunnittelun monitavoitteisuutta voidaan parantaa huomattavasti keräämällä hajallaan oleva käyttökelpoinen luontotieto yhteen paikkatietorekisteriin, jolloin se on hyödynnettävissä metsäkeskuksen omassa toiminnassa, kuten metsätalouden valvonnassa ja metsäsuunnittelussa. Tietosuojan asettamissa rajoissa rekisteriä voisivat käyttää hyväksi myös muut tahot esimerkiksi metsäsuunnittelussa ja kaavoituksessa tai suunniteltaessa metsätaloustoimia ja monimuotoisuuden suojelutoimia.

Aluetason suunnittelualueiden rajojen määrittely. Aluetason suunnittelukehikon muodostavat maanomistusolojen määrittelemät hallinnolliset rajat: yksityismaiden metsäsuunnittelualueet, Metsähallituksen alue-ekologisen suunnittelun alueet sekä metsäteollisuusyritysten ja yhteisöjen laajemmat tilakokonaisuudet. Näitä rajoja hyväksikäyttäen metsäkeskuksen alue on mahdollista jakaa luonnonmaantieteellisesti yhtenäisiin ja suunnitteluteknisesti tarkoituksenmukaisiin yksiköihin alue-ekologisia tarkasteluja varten.

Alue-ekologiset tarkastelut tuottavat kullekin aluetason metsäsuunnittelualueelle yhteenvedon alueella huomioon otettavista luontoarvoista. Tarkastelut tehdään analysoimalla luontokohteista, metsien rakennepiirteistä ja lajiesiintymistä kerättyä tietoa paikkatietojärjestelmässä. Tarkastelujen tuottamaa tietoa voidaan käyttää muun muassa metsäsuunnit-

telussa ja kohdennettaessa monimuotoisuuden turvaamistoimia.

Analyysi metsäkeskuksen osa-alueiden luonnonpiirteiden ja luontoarvojen alueellisista eroista ja niiden syistä selittää ja syventää alue-ekologisten tarkastelujen tuottamaa tietoa luonnon nykytilasta. Siinä hyödynnetään eri lähteistä peräisin olevaa tietoa, joka koskee muun muassa eliömaantiedettä ja maankäytön historiaa. Tietoa käytetään hyväksi määritettäessä luonnon monimuotoisuuden suojelun painopisteitä maakunnan eri osa-alueita varten.

Ekologinen puuteanalyysi. Paikkatietoaineistoa ja muuta informaatiota hyväksi käyttäen analysoidaan, missä ja mitkä ovat metsäluonnon luontotyyppien suojelun ja metsän rakennepiirteiden kehittämisen suurimmat puutteet metsäkeskuksen alueella. Analyysin kohteena on suojelualueiden ja talousmetsien muodostama kokonaisuus mukaan lukien luontokohteet ja rajoitetussa metsätalouskäytössä olevat talousmetsät. Analyysin tuloksena saadaan alueen merkittävimmät ekologiset kehittämistarpeet.

Tavoiteanalyysi. Edellä olevien selvitysten perusteella määritetään monimuotoisuuden turvaamisen, monikäytön ja metsätalouden alueelliset tavoitteet.

Tiedon ja toiminnan kehittämistarpeiden analyysi kartoittaa luontoarvoja koskevan paikkatiedon ja tutkimustiedon puutteita sekä luonnon monimuotoisuuden suojelutoiminnan ja työnjaon kehittämistarpeita eri organisaatioissa. Siinä analysoidaan myös tarvetta kehittää ja koordinoida suunnittelua ja tukirahoitusta, priorisoida sen kohteita ja kehittää metsänhoitosuosituksia niin, että alueelliset erityispiirteet otetaan huomioon.

Nämä kehittämisehdotukset ovat teknisesti toteutettavissa, mutta ne edellyttävät aiempaa suurempaa panostusta metsätalouden alueellisten tavoiteohjelmien taustatyöhön, keskeisten organisaatioiden tiivistä ja avointa yhteistyötä, sopimista luontoarvoja koskevan paikkatiedon vaihdon ja käytön pelisäännöistä ja luonnonsuojeluekologisen asiantuntemuksen vahvistamista metsäkeskuksissa.

Aluesuunnittelun kehittäminen

Alue-ekologisten tarkastelujen tulokset toimivat tilakohtaisen suunnittelun ennakkotietoina ja ohjaavat maastossa tehtävää tiedon keruuta. Maastotyövaiheessa tarkastetaan ennakkotietojen paikkansapitävyys, kerätään tarkempaa metsikkökohtaista tietoa, tarkennetaan rajauksia ja määritellään kuviokohtaisia käsittelysuosituksia maanomistajan tavoitteiden mukaisesti.

Metsäsuunnittelun toteutustapa vaihtelee omistajaryhmittäin. Varsinkin yksityisten metsänomistajien ja suuromistajien välillä on suuria eroja, jotka johtuvat siitä, että yksityismaiden metsäsuunnittelualueilla on tyypillisesti kymmeniä tiloja ja itsenäisiä päätöksentekijöitä. Ennakkotiedon hyväksikäytölle tuleekin kehittää eri omistajaryhmien metsäsuunnitteluun soveltuvia muotoja.

Suomen pirstoutuneen metsänomistusrakenteen vuoksi on yleistä, että huomioon otettavat luontokohteet ja monien eliölajien elinympäristöt ylittävät tilarajoja (esim. purot ja metson soidinalueet). Tällaisten alueiden metsänhoitoa olisi hyvä suunnitella luontaisten rajojen mukaisina tilarajat ylittävinä kokonaisuuksina. Yksityismetsien tilakohtaisessa metsäsuunnittelussa voidaan usein sovittaa yhteen alue-ekologisessa tarkastelussa esiin tulleita luonnonsuojelun ja vesiensuojelun tarpeita ja maanomistajan tavoitteita muun muassa kohdistamalla hakkuut sopivasti ja käyttämällä tukirahoitusta.

Alue-ekologisten tarkastelujen tuottama ennakkotieto voi ohjata tilakohtaista metsäsuunnittelua tarjoamalla metsänomistajalle ja suunnittelua tekevälle metsäammattilaiselle enemmän tietoa siitä, mikä on kyseisen tilan metsien merkitys laajemmalle luonnonympäristölle ja sen lajistolle. Tällöin on mahdollista selvittää metsänomistajan kanta luontoarvojen säilyttämiseen ennen mastotöiden aloittamista, jolloin metsänomistajan tavoitteet ohjaavat metsäsuunnittelun maastotöiden tiedonkeruuta ja määriteltäviä kuviokohtaisia toimen-

TIETOLAATIKKO 8.1

Alue-ekologisen suunnittelun periaatteita

- Selvitetään ja analysoidaan lähtötilanne mahdollisimman kattavasti kaikkia tietolähteitä hyödyntäen.
- Määritellään eri maankäyttötapojen tavoitteet ja niiden alueelliset toteuttamismahdollisuudet. Tavoitteet määritellään koko suunnittelualueelle, yli hallinnollisten rajojen.
- Annetaan tavoitteille alueellisia painotuksia suunnittelualueen sisällä.
- Turvataan arvokkaat luontokohteet ja uhanalaisten ja silmälläpidettävien lajien populaatiot.
- Suojellaan tai hoidetaan arvokkaita luontotyyppejä niiden luontaisten rajojen mukaisina kokonaisuuksina.
- Hyödynnetään ekologista tietoa lajien elinympäristövaatimuksista. Suunnitellaan lajin elinympäristöjen hoitoa ja suojelua lajin kannalta oikeassa mittakaavassa.
- Säilytetään tai parannetaan uhanalaisten lajien leviämismahdollisuuksia arvokkaimpien ydinalueiden välillä pitämällä yllä elinympäristöjen kytkeytyneisyyttä.
- Metsänhoitomenetelmien käyttöä monipuolistetaan tavoitteita tukevalla tavalla (esim. monimuotoisuuden lisäysalueet, säästöpuiden tavoitetason vyöhykkeistäminen, puulajivalinnat, erityiskohteiden käsittelymallit: esim. lehdot, puronvarret, korvet, rantametsät, harjujen paisterinteet, metsäiset perinnebiotoopit, tiettyjen lajien tunnetut elinympäristöt ja ennallistettavat luontokohteet).
- Asetetaan alueellisia tavoitteita metsän rakenneominaisuuksille ja elinympäristöjen määrälle.
- Palautetaan puuttuvia prosesseja ja rakenteita (esim. kulotusohjelmalla).
- Monipuolistetaan metsien puulajisuhteita (esim. lisätään haavan ja jalojen lehtipuiden määrää).
- Monipuolistetaan metsien kuviokoon jakaumaa, pyritään erityisesti säilyttämään ja luomaan suuria yhtenäisiä peitteisen metsän alueita.

Petri Keto-Tokoi ja Petri Heinonen

pidesuosituksia. Monipuolisen tiedonkeruun jälkeen voidaan luoda vaihtoehtoisia tuotantoohjelmia, joista metsänomistaja voi valita mieleisen toteutettavaksi. Tämä lähestymistapa lisäisi metsäsuunnittelun monitavoitteisuutta ja asiakaslähtöisyyttä.

TIMO SOININEN • PETRI KETO-TOKOI

8.2 Yksityismetsien metsäsuunnittelu

Metsäsuunnittelu on valtion tukemaa palvelua metsänomistajalle. Nykyaikainen metsäsuunnitelma palvelee metsänomistuksen eri puolien – erilaisten tavoitteiden ja metsän käytön – yhteensovittamista.

Suunnittelujärjestelmät ovat kehittyneet laajemmiksi, ja suunnitelmiin voidaan sisällyttää enemmän eri tietolähteistä hankittua tietoa sekä myös käyttökelpoista paikkatietoa. Järjestelmän kehittymisestä huolimatta suunnitelman sisältö ja ulkoasu ovat tavallisesti vanhan metsätaloussuunnitelman peruja, joskin niitä kehitetään vastaamaan yhä paremmin metsänomistajien vaihtelevia tavoitteita.

Yksityismetsien metsäsuunnittelu on valtaosin keskitettyä alueellista suunnittelua. Tällaisten metsäsuunnittelualueiden pinta-ala vaihtelee 2 000 hehtaarista 5 000 hehtaariin ja rajat noudattelevat kylien välisiä rajalinjoja. Keskittämällä metsäsuunnittelu jollekin maantieteelliselle alueelle voidaan hyödyntää tuoreita ilmakuvia ja säästää työkustannuksia. Alueelta kerätään kattavat ja monipuoliset metsikkötiedot, ja suunnitelman tilanneille metsänomistajille tehdään maksullinen tilakohtainen suunnitelma.

Metsäkeskukset ja metsänhoitoyhdistykset tekevät metsäsuunnittelua noin miljoonalla hehtaarilla vuosittain. Tilakohtaiset metsäsuunnitelmat kattavat suunnittelualueesta riippuen 50–80 % yksityisten omistamista metsistä, ja niitä tehdään vuosittain 9 000–11 000 kappaletta.

Tilakohtainen metsäsuunnitelma laaditaan 10–15 vuodeksi. Sen laadinnassa otetaan huomioon metsänomistajan tavoitteet, tilan metsävarat ja muut tuotannontekijät sekä yhteiskunnan metsätaloudelle asettamat tavoitteet ja rajoitukset. Tällaisessa monitavoitteisessa metsäsuunnittelussa pyritään aiempaa paremmin ottamaan huomioon niin puuntuotantotavoitteet kuin ekologiset ja sosiaaliset tavoitteetkin

Tilakohtaisten metsäsuunnitelmien laatiminen on pitkä ketju työvaiheita. Käytännössä alueiden valinta ja ilmakuvat tilataan vähintään vuotta ennen suunnittelun aloittamista. Ennakkovalmistelu tehdään hyvissä ajoin ennen maastokauden alkua; maastotöiden kanssa samanaikaisesti tehdään tietojen tallennusta ja laskentoja. Valtaosa suunnitelmista koostetaan ja luovutetaan maastokauden jälkeen talvella.

Suunnittelussa metsät jaetaan eri metsikkökuvioihin puuston ja maaperän ominaisuuksien perusteella. Maastossa kuviotietoihin kirjataan ylös kasvupaikka ja maaperätietoja. Kuvion puustosta mitataan metsiköittäin eri puulajien ja latvuskerrosten keskimääräisiä tunnuksia, kuten ikä, pituus, rungon läpimitta ja pohjapinta-ala. Tarkkojen mittausten avulla voidaan laskea puustotietoja kuviolle sekä laatia hakkuulaskelmia ja kehitysennusteita. Metsäsuunnitelman laskennassa kuvioille muodostetaan metsänomistajan tavoitteiden mukaiset hakkuu- ja hoitototoimenpide-ehdotukset. Lisäksi lasketaan puuston kehitysennusteet ehdotettujen toimenpiteiden toteutuessa.

Metsänomistaja saa tietoa tilansa metsien käytön vaihtoehdoista ja mahdollisuuksista sekä kuvioittaiset hoito- ja käsittelyehdotukset. Metsäsuunnittelija tarjoaa metsänomistajalle päätöksenteon tueksi tarvittavia tietoja ja laatii tavoitteeseen johtavan metsäsuunnitelman. Suunnitelma on ennen kaikkea metsänomistajan päätöksenteon ja neuvonnan väline. Samalla se palvelee yhteiskuntaa sekä metsien käsittelyn ohjaamisessa että yhä korostuvammin myös metsäluonnon monimuotoisuuden ylläpidossa[14].

Miten luonnon monimuotoisuus otetaan huomioon yksityismetsien metsäsuunnittelussa?

Metsälailla[15] ja sen mukaisilla erityisen tärkeillä elinympäristöillä on merkitystä monimuotoisuuden kannalta. Metsänhoitosuositukset ja metsäsertifiointi[16] asettavat lisää tavoitteita ja velvoitteita metsien monimuotoisuuden turvaamiseen. Metsäsuunnittelussa selvitetään niin metsälakiin sisältyvien kohteiden kuin myös muiden metsäluonnon arvokkaiden elinympäristön esiintyminen.

Luonnonsuojelulaki[17] edellyttää muun muassa, että tiettyjen uhanalaisten lajien elinympäristöt säilytetään. Metsäsuunnittelujärjestelmässä voidaan tarvittaessa kuvata hyvin tarkasti erilaiset elinympäristöt sekä metsäluonnon monimuotoisuuteen vaikuttavat tekijät kuviotasolla tai pistemäisinä kohteina, kuten eliölajit ja niiden esiintymispaikat ja pesäpuut. Tiedot uhanalaisista tai harvinaisista lajeista pyritään selvittämään jo ennakkovalmisteluissa.

Metsäsuunnittelija arvioi silmämääräisesti kuolleen ja lahonnen puun määrän ja laadun kuvioilta. Kolopuu-koodilla voidaan kuvata metsikköä tai aluetta, jossa on huomattava määrä eläviä tai kuolleita kolopuita. Näiden tietojen kirjaaminen kuviotietoihin on satunnaista ja riippuu metsänomistajan tavoitteista. Eriasteisesti lahonnut puu on metsien lajistolle

merkittävä elinympäristö ja metsäluonnon monimuotoisuuden seurannan vuoksi olisi tärkeää saada tietoa lahopuun määristä.

Arvokkaita elinympäristöjä on kartoitettu metsäsuunnittelussa vuodesta 1996 alkaen. Toki sitä ennenkin voitiin metsäsuunnitelmaan kirjata tietoja kuvion erityisominaisuuksista, kuten ekologisesta arvosta tai merkityksestä riistalle. Metsälain mukaisia elinympäristöjä on kartoitettu vuodesta 1997 lähtien. Tiedot elinympäristöistä tarkentuvat metsäsuunnittelun myötä. Metsälain erityisen tärkeitä elinympäristöjä on kartoitettu myös erillisen kartoitusprojektin avulla.

Metsäsuunnittelussa löydetystä metsälain erityisen tärkeästä ja muusta arvokkaasta elinympäristöstä muodostetaan oma metsikkökuvio. Elinympäristöstä kerätään tiedot puustosta, kuvataan kasvilajistoa ja annetaan hoitotoimenpide-ehdotus, joka usein tarkoittaa kohteen jättämistä käsittelyn ulkopuolelle. Elinympäristöt ovat aina selkeästi esillä metsänomistajalle luovutetussa metsäsuunnitelmassa. Suunnittelu lisää metsänomistajan ja metsäammattilaisten tietoa elinympäristöistä. Näin kohteita osataan varoa käytännön metsänhoidossa

Metsänhoitotoimien suunnittelija voi tarkistaa tuoreesta metsäsuunnitelmasta, onko käsittelyalueella erityisen tärkeitä tai muita arvokkaita elinympäristöjä, ja merkitä ne hakkuun asiapapereihin sekä toimenpiteestä tehtävään metsänkäyttöilmoitukseen. Näin varmistetaan kohteiden säilyminen ja tiedon kulku eri toimijoille.

Metsäsuunnittelussa voidaan esittää myös suojavyöhykkeitä esimerkiksi vesistöjen varteen ja muille ekologisesti tärkeille paikoille sekä muita luonnonhoitotoimia, kuten säästöpuiden ja säästöpuuryhmien jättämistä. Kuviotietoihin voidaan kirjata riistalle merkittävät alueet ja eläinten pesäluolat. Niihin voidaan myös kirjoittaa tarkentavaa tekstiä esimerkiksi hoitoehdotuksista. Maisema-arvoja voidaan ottaa huomioon tekemällä sellaisia kuvioita ja suunnittelemalla toimenpiteet niin, että ne pitävät yllä maisemaa erityisesti herkillä alueilla, kuten rannoilla, teiden varsilla, vaaroilla ja mäkimailla.

Metsäsuunnitelma täydentää metsänomistajan tietoja metsälöstään ja metsäluonnosta. Suunnittelun myötä metsänomistaja ymmärtää paremmin maillansa olevan, luonnon monimuotoisuudelle tärkeän elinympäristön arvon. Suunnitelman avulla metsänomistajalle voidaan osoittaa aiempaa tarkemmin ne alueet, joissa kannattaa sijoittaa luonnonarvojen ylläpitoon. Näin metsänomistajan tekemä luonnonhoito kohdistuu luonnonarvoiltaan tärkeimpiin kohtiin[18].

Luonnonhoitosuunnitelma

Luonnonhoitosuunnitelma on tarkoitettu sellaisille metsänomistajille, joille luonnon monimuotoisuuden suojelu on metsänomistuksessa tärkeintä, tai niihin erityismetsiin, jotka sisältävät poikkeuksellisia luonnonarvoja[1].

Luonnonhoidon suunnitelmassa korostuu luonnon monimuotoisuuden turvaaminen ja lisääminen. Suunnittelun tavoitteena voi olla arvokkaan elinympäristön turvaaminen ja mahdollinen palauttaminen tai jonkin eliölajin elinmahdollisuuksien parantaminen. Luonnonhoidon suunnittelua voidaan tehdä tilakohtaisena tai se voi kattaa useita tiloja. Lopputuloksena ovat kuviotasolle viedyt hoitotoimenpide-ehdotukset, joiden tavoitteena on pitää yllä tai lisätä luonnon monimuotoisuutta.

Metsänomistajan neuvonnalla on suunnittelussa suuri merkitys. Toki luonnonhoidon suunnittelussakin annetaan puuntuotantoon painottuvia toimenpide-ehdotuksia luonnonarvoiltaan vähäisemmille kuviolle. Esimerkiksi Lempäässä yhdelle tilalle laaditussa suunnitelmassa 30 % kuvioista oli luonnonhoitopainotteisia ja lopuille toimenpiteet ehdotettiin perinteisen metsänhoidon mukaisina[19].

Kehittämistarpeet luonnon monimuotoisuuden edistämisen kannalta

Metsien taloudellinen arvo on ensisijalla valtaosalle metsänomistajia, ja metsäsuunnittelu tukee tämän tavoitteen toteutumista. Toki suunnittelussa selvitetään myös arvokkaiden elinympäristöjen esiintymistä niin hyvin, kuin suunnittelijan ammattitaito ja suunnittelun

ajankohta tekevät sen mahdolliseksi. Nämä kirjautuvat suunnitteluun metsänkäsittelyn rajoitteina, ja ne otetaan huomioon laskettaessa hakkuumahdollisuuksia.

Metsäsuunnittelija laatii tilakohtaisen metsäsuunnitelman yhdessä metsänomistajan kanssa. Kun suunnittelija keskustelee omistajan kanssa suunnitelman tavoitteista ja antaa tietoja päätöksenteon avuksi, voidaan tukkipuun ja kuitupuun (kuutioiden ja eurojen) lisäksi käsitellä myös arvokkaita elinympäristöjä (lahopuuta, uhanalaisia metsälajeja) sekä marjastus- ja sienestyspaikkoja. Neuvonnassa toteutuu näin monitavoitteisuus, eli edistetään perinteistä metsänhoitoa ja samalla kerrotaan toimista, joilla turvataan metsäluonnon monimuotoisuutta ja metsien sosiaalisia arvoja. Keskustelussa myös metsänomistajalla on mahdollisuus kertoa kiinnostuksestaan tavanomaista laajempaan luonnonhoitoon.

Elinympäristöjen turvaaminen. Metsäsuunnittelu tarjoaa erinomaisen tilaisuuden tunnistaa arvokkaita elinympäristöjä, rajata kohteet järkevästi sekä laatia ehdotuksia elinympäristöjen ja niiden lähialueiden käsittelystä. Hyvä metsäsuunnitelma ja sen noudattaminen varmistavat parhaiten sen, että elinympäristön ominaispiirteet säilyvät. Metsäsuunnittelijoille tuleekin korostaa elinympäristöjen turvaamisen tärkeyttä, kun elinympäristöjä rajataan ja suunnitellaan niiden lähikuvioiden käsittelyä.

Metsäsuunnittelussa ei tehdä tilatasoa laajempaa tarkastelua, joten tilan sisältämiä alueellisia erityisarvoja ei saada mukaan suunnitteluun. Esimerkiksi puro välittömine lähiympäristöineen etenee nauhamaisena vyönä yleensä useiden tilojen halki. Suuren kokonaisuuden luonnonsuojeluarvo on pientä aluetta merkittävämpi, ja siellä myös elinympäristön ominaispiirteet säilyvät paremmin.

Lajien elinympäristöjen huomioon ottaminen. Lajien elinympäristöjen turvaamista vaikeuttaa lajien heikko tunnistus, sekä se, ettei niiden esiintymisestä ole riittävästi tietoa. Metsäsuunnittelijoilla ei yleensä ole käytössään ympäristöhallinnon uhanalaisten lajien esiintymistietoja (TAXON), tai tiedot ovat sen verran epätarkkoja, etteivät ne hyödytä metsäsuunnittelijaa (luku 9.6). Joillakin alueilla metsäsuunnittelussa voidaan käyttää päivitettyjä ja tarkkoja ympäristöhallinnolta saatuja esiintymistietoja. Lisäksi voidaan selvittää esimerkiksi metsäkanalintujen, petolintujen ja liito-oravan esiintymistä.



Metsäsuunnittelija ja metsänomistaja (Kuva: Timo Soininen).

Toimenpide-ehdotusten valikoima. Kuvioittaiset toimenpide-ehdotukset on laadittu perinteisen metsänhoidon lähtökohdista, eivätkä ne siten välttämättä sovellu luonnonhoidon tarpeisiin. Kuviotietoihin voidaan kuitenkin jo nykyisin kirjata ennallistettava suo. Arvokkaiden elinympäristöjen luonnonarvoja voidaan parantaa hoitotoimin esimerkiksi monipuolistamalla puuston rakennetta (pienaukkohakkuu) tai lisäämällä lahopuuta. Samanlaiset toimenpide-ehdotukset sopivat myös eliölajien elinympäristöjen hoitoon. Kestävän metsätalouden rahoituslain[20] mukaisissa metsäluonnon hoitohankkeissakin tarvitaan uudenlaisia toimenpide-ehdotuksia.

Kehittämissuosituksia

Metsätalouden ympäristöohjelman[1] metsäsuunnittelua koskevat tavoitteet eivät vielä toteudu yksityismetsien metsäsuunnitelmissa. Niitä voidaan kehittää monitavoitteisemmiksi käyttämällä hyväksi metsäsuunnittelun tietojärjestelmiä. Kyse on siitä, mitä yleisiä tavoitteita metsäsuunnittelulle asetetaan, ja mihin metsäsuunnittelun työpanosta halutaan kohdistaa. Viime vuosina on pyritty lähinnä lisäämään metsäsuunnittelun määrää, ei niinkään parantamaan suunnittelun monitavoitteisuutta.

Yksityismetsien metsäsuunnittelun monitavoitteisuutta voidaan kehittää seuraavilla keinoilla:

- Metsänomistajien perusteet ja tavoitteet metsiensä käytölle selvitetään ennen metsäsuunnittelun aloittamista kyselylomakkeilla tai teemahaastatteluilla. Näin saadaan tieto omistajan suhtautumisesta esimerkiksi talous-, luonto-, riista- ja maisema-arvojen säilyttämiseen, jolloin omistajan tavoitteet voivat ohjata suunnittelua ja suunnitelma vastaa paremmin hänen näkemyksiään. Suunnittelussa pitäisikin pyrkiä metsänomistajan tavoitteiden mukaisesti räätälöityyn suunnitelmaan, eikä yleiseen ”vakiomuotoiseen suunnitelmaan”. Tilakohtaisessa metsäsuunnitelmassa voitaisiin siten lisätä tavoitteellisuutta myös metsäluonnon monimuotoisuuden osalta yhdessä metsänomistajan kanssa.
- Vaateliaan ja harvinaisen lajiston turvaamiselle on ratkaisevan tärkeää, kuinka hyvät ennakkotiedot lajien esiintymistä suunnittelijalla on käytettävissä. Sama koskee

TIETOLAATIKKO 8.2

Metsäpeuran talvilaidunalueiden metsäsuunnittelu ja kehittäminen Etelä-Pohjanmaalla

Vuonna 1979 tehdyn siirtoistutuksen jälkeen Perhon kunnan alueelle on kasvanut vahva metsäpeurakanta. Siksi Oksakosken kylän alueella nähtiin ajankohtaiseksi selvittää peurakannan kehittymisen vaikutuksia metsätalouteen, metsäluontoon ja metsien virkistys- sekä monikäyttöön.

Selvitys tehtiin kylän alueen metsäsuunnittelun osana. Metsäsuunnittelun yhteydessä kartoitettiin metsäpeuran talvilaidunalueet ja niiden kunto. Hankkeessa oli mukana 35 tilaa. Metsänomistajille annettiin osana tilakohtaista metsäsuunnitelmaa suosituksia laidunalueiden huomioon ottamisesta metsänkäsittelyä suunniteltaessa. Tämä osuus oli metsäsuunnitelmaa täydentävänä luonnonhoitosuunnitelmana. Lisäksi suunniteltiin alueen virkistystä ja monikäyttöä tukeva polkureitti ja havaintopaikkojen sijainti tulevaa toteutusta varten.

Nykyisen normaalin metsänkäsittelyn todettiin turvaavan peurojen elinolot. Metsien uudistaminen on suositeltavaa tehdä karuimmilla paikoilla luontaisesti, ilman muokkausta tai tarpeellisin osin vain kevyellä muokkauksella. Tämä turvaisi näiden karujen alueiden ehtymättömän jäkäläntuoton jatkossakin. Myös taimikoiden ja varttuneemman puuston harventaminen karujen maiden käsittelyohjeiden mukaan edistää jäkälikön tuotosta. Kallioisten, erittäin kivisten ja muiden vähätuottoisten alueiden tai metsikkökuvioiden osien jättäminen luonnontilaisiksi lisäisi jäkäläntuottoa. Peurojen aiheuttamia metsätuhoja taimikoissa tai varttuneemmissa metsissä ei metsäsuunnittelun yhteydessä havaittu.

Suunnittelussa metsänomistajat olivat aktiivisesti mukana ja esimerkiksi polkureitin osalta kysyttiin omistajan lupa reitin suunnittelemiseksi hänen mailleen. Tavanomaisen metsäsuunnittelun rahoituksen lisäksi hankkeessa käytettiin erillistä luonnonhoitohankerahoitusta[21].

Timo Soininen

TIETOLAATIKKO 8.3

Metsäsuunnittelu jokihelmisimpukan elinympäristön suojelukeinona Viljakkalassa

Pirkanmaan metsäkeskus toteutti monitavoitteista metsäsuunnittelua Viljakkalassa sijaitsevalla 1 700 hehtaarin laajuisella Karhen suunnittelualueella. Alueen halki virtaavassa Ruonanjoessa elää uhanalaisen jokihelmisimpukan ainoa lisääntymiskykyinen populaatio Etelä-Suomessa. Ruonanjoki kuuluu Natura 2000 -suojelualueohjelmaan, mutta suojelu koskee vain vesialuetta, ei rantametsiä. Metsäsuunnittelun keinoilla pyrittiin turvaamaan rantametsien puroa suojaava vaikutus ja estämään kiintoaineen pääsy puroon.

Suunnitteluhankkeen keskeisenä tavoitteena oli selvittää, miten alue-ekologista suunnittelumallia voidaan toteuttaa yksityismetsien metsäsuunnittelussa aluetasolla ja edelleen tilatasolla. Tavoitteena oli myös arvioida suunnittelun ekologisia ja taloudellisia vaikutuksia ja selvittää metsänomistajien mielipiteitä monitavoitteisesta suunnittelusta.

Ennakkovalmisteluissa ja maastotöissä käytettiin tavanomaista enemmän aikaa arvokkaiden luontokohteiden ja vaateliaan lajiston kartoitukseen. Myös vesiensuojeluun, etenkin Ruonanjoen läheisyydessä ja jokeen laskevien purojen reunoilla, kiinnitettiin erityistä huomiota. Tämä lisäsi suunnittelun kokonaistyömäärää ja kustannuksia 5–10 %. Lajien esiintymätietoja kerättiin sekä alueen lintuharrastajilta että erilaisista raporteista, ja esiintymiä löytyikin melko paljon (mm. purotaimen, saukko, koskikara, varpuspöllö, liito-orava, pohjantikka, kurki, metson soidinpaikka ja eri haukkalajien pesäpuita). Ilman tehostettua tiedonkeruuta näistä lajiesiintymistä ei olisi ollut käytettävissä ennakkotietoa.

Suunnitteluhanke osoitti, että alue-ekologisen suunnittelun periaatteita voidaan ennakkovalmisteluissa ja maastotyössä soveltaa myös yksityismetsien suunnittelussa. Metsäsuunnittelun laatua luonnon monimuotoisuuden suojelun kannalta voidaan oleellisesti parantaa tekemällä suunnittelualueelle etukäteen alue-ekologinen tarkastelu. Tämän suunnittelukokemuksen mukaan vaikuttaa siltä, että kun luonnonsuojelu- ja vesiensuojelunäkökohdat esitellään metsänomistajille tehokkaan puuntuotannon rinnalla ja luontevana osana tilan metsien kehittämistä, suojeluun ei liity kielteisiä mielikuvia[22].

Petri Keto-Toko

myös riistakohteita. Metsäsuunnittelun maastotöissä lajeja ja niiden esiintymiä on käytännössä mahdoton havaita ilman ennakkotietoja. Harvinaisten ja vaateliaiden lajien esiintyminen olisi sisällytettävä nykyistä paremmin metsäsuunnitteluun.

- Alue-ekologisten tarkastelujen sisällyttäminen yksityismetsien metsäsuunnitteluun auttaa määrittelemään kullekin suunnittelualueelle erityisiä, luonnon monimuotoisuuden suojelua ja edistämistä koskevia tavoitteita (luku 8.1). Samalla voidaan paikantaa myös vesiensuojelun kannalta kriittisiä alueita. Alue-ekologiset tarkastelut voidaan tehdä pääosin ennakkotietojen ja kaukokartoitusaineistojen tulkinnan avulla. Ne ohjaavat tiedon keruuta ja hoitosuositusten tekemistä maastotyövaiheessa. Tämä edellyttää yksityismetsien metsäsuunnittelua tukevan alue-ekologisten tarkastelujen kehittämistä ja ohjeistusta.
- Metsäsuunnittelijoille tulee antaa lisäkoulutusta luonnon monimuotoisuuden suojelun ja vesiensuojelun edistämisestä. Lajien elinympäristövaatimuksista, elinympäristöjen ekologisista erityispiirteistä sekä niitä koskevista käsittelysuosituksista ja toteutusesimerkeistä voi laatia ja koota tietoaineistoa metsäsuunnittelijoiden ja muiden metsäalan toimijoiden käyttöön.

- Metsäsuunnitelmiin voi sisällyttää metsäluonnon hoitoa käsittelevän osan, jossa kerrotaan alueen erityispiirteistä ja tilan luontokohteista sekä lajien esiintymisestä. Tähän voi liittää valmiita liitesivuja tilalla esiintyvien huomionarvoisten lajien, esimerkiksi metson tai liito-oravan, elinympäristövaatimuksista ja hoidon periaatteista.
- Suunnitelmien vaikuttavuutta voidaan lisätä myös esittelemällä alueen erityispiirteet niin puuntuotannon kuin luontoarvojen osalta metsänhoitoyhdistyksen alueneuvojalle. Kuviotietojen ja kuviokarttojen lisäksi alueneuvojalle voidaan toimittaa teemakartat luontokohteista ja metsienkäsittelyssä huomioon otettavista lajeista.

PETRI HEINONEN • LAURI KARVONEN
JOHANNA LEINONEN • RISTO LAAMANEN

8.3 Valtion metsien alueellinen luonnonvarasuunnittelu ja alue-ekologinen suunnittelu

Metsähallitus uudisti valtion metsien luonnonvarojen käytön suunnittelujärjestelmän 1990-luvun puolivälissä. Uudistuksen tuloksena valtion metsissä ryhdyttiin harjoittamaan alueellista luonnonvarasuunnittelua ja alue-ekologista suunnittelua.

Luonnonvarasuunnittelu

Luonnonvarasuunnittelun tavoitteena on laatia Metsähallituksen hallinnoimille valtion alueille ekologisesti, sosiaalisesti, kulttuurisesti ja taloudellisesti kestävä maankäytön ja luonnonvarojen hoidon kokonaissuunnitelma. Suunnittelussa määritellään Metsähallituksen alueellisille tulosyksiköille suunnittelukaudeksi yleispiirteinen luonnonvarojen hoidon ja käytön toimintaohjelma. Suunnittelu painottuu maankäyttöratkaisuihin, niiden visuaaliseen ja tilastolliseen esittämiseen sekä ratkaisuihin liittyviin luonnonvarojen käytön yleispiirteisiin linjauksiin.

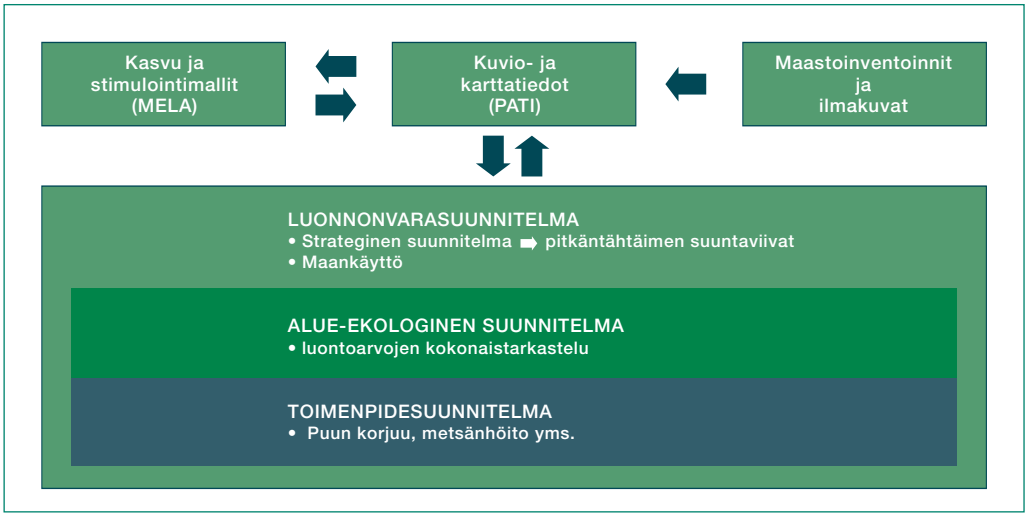
Luonnonvarasuunnittelussa määritellään muun muassa metsätalouden harjoittamisen periaatteet sekä hakkuusuunnite aluetasolla. Luonnonvarasuunnitelma tarkentuu metsätalous-kuviokohtaisiksi ratkaisuiksi alue-ekologisessa suunnittelussa. Ennen käytännön toimia laaditaan vielä toimenpidesuunnitelma, jossa tehdään edelleen ekologisia ja monikäytön kannalta tärkeitä ratkaisuja, esimerkiksi pienialaisten luontokohteiden rajauksia ja hakkuualojen maisemarajausta.

Ensimmäinen luonnonvarasuunnitelma toteutettiin Kainuussa vuosina 1995–1997[23]. Kaikki seitsemän luonnonvarasuunnitelmaa saatiin valmiiksi vuoden 2000 loppuun mennessä. Suunnitelmat kattavat kaikki Metsähallituksen hallinnassa olevat valtion maa-alueet, yhteensä 8,8 miljoonaa hehtaaria (kuva 8.4).

Samanaikaisesti luonnonvarasuunnittelun kanssa kehitettiin alue-ekologista suunnittelua. Sen tuottamaa tietopohjaa voitiin käyttää luonnonvarasuunnitelmien laadinnassa hyväksi vaihtelevassa määrin. Ensimmäisiä luonnonvarasuunnitelmia laadittaessa alue-ekologisen suunnittelun antamaa tietoa oli vasta vähän, joten luontokohteiden määrät ja vaikutukset jouduttiin arvioimaan. Viimeisiä luonnonvarasuunnitelmia laadittaessa alue-ekologinen suunnittelu kattoi koko alueen, jolloin luontokohteiden vaikutus hakkuusuunnitteeseen voitiin määrittää tarkasti ja erilaiset tilastot olivat luotettavammalla pohjalla.

Luonnonvarasuunnittelun päävaiheita ovat: a) nykytilan analyysi, b) tavoiteanalyysi, c) maankäyttöratkaisu, ja d) toimintaohjelma. Osallistava

KUVA 8.4
Metsähallituksen luonnonvarojen käytön suunnittelujärjestelmä.



TAULUKKO 8.1
Osallistamiseen liittyviä lukuja eri luonnonvarasuunnitteluprojekteissa (Metsähallitus).

Alue	Yleisö-tilaisuuksia	Näissä osallistujia	Kommentteja annettiin	Sidosryhmiä mukana	Sidosryhmä -kokouksia
Kainuu	12	600	1 600	60	20
Länsi-Suomi	19	520	2 090	43	34
Itä-Lappi	31	630	1 700	60	20
Länsi-Lappi	30	690	4 800	70	26
Pohjanmaa	24	440	500	35	11
Itä-Suomi	15	1 350	2 800	47	10
Ylä-Lappi	30	2 100	5 200	87	58
Yhteensä	161	6 330	18 690	402	179

suunnittelu oli suunnitteluprosessin keskeinen osa. Sidosryhmien ja kansalaisten osallistaminen kuluttikin merkittävän osan suunnitteluhankkeiden voimavaroista (taulukko 8.1).

Kaikissa suunnitteluprojekteissa noudatettiin samaa suunnittelun perustoteutustapaa[24]. Joiltakin osin menetelmää sovellettiin suunnittelutilanteiden tarpeita vastaavasti. Näin tapahtui erityisesti laadittaessa ja arvioitaessa kestävyyden eri ulottuvuuksia edustavia tuotanto-ohjelmia (skenaarioita).

Kansalaisten osallistaminen tehtiin yleensä kahdessa vaiheessa. Suunnittelun alkuvaiheessa esiteltiin suunnitteluhanketta ja koottiin palautetta. Toisessa vaiheessa esiteltiin saadun palautteen sisältöä ja eriasteisia päätöksiä tai niiden valmisteluvaiheita.

Metsähallituksen henkilöstöä osallistettiin suunnitteluun pitämällä lukuisia sisäisiä koulutus- ja tiedotustilaisuuksia. Suunnitteluprojektit toteutettiin suurelta osin alueiden oman henkilöstön voimin.

Useimmilla projekteilla oli internetissä omat sivunsa, mutta internetin kautta ei saatu juuri lainkaan palautetta. Kansalaisten osallistamisen monipuolistamiseksi tehtiin myös erillisselvityksiä.

Sidosryhmätyöskentely toteutettiin kussakin projektissa muutaman suppeamman alueen kattavan paikallistyöryhmän (kunta, kuntaryhmä) avulla sekä useimmissa myös maakunnallisen työryhmän avulla. Sidosryhmät kokoontuivat useita kertoja. Keskeisiä menetelmiä olivat sidosryhmien tavoiteanalyysin sekä Metsähallituksen nykytilaa ja tulevaisuutta arvioivan nelikenttäanalyysin laatiminen (nykyiset vahvuudet ja heikkoudet ja tulevaisuuden uhat ja mahdollisuudet).

Sidosryhmien tavoitteilla oli suuri merkitys toiminnallisten linjausten sekä maankäyttöpäätösten tekemisessä. Päätöksiin ei kuitenkaan usein ollut mahdollista sisällyttää kaikkia tavoitteita, mikä luonnollisesti aiheutti kritiikkiäkin. Sidosryhmätyö koettiin silti valtaosin hyödylliseksi.

Varsinainen päätöksenteko tapahtui projektien johtoryhmissä, joissa sidosryhmillä ei ollut edustusta. Poikkeuksena oli Ylä-Lapin projektin johtoryhmä, jossa Saamelaiskäräjät oli edustettuna.

Luonnonvarasuunnitteluprojektien toteutus maksoi yhteensä noin 3,4 miljoonaa euroa eli noin 505 000 euroa projektia kohti. Suurimmaksi kustannuseräksi muodostuivat henkilöstön palkkamenot ja matkakulut. Työhön käytettiin noin 25 henkilötyövuotta. Osallistamisjärjestelyt ja tiedottaminen sekä varsinaisen suunnitelma-asiakirjan tuottaminen olivat myös suuria kustannuseriä.

Suunnitteluprojektien aikana Metsähallitus uudisti maankäyttöluokituksensa, ja uusi luokitus otettiin käyttöön suunnitteluprojektien myötä (taulukko 8.2).

Kainuun suunnitelmassa maankäyttöpäätökset tehtiin pinta-aloina, joiden sijainti täsmentyy alue-ekologisen suunnittelun ja muun tarkemman suunnittelun myötä. Länsi-Suomessa tehtiin päätös perustaa noin 6 700 hehtaaria ympäristöarvometsiä. Vastaavia metsiä ei kuitenkaan enää myöhemmissä projekteissa perustettu. Itä-Suomen suojelumetsäpäätöksessä osin vahvistettiin aiemmin tehtyjä ratkaisuja.

Luonnonvarasuunnittelun yhteydessä metsätalouden alueille määritettiin hakkuusuunnite suunnitelmakaudelle MELA-laskelmaa käyttäen. Laskenta-aineistona käytettiin Metsähallituksen paikkatietojärjestelmän metsikkökohtaisia tietoja. Päätöksenteon pohjana toimi laskelma, jossa maksimoitiin tuottoarvoa yleensä neljän prosentin korkokannalla. Poikkeuksen muodosti Ylä-Lappi, jossa korkokantana käytettiin kolmea prosenttia, jotta porotalous ja muut metsätalouteen kohdistuvat paineet tulisivat otetuksi huomioon.

Ekologinen ja sosiaalinen kestävyys otettiin laskennassa huomioon kuviokohtaisten tietojen ja käyttörajoitusten avulla. Taloudellinen kestävyys määritettiin siten, että metsien hakkuumahdollisuudet ja arvo eivät pitkällä aikavälillä pienene. Lisäksi asetettiin erilaisia metsien rakenteeseen ja maankäyttöpäätöksiin liittyviä rajoitteita. Laskelman suunnitteisiin ja eri hakkuutapojen (harvennukset, uudistamishakkuut) pinta-alatavoitteisiin tehtiin useissa suunnitelmissa harkinnanvaraisia korjauksia. Laskennoissa käytettiin myös herkkyysanalyyseja.

Luonnonvarasuunnitelmien toteutumisen seurantaa varten sekä luonnonvarojen kestävän käytön yleistä arviointia varten määritettiin joukko mittareita. Mittareille laskettiin lähtöarvo suunnitteluhetkellä. Osalle mittareista asetettiin tavoite, joka tulisi saavuttaa suunnitelmajaksolla tai sen lopussa. Mittarit laadittiin yhteistyössä sidosryhmien kanssa.

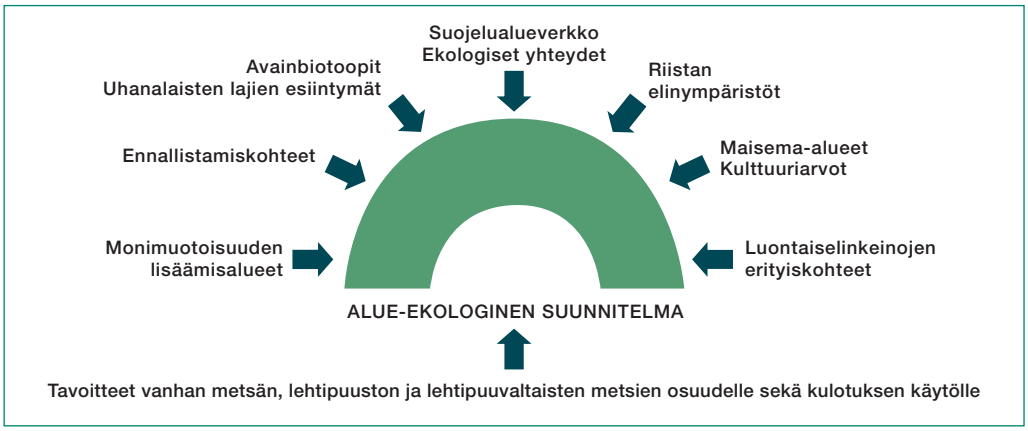
TAULUKKO 8.2

Yhteenveto suunnitteluprojekteissa tehdyistä luonnonvarojen käyttöä ohjaavista uusista maankäyttöpäätöksistä tai varauksista.

Alue	Virkistysmetsiä, ha	Suojelumetsiä, ha	Ympäristöarvometsiä, ha
Kainuu	6 500	14 000	
Länsi-Suomi	10 059	3 311	6 727
Itä-Lappi	399		
Länsi-Lappi	4 260	103	
Pohjanmaa	1 977	795	
Itä-Suomi	1 297	3 415	
Ylä-Lappi	124 790 [1)]		

[1)] Inarin retkeilyalue 121 490 ha, josta vesialueita n. 67 000 ha.

KUVA 8.5
Metsähallituksen alue-ekologisen suunnitelman rakenne.



Mittareita on suuri määrä, ne ovat eri alueilla melko erilaisia ja on todennäköistä, että niitä joudutaan pelkistämään. Suuresta joukosta mittareita on vaikea hahmottaa kehityksen kokonaisuutta, ja niiden laskenta on työlästä. Luonnonvarasuunnitelmista laadittiin julkaisut, joita voi tilata Metsähallituksesta.

Alue-ekologinen suunnittelu

Alue-ekologisen suunnittelumenetelmän kehittäminen aloitettiin vuonna 1993 Metsähallituksen ja Suomen ympäristökeskuksen (SYKE) yhteistyönä. Menetelmää kokeiltiin eri alueilla vuosina 1994–1995. Vuonna 1996 Metsähallitus päätti laatia alue-ekologiset suunnitelmat kaikille yhtenäisille valtion maille vuoden 2000 loppuun mennessä. Suunniteltavan alueen kokonaispinta-ala oli 6,4 miljoonaa hehtaaria (pinta-ala ei sisällä Pohjois-Lapin suuria suojelualueita). Suunnitelma-alueita on yhteensä 112 kpl. Suunnitelmat on julkaistu kirjasina, joita voi tilata Metsähallituksesta.

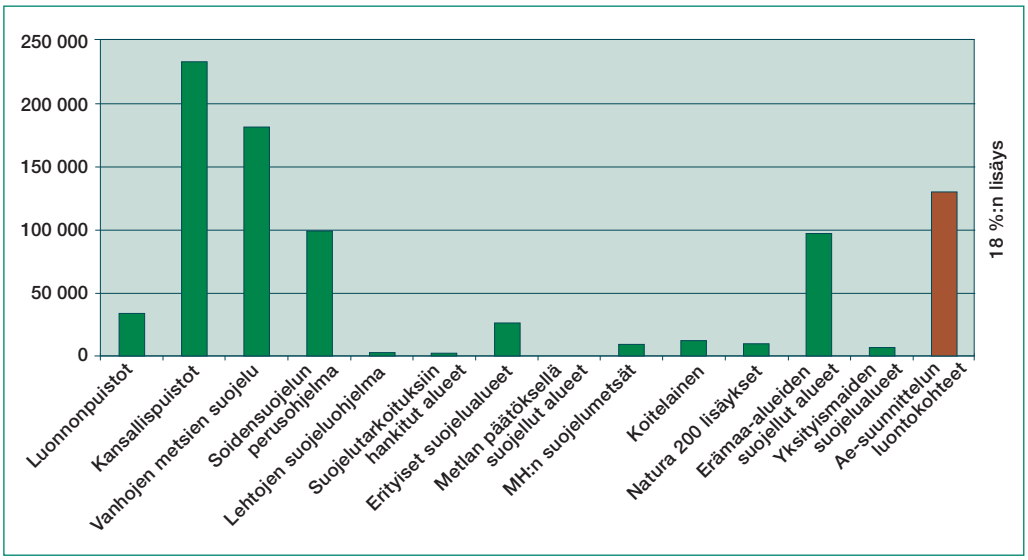
Metsähallituksen käyttämä alue-ekologinen suunnittelumenetelmä on monitavoitteista metsäsuunnittelua, jossa ekologiset tavoitteet on sovitettu yhteen metsätalouden ja muiden metsän käyttömuotojen kanssa (luku 8.1). Osallistava suunnittelu on menetelmän tärkeä elementti. Suunnittelualue (10 000–100 000 ha) voi sisältää suojelualueita, virkistyskäyttöön varattuja alueita, maisema- ja riista-alueita sekä talousmetsiä (kuva 8.5).

Vaikka alue-ekologista suunnittelua on sovellettu luonnonsuojelualueille, pääpaino työstä on kohdistunut talous- ja virkistysmetsiin. Erilaisia luontokohteita suunnittelussa on löydetty 167 000 hehtaaria, josta 101 000 hehtaaria on talousmetsien metsämaalla. Eniten luontokohteiksi on merkitty puronvarsi- ja aarnimetsiköitä. Metsämaalla olevista luontokohteista noin viidesosa on metsälain mukaisia kohteita. Lajien esiintymiä on kirjattu lähes 6 000. Lisäksi suojelualueita ja arvokkaita luontokohdekeskittymiä on yhdistetty toisiinsa niin sanotuilla ekologisilla yhteyksillä. Suunnittelun tuloksena metsien käsittelyn ulkopuolelle jää 129 000 hehtaaria talous- ja virkistysmetsien metsämaan kohteita. Tämä on 3,6 % suunnittelun piirissä olleesta talous- ja virkistysmetsien metsämaan pinta-alasta. Laajuutensa puolesta alue-ekologista suunnittelua voidaan verrata suojeluohjelmiin (kuva 8.6).

Alue-ekologisessa suunnittelussa on lisäksi määritetty kohteita, joissa metsänkäsittelyä rajoitetaan monimuotoisuuden, maiseman tai riistan takia. Tällaisia kohteita on määritelty talous- ja virkistysmetsiin 205 000 hehtaaria. Niihin sisältyvät muun muassa metson soidinalueet, maisemakohteet sekä kuivien kasvupaikkojen ekologiset yhteydet. Esimerkiksi

KUVA 8.6

Luonnonsuojeluohjelmien ja alue-ekologisen suunnittelun suojelupinta-alat (Metsähallitus, [25]).



TAULUKKO 8.3

Alue-ekologisten suunnitteluprojekteihin liittyviä, kansalaisten ja henkilöstön osallistamista kuvaavia lukuja (Metsähallitus).

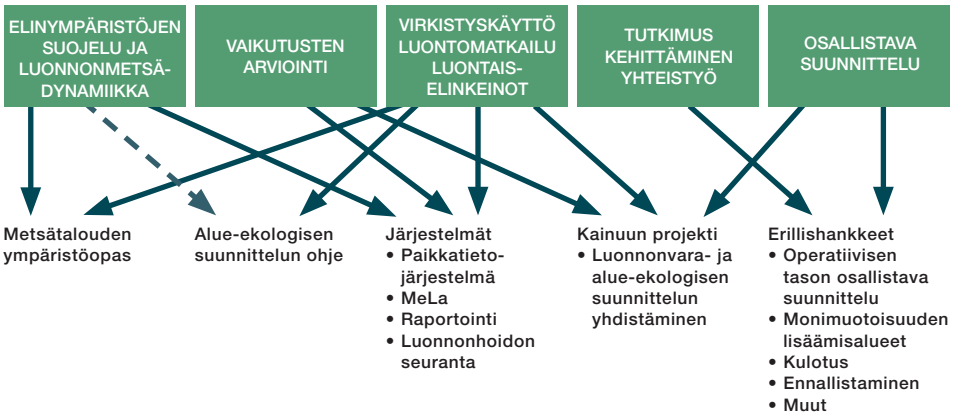
Alue	Yleisö-tilaisuuksia	Näissä osallistujia	Sidosryhmä-kokouksia	Sidosryhmiä mukana	Muita tilaisuuksia	Näissä osallistujia
Kainuu	45	1 090	10	87	10	250
Länsi-Suomi	29	670	29	171	7	108
Itä-Lappi	42	515	15	107	10	149
Länsi-Lappi	42	542	14	100	30	71
Pohjanmaa	25	510	13	92	2	13
Itä-Suomi	31	935	14	191	9	200
Ylä-Lappi	6	150	20	125	32	152
Yhteensä	220	4 412	115	873	100	943

metson soidinpaikkoja on 65 000 hehtaaria, josta 54 000 hehtaaria on metsämaata.

Suunnitelmiin kirjatut erityiskohteet ovat rehevämpiä ja runsaspuustoisempia kuin talous- ja virkistysmetsät keskimäärin, joten niiden taloudellinen vaikutus on niiden pinta-alaosuuksia suurempi. MELA-järjestelmällä tehtyjen laskelmien mukaan lakisääteisten kohteiden huomioon ottaminen vähentää ensimmäisellä laskentajaksolla (10 v.) metsätalouden käyttöpuukertymää kaksi prosenttia. Muiden kohteiden huomioon ottaminen pienentää käyttöpuukertymää yhteensä 12 %, josta kahdeksan prosenttiyksikköä syntyy luontokohteista, ekologisista yhteyksistä ja lajiesiintymistä sekä loput neljä prosenttiyk-

KUVA 8.7

Metsähallituksen alue-ekologisen suunnittelun arviointiryhmän kehittämisehdotukset ja niiden kanavointi kehittämishankkeiksi[26].



sikköä maisema-, riista- ja kulttuurikohteista. Tämä tarkoittaa noin 18 miljoonan euron vuotuista ympäristöinvestointia laskettuna vuoden 2001 puutavaran hinnoilla ja keskimääräisillä korjuukustannuksilla.

Suunnitteluprojekti itsessään on maksanut 7,5 miljoonaa euroa. Tämä on osa Metsähallituksen panostusta monitavoitteisen metsien käytön edellytysten turvaamiseen. Pääosa kustannuksista on syntynyt maastotöistä. Projektiin käytetty välitön työpanos on ollut 160 henkilötyövuotta.

Projektin aikana on kehitetty myös paikkatietojärjestelmää vastaamaan paremmin monitavoitteista metsäsuunnittelua. Suunnitelmia pidetään yllä paikkatietojärjestelmän avulla päivittämällä esimerkiksi toimenpidesuunnittelussa löytyvät pienialaiset luontokohteet. Suunnitelmien toteutusta ja ylläpitoa varten on koulutettu kaikki metsätalouden toimihenkilöt.

Projektin aikana on pidetty 435 erilaista osallistavan suunnittelun tilaisuutta, joihin on osallistunut 6 200 henkilöä (taulukko 8.3).

Alue-ekologinen suunnittelu ja luonnonvarasuunnittelu arvioitiin riippumattoman ulkopuolisen tahon toimesta vuosina 2000—2001[26]. Työtä johti professori Jari Niemelä Helsingin yliopiston ekologian ja systematiikan laitokselta. Arviointi kattoi kestävän metsätalouden kaikki ulottuvuudet ja arviointiryhmä koostui kestävyyden eri ulottuvuuksia edustavista kotimaisista ja ulkomaisista asiantuntijoista.

Arvioinnin päätulokset olivat:

- Metsähallituksen alue-ekologisen suunnittelun menetelmä edustaa huomattavaa kehitysaskelta kohti ekologisesti, taloudellisesti ja sosiokulttuurisesti kestävämpää metsätaloutta.
- Alue-ekologinen suunnittelu on pystytty viemään varsin tehokkaasti ja nopeasti käytäntöön, tosin etenkin ensimmäisten suunnitelmien laatu on epätasainen.
- Alue-ekologisten suunnitelmien toteuttamisella on huomattavia myönteisiä vaikutuksia monimuotoisuuden ja lajiston säilymiseen.
- Suunnittelumenetelmässä on sekä perusteita että soveltamista koskevia puutteita ja ongelmia, joten menetelmää on kehitettävä edelleen (kuva 8.7).

Kehittämisehdotukset kattavat laajan joukon asioita suurista linjoista yksityiskohtiin. Arviointiryhmän kehittämisehdotuksia ei voida ottaa huomioon ainoastaan alue-ekologista suunnittelujärjestelmää kehittämällä. Kehittäminen on pitänyt kanavoida useisiin kokonaisuuksiin, muun muassa metsätaloustoimenpiteiden ohjeistukseen[27], tietojärjestelmiin ja erillishankkeisiin.

Metsähallitus on päättänyt tulevaisuudessa yhdistää luonnonvarasuunnittelun ja alue-ekologisen suunnittelun. Uutta suunnittelujärjestelmää on kehitetty vuosina 2001–2002 arviointiryhmän suositusten pohjalta[26]. Sitä kokeiltiin Kainuun alueella loppuvuodesta 2002, minkä jälkeen Metsähallitus viimeistelee menetelmän ja ottaa sen laajaan käyttöön.

TOMMI TENHOLA

8.4 Metsät ja luonnon monimuotoisuus kaavoituksessa

Suomen maakuntien ja kuntien kaavoitusta ohjaavat valtakunnalliset alueiden käyttötavoitteet. Kaavajärjestelmään sisältyvät maakuntakaavat, yleiskaavat ja asemakaavat. Maakuntakaavan laatii Maakunnan liitto, kun taas yleiskaavat ja asemakaavat laatii ja hyväksyy kunta. Metsien käytön kannalta tärkein kaavamuoto on yleiskaava (kuva 8.8).

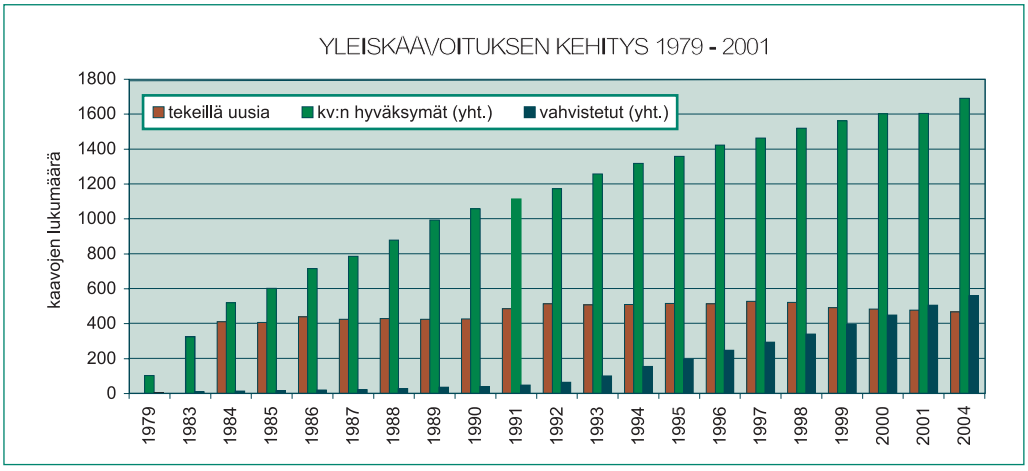
Maankäyttö- ja rakennuslain tavoitteena on järjestää alueiden käyttö ja rakentaminen niin, että se luo edellytykset hyvälle elinympäristölle ja edistää ekologisesti, taloudellisesti, sosiaalisesti ja kulttuurisesti kestävää kehitystä[28].

Luonnon monimuotoisuuden ylläpito otetaan huomioon alueiden käytön suunnittelulle asetetuissa tavoitteissa. Metsien käytön kannalta keskeisiä tavoitteita ovat muun muassa edistää ympäristönsuojelun, luonnon monimuotoisuuden ja muiden luonnonarvojen säilymistä sekä ehkäistä ympäristöhaittoja.

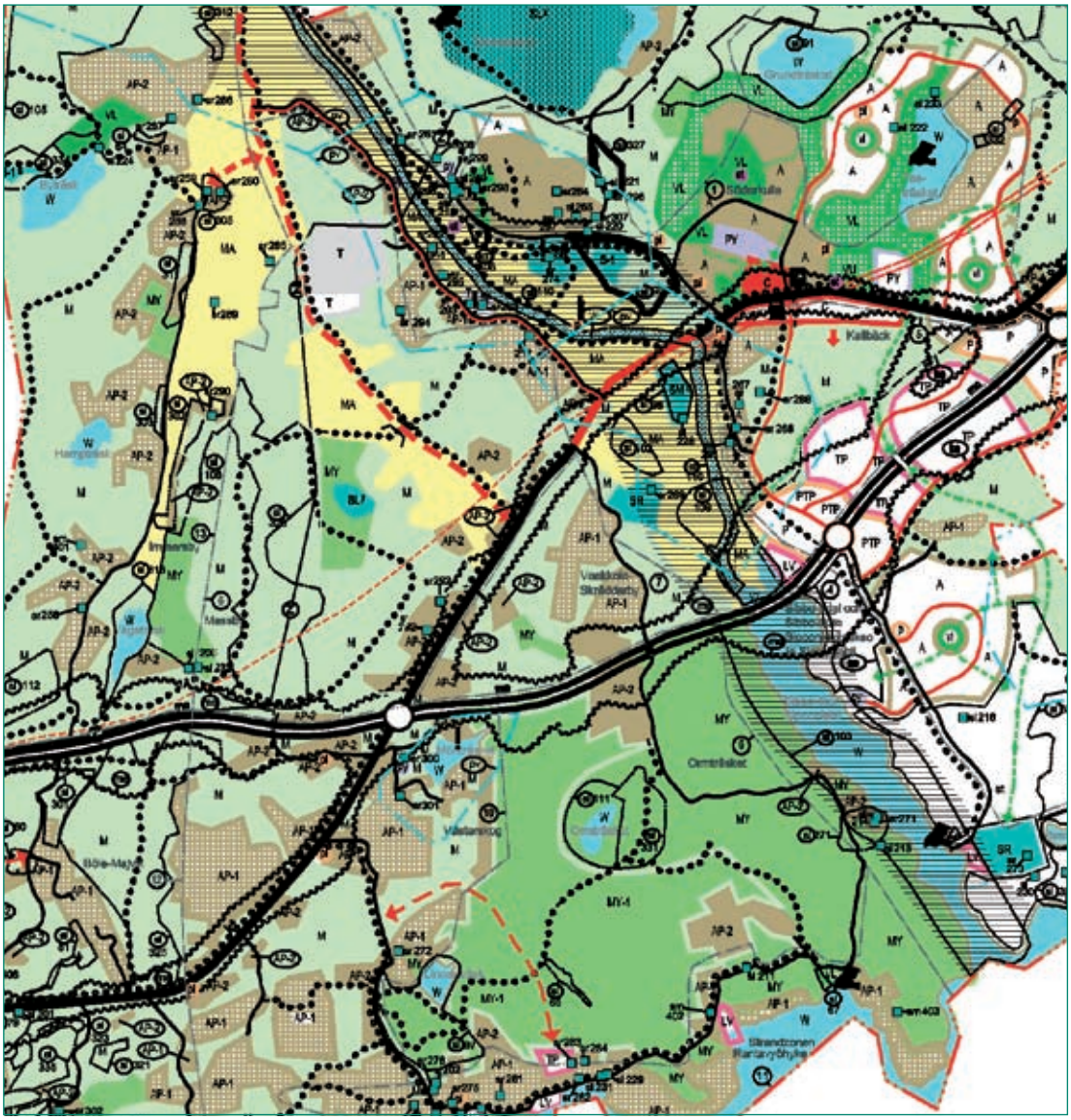
Kestävän kehityksen tavoite konkretisoituu kaikkien kaavatasojen sisältövaatimuksissa[28]. Maakuntakaavaa laadittaessa on kiin-

KUVA 8.8

Yleiskaavoituksen kehittyminen. Vahvistettujen kaavojen kattama pinta-ala kasvoi loivasti vuoteen 1992 asti, jonka jälkeen se kääntyi jyrkkään nousuun. Vuoden 2001 lopussa vahvistettua yleiskaava-aluetta oli 3,2 miljoonaa hehtaaria (10,5 % maapinta-alasta) ja vahvistettuja yleiskaavoja oli 558 kappaletta (Jorma Peltonen, Suomen Ympäristökeskus).



KUVA 8.9
Ote Sipoon Söderkullan osayleiskaavasta 16.1.2002.



nitettävä erityistä huomiota muun muassa alueiden käytön ekologiseen kestävyyteen sekä maiseman, luonnonvarojen ja kulttuuriperinnön vaalimiseen. Ranta-alueiden käytön suunnittelun lähtökohta on luonnonarvojen säilyminen. Yleiskaavaa laadittaessa on otettava huomioon sekä ekologinen kestävyys että maiseman ja luonnonarvojen vaaliminen (tietolaatikko 8.4).

Ekologisen kestävyyden tarve korostuu alueilla, joihin kohdistuu voimakkaita luonnonympäristön käytön paineita ja suurta ympäristökuormitusta, sekä alueilla, jotka ovat ekologisen tasapainon kannalta erityisen

TIETOLAATIKKO 8.4

Luonnon monimuotoisuus yleiskaavan kaavamerkinnöissä

Luonnon monimuotoisuuteen liittyviä arvoja voi sisältyä yleiskaavassa muun muassa seuraaviin kaavamerkintöihin[29]:

Viheryhteystarve-merkintää käytetään osoittamaan virkistysalueeseen tai ekologiseen verkostoon liittyviä yhteystarpeita. Viheryhteystarve tarkoittaa ekologisen yhteyden ylläpitämistä eri elinympäristöjen välillä.

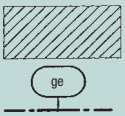
Maisemallisesti arvokas alue -merkinnällä osoitetaan paikallisesti, maakunnallisesti tai valtakunnallisesti arvokkaiden kulttuurimaisemien alueet.



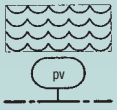
Alue, jolla on säilytettäviä ympäristöarvoja -merkintää voidaan käyttää esimerkiksi alueella, jolla on useita erilaisia kylä- tai kaupunkikuvallisia arvoja tai luonnonarvoja. Merkintää voidaan käyttää osoittamaan aluetta, jossa ympäristöarvot ovat hyvin yksilöitävissä.



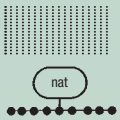
Arvokas harjualue tai muu geologinen muodostuma -merkintää käytetään muun muassa harjujen osoittamiseen.



Tärkeä tai vedenhankintaan soveltuva pohjavesialue -merkinnällä osoitetaan vesioikeuden päätöksellä perustetut luokkien I ja II mukaiset alueet.



Natura 2000 -suojelualueverkostoon kuuluva tai siihen ehdotettu alue -merkinnällä osoitetaan Natura 2000 -verkostoon kuuluvat tai siihen ehdotetut alueet. Alueet koostuvat Euroopan yhteisön komissiolle ilmoitetuista linnustonsuojelualueista (SPA-alueet) ja alueista, jotka komissio tai neuvosto on jäsenmaiden ehdotuksesta hyväksynyt yhteisön tärkeinä pitämiksi alueiksi (SCI-alueet). Silloin, kun Natura-alue on tarkoitettu toteutettavaksi muodostamalla luonnonsuojelulain mukainen suojelualue, käytetään luonnonsuojelualueen merkintää SL. Jos Natura-alue on tarkoitettu toteutettavaksi muun kuin luonnonsuojelulain nojalla, käytetään kaavassa suunnitellun käyttötarkoituksen mukaista aluevarausmerkintää.



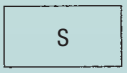
Luonnon monimuotoisuuden kannalta erityisen tärkeä alue -merkinnällä osoitetaan esimerkiksi ekologisten yhteyksien kannalta merkittävät tai lajirikkaat luontoalueet tai eri luontotyyppien vaihettumisvyöhykkeet, kuten metsän ja pellon reunavyöhykkeet, kosteikot, perinnebiotoopit, uhanalaisten lajien esiintymisalueet tai metsälain 10 §:n mukaiset erityisen tärkeät elinympäristöt. Merkintää voidaan käyttää päällekkäismerkintänä osoittamaan luonnon kannalta erityisen merkittäviä alueita myös MU- ja MY-alueilla.



MY Maa- ja metsätalousvaltainen alue, jolla on erityisiä ympäristöarvoja -merkinnällä osoitetaan maa- ja metsätalousvaltaiset alueet, joilla erityisiin ympäristöarvoihin ja ympäristönhoitoon tulisi kiinnittää erityistä huomiota.



S Suojelualue / suojelukohde -merkintää käytetään, kun kyse ei ole selvästi tietyn erityislainsäädännön mukaisesta suojelutarpeesta tai jos kyse on kokonaisuudesta, joka voidaan toteuttaa useamman lainsäädännön perusteella.



SL Luonnonsuojelualue -merkinnällä osoitetaan LSL:n nojalla perustetut tai perustettaviksi tarkoitetut alueet.



Tommi Tenhola



Tornator Oy:n omistama Sielusenmäen ikimetsä on puuntuotannolta säästynyt 16,5 hehtaarin kokoinen mänty- ja kuusivaltainen sekametsä Puumalassa. Sen puusto on vanhaa ja luonnontilaista, ja erilaista lahopuuta on paljon. Palokorot mäntyjen kyljissä ja palaneet kannot siellä täällä kertovat joskus riehuneesta metsäpalosta. Metsä on suojeltu yhtiön omalla päätöksellä (Kuva: Tuija Luukkanen).

herkkiä. Tällaisia alueita ovat muun muassa kasvavat kaupunkiseudut, suurteollisuuden sijaintipaikat, tehokkaan maanviljelyn alueet, ranta-, saaristo- ja tunturialueet sekä harjut ja suot[30].

Metsätaloutta harjoitetaan kaavojen maa- ja metsätalousalueille sekä virkistysalueilla. Jos alueella on suojeltavia arvoja, ne merkitään kaavaan ja kuvataan tarkemmin kaavaselostuksessa. Erityiset ympäristöarvot osoitetaan kaavassa merkinnällä MY. Luonnon monimuotoisuuden kannalta erityisen tärkeät alueet voidaan osoittaa myös omalla merkinnällään. Metsänkäsittelyä voidaan rajoittaa kaavamerkintöjen lisäksi kaavamääräyksillä. Jos esimerkiksi yleiskaava-alueelle on määrätty toimenpiderajoitus, on vähäistä suurempaan puunkaatoon haettava maisematyölupa. Kaavoissa voidaan antaa myös suojelumääräyksiä, jos aluetta on maiseman, luonnonarvojen tai muiden erityisten ympäristöarvojen vuoksi suojeltava[31].

Kaavojen maa- ja metsätalousalueilla sekä yleiskaavojen virkistysalueilla on voimassa metsälaki[32]. Metsälain mukaan metsänomistaja voi tehdä hakkuun kohteen erityisluonteen edellyttämällä tavalla, jos hakkuun kohteella on erityistä merkitystä metsän monimuotoisuuden säilyttämiselle, maisemalle tai metsän monikäytölle.

SUVI RAIVIO • PÄIVI SALPAKIVI-SALOMAA

8.5
Alueellinen metsäsuunnittelu metsäteollisuusyritysten metsissä

Metsäteollisuusyritykset omistavat Suomessa metsätiloja noin 2 miljoonaa hehtaaria eli 8 % Suomen metsien pinta-alasta. Rajoitetun metsien käytön ja suojelun piirissa olevia maita on 240 000 hehtaaria.

Metsäsuunnittelu alkoi ensimmäisten yritysten metsämailla jo 1800–1900-lukujen vaihteessa. Kaikilla metsäteollisuusyrityksillä on käytössään maitaan koskevat kuviokohtaiset tiedot, jotka kattavat maaperään, ravinteisuuteen, puustoon ja sen käsittelyyn liittyviä tietoja. Tietoja kerättiin aiemmin maastossa 10 vuoden välein, mutta nykyään niitä päivitetään välittömästi metsätaloustoimenpiteiden jälkeen ja vuosittain kasvunlaskennan avulla. Hakkuiden määrät perustuvat kussakin yhtiössä tehtäviin hakkuulaskelmiin.

Metsäteollisuusyritykset käyttävät suunnittelujärjestelmissään Suomen ympäristökeskuksen (SYKE) kokoamaa digitaalista luonnonsuojeluohjelmia koskevaa paikkatietoaineistoa. Uhanalaisten lajien tietokannat eivät ole vielä käyttökelpoisessa muodossa käytännön toimintaa varten. Muihin metsäluonnon arvokkaisiin kohteisiin alettiin kiinnittää huomiota 1990-luvulla. Samalla yrityksissä pohdittiin keinoja, joilla voitaisiin edistää luontotietojen keräämistä. Osa yrityksistä päätyi keräämään luontotietoja perinteisen suunnittelutiedon hankinnan yhteydessä, mutta osa alkoi aktiivisesti kartoittaa metsäalueiltaan luontotietoja. Tällä hetkellä kaikilla yrityksillä on hallussaan kartoitustiedot vähintään metsälain erityisen tärkeistä elinympäristöistä ja luonnonsuojelulain suojelluista elinympäristöistä.

Alueellista metsäsuunnittelua on kokeiltu kaikkien suurimpien metsäteollisuusyritysten metsissä. Kokeiluprojekteissa on tehty yhteistyötä muun muassa Suomen ympäristökeskuksen, Metsähallituksen, alueellisten metsäkeskusten ja ympäristökeskusten sekä yksityisten maanomistajien kanssa. Kokemusten perusteella alueellisella suunnittelulla on voitu parantaa metsäluonnon hoidon laatua, mutta valmista teollisuuden suunnittelujärjestelmiin sopivaa menetelmää ei ole löytynyt. Yritysten metsämaat ovat hajallaan eri puolilla Suomea ja yleensä suhteellisen pieninä kokonaisuuksina, jolloin kokonaisuuksien suunnittelu ei aina ole edes mahdollista.

Stora Enso on laatinut alue-ekologisia suunnitelmia 11 metsäalueelle. Suunnitelmien kokonaispinta-ala on noin 50 000 hehtaaria. Sittemmin yritys on yhtiöittänyt metsänsä. Uusi yhtiö, Tornator Oy, ottaa myöhemmin kantaa alue-ekologisen suunnittelun jatkamiseen.

UPM-Kymmenen metsäosasto on kehittänyt yhtiön metsiin ekologisen metsäsuunnittelun mallin, jota kutsutaan monimetsäsuunnitteluksi. Mallissa on kolme erilaista suunnittelumahdollisuutta: metsäsuunnittelu pienille metsätiloille, alueellinen suunnittelu suuremmille kokonaisuuksille sekä hoito- ja käyttösuunnitelmat erityiskohteille.

Metsäliitto on tehnyt alue-ekologisen suunnitelman noin 5 000 hehtaarin alueelle. Alue-ekologisia suunnitelmia ei ole kuitenkaan tarkoitus laatia lisää, vaan yhtiön metsissä panostetaan erityisesti säästettävien luontokohteiden laadun parantamiseen.

KIRJALLISUUS

1) Maa- ja metsätalousministeriö & Ympäristöministeriö 1994. Metsätalouden ympäristöohjelma 1994. 30 s. + liite. Helsinki.

2) Kauppi, P., Kellomäki, S. & Saastamoinen, O. 1980. Metsäaapinen. Suomen Luonnonsuojelun Tuki Oy. 160 s. Helsinki.

3) Pukkala, T. 1997. Näkemys metsäsuunnittelun ja sen tutkimuksen tulevaisuudesta. Teoksessa: Kangas J., Heino, E. & Sepponen, P. (toim.), Metsäsuunnittelun uudet tuulet. Metsän eri käyttömuotojen yhteensovittamisen tutkimusohjelman tutkimuspäivä Oulussa 10.12.1996, s. 50–58. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 639: 1–58.

4) Kangas, J. 2001. Metsäsuunnittelu käyttömuotojen yhteensovittamisessa. Teoksessa: Kangas, J. & Kokko, A. (toim.), Metsän eri käyttömuotojen arvottaminen ja yhteensovittaminen, s. 256–262. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 800: 1–366.

5) Kurki, S., Mykrä, S., Uuttera, J. & Kurttila, M. 1998. Alue-ekologinen tavoite metsäsuunnittelussa. Metsätieteen aikakauskirja – Folia Forestalia 3: 452–456.

6) Mykrä, S. & Kurki, S. 1998. ESC-strategy for rational operationalization of forest biodiversity maintenance in Finland. Silva Fennica 32(4): 389–399.

7) Leikola, N., Seppälä, M. & Väre, P. 1997. Metsäluonnon alueellinen monimuotoisuus – esimerkkinä Etelä-Pohjanmaa. Metsätalouden kehittämiskeskus Tapion Julkaisusarja 5. 61 s. Helsinki.

8) Forest Ecosystem Management Team (FEMAT) 1993. Forest ecosystem management: An ecological, economical and social assessment. USDA Forest Service (and other agencies). Portland. Oregon.

9) Sierra Nevada Ecosystem Project 1997. Status of the Sierra Nevada. Addendum. Final report to the congress. Wildland Resources Center Report no. 40. University of California. Davis.

10) Clayoquot Sound Scientific Panel 1995. Sustainable ecosystem management in Clayoquot Sound. Report for Ministry of Forests. British Columbia. Canada.

11) United States Department of Agriculture 1994. Record of decision for amendments to forest service and bureau of land management planning documents within the range of the northern spotted owl. Standard and guidelines for management of habitat for late-successional and old-growth related species within the range of the northern spotted owl.

12) British Columbia Forest Service 1995. Biodiversity Guidebook. Forest practises code of British Columbia. Canada.

13) Hautojärvi, S., Kuusinen, M., Heinonen, P. & Schildt, V. (toim.) 2002. Etelä-Suomen, Oulun läänin länsiosan ja Lapin läänin lounaisosan metsien monimuotoisuuden turvaamisen toimintaohjelma. Etelä-Suomen metsien suojelutoimikunta. Suomen ympäristö 583. 56 s. Helsinki.

14) Ärölä, E. 2002. Yksityismetsien suunnittelu. Teoksessa: Tapion Taskukirja, s. 360–370. 24. uudistettu painos. Metsälehti Kustannus Oy. 555 s. Helsinki.

15) Metsälaki (1093/1996). Suomen asetuskokoelma.

16) Suomen metsäsertifiointistandardi (SMS 1002–1) 1997. Ryhmäsertifiointi metsäkeskuksen tai metsänhoitoyhdistyksen toimialueen tasolla. Malli A ja B.

17) Luonnonsuojelulaki (1096/1996). Suomen asetuskokoelma.

18) Metsätalouden kehittämiskeskus Tapio 2000. Solmu. Metsäsuunnittelun maastotyöopas. 82 s. Helsinki.

19) Soininen, T. 1998. Luonnonhoidon suunnittelun perusteet. Metsätalouden kehittämiskeskus Tapion Julkaisusarja 6. 48 s. Helsinki.

20) Laki kestävän metsätalouden rahoituksesta (1094/1996). Suomen asetuskokoelma.

21) Seppälä, M. 1999. Metsäpeurahankkeen tiedote. Etelä-Pohjanmaan metsäkeskus.

22) Vesanto, T. 2002. Monitavoitteinen metsäsuunnittelu Karhen metsäsuunnittelualueella. Tutkintotyö. Tampereen ammattikorkeakoulu. Tampere.

23) Hiltunen, V., Kytövuori, T., Siira, J., Jorri, E-L., Leskinen, A., Leskinen, J., Meriruoko, A., Santala, E., Tolonen, A. & Tolonen, J. 1997. Kainuun alueen luonnonvarasuunnitelma. Metsähallituksen metsätalouden julkaisuja 8. 76 s. + karttaliite. Vantaa.

24) Heinonen, P. 1998. Metsähallituksen alueellinen luonnonvarasuunnittelu. Prosessikuvaus. Metsähallituksen metsätalouden julkaisuja 17. 42 s. Vantaa.

25) Metsien suojelupinta-alat 1999. Suojelupinta-alaprojektin raportti. Suomen ympäristö 300. 44 s. Helsinki.

26) Helsinki Consulting Group Oy Ltd. 2001. Metsähallituksen alueekologinen suunnittelu: Arviointi ja kehittämissuositukset. 107 s. + liitteet. Helsinki.

27) Metsätalouden ympäristöopas. 1997. Metsähallitus.

28) Jääskeläinen, L. & Syrjänen, O. 2000. Maankäyttö- ja rakennuslaki selityksineen. Käytännön käsikirja. Rakennustieto Oy. 440 s. Tampere.

29) Ympäristöministeriö 2003. Yleiskaavamerkinnät ja –määräykset. Maankäyttö- ja rakennuslaki 2000 -julkaisusarja: Opas 11. 127 s. Helsinki.

30) Ympäristöministeriö 2002. Maakuntakaavan sisältö ja esitystapa. Maankäyttö- ja rakennuslaki 2000 -julkaisusarja. 118 s. Helsinki.

31) Tenhola, T. 2002. Maisematyölupa kaavoitetuilla metsäalueilla. Metsätalouden kehittämiskeskus Tapio. 32 s. Helsinki.

32) Tenhola, T. & Kiviniemi, M. 2000. Metsätalous kaavoitusalueilla. Metsätalouden kehittämiskeskus Tapio. 48 s. Helsinki.



9 METSIEN KÄSITTELY JA MONIMUOTOISUUS

Kuinka metsäluonnon monimuotoisuutta pidetään yllä talousmetsissä? Millaiseen tietoon metsätalouden luonnonhoidon ohjeet ja suositukset perustuvat? Miten metsätalouden toimijat asettavat luonnonhoidon tarpeet tärkeysjärjestykseen? Millaisia kehittämistarpeita on luonnon monimuotoisuuden huomioon ottavassa metsien käsittelyssä?

PÄIVI SALPAKIVI-SALOMAA

9.1 Monimuotoisuuden turvaamisen käytännön lähestymistavat

Suomen metsien alkuperäislajisto on keskeinen osa maan luonnon monimuotoisuutta. Kotimaiset puulajit ovat yleisyytensä ja suuren biomassansa vuoksi sekä monimuotoisuuden että ekosysteemin avainlajeja. Metsätalous on perustunut kotimaisen puulajiston ja epäsuorasti myös puiden seuralaislajiston hoitoon. Tämän vuoksi merkittävä osa alkuperäistä lajistoa on säilynyt ja voi edelleen menestyä. Viljelymetsätalouteen tai muihin maankäyttömuotoihin verrattavaa vieraiden puulajien mukanaan tuomaa lajistomuutosta ei ole Suomessa tapahtunut. Metsikön kiertoaika on pitkä, joten tehdyt toimenpiteet vaikuttavat kauan. Metsätalouden monimuotoisuutta vähentävät ja lisäävät vaikutukset näkyvät usein vuosien ja vuosikymmenten kuluttua.

Käytännön metsätalouteen termi metsäluonnon monimuotoisuus ilmestyi 1990-luvulla, vähän sen jälkeen, kun termi ”biodiversiteetti” ilmestyi tieteelliseen tutkimukseen (kuva 9.1). Aikaisemmilla vuosikymmenillä metsänkasvatusketjujen kehittäminen on perustanut taloudellisiin tavoitteisiin. Metsänhoidon ohjeistoissa on esiintynyt suosituksia

”metsien monikäytöstä” ja ”metsäluonnon hoidosta”, mutta ne eivät ole kattaneet koko laajuudessaan metsäluonnon hoitoa kuten se nykyisin ymmärretään. Metsälajeja koskevat uhanalaisuusarvioinnit[1,2] konkretisoivat metsien käsittelyn vaikutuksia metsäluonnolle. Ne käynnistivät yhdessä tehometsätalouden sisäisen ja ulkoisen kritiikin sekä metsäpoliittisen kehityksen kanssa muutospaineen Pohjoismaissa. Tämän seurauksena käynnistyi metsänhoitomenetelmien uudistamisprosessi, jota on kutsuttu ”uudeksi metsätaloudeksi”[3].

Metsänkäsittelysuositukset uusittiin 1990-luvulla sekä valtion että yksityismetsänomistajien osalta samoin kuin yhtiöiden metsissä. Samalla käynnistettiin koulutus, jolla parannetaan suositusten perusteiden tuntemusta ja edistetään niiden toteutumista. Tutkimustiedon lisääntyessä suosituksiin on voitu ja voidaan ottaa yhä enemmän toimenpiteitä, joissa otetaan huomioon sekä monimuotoisuuden säilyttäminen että esimerkiksi metsien kulttuuri- ja maisema-arvojen vaaliminen. Monimuotoisuuden turvaamisen käytännön lähestymistavat perustuvat elinympäristöjen (metsäalueiden, metsiköiden tai niiden osien), metsien rakennepiirteiden tai lajitasoiseen suojeluun ja hoitoon (kuva 9.2).

Elinympäristöjen suojelua on toteutettu jättämällä metsäalueita, metsiköitä tai niiden osia talouskäytön ulkopuolelle tai hoitamalla niitä jonkin erityistavoitteen perusteella. Elinympäristöjä on jätetty taloustoiminnan ulkopuolelle sekä luonnonsuojelualueverkoston (luku 6), lainsäädännön (luonnonsuojelulaki, metsälaki) (luku 9.2) että metsäsuunnittelun (luku 8) kautta. Osa kohteista jää taloustoiminnan ulkopuolelle esimerkiksi metsänomistajan päätösten takia tai korjuuteknisistä syistä. Talouskäytön ulkopuolella olevien kohteiden tavoitteena on edustaa luonnontilaista metsää. Metsien luontaista häiriödynamiikkaa joudutaan tosin kontrolloimaan esim. metsäpalojen osalta, ja joitakin alueita ennallistamaan aikaisemman käsittelyhistorian vuoksi.

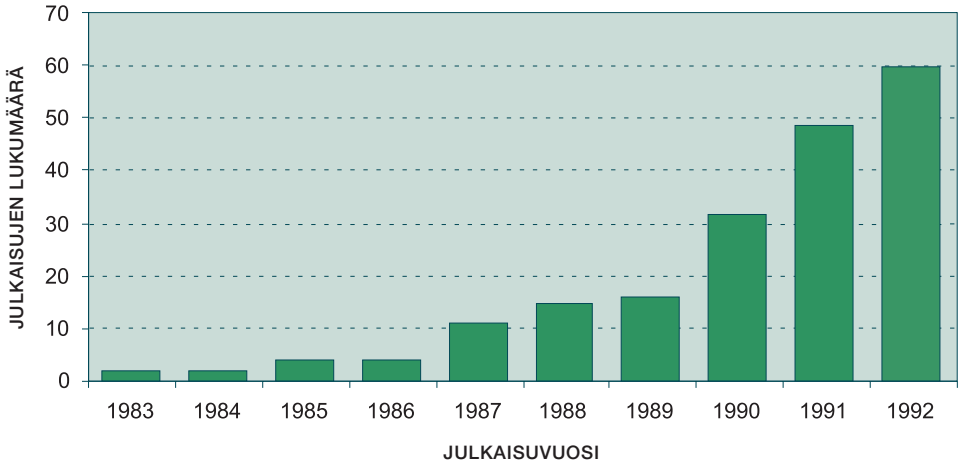
Metsälajien uhanalaisuuden arviointien perusteella ja vertailemalla talousmetsiä ja luonnontilaisia metsiä toisiinsa on voitu todeta, että on tärkeää palauttaa talousmetsiin monimuotoisuuden kannalta tärkeitä luonnontilaisille metsille ominaisia rakennepiirteitä. Metsätalous muuttaa niitä monin tavoin. Taloustoiminnan intensiteetti, uudistus- ja harvennushakkuutavan valinta, metsänuudistamismenetelmän valinta, kohteen rajaus ja töiden toteutustapa ja ajankohta vaikuttavat monimuotoisuuteen, mutta tästä monimuotoisesta kokonaisuudesta on vain vähän tutkimustietoa. Käytännössä metsien luontaisten rakennepiirteiden palauttaminen ja jäljittely on keskittynyt kaikkein ekotehokkaimpiin keinoihin (luku 9). Näitä keinoja ovat monimuotoisuuskeskittymien vaaliminen ja lahoavan puun lisääminen, (esim. säästöpuut, luku 9.3 ja suojavyöhykkeet, luku 9.6), palaneen puun (luku 9.4) ja lehtipuiden lisääminen (esim. järeä haapa ja jalot lehtipuut, luku 9.3). Rakennepiirteiden vaaliminen toteutuu pääosin metsänomistajien ja toimijoiden vapaaehtoisin toimin muun muassa suositusten, metsäsertifioinnin ja metsäneuvonnan perusteella.

Käytännön metsätaloudessa toimitaan pääosin metsikkö- ja elinympäristökohtaisesti suunnittelusta toteutukseen. Lajikohtaista suojelua voidaan toteuttaa käytännön mittakaavassa vain harvoin, ja Suomessa se tapahtuukin viranomaisten ohjauksessa, viranomaisten ollessa vastuussa muun muassa lajiston suotuisan suojelun tasosta. Koska Suomessa suurin osa alkuperäisestä lajistosta on edelleen säilynyt, on puutteet voitu luetteloida ja ohjeistaa lainsäädännössä (uhanalaiset lajit, suurten petolintujen pesäpuut, erityisesti suojeltavat lajit ja Euroopan Unionin lajisuojelu). Käytännön toiminnassa lajistokysymykset ovat nousseet esille kansalaiskeskustelun ja näyttävien lajien, kuten liito-oravan ja valkoselkätikan kautta (luku 9.7).

Metsätalouden harjoittaja joutuu yleensä toimimaan joiltakin osa-alueilta tulevan tutkimustiedon varassa ja muuttamaan käytäntöjään ennen tutkimustulosten todentamista käytännön toiminnassa. Vaikka käytännön metsätalouden ongelmat ja tutkimusongelmat ovat lähtöisin samasta lähtökohdasta, ne toteutuessaan näyttävät pohjautuvat sen eri osiin[5]. Tämän vuoksi käytännössä on toteutettu niin sanottua sopeutuvan metsänkäsittelyn mallia, jota voidaan kansanomaisesti kutsua ”tekemällä oppimiseksi”.

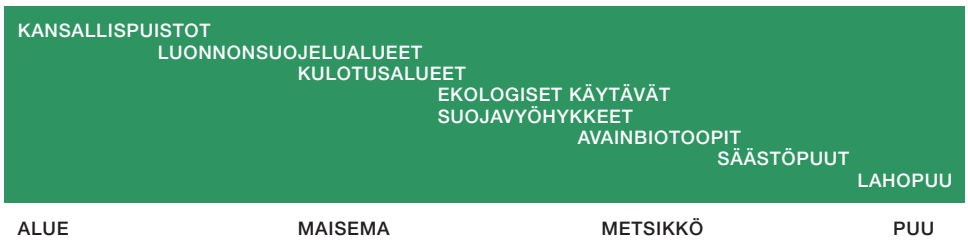
KUVA 9.1

Biodiversiteetti-termin esiintyminen tieteellisessä tutkimuksessa[4].



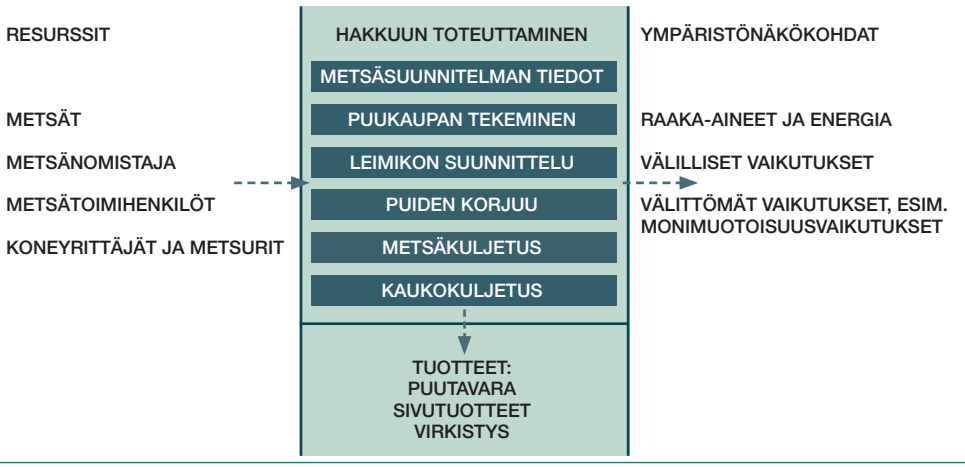
KUVA 9.2

Fennoskandian boreaalisissa metsissä käytössä olevia tapoja suojella ja pitää yllä biologista monimuotoisuutta[3].



KUVA 9.3

Esimerkki metsätyön toteutusketjusta. Työn toteuttajat vaikuttavat toimenpiteen kohdistumiseen, rajaukseen, intensiivisyyteen ja toteutusmenetelmään sekä samalla toimenpiteen ympäristönäkökohtiin.



Käytännön metsätalous käsittää ketjun eri organisaatioiden ja henkilöiden toimenpiteitä aina puukaupasta suunnittelun kautta toteutukseen (kuva 9.3). Ketjussa tieto toteutustavasta siirtyy sekä teknisen että ihmisten välisen tiedonsiirron avulla, ja tässä ketjussa tieto voi myös muuttua. Toimijan näkökulma yhdistää metsän nykytilan mahdollisuudet taloudellisista, sosiaalisista, kulttuurisista ja ekologisista lähtökohdista ymmärtämänsä tutkimustiedon pohjalta. Kokemuksen, sidosryhmäpalautteen ja uuden tiedon perusteella toimintaa parannetaan.

JOUKO KOSTAMO • TIMO LEHESVIRTA • PETRI AHLROTH

9.2 Talousmetsien arvokkaat elinympäristöt

■ Arvokkaiden elinympäristöjen turvaamisesta tuli 1990-luvun aikana keskeinen metsätalouden toimintamalli pyrittäessä säilyttämään talousmetsien monimuotoisuutta. Arvokkailla elinympäristöillä eli avainbiotoopeilla tarkoitetaan tiettyjä talousmetsien elinympäristöjä, joilla on suurempi merkitys biologiselle monimuotoisuudelle kuin metsäelinympäristöillä keskimäärin. Ne jätetään kokonaan metsänkäsittelyn ulkopuolelle tai käsitellään niin, että monimuotoisuusseikat otetaan huomioon. Suomessa sekä lainsäädäntö että metsänkäsittelyohjeisto luovat perustaa tällaisten yleensä pienialaisten kohteiden monimuotoisuuden suojelulle[6].

Turvattavat elinympäristötyypit

Metsätaloudessa turvattavia elinympäristöjä ovat:

- Metsälain (1093/1996) erityisen tärkeät elinympäristöt
- Luonnonsuojelulain (1096/1996) suojellut luontotyypit
- Metsätalouden kehittämiskeskus Tapion Hyvän metsänhoidon suositusten ja toimijoiden ohjeistojen mukaiset kohteet

Metsälain mukaiset erityisen tärkeät elinympäristöt saivat lain tarkoittaman aseman 1.1.1997 ilman, että kustakin kohteesta tarvitsi tehdä erillinen päätös. Luonnonsuojelulaissa nimetyt luontotyypit tulevat suojelun piirin vasta viranomaisen tekemän erillisen päätöksen jälkeen. Muiden tässä mainittujen elinympäristöjen turvaaminen perustuu vapaaehtoisuuteen.

Metsälailla suojellut, erityisen tärkeät elinympäristöt ovat:

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.

Luonnonsuojelulaki nimeää seuraavat suojellut luontotyypit:

1. Luontaisesti syntyneet, merkittäviltä osin jaloista lehtipuista koostuvat metsiköt,
2. Pähkinäpensaslehdot,
3. Tervaleppäkorvet,
4. Luonnontilaiset hiekkarannat,
5. Merenrantaniityt,
6. Puuttomat tai luontaisesti vähäpuustoiset hiekkadyynit,
7. Katajakedot,
8. Lehdesniityt,
9. Avointa maisemaa hallitsevat yksittäiset puut ja puuryhmät.

Kaikki edellä mainitut luontotyypit eivät sijoitu metsäympäristöön. Esimerkiksi yksittäiset puut ja puuryhmät ovat maatalousympäristön kohteita. Luonnonsuojelulain mukaisia luontotyyppejä voidaan käsitellä vain alueellisen ympäristökeskuksen luvan ja ohjeiden mukaisesti.

Vapaaehtoisesti huomioon otettavat kohteet täydentävät lakisääteisesti turvattavien kohteiden valikoimaa. Lain ulkopuoliset kohteet voidaan jakaa lain nimeämiin kohdetyyppeihin, jotka eivät kaikilta osin täytä lainsäädännön kriteerejä, sekä kokonaan lain ulkopuolisiin elinympäristötyyppeihin.

Elinympäristöjen kartoitus

Talousmetsien monimuotoisuuden ja luontokohteiden säilymistä edistää arvokkaiden elinympäristöjen kartoitus. Sen yhteydessä metsänomistajalle tarjotaan tietoa ja ohjeita hänen maallaan sijaitsevan luontokohteen säilyttämisestä. Näin voidaan estää metsälain tahaton rikkominen.

Metsälain mukaisten erityisen tärkeiden elinympäristöjen kartoitus alkoi yksityismetsissä vuonna 1998. Kartoituksen maastotyöt on tarkoitus saada valmiiksi yksityismetsien 15,5 miljoonan hehtaarin osalta vuoden 2003 loppuun mennessä. Kartoituksen tulokset raportoidaan vuonna 2004. Kartoituksesta noin 10 miljoonaa hehtaaria toteutetaan erilliskartoituksena ja loput metsäsuunnittelun yhteydessä.

Metsähallitus on kartoittanut valtion metsien erityisen tärkeät elinympäristöt alue-ekologisen suunnittelun yhteydessä. Metsäteollisuusyritykset (Stora Enso Oyj, UPM-Kymmene Oyj ja Metsäliitto) ovat kartoittaneet arvokkaita elinympäristöjä omistamillaan metsätiloilla, ja kohdetietoja on tallennettu yritysten paikkatietojärjestelmiin.

Erillisin kontrollikartoituksin on voitu havaita, että osa arvokkaista elinympäristöistä on jäänyt kartoituksissa löytymättä. Siksi metsäsuunnittelun ja hakkuiden yhteydessä havaitaan jatkuvasti uusia arvokohteita jo kartoitetuiltakin alueilta. Nämä kohteet tulee havaita ja ottaa huomioon metsänkäsittelyä suunniteltaessa sekä saattaa kohdetiedot toimijoiden käyttöön. Tällaiset kohteet eivät luonnollisesti myöskään lukeudu avainbiotooppien määrää ja pinta-aloja esittäviin yhteenvetoihin.



Jyrkänne varjoisine alusmetsiköineen – kuvassa kostea lehto – on metsälain erityisen tärkeä elinympäristö, jossa elää kosteaa, viileää pienilmastoa ja mahdollisesti ravinteista kalliopintaa vaativia lajeja. Tällainen pienialainen monimuotoisuuskeskittymä erottuu selvästi ympäröivästä metsästä ja on vaateliaalle lajistolle erityisen arvokas. (Kuva: Markku Meriluoto)

Luonnonsuojelulain suojeltuja luontotyyppejä on kartoitettu vuosina 1998–2002 alueellisten ympäristökeskusten alueilla Pohjois-Savoa ja Kainuuta lukuun ottamatta. Vuoden 2002 loppuun mennessä ympäristökeskukset ovat suojelleet rajauspäätöksillään 312 aluetta (noin 590 ha). Metsäiset luontotyyppikohteet ovat olleet keskimäärin noin parin hehtaarin suuruisia. Suurin osa luontotyypeistä sijaitsee yksityismailla.

TIETOLAATIKKO 9.1

Metsälain erityisen tärkeitä elinympäristöjä koskevat toimenpiderajoitukset

Maa- ja metsätalousministeriön päätöksessä metsälain soveltamisesta todetaan, että erityisen tärkeitä elinympäristöjä koskevat hoito- ja käyttötoimenpiteet tulee tehdä elinympäristöjen ominaispiirteet säilyttävällä tavalla. Jotta arvokkaat ominaisuudet säilyvät, ovat seuraavat toimet kokonaan kiellettyjä:

- avohakkuu,
- kasvupaikalle ominaista kasvillisuutta selvästi vahingoittava maanpinnan käsittely,
- ojitus,
- metsätien tekeminen,
- purojen ja norojen perkaus,
- kemiallisten torjunta-aineiden käyttö,
- sellaisten puulajien viljely, jotka eivät kuulu Suomen luontaiseen lajistoon, muut metsätalouden toimenpiteet, jotka oleellisesti muuttavat puuston varjostus- ja suojavaikutusta.

Erityisen tärkeillä elinympäristöillä ovat yleensä sallittuja seuraavat toimet:

- varovaiset hakkuut,
- yksittäisten puiden kaataminen,
- yksittäisten kuokkalaikkujen teko,
- puiden istuttaminen,
- siementen kylväminen,
- puutavaran kuljetus maanpinnan ollessa jäässä tai lumen peittämä,
- muut toimenpiteet, jotka eivät vahingoita elinympäristön ominaispiirteitä.

Se, ovatko muut kuin edellä mainitut toimenpiteet sallittuja vai kiellettyjä, on selvitettävä tapauskohtaisesti.

Elinympäristöjen merkitys monimuotoisuudelle

Muusta metsäluonnosta poikkeavien elinympäristöjen arvo perustuu pysyviin ja muuttuviin, niin sanottuihin sukkessiosidonnaisiin ominaisuuksiin. Useimmat avainbiotooppityypit eroavat muusta metsäluonnosta jo poikkeavalta kallio- tai maaperältään, jotka ovat seurausta geologisista pinnanmuodoista tai esimerkiksi vesi- ja ravinnetaloudesta. Nämä ominaisuudet yksin tai yhdessä puuston ja muun kasvillisuuden kanssa luovat edellytykset vaateliaan, harvinaisen tai uhanalaisen lajiston esiintymiselle (tietolaatikko 9.2).

Suomessa on julkaistu varsin vähän avainbiotooppien lajistoselvityksiä tai tutkimuksia niiden ekologisesta merkityksestä. Niin lajistoinventointeja kuin aihepiiriä koskevia laajempiakin tutkimuksia tekevät kuitenkin parhaillaan useat tutkimuslaitokset ja muut tahot. Yhdestä jo julkaistusta suomalaisselvityksestä[8] on yhteenveto tietolaatikossa 9.3. Ruotsissa ja Norjassa avainbiotooppien lajistosta on saatavilla jonkin verran tutkimustuloksia[9,10,11,12,13].

Ruotsin avainbiotooppikartoitusten alustavien tulosten mukaan maassa on noin 60 000–80 000 avainbiotooppia. Avainbiotoopit kattavat noin prosentin tuottavasta metsäalasta[9,13]. Suomesta arvioidaan löytyvän noin 100 000 metsälain erityisen tärkeää elinympäristöä. Näiden kohteiden keskikoko on noin 0,6 hehtaaria. Pienkohteiden merkitys uhanalaisten putkilokasvien suojelulle on tutkimusten mukaan vähäinen[11], mutta esimerkiksi uhanalaisia sammalia Ruotsin tutkituilta avainbiotoopeilta tavataan keskimäärin 0,7 / kohde ja uhanalaisia jäkäliä 1,4 / kohde. Suurimmillaan

Tervaleppäkorpi. Luonnonsuojelulain suojeltu luontotyyppi. Luonnontilaisen tervaleppäkorven kasvupaikka on vetinen ja ravinteinen ja puusto kookasta (Kuva: Markku Meriluoto).



TAULUKKO 9.1

Arvokkaiden elinympäristöjen pinta-ala (ha) valtion mailla ja yksityismetsissä[7]. Tilanne 1.1.2002.

Metsälain erityisen tärkeät elinympäristöt	**74 220**
Purot ja norot	32 087
Vähäpuustoiset suot	11 590
Kaliiot, kivikot ja louhikot	8 068
Rehevät korvet	4 671
Rehevät lehtolaikut	4 003
Pienet lammet	3 304
Lähteet	2 600
Rantaluhdat	2 181
Jyrkänteet ja niiden välittömät alusmetsät	1 979
Letot	1 793
Pienet kangasmetsäsaarekkeet ojittamattomilla soilla	1 560
Rotkot ja kuru	368
Hietikot	15
Metsäluonnon muut arvokkaat elinympäristöt	**158 024**
Vähäpuustoiset suot	41 482
Purot ja norot	39 464
Vanhat havu- ja sekametsiköt	38 018
Kalliot, kivikot ja louhikot	10 948
Rehevät korvet	7 822
Vanhat lehtimetsiköt	3 418
Rehevät lehtolaikut	2 950
Pienet lammet	2 938
Jyrkänteet ja niiden välittömät alusmetsät	2 788
Lähteet	2 589
Kangasmetsäsaarekkeet	1 944
Rantaluhdat	1 620
Supat	697
Rotkot ja kurut	446
Ruohoiset suot	265
Letot	237
Paisterinteet	215
Hakamaat	97
Metsäniityt	57
Hietikot	30

uhanalaisten sammal- ja jäkälälajien yhteenlaskettu määrä oli 11 lajia kohteella, ja 71 prosentilta tutkituista kohteista tavattiin vähintään yksi uhanalainen sammal- tai jäkälälaji[10].

Samaankin kohdetyyppiin kuuluvat avainbiotoopit saattavat tarjota hyvin erilaiset mahdollisuudet monimuotoisuuden turvaamisen kannalta olennaiselle lajistolle. Jotakin lajia tai lajiryhmää koskevat havainnot tai niiden puuttuminen eivät siten välttämättä anna oikeaa kokonaiskuvaa kohteen lajistosta ja suojeluarvosta.

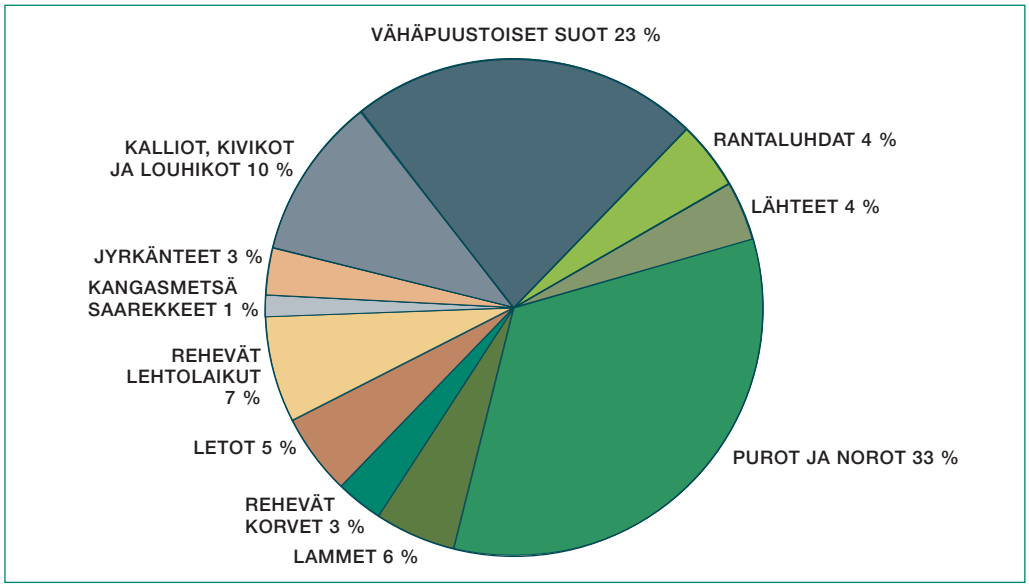
Norjassa tehdyssä tutkimuksessa selvitettiin muun muassa, kuinka lahottajasienet ilmentävät avainbiotooppien arvoa uhanalaisten kovakuoriaisten elinympäristönä[12]. Tutkimuksessa ei havaittu vastaavuutta indikaattorilajeina pidettyjen lahottajasienten ja uhanalaisten kovakuoriaisten esiintymisessä. Merenkurkun alueella tehdyissä lajistoselvityksissä[14] ja eliöryhmien indikaattoriarvoa koskevissa analyyseissa[15] on vastaavasti saatu viitteitä siitä, että indikaattoreita on vaikea käyttää pienialaisten kohteiden arviointiin. Niissäkin tutkimuksissa, joissa on havaittu eri eliöryhmien välisiä indikaattoriyhteyksiä[16], nämä indikaattorisuhteet ovat olleet verraten epäselviä.

Arvokkaiden elinympäristöjen suojelu palveleekin eri tavoin eri eliöryhmien lajeja. Vaikka avainbiotoopit edustavat vain pientä osaa metsien kokonaispinta-alasta, ne voivat kattaa suurimman osan joidenkin lajien ja eliöryhmien potentiaalisista elinympäristöistä. Esimerkiksi lähteiden suojelu on väistämättä hyvin tärkeää muun muassa lähteikköjen sammalille[17] tai lähteisiin erikoistuneelle hyönteislajistolle[18]. Arvokkaimpia elinympäristöjä suojelemalla tavoitellaankin kustannustehokasta täsmäsuojelua. Pienkohteiden osuutta uhanalaisten lajien elinympäristöinä ei ole erikseen arvioitu, eikä pienialaisten luontokohteiden osalta ole toistaiseksi saatavilla kuin yksittäisiä inventointitietoja.

Kohteiden pienialaisuus ei ole suojelun kannalta välttämättä ensisijainen ongelma, sillä pieni pinta-ala on useimpien kohteiden luontainen ominaisuus, johon lajien on täytynyt sopeutua. Harva laji kykenee liioin hyödyntämään elinpaikkanaan koko avainbiotoopin pinta-alaa. Yksi ainut puukin[19,20], esimerkiksi lahorunko, jalo lehtipuu, voi olla joidenkin

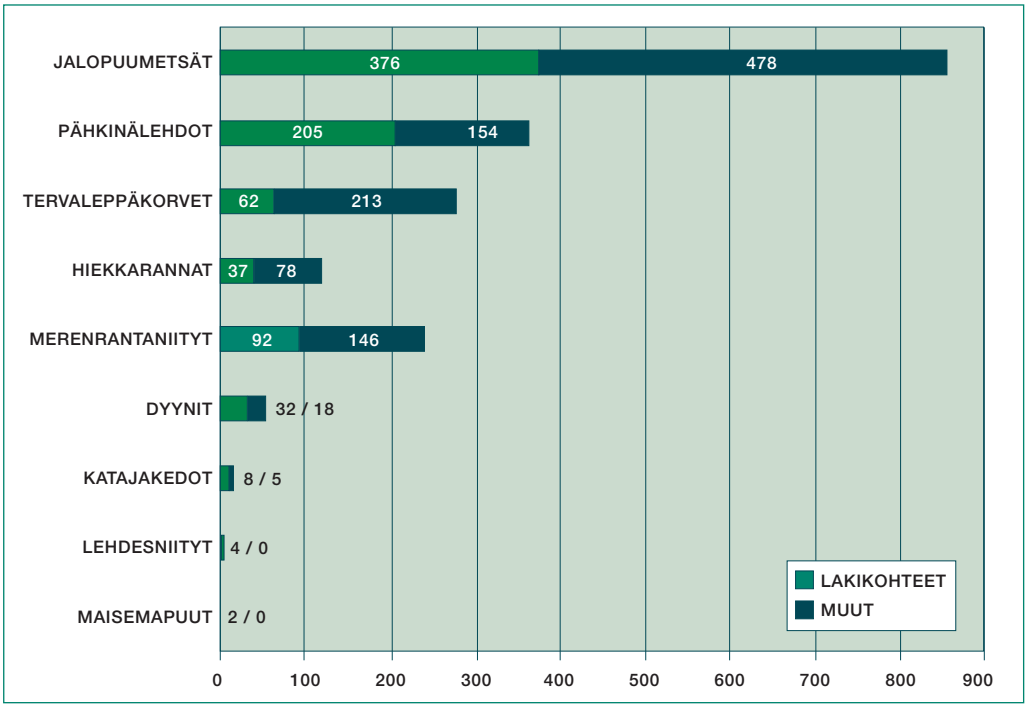
KUVA 9.4

Metsälain erityisen tärkeät elinympäristöt yksityismetsissä (1998–2002). Jakauma pinta-alan mukaan (Metsätalouden kehittämiskeskus Tapio). Näiden lisäksi metsäteollisuusyritysten omistamissa metsissä on kartoitettu metsälain erityisen tärkeitä elinympäristöjä noin 12 000 ha ja muita avainbiotooppeja 37 000 ha[7].



KUVA 9.5

Kartoitettujen luontotyyppikohteiden määrä (kpl) 1.12.2002. Luonnonsuojelulain luontotyyppejä on tähän mennessä etsitty yli 1900 potentiaaliselta kohteelta. Metsäisistä tyypeistä on löydetty eniten jalopuumetsiköitä (376 aluetta) ja pähkinälehtoja (205 aluetta). Kriteerien mukaisia tervaleppäkorpia on löydetty 62 (Suomen ympäristökeskus).



TIETOLAATIKKO 9.2

Arvokkaimpien elinympäristöjen turvaaminen

Avainbiotooppien merkitystä uhanalaislajistolle voidaan arvioida tarkastelemalla niiden jakautumista uhanalaisten lajien II seurantaryhmän tekemän elinympäristöjaottelun mukaan. Oheisessa kuvassa on esitetty uhanalaisten lajien jakautuminen ensisijaisen elinympäristön mukaan[1].

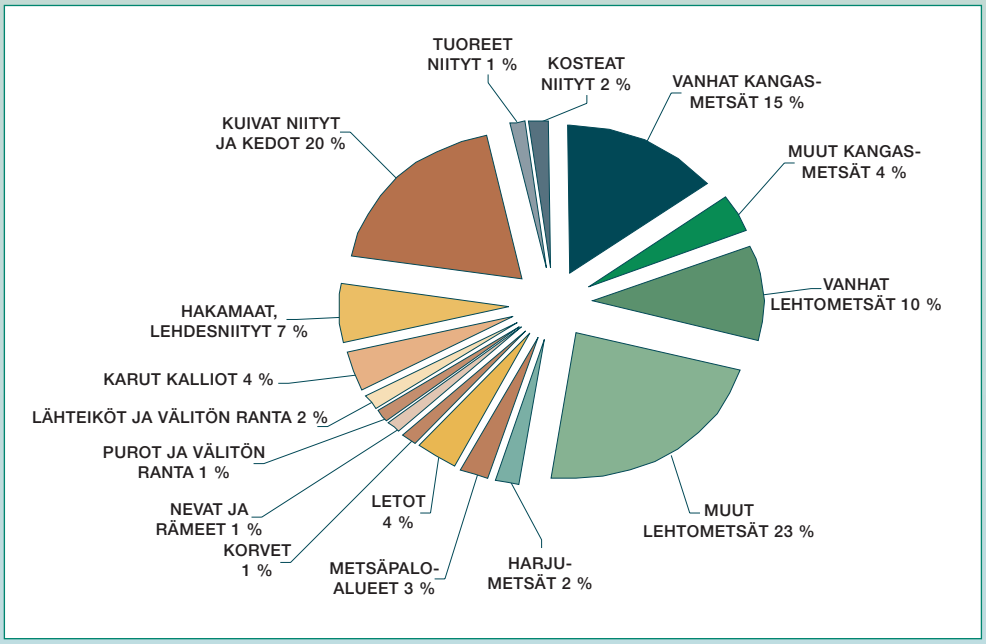
Suojelemalla arvokkaita elinympäristöjä voidaan turvata tehokkaasti seuraavien metsäisten elinympäristöjen uhanalaisia lajeja:

- letot,
- purot ja niiden välitön ranta (luonnontilaiset ja niiden kaltaiset),
- lähteiköt ja niiden välitön ranta,
- karut kalliot,
- hakamaat ja lehdesniityt (niiltä osin kuin niihin voidaan vaikuttaa metsätalouden keinoin).

Myös seuraavien metsäisten elinympäristöjen uhanalaisia lajeja voidaan osittain turvata suojelemalla arvokkaita elinympäristöjä:

- vanhat kangasmetsät,
- muut kangasmetsät,
- vanhat lehtometsät
- muut lehtometsät,
- harjumetsien supat ja paisterinteet,
- metsäpaloalueet (metsätaloudellisten kulotusten kautta),
- korvet,
- nevat ja rämeet (puustoiset suot).

Petri Ahlroth, Tommi Tenhola



TIETOLAATIKKO 9.3

Avainbiotooppien lajistotutkimus

UPM-Kymmene Oyj:n metsissä on tutkittu talousmetsien suojeltavien pienvesikohteiden (purojen, lähteiden ja pienten lampien välittömien lähiympäristöjen) putkilokasvi-, lehtisammal- ja maksasammallajistoa. Kohteet sijaitsivat etelä- ja keskiboreaalisella vyöhykkeellä. Tutkituilta noin 200 pienvesikohteelta havaittiin 227 putkilokasvilajia sekä 137 lehti- ja 70 maksasammallajia eli 30 % maksasammalten ja 20 % lehtisammalten Suomen koko lajimäärästä.

Tutkimuksessa tavattiin sekä valtakunnallisesti uhanalaisia tai silmälläpidettäviä lajeja[1] että alueellisesti uhanalaisia lajeja[21,2]. Mainittua arvolajistoa esiintyi 30 prosentilla metsälain mukaisista purokohteista, 28 prosentilla metsälain mukaisista lähteistä sekä 14 prosentilla metsälain suojelemien lampien rannoista. Arvolajistoa esiintyi myös niillä kohteilla, joita oli aiemmin käsitelty ja jotka eivät siten täyttäneet kaikkia metsälain kriteerejä. Käsitellyiltä vapaaehtoisesti suojeltavilta puroilta havaittiin arvolajistoa 19 prosentilla kohteista[8].

Uhanalaisista ja silmälläpidettävistä lajeista tehtiin kaikkiaan 62 havaintoa. Valtakunnallisesti uhanalaisia lajeja olivat kantopaanusammal *(Calypogeia suecica)*, pohjanpussisammal *(Marsupella sphacelata)* ja harsosammal *(Trichocolea tomentella)*.

Timo Lehesvirta

uhanalaisten hyönteisten tai lahottajasienten kannalta merkittävä elinympäristö.

Avainbiotooppien säilyttäminen osaltaan lisää lahopuun määrää talousmetsissä (luku 9.3). Monet avainbiotoopit edustavat pienilmastoltaan metsäympäristön ääripäitä: paahteisia kallioita tai kosteita puronotkoja. Tällä on suuri merkitys kohteille sijoittuvan lahopuun laadulle ja siten lahopuulla elävälle lajistolle. Lahopuulajiston menestymiseen vaikuttaa myös se, että kohteissa olevan lahopuuston määrä ja laatu muuttuu ajastaan, koska kohteille on vastikään asetettu käyttörajoituksia. Aiemmin avainbiotooppien puustoa on saatettu käsitellä hyvinkin aktiivisesti muun muassa poistamalla niin sanottua roskapuustoa, jota nyt pidetään monimuotoisuuden kannalta tärkeänä ja siksi nimenomaan säästettävänä. Niistä puustoisista avainbiotoopeista, jotka jäävät vastedes joko pääosin tai kokonaan käsittelemättä, muodostuu tulevaisuudessa nykyistä selvempiä vanhojen puuyksilöiden ja lahopuuston keskittymiä.

Vaikka yksittäiset kohteet ovat pinta-alaltaan melko pieniä, niitä on lukumääräisesti paljon. Pieni pinta-ala aiheuttaa sen, että avainbiotooppi on varsinkin lahopuulajiston kannalta melko epävakaa: lajisto muuttuu ja vaihtuu luonnonoloissakin kulloinkin esiintyvien lahopuulaatujen ja pienilmaston mukaan. Kun tarkastellaan useita avainbiotooppeja yhtä aikaa, muutokset tasoittuvat. Suojeluarvon kannalta onkin perusteltua tarkastella avainbiotooppien lajistoa myös alueellisella tasolla.

Kehittämismahdollisuuksia

Ympäristöstään selvästi erottuvien tai poikkeavien elinympäristöjen turvaaminen on hyvä lähtökohta pyrittäessä turvaamaan talousmetsien monimuotoisuutta. Ensimmäiset metsäluonnon arvokkaiden elinympäristöjen määritelmät ovat peräisin 1990-luvun alusta. Käytännön kokemukset ja ekologisen tiedon karttuminen antavat nyt aihetta tarkistaa kohteiden valintaa, määrittelyjä sekä rajaus- ja käsittelyohjeita. Epäselvyyksiä ovat aiheuttaneet erityisesti elinympäristöjen määrittäminen ja siitä juontuvat tulkinnat sekä määrittelyjen perusteella tehty jako lainsäädännön ja suositusten perusteella säilytettäviin kohteisiin.

Kun on seurattu sitä, miten metsänhoitosuositukset toteutuvat hakkuissa, metsien uudistamisessa ja metsänhoitotöissä, on voitu todeta, että luonnonhoito on vakiintunut varsin

laadukkaaksi ja luontokohteiden ominaispiirteet säilyvät talousmetsissämme jo varsin hyvin (tietolaatikko 9.4). Kehitettävää on kuitenkin paljon. Metsäkeskusten selvittämistä metsälain rikkomusepäilyistä laaditun koosteen mukaan parhaat keinot parantaa elinympäristöjen säilymistä ovat kohteiden ennakkokartoitus, koulutus, ohjeistus sekä metsätalouden ympäristötuen markkinointi metsänomistajille.

Suurin ongelma maastossa on usein kohteiden tunnistaminen. Kohteiden säilymistä voidaan edistää myös parantamalla kartoitustiedon saatavuutta. Tiedon kulku kartoittajan, maanomistajan, hakkuun suunnittelijan ja sen toteuttajan välillä voidaan varmistaa monin eri keinoin, laadunhallinnasta rekistereihin. Oman ongelmansa muodostaa edelleen se, että kohteiden rajaukseen ja käsittelyyn liittyvää tutkimus- ja kokemusperäistä tietoa on vieläkin liian vähän. Myös arvokkaita elinympäristöjä koskevia tutkimuksia tulisi lisätä. Tietoa tarvittaisiin muun muassa avainbiotooppien lajistollisesta arvosta eri sukkessiovaiheissa ja siitä, miten aiemmin käsiteltyjen kohteiden lajisto palautuu ja millaiset ovat lajien säilymismahdollisuudet eri tavoin rajatuilla ja käsitellyillä kohteilla. Ylipäätään nykyistä selkeästi kattavamman lajistotiedon kerääminen olisi tärkeää.

TAULUKKO 9.2

Arvio metsälain erityisen tärkeiden elinympäristöjen ja luonnonsuojelulain suojeltujen luontotyyppien merkityksestä sammalten suojelussa[21].

Metsälain erityisen tärkeät elinympäristöt	Merkitys sammalten suojelussa
Lähteiden, purojen ja pysyvän vedenjuoksu-uoman muodostavien norojen sekä pienten lampien välittömät lähiympäristöt	Merkittävä
Ruoho- ja heinäkorvet, saniaiskorvet ja Lapin läänin eteläpuolella sijaitsevat letot	Merkittävä
Rehevät lehtolaikut	Merkittävä
Pienet kangasmetsäsaarekkeet ojittamattomilla soilla	Kohtalainen – merkittävä
Rotkot ja kurut	Merkittävä
Jyrkänteet ja niiden välittömät alusmetsät	Merkittävä
Karukkokankaita puuntuotannollisesti vähäpuustoisemmat hietikot, kalliot, kivikot, louhikot, vähäpuustoiset suot ja rantaluhdat	Merkittävä – kohtalainen
Luonnonsuojelulain luontotyypit	Merkitys sammalten suojelussa
Luontaisesti syntyneet jalopuumetsät	Merkittävä
Pähkinäpensaslehdot	Merkittävä
Tervaleppäkorvet	Merkittävä
Luonnontilaiset hiekkarannat	Kohtalainen
Merenrantaniityt	Merkittävä
Puuttomat tai luontaisesti vähäpuustoiset hiekkadyynit	Kohtalainen – heikko
Katajakedot	Kohtalainen – heikko
Lehdesniityt	Merkittävä

TIETOLAATIKKO 9.4

Talousmetsien luonnonhoidon laadun seuranta

Talousmetsien luonnonhoidon arviointimenetelmä kehitettiin vuonna 1995 Metsätalouden kehittämiskeskus Tapiossa yhteistyössä Metsähallituksen, metsäteollisuusyritysten ja MTK:n kanssa. Luonnonhoidon laadun seurantaa on jatkettu sen jälkeen vuosittain[22]. Koska Metsähallitus käyttää vastaavaa menetelmää myös valtion metsissä, saadaan luonnonhoidon nykytilasta valtakunnallisesti yhtenäistä ja vertailukelpoista tietoa.

Arvioinnit kohdistetaan pääasiassa uudistushakkuisiin, koska niiden ympäristövaikutukset ovat kasvatushakkuita merkittävämpiä. Tarkastettujen uudistusalojen osuus on noin 2 % vuotuisten uudistushakkuiden (yksityiset, metsäteollisuus) kokonaisalasta.

Metsäkeskusten toimihenkilöt tekevät tarkastukset yksityismetsissä. Metsäteollisuusyritysten omistamissa metsissä tarkastuksia metsäkeskusten lisäksi tekevät yritysten omat sisäiset tarkastajat sekä Metsätalouden kehittämiskeskus Tapion tarkastajat.

Luonnonhoidon laadun arvioinnin tarkoituksena on selvittää luonnonhoidon kokonaistaso hakkuissa ja metsänuudistamisessa sekä selvittää, millaisissa asioissa on vielä kehitettävää. Maastoarviointien yhtenä tavoitteena on henkilökohtaisen palautteen antaminen hakkuista vastanneille toimihenkilöille ja urakoitsijoille.

Seurannalla kerätään tietoa muun muassa arvokkaiden luontokohteiden säilymisestä hakkuissa, monimuotoisuuden vuoksi säästetyn puuston määrästä ja laadusta, vesiensuojelun, maanmuokkauksen ja maisemanhoidon laadusta sekä luonnonhoidon kustannuksista.

Seurannan tulokset osoittavat talousmetsien luonnonhoidon tason vakiintuneen viimeisten 2–3 vuoden aikana varsin hyväksi ja parantuneen merkittävästi seurannan alkuvuosista.

Esimerkiksi vuonna 2002 tarkastetuilla hakkuualoilla luontokohteiden ominaispiirteet olivat säilyneet täysin tai lähes ennallaan 94 %:lla luontokohteista, osaksi viidellä prosentilla ja ei lainkaan yhdellä prosentilla kohteista. Ominaispiirteiden turvaamisen kannalta ongelmallisimpia luontotyyppejä ovat olleet esimerkiksi lehtolaikut, lähteiköt, lähteet, rehevät suot, purot ja norot.

Tommi Tenhola

PETRI AHLROTH • TIMO LEHESVIRTA • JOUKO KOSTAMO

9.3 Säästöpuut, lahopuu ja lehtipuu

Lahopuun merkitys metsien monimuotoisuudelle

Lahopuu on metsäluonnon monimuotoisuuden kannalta keskeinen rakennetekijä. Maamme 20 000 metsälajista noin 20–25 % (4 000–5 000 lajia) elää lahopuun varassa[23]. Tällaisia lajeja (saproksyylejä) on lähes kaikissa eliöryhmissä (mm. käävät, maksasammalet, kovakuoriaiset, sienisääsket). Lahopuussa elävä lajisto määräytyy puulajin, puun asennon ja järeyden, lahoamisvaiheen, seuralaislajiston ja pienilmaston mukaan (luku 3).

Järeän lahopuun määrä ja laatu erottaa olennaisesti luonnonmetsät talousmetsistä. Luonnonmetsissä on enemmän harvinaisille spesialisteille soveliaita lahopuurunkoja. Etenkin järeistä maapuista sekä kuolleista lehtipuista riippuvaiset lajit ovat taantuneet, ja monet niistä on nykyisin luokiteltu Suomessa uhanalaisiksi.



Lahopuun määrä on keskeisimpiä talousmetsän ja luonnontilaisen metsän elinympäristön rakenteellisia eroja (Kuva: Markku Meriluoto).

Myös kuolleet pystypuut ovat tärkeitä elinympäristöjä selkärangattomille eläimille ja sienille, esimerkiksi monet epifyyttijäkälät esiintyvät vain keloilla tai pökkelöillä. Kuolleet pystypuut ovat tärkeitä ravinto- ja pesäpuita myös monille linnuille, kuten tikoille ja tiaisille.

Uhanalaisten lajien esiintymiseen vaikuttaa alueella esiintyvät lahopuun laatuluokat, lahopuun määrä ja lahopuun aikaisempi esiintyminen (kuva 3.2). Jos lahopuuta syntyy esimerkiksi myrskyn seurauksena runsaasti alueelle, jossa sitä ei aiemmin ole esiintynyt, paikallinen lahopuujatkumo sekä mahdolliset yhteydet muista ”lähdepopulaatioista” vaikuttavat siihen, kuinka uhanalaiset lajit kykenevät asuttamaan alueen ja hyödyntämään syntynyttä resurssia.

Uhanalaisten, lahopuusta riippuvaisten lajien kolonisaatiokyky vaihtelee huomattavasti lajeittain. Lajit, jotka ovat riippuvaisia tilapäisten häiriöiden muodostamista resursseista (kulolajit, raadonsyöjät), ovat usein hyvin tehokkaita leviämään. Vastaavasti verraten pysyvien elinympäristöjen (korvet, kosteat puronvarret)



eliölajeilla paikallinen kolonisaatio–sukupuutto-nopeus on pienempi.

Pienilmasto vaikuttaa lahopuulajiston esiintymiseen monin tavoin. Ikärakenteeltaan vaihtelevissa metsissä, niin talous- kuin luonnonmetsissäkin, on sen vuoksi erilainen lajisto kuin tasaikäisissä metsissä. Esimerkiksi hakkuualojen koivupökkelöiden kovakuoriaislajisto voi olla yhtä runsas kuin vastaavanlaisilla pökkelöillä sulkeutuneissa metsissä, mutta lajiston koostumus on hyvin erilainen. Hakkuiden pökkelöillä elää useita kuiviin ja paahteisiin oloihin sopeutuneita lajeja, jotka ovat luonnontilaisilla metsäalueilla runsaimpia siellä, missä on ollut kuloja tai tuulenkaatoja. Eräät näistä lajeista ovat nykyään Suomessa uhanalaisia.

Lahopuun määrä luonnonmetsissä

Luonnonmetsissä lahopuun määrä riippuu kasvupaikan puuntuottokyvystä ja metsän historiasta. Runsaspuustoisissa metsissä on keskimäärin enemmän lahopuuta kuin niukkapuustoisissa metsissä. Etelä-Suomen vanhoissa kuusivaltaisissa tuoreen kankaan metsissä on yli 10 cm läpimittaista runkopuuta keskimäärin 90–120 m^3/ha. Pohjois-Suomessa paksusammalkuusikoissa lahopuun määrä on noin 50–80 m^3/ha ja Metsä-Lapin kuusikoissa noin 20–30 m^3/ha. Mäntyvaltaisten metsien lahopuun määrää on tutkittu melko vähän. Keski- ja Pohjois-Ruotsin männiköistä on mitattu lahopuuta 70–120 m^3/ha ja Metsä-Lapin metsämaan männiköistä keskimäärin 25 m^3/ha, eli lahopuun määrä lienee lähes samaa suuruusluokkaa myös Suomen mäntyvaltaisissa metsissä.

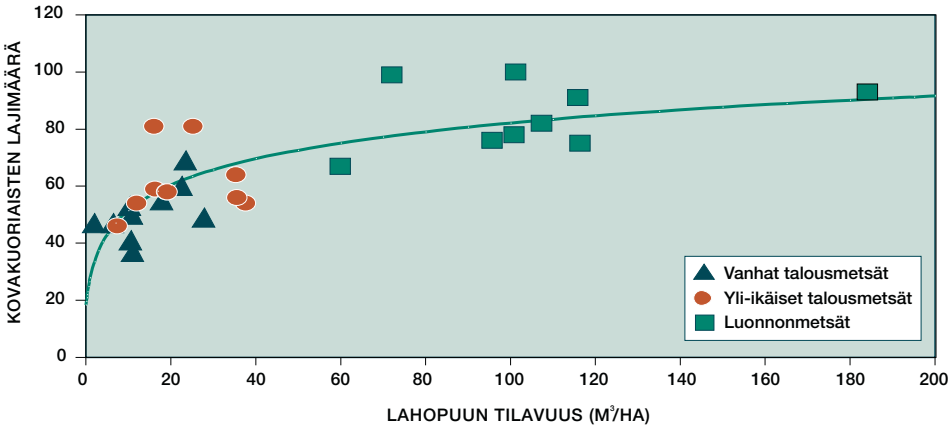
Vanhoissa metsissä lahopuun osuus koko puuston (elävä ja kuollut) tilavuudesta on yleensä 15–30 %.Osuus voi olla suurempikin metsäpalolta säilyneissä kuusikoissa, jotka uudistuvat jatkuvasti pienipiirteisen aukkodynamiikan kautta. Esimerkiksi Koillis-Venäjällä, Komin kuusivaltaisissa tuoreen kankaan metsissä, lahopuuta on mitattu olevan keskimäärin 35 % koko puuston tilavuudesta ja Pohjois-Ruotsin korkeiden alueiden vanhoissa kuusikoissa jopa 40 %.

Metsäpalon jälkeen syntyneissä keski-ikäisissä lehtipuuvaltaisissa metsissä lahopuuta on mitattu vähemmän kuin vastaavan kasvupaikan vanhoissa metsissä. Pohjois-Ruotsissa, noin 1 200 hehtaarin alueella, lahopuuta oli keskimäärin 79 m^3/ha pitkään palolta säästyneissä korkeiden alueiden kuusikoissa, ja saman alueen lehtipuuvaltaisilla noin 130 vuotta vanhoilla paloalueilla 47 m^3/ha.

Vanhoissa luonnonmetsissä suurin osa lahopuuston tilavuudesta koostuu yleensä 20–39 cm paksuista puista, mutta myös vielä järeämpiä (40–49 cm) puita voi olla huomattavan

KUVA 9.6

Pyydyksiin tulleiden lahopuukovakuoriaisten lajimäärän riippuvuus metsikön lahopuun tilavuudesta[25].



paljon. Luonnontilaisissa metsissä lahopuuta syntyy jatkuvasti, joten samassa metsikössä lahopuulajisto on yleensä monipuolinen ja eri lahoasteita esiintyy kattavasti.

Eri-ikäisistä sukkessiovaiheista julkaistut mittaustiedot ja lahopuun määrää kuvaavat mallit osoittavat, että luonnontilaisissa metsissä lahopuun määrä on suurimmillaan voimakkaiden häiriöiden (esim. metsäpalo) jälkeen sukkession alkuvaiheessa. Vähiten lahopuuta on keski-ikäisissä metsissä, mutta jälleen enemmän vanhoissa metsissä. Lahopuuta voi olla paljon myös ikärakenteeltaan vaihtelevissa metsissä, jotka uudistuvat jatkuvasti pienialaisten aukkohäiriöiden (tuulenkaadot, hyönteis- ja sienituhot) seurauksena. Maahan kaatuneen rungon lahoamisaika vaihtelee paljon ja siihen vaikuttavat monet tekijät. Maapuukuusen lahoaminen näkymättömiin kestää Etelä-Suomessa keskimäärin noin 70 vuotta, Pohjois-Suomessa jopa 200 vuotta.

Laajoissa tutkimuksissa[24] on selvitetty, kuinka lahopuun määrä selittää lahopuusta riippuvaisten kovakuoriaisten esiintymistä. Alueilla, joilla lahopuuta oli noin 20 m³/ha tai enemmän, tavattiin muita alueita runsaammin lahopuusta riippuvaisia kovakuoriaislajeja. Saman selvityksen mukaan uhanalaisia kääpälajeja esiintyy säännönmukaisesti metsissä, joissa on yli 100 m³ lahopuuta hehtaarilla.

Lahopuun määrä talousmetsissä

Etelä-Suomen kuusivaltaisissa talousmetsissä on yli 10 cm:n läpimittaista runkolahopuuta yleensä noin 10 m³/ha, kaikkein vanhimmissa eli yli 120-vuotiaissa metsissä jopa yli 20 m³/ha. Lähes kaikki tähän mennessä mitatut metsiköt ovat olleet valtion tai metsäteollisuusyritysten mailla, ja osa niistä on ollut vanhojen metsien suojelukohteita. Yksityismetsissä lahopuuta lienee vähemmän.

Nuorissa talousmetsissä (1–70 v.) runkolahopuuta on keskimäärin vain noin 2–3 m³/ha. Valtion metsien inventoinnin (VMI 9) alustavien tulosten mukaan lahopuuta on Pohjois-Savon metsäkeskuksen alueen metsissä keskimäärin 3,5 m³/ha, josta pystyssä olevaa on 0,6 m³/ha. Puulajeittain tarkasteltuna lahopuu jakautui seuraavasti: mänty 32 %, kuusi 22 %, koivu 18 %, haapa 5 %, ja muu lehtipuu 9 %.

Suurin osa talousmetsien lahopuun tilavuudesta koostuu yleensä kannoista ja läpimitaltaan pienistä harvennus- ja hakkuutähdelatvuksista ja rangoista. Siksi ohuisiin lahopuihin sopeutuneet lajit ovat talousmetsissäkin

TIETOLAATIKKO 9.5

Esimerkki lahopuukovakuoriaistutkimuksesta

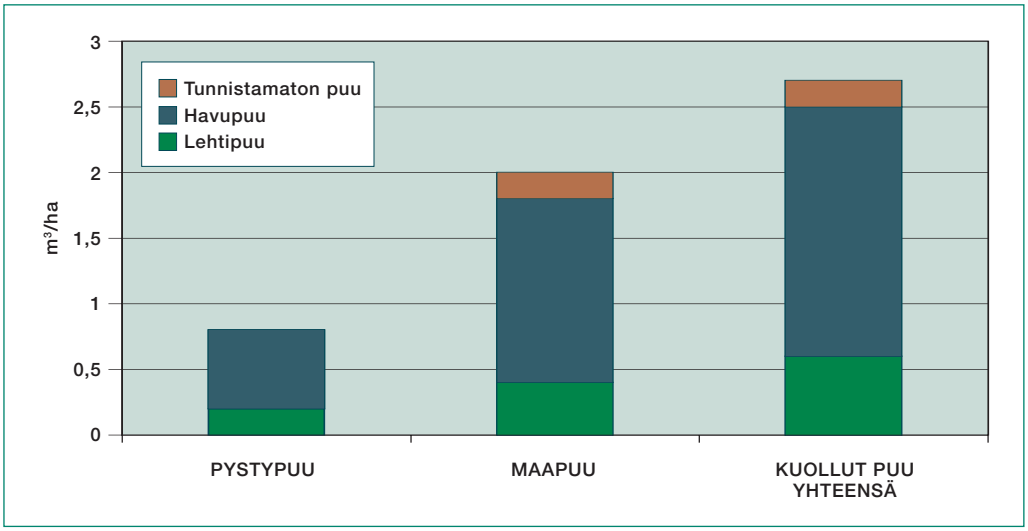
Laajapohjaisena yhteishankkeena vuosina 1993–1994 alkaneen MONTA-hankkeen ekologisen osan tavoitteena oli selvittää eri metsänkäsittelyvaihtoehtojen vaikutuksia eliöstöön (tietolaatikko 5.5). Yhtenä osahankkeena oli tutkimus lahopuussa elävistä kovakuoriaisista.

Seurannan kohteina olivat muun muassa 16 neljän metrin korkeudelta sahattua tekopökkelöä. Puolet pökkelöistä oli kuusia ja puolet koivuja. Pökkelöiden lajistoa seurattiin kolme vuotta hakkuun jälkeen. Tutkituista tekopökkelöistä tavattiin noin 250 lahopuusta riippuvaista kovakuoriaislajia, eli noin 30 % kaikista Suomen lahopuulla elävistä kovakuoriaisista. Tekopökkelöistä havaittiin runsaasti harvinaista lajistoa, joukossa kaksi uhanalaista lajia, haavanpikkutylppö ja koivukelokärsäkäs, sekä lisäksi viisi silmälläpidettävää lajia. Yksilömäärät olivat suurimmillaan heti ensimmäisenä vuonna hakkuun jälkeen. Tämän jälkeen laji- ja varsinkin yksilömäärä väheni.

Kokonaisaineisto käsitti myös säästöpuiden lajeja. Lajimäärät kasvoivat voimakkaasti heti hakkuun jälkeen avohakkuussa ja säästöpuuhakkuussa ja selvästi vähemmän harsintahakkuussa. Kolme vuotta hakkuun jälkeen keskimääräinen lajimäärä koealaa kohti oli avo- ja säästöpuuhakkuussa edelleen noin 25–35 % suurempi kuin ennen hakkuuta. Avo- ja säästöpuuhakkuun seurauksena käsittelyaloille ilmestyi suuri joukko uutta avomaiden lajistoa. Muutamat vanhassa metsässä runsaat lajit vähenivät tai hävisivät kokonaan avo- ja säästöpuuhakkuualoilta.

KUVA 9.7

Kuolleen puun määrä metsien inventoinneissa talousmetsissä ja suojelualueilla (Metsäntutkimuslaitos, VMI 9).



elinvoimaisia. Järeää lahopuuta odotetaan muodostuvan nykysuositusten myötä lisää. Toistaiseksi järeän lahopuun laatu muun muassa lahoastejakauman mukaan ei vastaa luonnonoloja, koska uudet käytönrajoitukset ovat olleet käytössä niin vähän aikaa. Valtakunnan metsien inventoinnin (VMI 9) mukaan talousmetsiemme lahopuumäärä on keskimäärin 2 m^3/ha ja luonnonsuojelualueilla keskimäärin 7,5 m^3/ha.

Lehtipuuvaltaisten metsien merkitys monimuotoisuudelle

Boreaalisten luonnonmetsien palonjälkeiseen kehitykseen kuuluu etenkin tuoreilla metsämailla lehtipuuvaltainen, koivun ja haavan vallitsema vaihe, jolle on ominaista sekä puulajien että kuolleen ja lahoavan lehtipuun runsaus. Luonnontilaisilla metsäalueilla on pysyvästi lehtipuuvaltaisia metsiä muun muassa vesistöjen ja soiden tulva-alueilla. Karuilla mäntykankailla lehtipuiden osuus on luonnonmetsissäkin vähäinen. Noin 80–100 vuoden kuluttua kulosta lehtipuuvaltaiset metsät kehittyvät tavallisesti vähitellen kuusivaltaisiksi sekametsiksi.

Kaskiviljelyn seurauksena lehtipuuta oli metsissämme erityisen paljon viime vuosisadan lopulla, Etelä-Suomessa noin viidesosa puustosta (VMI 1). Lehtipuumetsien voimakas väheneminen johtui kaskeamisen loppumisesta sekä siitä, että metsiä uudistettaessa suosittiin taloudellisesti arvokkaita havupuita. Koska luonnontilaisia lehtipuuvaltaisia metsiä ei ole juuri säästynyt edes luonnonsuojelualueilla, ovat monet lehtipuumetsien lajeista taantuneet.

Luonnontilaiset lehtipuuvaltaiset metsät ovat metsäluonnon monimuotoisuuden kannalta arvokkaita. Useiden eliöryhmien lajimäärät ovat lehtimetsissä tai lehtipuusekametsissä suurempia kuin havumetsissä. Tämä johtuu etenkin siitä, että lehtimetsissä on paljon eri puulajeja ja runsaasti lahoavaa lehtipuuta. Lehtipuusto lisää myös pintakasvillisuuden monimuotoisuutta.

Lehtipuusto lisää mykorritsa- ja lahottajasienten sekä puilla kasvavien jäkälien ja sammalten lajimääriä. Maaperän eliölajisto on selvästi runsaampi lehtipuuvaltaisissa metsissä kuin havumetsissä, ja lehtilahopuun runsas esiintyminen voi kaksinkertaistaa lahopuulajiston määrän havumetsiin verrattuna. Metsälaidunnus, jota aiemmin harjoitettiin monilla alueilla, on lisännyt lehtipuuvaltaisten metsien monimuotoisuutta.

Lehtipuusto monipuolistaa myös lintulajistoa. Lintujen lajimäärän ja populaatioiden tiheyden on todettu olevan selvästi suurempi lehtipuuvaltaisissa sekametsissä kuin havumetsissä. Lehtipuuvaltaiset metsät, joissa on sekapuustona 10–30 % havupuuta, ovat ihanteellisia esimerkiksi harmaapäätikalle. Lehtokerttu, sirittäjä, mustarastas ja sinitiainen ovat tyypillisiä lehtimetsien lintuja.

Uhanalainen valkoselkätikka on lehtimetsien linnuista vaateliaimpia. Se pesii vain varttuneissa, yli 60-vuotiaissa koivuvaltaisissa metsissä, joissa on paljon lahoa lehtipuuta. Valkoselkätikan pesimämetsissä lehtipuiden

TAULUKKO 9.3
Lehtipuun osuus tavoitetaimikossa (puita hehtaarilla)[26].

	Ennen perkausta			Perkauksen jälkeen		
	Havupuut	**Lehtipuut**	**Yht.**	**Havupuut**	**Lehtipuut**	**Yht.**
Männyn karut kasvupaikat	3000	–	yli 3 000	2 000	–	2 000
Männyn muut kasvupaikat	1800	yli 2 000	4 000	1 800	200	2 000
Kuusen kasvupaikat	yli 1 800	2 000	4 000	1 800	200	2 000
Koivun kasvupaikat	–	yli 4 000	yli 4 000	–	1 600	1 600

TIETOLAATIKKO 9.6

Lehtipuut ja monimuotoisuus

Koivu

Elävät koivut ovat hyönteisten tärkeimpiä ravintokasveja Suomessa. Koivun lehtikarike ei ole yhtä hapanta kuin havupuiden neulaskarike ja on myös sitä ravinteisempaa. Koivuilla esiintyy erityisen runsaasti lehtiä syöviä lajeja, esimerkiksi 200 suurperhoslajia. Varttuneet, sulkeutuneet kuusi-lehtipuusekametsät ovat liito-oravan tärkeimpiä elinympäristöjä. Koivu ja leppä ovat liito-oravan tärkeimmät ravintokasvit talviaikaan.

Koivun maapuut ja pökkelöt ovat tärkeitä monille uhanalaisille hyönteisille ja sienille. Uhanalaisista kovakuoriaista esimerkiksi mustakeiju *(Melandrya dubia)* elää taulakäävän lahottamilla koivupökkelöillä sulkeutuneissa kuusivaltaisissa metsissä ja täplämustakeiju *(Dircaea quadriguttata)* on puolestaan aukeiden paikkoja lahojen koivupökkelöiden laji. Koivun lahottajasienilajisto on runsas; pääasiassa koivulahopulla esiintyy kolme uhanalaista kääväkästä: silokääpä *(Gelatoporia pannocincta)*, rustikka *(Protomerulius caryae)* ja koivunkynsikääpä *(Trichaptum pargamenum)* (Kotiranta 1996). Lahoavilla koivu- ja lehtipuupökkelöillä esiintyy joitakin erikoistuneita jäkälälajeja: hentoneulajäkälä *(Chaenotheca gracillima)*, varjojäkälä *(Cybebe gracilenta)* ja hämähuhmarjäkälä *(Sclerophora coniophaea)* ovat uhanalaisia pökkelöiden lajeja.

Merenkurkun alueella tehdyissä laajoissa monimuotoisuustutkimuksissa havaittiin, että alueilla, joilla oli eniten koivua, myös uhanalaisten lajien määrä oli korkea[14].

Haapa

Haavasta riippuvaisia lajeja on useimmissa eliöryhmissä, etenkin ienissä, jäkälissä ja hyönteisissä. Vanhat haavat ovat useimpien kolopesijöiden, muun muassa tikkojen ja liito-oravan, tärkeimpiä pesäpuita. Uhanalaisille ja harvinaistuneille eliölajeille erityisen tärkeitä ovat vanhat elävät haavat ja järeät haapalahopuut. Myös nuorilla haavoilla esiintyy niille erikoistunutta lajistoa, esimerkiksi jäkäliä, jotka ovat harvinaisia muilla metsäpuillamme. Nuorten haapojen lajisto ei kuitenkaan ole siinä määrin taantunut kuin vanhojen haapapuiden ja haapalahopuiden lajisto.

Elävien haapojen rungoilla ja oksilla kasvava epifyyttijäkälä- ja -sammallajisto on hyvin erikoinen verrattuna muihin metsäpuihimme. Yksinomaan tai pääasiassa haavalla kasvaa viisi erittäin uhanalaista tai vaarantunutta jäkälälajia: pohjanhyytelöjäkälä *(Collema curtisporum)*, täplähyytelöjäkälä *(C. fragrans)*, lännenhyytelöjäkälä *(C. nigrescent)*, lännenmunuaisjäkälä *(Nephroma laevigatum)* ja haavansojokka *(Phaeocalicium populneum)*.

Elävillä ja kuolleilla haavoilla elää useita erikoistuneita lahottajasieniä. Haavan yleisin lahottajasieni on haavankääpä *(Phellinus tremulae)*, joka esiintyy useimmissa varttuneissa haavoissa. Vanhojen elävien haapojen taantuneita lajeja ovat uhanalainen haavanpökkelökääpä *(Polyporus pseudoberulinus)* ja haavanarinakääpä *(Phellinus populicola)*[27]. Haavan maapuilla esiintyvät mm. uhanalaiset harjasorakas *(Gloiodon strigosus)*, haaparaspi *(Radulodon erikssonii)*, poimukääpä *(Antrodia pulvinascens)* ja mesipillikääpä *(Antrodia mellita)*. Haavalla elää myös monia erikoistuneita piensienilajeja, mutta ne ovat vielä varsin huonosti tunnettuja.

Pääasiassa lahoavalla haavalla elää kymmenen erittäin uhanalaista lahopuukovakuoriaista. Esimerkiksi punahärö *(Cucujus cinnaberinus)* ja lattatylppö *(Hololepta plana)*, jotka elävät äskettäin kuolleiden kookkaiden haapojen kuoren alla, esiintyvät tiettävästi vain muutamissa paikoissa Suomessa. Monet maastamme hävinneet tai taantuneet haavan kovakuoriaislajit esiintyvät yhä Venäjän Karjalassa. Haavalla esiintyy kovakuoriaisten lisäksi myös muita uhanalaisia hyönteislajeja, kuten suomenpuukärpänen *(Xylomya czekanowskii)* ja haavantuhooja *(Lamellocossus terebra)*. Monet haavan uhanalaisista hyönteisistä voivat esiintyä jopa hakkuuaukkojen jättöpuilla. Haavalla elää myös useita uhanalaisia kotilolajeja, kuten hienouurresulkukotilo *(Clausilia dupia)*.

Raita

Vanhat elävät puumaiset metsäraidat ovat metsäluonnon monimuotoisuuden kannalta hyvin tärkeitä. Niillä esiintyy keskimäärin enemmän epifyyttilajeja kuin millään muulla metsäpuullamme. Vanhan raidan tyvirungolla voi kasvaa yli 30 jäkälä- ja sammallajia. Raidan hyönteislajisto on myös monimuotoinen. Tosin vain harvat raidan hyönteislajeista ovat yksinomaan siihen erikoistuneita, useimmat niistä esiintyvät myös muilla pajuilla tai haavalla. Raitaa ja muita pajuja käyttää ravinnokseen 189 suurperhoslajia. Uhanalainen raidantuoksukääpä *(Haploporus odorus)* kasvaa vain vanhoilla elävillä metsäraidoilla. Raidalla ja muilla pajuilla kasvaa myös niille erikoistuneita piensieniä.

Pihlaja, leppä, pajut, tuomi ja jalopuut

Myös pihlajalla, lepillä, pajuilla, tuomella ja jalopuilla esiintyy niille erikoistunutta lajistoa. Näiden lehtipuiden rungoilla ja lehdellä elävä hyönteislajisto on erityisen runsas. Jalopuut ovat Suomessa levinneisyytensä pohjoisrajoilla ja lounaisinta Suomea lukuun ottamatta siinä määrin harvinaisia metsäpuita, että ne on syytä aina säästää hakkuissa.

Lepillä on maaperän typpitaloutta parantava vaikutus, sillä ne elävät symbioosissa ilmakehän typpeä sitovien *Frankia*-sädesienten kanssa. Lepän lehtikarikkeen typpipitoisuus on yli kaksinkertainen esimerkiksi koivuun verrattuna, ja lepikon maaperässä on enemmän typpeä, kuin vastaavan kasvupaikan muiden puulajien metsiköissä. Harmaa- ja tervaleppä vähentävät sekapuina maaperän happamoitumista.

Tervaleppä on pyyn mieluisin talviravintokasvi, mutta pyy voi käyttää ravintonaan myös koivua ja harmaaleppää. Pyyn ja lepän esiintyminen korreloivat keskenään sekä metsikkö- että metsäaluetasolla.

Mikko Kuusinen

osuuden on mitattu olevan puustosta keskimäärin peräti 93 %, mistä määrästä suurin osa on koivua. Valkoselkätikkapari tarvitsee menestyäkseen noin 50–100 hehtaaria sopivaa metsää, joka voi olla yhtenäistä metsäaluetta tai muodostua useasta lähekkäisestä lehtimetsälaikusta. Valkoselkätikalle soveliaissa lehtipuuvaltaisissa metsissä esiintyy myös muita uhanalaisia lajeja (esim. lahopuukovakuoriaisia), joista monet elävät pääasiassa tai ainoastaan lehtipuuvaltaisissa metsissä.

Lehtipuuvaltaisia metsiä on nykyään noin 10 % Suomen metsäpinta-alasta. Koivikoiden lisäksi maassamme esiintyy pieniä haapa-, leppä- ja jalopuumetsiköitä. Tyypillisinä sekapuina lehtipuiden osuus puustosta on lähes 20 %. Vuotuisesta viljelyalasta lehtipuumetsiköitä on keskimäärin 8 %. Metsänviljelyssä käytetään koivulajien lisäksi etenkin (hybridi)haapaa, tervaleppää sekä jalopuulajeja.

Maassamme suositaan lehtipuustoa sekapuuna kaikissa metsänhoidon vaiheissa, aina kun se on mahdollista (Taulukko 9.3). Aikaisemmin taimikonhoidon tavoitteena oli poistaa kaikki lehtipuu, mutta nykyohjeiden mukaan poistetaan vain kasvatettavaa taimea haittaava lehtipuusto. Harvennushakkuiden päätavoite on keskittää kasvu laadultaan ja kasvukyvyltään parhaisiin yksilöihin. Lehtipuiden osuus on pienimmillään uudistuskypsässä metsässä. Harvennuksissa säästetyt lehtipuut lisäävät metsän monimuotoisuutta, ja ne ovat hyviä säästöpuita metsiä uudistettaessa.

Säästöpuiden ekologiset tavoitteet

Talousmetsien käytönrajoitusten yhtenä ekologisena tavoitteena on, että alueella olisi siellä luontaisesti esiintyviä puulajeja monipuolisesti myös lahoamisvaiheessa. Säästöpuiden valinnalla ja sijoittamisella voidaan ohjata tämän kokonaistavoitteen saavuttamista. Ekologisten tavoitteiden lisäksi säästöpuilla on suuri maisemallinen merkitys.

Säästöpuiden avulla säilytetään ja luodaan monipuolista puulajistoa ja puustoa, josta ke-

hittyy ajastaan vanhoja eläviä puuyksilöitä sekä järeää lahopuuta.

Kaikilla puulajeilla elää omaa erikoistunutta lajistoa, jonka esiintyminen on sidoksissa isäntäpuun esiintymiseen. Säästöpuiden valinnassa on tärkeää ottaa huomioon sekä yleiset että vähälukuisemmat puulajit. Haapa, raita ja muut suhteellisen vähälukuisena esiintyvät puulajit pitävät jo nuorinakin yllä muusta metsäympäristöstä poikkeavaa lajistoa. Peruspuulajien osalta tilanne on metsänkäsittelyhetkellä toinen; vain selvästi hakkuuiän ylittäneissä tai lahovikaisissa puissa on poikkeavaa lajistoa.

Säästöpuiden jättäminen on siis toisaalta jo olemassa olevan lajiston säilyttämistä, mutta säästöpuiden ikääntyessä ja lahoamisen edetessä niiden merkitys monimuotoisuudelle kasvaa.

Kun metsä uudistetaan, lajisto metsikössä muuttuu[28]. Nämä muutokset heijastuvat osittain myös hakkuulle jätettyyn säästöpuuryhmään. Metsiköstä väliaikaisesti hävinnyt yleisen peruslajiston voidaan katsoa säilyvän kuitenkin alueen muissa uudistusikäisissä vastaavan kaltaisissa metsissä. Siksi kokonaistavoitteen kannalta onkin toisarvoista, säilyykö tämä peruslajisto myös hakkuulle jätetyssä säästöpuuryhmässä metsikkötasolla. Säästöpuuryhmien ensisijainen tavoite ei siis ole säilyttää metsikössä esiintyvää myöhäisten sukkessiovaiheiden peruslajistoa, vaan säilyttää tai luoda ajan myötä harvinainen tai uusi, monimuotoisuudelle tärkeä elementti.

Säästöpuista ei yleensä tiedetä etukäteen, milloin niiden lahoaminen alkaa ja miten se ajoittuu suhteessa ympäröivän metsän kehitykseen. Lahoaminen voi alkaa puun kaaduttua tai jo aiemmin esimerkiksi jonkin taudin aiheuttamana. Runko saattaa kaatua hyvin pian hakkuun jälkeen tai vasta vuosikymmenten kuluttua. Vaihtelua tämän suhteen voi olla jopa saman säästöpuuryhmän runkojen välillä. Vaihtelu tuo merkittävän edun, koska näin saavutetaan hyvin monipuolinen yhdistelmä erilaisia rungon lahoamisvaiheiden ja metsän kehitysvaiheiden yhdistelmiä. Säästöpuiden seurauksena syntyvä lahopuu on muutenkin laadultaan hyvin monipuolista, kun puulaji, puiden asento ja järeys vaihtelevat.



Säästöpuista syntyy muun muassa kolopesijälintuja hyödyttäviä lahopuita. (Kuva: Markku Meriluoto)

Säästöpuita on jätetty hakkuiden yhteydessä vasta vähän aikaa verrattuna puiden lahoamissukkessioon kuluvaan aikaan. Suurin osa jo jätetyistä säästöpuista on yhä eläviä jatkaen kasvuaan.

Uhanalaisiinkin lajeihin lukeutuu lajistoa, joka voi menestyä lahoavalla säästöpuulla ennen kuin ympäröivä metsä muuttaa pienilmastoa. Esimerkiksi aukeiden paikkojen haavoilta voidaan tavata useita uhanalaisia kovakuoriaisja ludelajeja[20]. Myös muilta puulajeilta tavataan toisinaan harvinaisia ja uhanalaisia kovakuoriaisia[19]. Ontot säästöhaavat tarjoavat verraten samankaltaisen elinympäristön kuin vanhat ontot puistopuut. Myös niiden lajisto on osin

samankaltaista. Monet lyhytsiipiset (mm. *Quedius microps)*, pimikkökuoriaiset *(Pseudocistela ceramboides*, *Mycetochara* -suku), sepät ja eräät sepikät *(Eucnemis capucina)* sekä koko joukko latikkalajeja[29] suosii lämpimillä paikoilla olevia onttoja tai koloisia puita.

Tietynhetkisen pienilmaston säilyttämiseen voidaan säästöpuilla vaikuttaa muun muassa silloin, kun säästöpuita jätetään avainbiotoopin ympärille. Tällöin säästöpuut tukevat avainbiotoopin luonnetta lahopuukeskittymänä vähentämällä samalla valon ja tuulen vaikutusta avainbiotoopilla. Pienilmasto säilyy melko vakaana ympäröivän metsän taimivaiheen yli vain poikkeuksellisen suuressa säästöpuuryhmässä. Esimerkiksi pienilmaston muutoksille herkät, puiden rungoilla elävät (epifyyttiset) sammalet, haapariippusammal *(Neccera pennata)* tai jäkälät (esim. raidankeuhkojäkälä, *Lobaria pulmonaria)*, eivät menesty reunavaikutteisilla aloilla. Niin sanottu reunavaikutus ulottuu 50–60 metriä metsän sisään[30].

Säästöpuu, lahopuu ja lehtipuu metsänhoito-ohjeissa

Metsälain perusteluissa todetaan, että talousmetsien kasvatushakkuissa ja uudistushakkuissa voidaan säästää metsäluonnon monimuotoisuudelle ja maisemalle tärkeää elävää ja kuollutta puustoa. Talousmetsien lahopuustossa elävien eliölajien elinmahdollisuuksia pyritään edistämään myös metsäsertifioinnin[31] ja metsänhoitosuositusten kautta.

Metsäsertifiointijärjestelmä sisältää tarkemmat velvoitteet elävien säästöpuiden ja lahopuun jättämisestä (tietolaatikko 9.7).

Järeää lahopuuta pyritään lisäämään talousmetsissä monin eri toimenpitein. Lahopuuta muodostuu:

- avainbiotoopeille
- vesistöjen suojavyöhykkeille
- säästöpuuryhmiin

Lisäksi lahopuuta muodostuu yksittäisistä tuulenkaadoista, jotka jätetään usein taloudellisistakin syistä korjaamatta.

Säästöpuut jätetään ensisijaisesti 10–30 puun ryhmiin, keskimäärin 2–3 ryhmää viiden hehtaarin uudistusalaa kohti. Kaikki säästöpuut voivat vaihtoehtoisesti sijaita myös yhdessä ryhmässä, esimerkiksi avainbiotoopin yhteydessä tai vesistön äärellä. Säästöpuuryhmien pensas- ja kenttäkerros säästetään koskemattomina. Jos hakkuualan monimuotoisuudelle tärkeimmät puuyksilöt sijaitsevat toisistaan erillään, on perusteltua jättää esimerkiksi haapoja myös yksittäisinä runkoina.

Yhteen ryhmään jätetyillä säästöpuilla saavutetaan monia etuja. Ryhmänä sijaitsevat rungot pysyvät yksittäisiä puita kauemmin pystyssä, jolloin puusto järeytyy ja myös myöhemmin muodostuva lahopuusto on mahdollisimman järeää. Puuryhmä on maisemallisesti arvokas, ja maisema-arvo säilyy niin kauan kuin puut pysyvät pystyssä. Hajallaan sijaitsevat säästöpuut voivat haitata metsän uudistamista, kun taas tiivis puuryhmä saattaa siementämällä jopa edistää sitä. Lahopuukeskittymäksi muodostuva säästöpuuryhmä on helppo kiertää, joten ryhmään sijoitetut säästöpuut säilyvät myöhemmissä metsänhoitotoimissa yksittäisiä runkoja paremmin.

Säästöpuille soveliaita paikkoja ovat:

- kosteat painanteet,
- kallioiden alusmetsät,
- avainbiotooppien reunat,
- vanhojen haapojen ja muiden lehtipuiden tihentymät,
- olemassa olevat lahopuukeskittymät,
- vesistöjen ja soiden reunat.

Säästöpuuryhmät jätetään mieluiten lähelle metsänreunaa, missä ne ovat parhaiten suojassa myrskyiltä.

Karuilla mäntyvaltaisilla kasvupaikoilla haapa käsitellään niin, että se haittaa mahdollisimman vähän männyn uudistamista: haavat kaulataan viisi vuotta ennen hakkuuta tai jätetään koskemattomina pystyyn.

Myös järeät rauduskoivut, männyt ja kuuset ovat arvokkaita säästöpuita metsäluonnon monimuotoisuuden kannalta. Karuille mäntykankaille, jotka on tarkoitus uudistaa luontaisesti tai kylvämällä, ei koivuja kuitenkaan jätetä, koska niiden siementämä koivuvesakko haittaa männyn uudistamista.

Mänty on arvokkain yli 200-vuotiaana aihkipuuna tai järeänä kelona. Aihkimännyiksi tai

TIETOLAATIKKO 9.7

Säästö- ja lahopuusto metsäsertifioinnissa

Suomen metsäsertifiointijärjestelmä (FFCS) standardi (1997)[31] velvoittaa jättämään uudistusaloille säästö- ja lahopuustoa. Säästöpuiden sertifiointistandardiin perustuva säästöpuiden tavoitemäärä on vuoden 1997 kriteerien mukaan viisi runkoa hehtaarilla, mihin ei lueta avainbiotooppeihin jätettyjä runkoja. Tavoite tulee saavuttaa koko tilan alueella, mutta kullakin hakkuulla säästöpuiden määrä voi vaihdella huomattavastikin. Sertifiointikriteeri 21 mukaan:

- Hakkuissa ja metsänhoitotoimenpiteissä jätetään, milloin niitä on, keloja, pökkelöitä ja muuta lahopuuta, kolopuita, yksittäisiä tuulenkaatoja sekä aiemman puusukupolven puuyksilöitä, jaloja lehtipuita, kookkaita haapoja ja raitoja.
- Uudistusaloille jätetään myrskynkestäviä biologisen monimuotoisuuden kannalta hyödyllisiä puita, joilla on edellytykset kehittyä järeiksi vanhoiksi puiksi. Säästöpuita jätetään erityisesti biologisen monimuotoisuuden kannalta arvokkaiden elinympäristöjen yhteyteen ja muutenkin olosuhteet huomioon ottaen vähintään viisi runkoa hehtaarille ensisijaisesti puuryhminä, jolloin mukaan luetaan myös kriteerin ensimmäisessä kappaleessa lueteltuja eläviä ja hakkuun jälkeen mahdollisesti kuolleita puita.

Metsäsertifioinnin standardityöryhmä on uudistamassa sertifiointikriteerejä.

Säästö- ja lahopuiden jättäminen Pohjois-Pohjanmaan alueella

Pohjois-Pohjanmaalla vuoden 2000 hakkuiden jälkeen tehdyissä luontolaadun tarkastuksissa todettiin, että kuollutta puuta ja lahopuuta oli jätetty hakkuiden yhteydessä metsään yksityismetsissä keskimäärin 0,8 m^3 ja valtion metsissä 1,5 m^3 hakattua hehtaaria kohti. Kuolleen puun määrä on pieni verrattuna luonnontilaisiin metsiin, missä kuollutta puuta ja lahopuuta on yleisesti vähintään 20 m^3/ha.

Eläviä säästöpuita jätettiin hakatulle hehtaarille yksityismetsissä keskimäärin 4 m^3 ja valtion metsissä noin kaksinkertainen määrä vuosina 1999 ja 2000. Säästetystä puustosta vajaa puolet oli uudistusaloilla ja loput luontokohteissa. Säästöpuuston kokonaismäärä hakatusta puumäärästä oli noin 3,5 % yksityismetsissä ja 10 % valtion metsissä. Yksityismetsien hakkuualueiden säästöpuuston laatu luonnonhoidolle arvioitiin seuraavasti: 20 % erinomainen, 60 % hyvä ja 20 % tyydyttävä. Metsähallituksen hakkuissa säästöpuuston merkitys arvioitiin lähes erinomaiseksi.

Suomen metsäsertifiointistandardin (1997) asianomaisten kriteerin vaatimus avohakkuualalle jätettävästä elävän säästöpuuston määrästä (5 puuta ja kuolleet puut) ylitettiin selvästi. Säästöpuiden laadun suhteen on yksityismetsissä kuitenkin enemmän parantamista kuin valtion metsissä: monimuotoisuuden kannalta arvokkaita säästöpuita (puulaji, järeys) tulisi jättää nykyistä enemmän.

Säästöpuut ovat oikein valittuina tärkeitä maisemalle ja metsien monimuotoisuudelle (Kuva: Markku Meriluoto).



keloksi kehittyviä puita jätetään metsiin, joissa on vanhoja järeitä mäntyjä. Tulevat aihkipuut on merkittävä säilytettäviksi usean kiertoajan yli, ja ne voivat sijaita sekä yksittäin että ryhmissä.

Lisäksi hakkuissa säästetään runkomaiset tervalepät, raidat, pihlajat ja jalot lehtipuut koosta riippumatta sekä järeät harmaalepät. Kaikilla näillä puilla esiintyy niille erikoistunutta lajistoa.

Kelot ja pökkelöt. Kelot ja lehtipuupökkelöt säästetään aina hakkuissa, ja niiden suojaksi voidaan jättää säästöpuita. Vain metsätöille vaaralliset kuolleet kuuset katkaistaan 2–6 metrisiksi kannoiksi tai kaadetaan kokonaan. Maisemasyistä voidaan kuolleita pystypuita kaataa esimerkiksi vilkasliikenteisten teiden varsilta. Kaadetut rungot jätetään paikoilleen.

Maapuut. Kaikki vähintään vuoden ikäiset, rinnankorkeudelta mitattuna vähintään 10 cm paksut maapuut jätetään hakkuualoille. Hakkuiden ja maamuokkauksen yhteydessä varotaan erityisesti järeimpiä maapuita. Tämä koskee myös pitkälle lahonneita, sammaloituneita maapuita. Ohuiden, alle 10 cm läpimittaisten runkojen, latvusten ja oksien kerääminen voidaan sallia. Tuoreita, alle vuoden ikäisiä tuulenkaatoja jätetään korkeintaan 10 runkoa hehtaarille. Jos kuolleita puita on tätä runsaammin, säästetään ensisijaisesti järeät ja vioittuneet rungot.

Korkeat kannot. Jos uudistusalalla on vähän sopivia säästöpuita, kuten uudistettaessa puhtaita kuusikoita, voidaan muutamia puita hehtaaria kohti katkaista 2–6 metrisiksi kannoiksi. Tällaisia muutaman metrin korkeudelta katkenneita pökkelöitä esiintyy yleisesti luonnonmetsissä. Esimerkiksi kantokäävän lahottamat puut murtuvat usein juuri tyviosasta. Koivu ja havupuut sopivat parhaiten katkaistavaksi puiksi. Katkaistaviksi valitaan ensisijaisesti lahovikaisia tai vaurioituneita puita.

Korkean kannon voi muodostaa myös elävästä rungosta. Kannon muodostaminen elävästä rungosta poikkeaa tavanomaisesta säästöpuun jättämisestä kahdella tavalla: säästöpuun lahoamisprosessin alkamisajankohta tiedetään samoin kuin se, että lahoaminen alkaa puun ollessa vielä pystyssä tyviosastaan. Samalla pystytään hahmottamaan, miten puun lahoamisprosessi ajoittuu suhteessa ympäröivän metsän kehitykseen, mikä ei ole aina mahdollista tavallisten säästöpuiden osalta. Korkean kannon vaikutukset lajistoon näkyvät heti hakkuuta seuraavien vuosien aikana, kun lahoamissukkession primaarivaiheen lajit runsastuvat.

Lahopuun lisäämisen kehittämistarpeita

Talousmetsien lahopuun määrää rajoittaa laki metsän hyönteis- ja sienituhojen torjunnasta (263/1991). Se velvoittaa maanomistajaa korjaamaan vahingoittuneet havupuut, mikäli niitä esiintyy merkittävästi. Metsäpalon, myrskyn, lumen, hyönteisten tai sienten aiheuttaman tuhon seurauksena syntyvään lahopuukeskittymään katsotaan liittyvän epidemisen tuhon riski. Maa- ja metsätalousministeriön päätöksen mukaan taimikkovaiheen ohittaneesta metsästä on poistettava vahingoittuneet tuoreet havupuut, jos niitä on hehtaaria kohti enemmän kuin 10 % puuston runkoluvusta tai yksi tai useampi, vähintään 20 vahingoittuneen havupuun ryhmä. Tuoretta, ainespuuksi kelpaamatonta havupuuta ei saa jättää yli 10 m^3 hehtaarille. Säädösten laatimisen aikaan ei vielä tunnettu erityisen tärkeän elinympäristön käsitettä.

Luonnonmetsälle tunnusomaisia piirteitä ovat sekä lahopuukeskittymät että niiden synnyn ajallinen vaihtelu satunnaisten paikallisten häiriöiden seurauksena. Talousmetsän tuhohyönteiset eivät kuitenkaan ole aiheuttaneet laajoja tuhoja esimerkiksi myrskytuho- tai metsäpaloalueiden, uudistusalojen tai majavan tulvittamien vesien reunoissa. Pienialainen lahopuukeskittymä esimerkiksi arvokkaassa elinympäristössä tai sen läheisyydessä ei siten muodosta olennaista vaaraa eläville puille.

Etelä-Suomen metsien suojelua pohtinut asiantuntijaryhmä[32] korosti luonnonsuojelun kannalta arvokkaiden vanhojen haavikoiden merkitystä lahopuuta suosivalle eliölajistolle. Luonnonhoitotoimia ja rahallista tukea tulisikin suunnata tällaisten haavikoiden hoitoon. Metsäluonnon monimuotoisuutta lisäävät

kaikki toimet, jotka turvaavat tai tuottavat järeitä haapoja millä tahansa alueellisella tai paikallisella tasolla, metsikköinä, puuryhminä tai yksittäin, yhtä hyvin kasvatusmetsässä kuin uudistusalalla tai kulttuurimaisemassa. Jo yksittäinen haapa siihen sitoutuneine lajeineen lisää metsikön monimuotoisuutta. Suurin osa harvinaisista ja taantuneista haavan seuralaislajeista vaatii kuitenkin järeitä, vioittuneita ja lahoavia puita.

Lahopuun muodostumiseen tähtääviä toimia tulee ohjeistaa ja valvoa entistä paremmin niin, että luontaiset puulajit ja niiden lahopuuluokat tulevat otetuksi aluetasolla riittävästi huomioon. Syntyvän lahopuuston tulisi tulevaisuudessa käsittää mahdollisimman monipuolisesti ja edustavasti sekä alueelle ominaisten että vähälukuisempien puulajien lahopuuluokkia metsän eri kehitysvaiheissa ja pienilmastoissa.

Syntyvän lahopuun säilymiseen tulee kiinnittää erityistä huomiota, jottei se tuhoudu metsää uudistettaessa ja hoidettaessa. Edelleen tulee kehittää toimintamalleja, jotka edistävät säästöpuilla hakkuuhetkellä arvokkaan lajiston säilymistä.

PETRI AHLROTH • TIMO LEHESVIRTA

9.4 Paloympäristöt

Kulot luonnonmetsissä

Kulot ovat merkityksellisin luontainen häiriötekijä Fennoskandian boreaalisissa metsissä. Kulojen esiintymisen yleisyys metsikkötasolla riippuu kasvillisuustyypistä, puulajisuhteista, puuston rakenteesta, maaperästä, topografiasta ja paikallisilmastosta. Kulot ovat yleisimpiä kuivissa mäntyvaltaisissa metsissä, joissa niitä voi esiintyä 2–3 kertaa vuosisadassa. Tuoreissa kuusivaltaisissa metsissä kulo käy keskimäärin kerran 100–150 vuodessa. Kuloihin liittyy kuitenkin voimakas satunnaiselementti, ja kulojen yleisyys ja intensiteetti vaihtelee huomattavasti samanlaisillakin kasvupaikoilla.

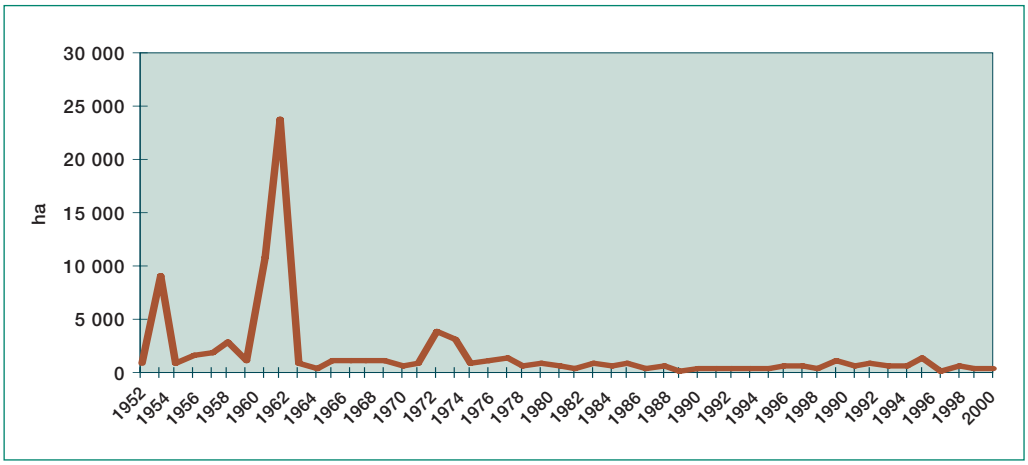
Jo vuosisatojen ajan ihmisellä on ollut suuressa osassa Fennoskandiaa määräävä vaikutus metsäpalojen esiintymiseen ja laajuuteen, mikä vaikeuttaa luontaisen palofrekvenssin arvioimista. Ruotsissa tehdyissä tutkimuksissa havaittiin, että kulolajisto on runsaampaa korkeilla alueilla kuin alavilla mailla[33], mikä ilmeisesti johtuu alavampien maiden rehevämmistä ja kosteammista ympäristöistä.

Suurin osa kuloista on ollut pinta-alaltaan pieniä pintapaloja, joilla valtaosa puustosta on säilynyt elävänä. Tällaiset kulot ovat tyypillisiä erityisesti mäntykankailla. Harvoin esiintyneet laajat ja voimakkaat latvapalot lienevät kuitenkin vaikuttaneet eniten metsäalueiden maiseman rakenteeseen ja lajiston esiintymiseen. Kulojen aiheuttamaa häiriötä on usein verrattu avohakkuisiin. Vaikka osa ekologisista vaikutuksista on samanlaisia, eroavuudet ovat merkittäviä. Luonnonkuloissa voi syntyä huomattavia määriä hiiltynyttä lahoavaa puuainesta. Kuloala poikkeaa myös pienilmastoltaan avohakkuusta.

Pieniä palamattomia laikkuja, jotka ovat tärkeitä lajiston turvapaikkoja ja leviämislähteitä, säästyy useimmiten voimakkaissakin kuloissa. Kosteat varjorinteet ja painanteet, lakikuusikot, korvet sekä soiden saaret ovat tyypillisiä harvoin tai heikosti palavia kohteita. Näissä kohteissa paloväli on yleensä satoja vuosia.

Nykyään metsäpaloilla on vain vähäinen merkitys Suomen metsien kehitykselle. Tehokkaan kulontorjunnan ansiosta metsäpalot polttavat vuosittain vain muutamia satoja hehtaareja metsää (kuva 9.8).

KUVA 9.8
Metsäpaloalat (ha) vuosina 1952–2000 (Metsäntutkimuslaitos).



Kulot talousmetsissä ja kulotuksen nykytilanne

Tulen käyttö metsänuudistamisessa yleistyi 1800-luvun loppupuolella. Kulotus oli yleisintä 1950- ja 1960-luvuilla, jolloin kulotettiin parhaimmillaan yli 30 000 hehtaaria vuosittain. Kulotusta käytettiin yleisesti muun muassa kuusikoiden uudistamisessa männylle. Kaskikulttuurin loppuminen ja metsäpalojen torjunta ovat aiheuttaneet sen, että nuoria ja keski-ikäisiä metsäpalon jälkeisiä sukkessiovaiheita on metsissämme niukasti.

Kulotusta ei ole merkittävästi käytetty metsän uudistamisessa 1960-luvun jälkeen (kuva 9.9). Kulotuksia ei pidetä enää metsätaloudellisesti tarpeellisina, koska maanmuokkaus tehdään koneellisesti. Viime vuosikymmenen alkupuolella Suomessa kulotettiin vuosittain vain noin 3 500 hehtaaria, mikä on noin 2 % vuosittain uudistettavan metsämaan pinta-alasta. Viime vuosina kulotus on lievästi lisääntynyt.

Metsähallitus on kulottanut valtion mailla säännöllisesti[34], ja myös muut metsäalan toimijat ovat kulottaneet vuosittain muutamia metsäalueita. Kulotusta on pyritty lisäämään metsien sertifioinnin avulla (Suomen metsäsertifiointistandardi 1997). Kulotettaviksi sopivat kaikki sellaiset uudistusalat, jotka eivät ole maaperältään liian reheviä (lehdot) tai karuja, ja jotka kokonsa ja muotonsa puolesta soveltuvat kulotettaviksi.

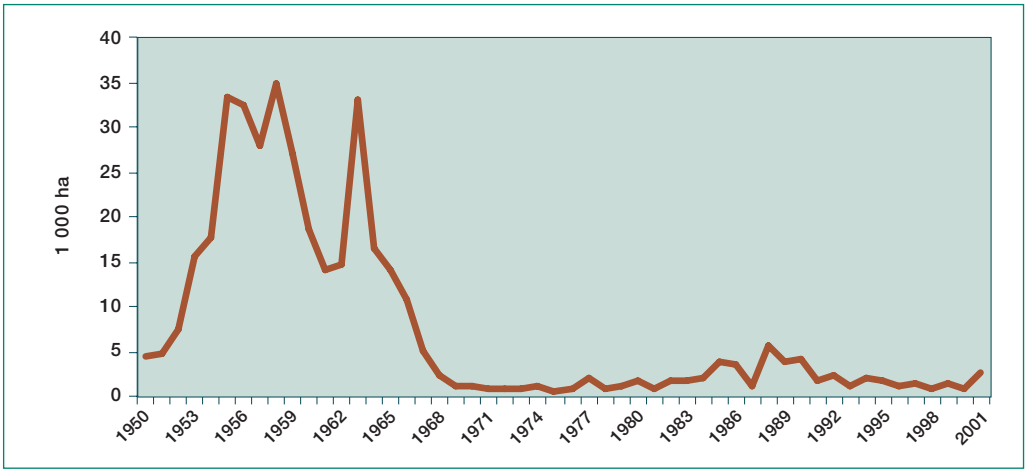
Kulotus talousmetsien luonnonhoidossa

Palaneen metsän erityispiirteet sekä kuloihin sopeutunut lajisto ovat pitkälti hävinneet tai vähentyneet talousmetsistä. Kulotuksen lisääminen on elintärkeää niille harvinaisille tai uhanalaisille lajeille, jotka ovat sopeutuneet elämään palaneessa maassa tai puuaineksessa. Kulotuksen luonnonhoidollista arvoa lisää, jos kulotettavalle alueelle jätetään lahopuuta ja pystypuuta[35]. Metsänhoidollisella kulotuksella ja ennallistamispoltoilla voidaan lisätä monimuotoisuuden edellytyksiä metsissä[36].

Etelä-Suomen metsien suojelua pohtinut asiantuntijatyöryhmä[32] esitti, että metsätaloudellista kulotuksia ja hallittua tulenkäyttöä suojelualueiden ennallistamisessa lisätään ja keskitetään erityisesti niin sanotuille kulojatkumoalueille eli alueille, joilla on viime vuosikymmeninä harjoitettu kulotusta. Suojelualueilla toteutettavaan ennallistamiseen liittyvää hallittua tulenkäyttöä voidaan tukea kulottamalla suojelualueita ympäröiviä talousmetsiä.

Koska monet kuloalueiden lajit ovat tehokkaita ja nopeita leviämään[37], niiden elin-

KUVA 9.9
Kulotusmäärät 1950–2001 (Metsäntutkimuslaitos).



mahdollisuuksia voidaan ilmeisesti parantaa huomattavasti jo varsin pienellä kulotettavan pinta-alan lisäyksellä. Kulotettavien uudistusalojen ei välttämättä tarvitse olla erityisen laajoja, sillä lajiston kannalta on oleellisinta pitää yllä metsäaluetason kulojatkumoa. Lajien leviämistä helpotetaan, jos eri vuosina kulotettavat alueet sijaitsevat toistensa läheisyydessä, mieluiten korkeintaan muutaman kymmenen kilometrin etäisyydelle toisistaan.

Kulotusaloille tulisi jättää keskimääräistä enemmän säästöpuita, sillä osa kuloista riippuvaisista lajeista elää vain järeillä hiiltyneillä puilla. Säästöpuita jätetään vähintään 10 runkoa hehtaarille, ja niiden tulee edustaa monipuolisesti uudistusalan puulajeja. Pieni osa kulotusalueista voidaan jättää kulotuksen jälkeen täysin luonnontilaan. Näillä säästökuvioilla puuston annetaan uudistua luontaisesti ja kehittyä itseharvenemisen kautta luonnontilaiseksi.

Siemenpuuasentoon hakattuja männiköitä valitaan myös kulotettaviksi. Näillä alueilla siemenpuita ei poisteta kulotuksen jälkeen, vaan ne jätetään säästöpuiksi. Kulotus toteutetaan kevyenä pintakulona, jotta siemenpuut säilyvät elävinä.

SAMULI JOENSUU

9.5 Suot

Soiden luokittelu, esiintyminen ja määrä

Suo määritellään kasvitieteellisesti kasvupaikaksi, jonka muodostaa turvetta tuottava kasviyhdyskunta. Soilla pohjaveden pinta on korkealla, ja orgaaninen aines hajoaa vain osittain ja kerrostuu turpeeksi.

Soita syntyy primaarisen soistumisen, metsämaan soistumisen ja vesistöjen umpeenkasvun tuloksena. Primaarisessa soistumisessa suokasvillisuus valtaa maan heti maan paljastuttua jään tai veden alta. Metsämaan soistuessa metsä tai kivennäismaa muuttuu

suoekosysteemiksi. Vesistön umpeenkasvussa avoin vesiallas muuttuu suoksi. Primaarinen soistuminen on ollut yleisintä geologisesti nuorilla mailla, kun taas geologisesti vanhoilla mailla on soistunut eniten metsämaata. Metsämaiden soistumista ovat edesauttaneet kosteat ilmastojaksot, metsäpalot, myrskyjen aiheuttamat hävitykset ja laajat avohakkuut. Kivennäismaiden soistuminen on vähentynyt noin 3 000 vuotta sitten[38].

Samankaltaiset suoalueet kuuluvat ekologisilta ja morfologisilta ominaisuuksiltaan samaan suoyhdistymätyyppiin. Näiden vyöhykkeet etelästä pohjoiseen ovat: luhtasuot, keidassuot, aapasuot (sisältää palsasuot) ja subalpiiniset suot. Keidassuot ja aapasuot ovat näistä tärkeimmät. Suomi jakautuu eteläiseen keidassoiden vyöhykkeeseen ja pohjoiseen aapasoiden vyöhykkeeseen.

Suoyhdistymätyypit voidaan jakaa edelleen suurmuototyyppeihin. Keidassuot jaetaan vietto-, kilpi- ja laakiokeidassoihin. Keidassoiden keskiosa kohoaa ympäröivän mineraalimaan yläpuolelle. Aapasuot ovat tasaisempia. Soiden pinnanmuodoista tyypillisimmät ovat keidassoiden kermit ja kuljut sekä aapasoiden jänteet ja rimmet.

Suot voidaan jakaa hydrologian ja ravinteisuuden perusteella kahteen ryhmään: 1) ombrotrofisiin soihin ja 2) minerotrofisiin soihin. Ombrotrofiset suot saavat vetensä ja ravinteensa ilmasta tulevan sateen ja laskeuman kautta. Minerotrofisille soille kulkeutuu vettä ja ravinteita pohjaveden mukana. Valuma-alueelta tuleva veden määrä ja laatu määrittää suon ravinneoloja. Minerotrofiset suot voidaan jakaa ravinnetason perusteella kolmeen ryhmään:

- oligotrofiset eli vähäravinteiset suot
- mesotrofiset eli keskiravinteiset suot
- eutrofiset eli runsasravinteiset suot.

Suotyyppiluokitus perustuu ravinteisuuden ja kosteusolojen erilaisten yhdistelmien muodostamiin kasvupaikkoihin, jotka voidaan kuvata kasvilajikoostumuksen mukaan. Kasvitieteellisessä luokittelussa on kuvattu yli 100 ja metsätaloudellisessa luokituksessa yli 30 suotyyppiä.

Suot jaetaan käytännön luokittelussa kahteen pääryhmään: 1) aitoihin puustoisiin suotyyppeihin sekä 2) avosoihin ja sekatyyppeihin. Aidot puustoiset suotyypit (aidot korvet ja rämeet) edustavat mätäs- ja välipintakasvillisuutta, jossa luonnontilaisena ei ole märkiä nevapintoja eikä sekatyypeille ominaista mättäiden ja painanteiden vaihtelua[38].

TAULUKKO 9.4
Suomen soiden määrä[38,39].

Alkuperäinen suopinta-ala	10,4 milj. ha
Metsäojitettu	4,7 milj. ha
Luonnontilaiset suot	4,2 milj. ha
Suojeltu	841 000 ha
Maatalouskäytössä	0,4–0,7 milj. ha
Turpeennostoon soveltuvaa	622 000 ha
Turvesuot	120 000 ha
Tekoaltaina	60 000 ha
Teiden alla	30 000–35 000 ha
Kaatopaikkoina	2 000 ha

Metsäojituksen kehitys

Runsaat sata vuotta sitten metsäojitus oli Suomessa vielä varsin vähäistä käsittäen vain joitakin luonnonpurojen perkauksia. Metsäojituksen historia alkoi varsinaisesti vuonna 1908 valtion mailla. Puutavarayhtiöiden metsissä tehtiin ensimmäiset laajahkot ojitukset 1910-luvulla. Yksityismailla metsäojituksia ei alkuvaiheessa tehty, kunnes vuonna 1928 saatiin aikaan metsänparannuslaki, jolla varattiin valtion budjetissa rahaa soiden kuivatuksiin sekä muiden tuottamattomien tai vähätuottoisten metsämaiden saattamiseen tuottavaan kuntoon yksityismetsissä ja valtion mailla. Ensi alkuun laki säädettiin kerrallaan viisivuotisjaksoksi.

Metsänparannuslain voimaantulon jälkeen metsäojitustoiminta oli vilkasta: ennen toista maailmansotaa Suomessa arvioitiin olevan jo runsaat 600 000 hehtaaria metsäojitettua pinta-alaa. 1940-luvulla toiminta oli lähes pysähdyksissä, ja vuoden 1940 loppuun mennessä oli kaikkiaan ojitettu runsaat 750 000 hehtaaria. Sen jälkeen ojitusmäärä alkoi kasvaa, mihin vaikuttivat ojitustoimintaa varten varattujen määrärahojen lisääminen valtion budjettiin

sekä ojitustekniikan kehittyminen. Toiminnan koneellistuttua 1950-luvun puolivälissä kaivumäärät moninkertaistuivat.

Metsäojitus jatkui vilkkaana 1960-luvun alkupuolella, jolloin useilla kansallisilla metsäohjelmilla pyrittiin lisäämään metsäpinta-alaa ja metsien tuottokykyä. Tärkein näistä ohjelmista oli Metsätalouden rahoitusohjelma (MERA)[40,41,42], jonka turvin voimavaroja keskitettiin vajaatuottoisten alueiden kuntoon saattamiseen ja erityisesti soiden ojitukseen. Ohjelma kesti kymmenen vuotta (1965–1975), jona aikana huomattava osa, noin 2,6 miljoonaa hehtaaria, nykyisin metsätalouskäytössä olevista soistamme ojitettiin. Valtakunnan metsien inventointien mukaan soiden ja veden vaivaamien kankaiden ojituspinta-ala on nykyään noin 4,7 milj. hehtaaria[39]. Suomen metsätalousmaasta näiden osuus on noin 17 %. Suomen suopinta-alasta on ojitettu metsänkasvatusta varten vähän vajaa 50 %.

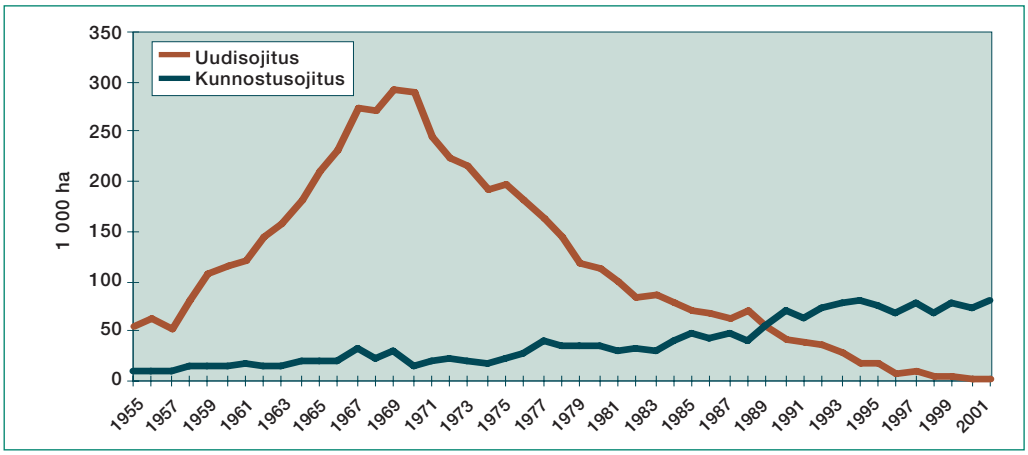
Vanhojen ojitusalueiden kunnostaminen edistyi vuoden 1987 jälkeen, jolloin metsänparannuslakia uudistettiin. Tuolloin uudisojituksen määrä oli jo supistunut voimakkaasti vuosien 1969–1970 huippumääristä, jolloin ojitettiin vuodessa lähes 300 000 hehtaaria. Vuoden 1993 alussa voimaan tulleessa metsänparannussäädösten muutoksessa kunnostusojitus tuli ensisijaiseksi ojitusmuodoksi ja uudisojitusta voitiin tehdä kunnostusojituksen sisältyvänä täydennyksenä. Vuodesta 1997 lähtien tehdyissä valtion rahoittamissa uusissa kunnostusojitussuunnitelmissa uudisojitusta ei ole enää rahoitettu.

Ojien kunnostamista oli yksityismailla tehty vähäisessä määrin jo ennen vuoden 1987 metsänparannuslain voimaantuloa. Uudisojituksen yhteydessä oli ollut mahdollista perata vanhoja ojia ja tehdä pienimuotoista täydennysojitusta ojitushankkeisiin läheisesti liittyvällä alueella. Metsä 2000 -ohjelmassa painotettiin tarvetta purkaa kunnostusojituksen suuria rästejä. Tämän katsottiin edellyttävän vuosina 1986–2005 vähintään 120 000 hehtaarin vuotuista kunnostusojitusmäärää. Metsä 2000 -ohjelman tarkistustoimikunnan raportissa kunnostusojituksen vuotuinen vähimmäistavoite nostettiin 150 000 hehtaariin vuoteen 2000 asti. Viime vuosikymmenellä kunnostusojitusta tehtiin kuitenkin vuosittain keskimäärin vain noin 75 000 hehtaaria. Vuonna 1999 hyväksytyn Kansallisen metsäohjelma 2010:n mukaan kunnostusojituksen odotetaan lisääntyvän niin, että se on vuosina 2000–2010 keskimäärin 110 000 hehtaaria vuodessa.

Ohjeistojen kehitys

Ojituskohdetta valittaessa on suon metsänkasvatuskelpoisuus ollut aina tärkeällä sijalla. Ojituskelpoisuuden kriteerit ovat vaihdelleet

KUVA 9.10
Metsäojitus vuosina 1955–2000 (Metsäntutkimuslaitos).



monestakin syystä. Metsäojitustoiminnan alkuaikoina, lapiotyökaudella, jolloin ojametrin työkustannukset olivat suuret, ojituskohteiksi valittiin pääasiassa puustoisia reheviä rämeitä ja korpia tai muutoin ravinteikkaita kohteita. Tuolloin suot luokiteltiin puuntuottokyvyn mukaan viiteen luokkaan erittäin hyvistä välttäviin ja huonoihin suotyyppiluokkiin. Valtakunta oli jaettu lisäksi viiteen ilmastovyöhykkeeseen.

Huonoimmiksi luokiteltuja ojituskohteita olivat muun muassa rahkaiset niittyvillarämeet, rahkaiset kalvakkanevat, rahkaiset lyhytkortiset nevat, rahkarämeet ja rahkanevat, joiden ojittamiseen eteläisilläkin ilmastovyöhykkeillä tuli suhtautua hyvin varauksellisesti. Pohjoista kohti mentäessä suotyypin ravinteisuusvaatimus kasvoi ilmastovyöhykkeen mukaan siten, että aivan pohjoisessa metsänkasvatuskelpoisia olivat vain kaikkein ravinteikkaimmat suot, kuten lehtokorvet, ruoho- ja heinäkorvet, lettokorvet ja lettorämeet, varsinaiset letot, kangaskorvet ja varsinaiset korvet, nevakorvet, ruohoiset sararämeet sekä parhaat tulvanevat.

Vuonna 1961 annettujen ohjeiden mukaan avosuot tuli jättää ojittamatta. Pohjois-Suomessa, linjan Kuusamo–Kemijärvi–Kolari pohjoispuolella sijaitsevat suot eivät liioin olleet ojituskohteita.

1960- luvun lopulla metsänlannoitus alkoi lisääntyä. Tuolloin nähtiin mahdolliseksi parantaa suon metsänkasvatuskelpoisuutta lannoittamalla – syntyi käsite ”lannoittaen metsänkasvatuskelpoinen suo”. Vuoden 1973 metsäojitusohjeissa lannoittaen metsänkasvatuskelpoisia soita olivat: varsinainen letto, rimpiletto, lyhytkortinen kalvakkaneva, lyhytkortinen neva, rimpineva, koivulettokorpi, rahkainen lettoräme ja rahkaräme. Samaisissa ohjeissa valintakriteeriksi otettiin myös kasvukauden tehoisan lämpötilan summa aiemman karkean viisiportaisen ilmastovyöhykejaon sijaan. Vuonna 1984 lyhytkortisista rämeistä erotettiin kermi- eli keidasrämeet, jotka rajattiin koko maassa metsäojituksen ulkopuolelle.

Metsänparannuslain uudistamisen jälkeen uudis- ja kunnostusojitusta koskevat ohjeistot uudistettiin 1980-luvun lopussa. Uudisojituksessa tupasvillaräme oli puustoisilla soilla ojituksen alaraja. Avosoista luontaisesti metsittyvät ruohoinen saraneva ja varsinainen saraneva olivat vielä ojituskelpoisia maan eteläosissa. Kunnostusojituskelpoisuuden kannalta merkittävänä seikkana pidettiin sitä, kuinka paljon uudisojitusalueelle oli kasvanut puustoa. Kullekin suotyypille määriteltiin ohjeissa vähimmäispuustomäärä, mikä piti ylittää kunnostusojituskelpoisuuden ehtona. Vuoden 1993 kunnostusojitusta koskevissa ohjeissa ojituskelpoisuuden alarajaa kiristettiin nostamalla vähimmäispuustovaatimusta.

Nykyisissä ohjeissa kunnostusojituskohteen tulee täyttää metsänkasvatuskelpoisuuden vaatimukset sekä kasvupaikan että puuston suhteen. Kunnostusojituskohteiden on oltava taloudellisesti tarkoituksenmukaisia ottaen huomioon, että töiden tulee olla sekä metsäluonnonhoidon että metsien biologisen monimuotoisuuden säilyttämisen kannalta tarkoituksenmukaisia, eikä niillä saa aiheuttaa kohtuudella vältettävissä olevaa haittaa muulle ympäristölle (Maa- ja metsätalousministeriön asetus) (tietolaatikko 9.8).

Metsäteollisuusyrityksillä on tällä hetkellä lähes samanlaiset ohjeet kuin yksityismailla ja Metsähallituksella siitä, miten soita hyödynnetään metsätaloudessa. Ohjeistot ovat yhtenäistyneet erityisesti 1990-luvulla. Metsäteollisuusyritysten kunnostusojitusta koskevat ohjeet ovat puuston tuottovaatimuksiltaan tiukemmat kuin yksityismailla. Vielä ojittamattomia suokokonaisuuksia ei enää ojiteta, ja vähäisiä täydennysojituksia tehdään vain jo pääosin ojitetuilla soilla. Alueilla, joissa ojitus ei ole oleellisesti parantanut puuston kasvua, ojat jätetään kunnostamatta.

Soiden merkitys monimuotoisuudelle

Suomen uhanalaisista lajeista 4,5 prosentilla (67 kpl) ensisijainen elinympäristö on suo. Uhanalaisten lajien määrä on melko pieni suhteessa ojitustoiminnan laajuuteen. Uhanalaisista suolajeista pääosa on itiö- ja putkilo-

Varsinainen sararäme (VSR) on yleisin ojituskohde Suomessa (Kuva: Samuli Joensuu).



TIETOLAATIKKO 9.8

Kunnostusojitus ja ravinteiden huuhtoutuminen

Kunnostusojitus lisää kiintoaineksen ja ammoniumtypen (NH_4-N) huuhtoutumaa, vähentää valumaveden liuenneen orgaanisen aineksen eli humuksen huuhtoutumaa ja nostaa valumaveden pH-arvoa. Kunnostusojitus lisää myös kationien eli kaliumin, kalsiumin, magnesiumin ja natriumin huuhtoutumista. Valumaveden alumiini- ja rautapitoisuudet voivat joillakin alueilla hetkellisesti nousta.

Ojituksesta vesiin kulkeutuva kiintoaines sisältää muun muassa typpeä ja fosforia. Liukoisen kokonaistypen ja -fosforin pitoisuudet eivät sen sijaan lisäänny kunnostusojituksen seurauksena. Laskeutusaltailla voidaan vähentää parhaimmillaan 30–60 % huuhtoutuvasta kiintoaineksesta. Pintavalutusmenetelmällä voidaan kiintoaineksesta suodattaa jopa 70–90 %. Samalla saadaan kiinni kiintoaineksen sisältämät ravinteet. Liukoisia ravinteita ei näillä vesiensuojelumenetelmillä voida käytännössä vähentää.

Samuli Joensuu

kasveja sekä selkärangattomia eläimiä. Rehevät avosuot ja korvet ovat uhanalaisten lajien tärkeimpiä elinympäristöjä. Uhanalaisia suolajeja on letoilla 37 kpl, korvissa 13 kpl, rämeillä 6 kpl ja nevoilla 7 kpl[1].

Soiden laiteet ovat monille metsä- ja suolajeille erityisen tärkeitä elinympäristöjä. Monet runsasravinteisuutta vaativat suolajit esiintyvät soiden reunavaikutteisissa osissa, jotka ovat yleensä ravinteikkaampia kuin suon keskiosa. Laiteiden korvissa ja soistuvissa kangasmetsissä esiintyy myös monia kosteaa pienilmastoa tarvitsevia metsälajeja.

Suon kasvilajikoostumus riippuu ravinteiden lisäksi keskeisesti suon hydrologiasta. Osa lyhytkortisista rämeistä, tupasvillarämeistä ja isovarpurämeistä on ombrotrofisia; toisin sanoen ne saavat vetensä ja ravinteensa kokonaan sadevedestä, mutta valtaosa puustoisista soista on minerotrofisia eli ne saavat osan vesistään ja ravinteistaan ympäröiviltä mailta tulevan valunnan kautta. Minerotrofisten puustoisten soiden joukossa on siis sekä kuivahkoja, runsaspuustoisia suotyyppejä että märkiä, vähäpuustoisia sekatyyppejä. Ojituksen yhteydessä kaivetut ojat katkaisevat vesien ja ravinteiden tulon ympäröiviltä alueilta, ja nämä alun perin minerotrofiset suot ovat ojituksen jälkeen vesitaseen suhteen sadeveden varassa eli ombrotrofisia.

Ojituksen vaikutus eliölajiston muutoksiin

Kun suo ojitetaan, monet erikoistuneet suolajit taantuvat ja yleiset metsälajit runsastuvat. Ensimmäisenä häviävät märkien kasvupaikkojen kasvilajit, samalla kun kuivien mätäspintojen varvut ja monet kangasmetsälajit menestyvät entistä paremmin. Ojitus tuhoaa myös monien erikoistuneiden suohyönteisten elinympäristöt.

Suota ekosysteeminä luonnehtii korkea pohjavedenpinnan taso. Luonnontilaisilla soilla kosteus on keskeinen monimuotoisuuteen vaikuttava ympäristömuuttuja. Rimpipinnoilla vesi on suon pinnassa tai vain muutamia senttejä sen alapuolella ja mätäspinnoilla yli 20 cm:n syvyydessä. Ojituksen tavoitteena on laskea suon pohjavesipintaa ja siten lisätä pintaturpeen hapellisen kerroksen paksuutta puiden juuriston kannalta edullisemmalle tasolle, noin 35–55 cm:iin[43].

Ojituksen seurauksena suon luontainen kosteusvaihtelu häviää. Ojituksen jälkeen suon pinta yleensä painuu, mikä johtuu siitä, että turpeen tilavuus pienenee vesimäärän vähetessä ja orgaanisen aineksen hajoamisen lisääntyessä[44]. Suon pinnan painuminen on maamme oloissa vaihdellut 7–70 cm:iin riippuen suotyypistä, suon märkyydestä, turvekerroksen paksuudesta ja ojituksen tehosta. Painuminen on voimakkainta ojien läheisyydessä.

Suokasvillisuuden rakennetta ja lajikoostumusta muovaavat tekijät muuttuvat ojituksen myötä huomattavasti, mikä merkitsee, että ojitus voi aiheuttaa huomattavia kasvillisuusmuutoksia. Muutokset kohdistuvat eniten ja nopeimmin märkien, rehevien soiden kasvilajeihin. Kuivimpien välipintojen sarakasvustot saattavat säilyä pitkäänkin, mutta häviävät viimeistään puuston sulkeutuessa. Myös monet mätäspintojen suovarvut säilyvät pitkään, mutta puuston varjostuksen lisääntyessä nekin vähitellen häviävät. Vapautuneen kasvutilan valtaavat suon mätäspintalajit ja kangasmaiden lajit. Pohjakerroksessa rahkasammalet korvautuvat vähitellen metsäsammalilla.

Metsäojitus ja muut metsätaloustoimet muuttavat luonnontilaisen suoekosysteemin toimintaa monella tavoin: suovedenpinta laskee ja suolle tulevien vesien määrä ja laatu muuttuvat, turpeen kertyminen lakkaa ja pintaturpeen ominaisuudet muuttuvat, puuston määrä kasvaa ja sen rakenne muuttuu, alkuperäinen suokasvillisuus ja suoeläimistö taantuu tai häviää.

Soiden ojitus ja sitä seurannut avointen elinympäristöjen väheneminen ovat pienentäneet monien suolla pesivien lintulajien pesimätiheyttä erityisesti maan eteläosissa. Monet avosoiden kahlaajalajit ovat vähentyneet Etelä-Suomessa, kun niiden pesimäsuot ovat muuttuneet lajeille sopimattomiksi. Soiden ja metsien mosaiikkimaisen rakenteen katoamisen on arveltu olevan yhtenä syynä riekkojen ja kehrääjien taantumiseen. Toisaalta ojitus on lisännyt peitteisyyttä vaativien lajien viihtyvyyttä. Muutokset soiden reunojen hyönteislajistossa voivat heijastua myös linnustoon.

TAULUKKO 9.5

Suomessa on 23 valtakunnallisesti tai alueellisesti uhanalaiseksi arvioitua suotyyppiä. Metsäojitukset, soiden maatalouskäyttö, turvetuotanto, soiden käyttö tekoaltaina tai kaatopaikkoina sekä soiden jääminen teiden alle ovat osaltaan vaikuttaneet eräiden suotyyppien uhanalaistumiseen[45].

Koko maassa uhanalaiset	Lehtokorvet Saniaiskorvet Lähdekorvet Luhtaletot Varsinaiset letot Koivuletot Lettonevat Tervaleppäluhdat Tihkupinnat Mesotrofiset lähteet ja lähdesuot Meso-eutrofiset lähteet ja lähdesuot Eutrofiset lähteet ja lähdesuot
Keidassuoalueella uhanalaiset	Ruoho- ja heinäkorvet Kalvakkanevarämeet Rimpinevarämeet
Metsä- ja Tunturilapin eteläpuolella uhanalaiset	Lettokorvet Lettorämeet Rimpiletot
Aapasuoalueella uhanalaiset	Ruohoiset mustikkakorvet Carex nigra -nevakorvet Koivuluhdat Keidasrämeet Kuljunevat

Soiden ennallistaminen

Ennallistaminen on toimintaa, jolla pyritään nopeuttamaan ihmisen muuttaman ekosysteemin palautumista luonnontilaisen kaltaiseksi. Suoekosysteemin ennallistamisessa on lisäksi tavoitteena luonnonmukaisen hydrologian palauttaminen[46].

Metsätalouden ympäristöohjelman[47] mukaan harvinaisia ojitettuja suotyyppejä ja metsätaloudellisesti kannattamattomia ojikkoja on tarkoituksenmukaista palauttaa luonnontilaan. Ennallistamisen merkitys on suurin niissä osissa maata, joissa suojeluohjelmia on vähiten. Ennallistumista merkitsee myös se, kun heikkotuottoisille ojitusalueille ei enää tehdä kunnostusojitusta, vaan niiden annetaan palautua hitaasti kohti luonnontilaisen kaltaista ekosysteemiä.

Laki kestävän metsätalouden rahoituksesta (1094/1996) sisältää mahdollisuuden, että myös alueiden ennallistamista rahoitetaan valtion tuella metsäluonnon hoitohankkeina. Metsätalouden ympäristöohjelman seuranta-

raportin mukaan ensisijaisia ennallistamiskohteita olisivat esimerkiksi pienvedet ja ojitetut harvinaisimmat suotyypit. Ympäristöministeriön asettaman Ennallistamistyöryhmän mukaan tavoitteena on ennallistaa noin 20 000 hehtaaria suojelualueiden soista vuoteen 2012 mennessä[46].

Suoluonnon monimuotoisuutta parannetaan jättämällä luonnontilaisten soiden reunoille suojavyöhyke. Ensisijaisesti harvinaisia ja uhanalaisia suotyyppejä ennallistetaan. Vesitalouden muutos näillä soilla voi joksikin aikaa lisätä huomattavasti lahopuun määrää.

Soita ennallistettaessa pyritään kumoamaan metsätalouden aiheuttamat muutokset tukkimalla tai patoamalla ojat ja palauttamalla puuston rakenne luonnontilan kaltaiseksi tai poistamalla puusto kokonaan alun perin puuttomilta soilta44. Suon ennallistamisen lähtökohtana on nostaa pohjavesi takaisin luonnontilaista vastaavalle tasolle. Ennallistamisen tavoitteena on myös palauttaa suovesien luontaiset virtausreitit sekä kivennäismaan läpi virranneiden vesien pääsy minerotrofisille soille. Tämä edellyttää soiden ja kivennäismaiden rajalle kaivettujen niskaojien täyttöä.

PETRI KETO-TOKOI

9.6 Pienvedet ja rantametsät

Pienvesiksi luetaan pienet järvet (alle 100 ha), lammet, purot, lähteet, fladat ja kluuvit[48]. Pienvedet sekä niihin liittyvät suot ja rantavyöhykkeet ovat luonnon monimuotoisuuden kannalta arvokkaita kokonaisuuksia. Niillä on usein myös huomattava maisema- ja virkistyskäyttöarvo.

Korpinotkot, norot, lähteet ja latvapurot muodostavat hiussuoniston, joka kerää valuma-alueilta purkautuvat vedet ja niiden mukana huuhtoutuvat aineet. Latvavesissä ja niiden valuma-alueilla tapahtuvilla prosesseilla on suuri vaikutus alempana sijaitseviin vesistöihin. Ne säätelevät muun muassa valumaa, veteen liuenneiden humusaineiden pitoisuutta, veden happamuutta, ravinnepitoisuutta, kiintoainepitoisuutta, happipitoisuutta ja lämpötilaa. Yläjuoksun eliöyhteisöt säätelevät myös virran mukana alaspäin kulkeutuvan ravinnon määrää ja laatua[49].

Metsätalous kantaa päävastuun siitä, että latvavedet säilyvät puhtaina ja monimuotoisina, sillä se vaikuttaa latvavesiin enemmän kuin mikään muu maankäyttömuoto. Latvavedet ovat herkkiä muutoksille, koska ne ovat yleensä niukkaravinteisia ja vesimäärältään pieniä. Niinpä rantapuuston poistaminen aiheuttaa pienvesien toiminnassa ja eliölajistossa paljon merkittävämpiä muutoksia kuin suuremmissa vesistöissä.

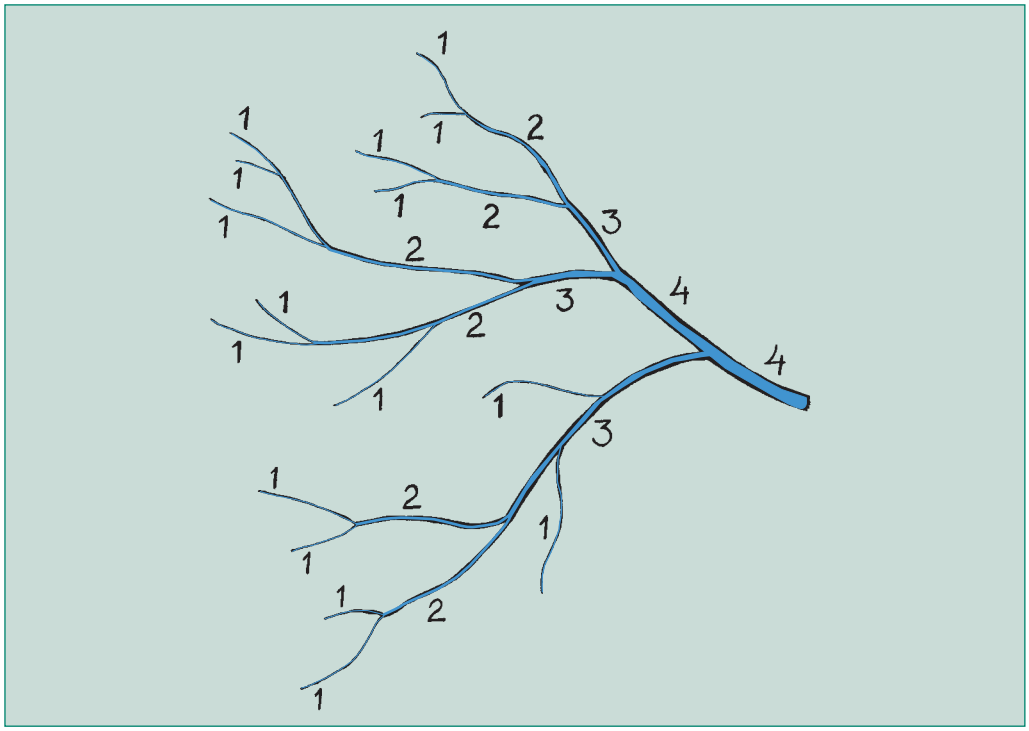
Rantametsien merkitys pienvesien monimuotoisuudelle

Pienvesille on ominaista puuston voimakkaasta varjostuksesta johtuva veden kylmyys ja korkea happipitoisuus, sillä kylmään veteen liukenee enemmän happea. Pienten latvavesistöjen eliölajisto on sopeutunut tällaisiin oloihin. Esimerkiksi purotaimen stressaantuu 20 °C:ssa ja kuolee 25 °C:n lämpötilassa. Ruotsalaisen tutkimuksen mukaan pohjaeläimistön tiheys ja lajiston monimuotoisuus pienissä ensimmäisen ja toisen asteen puroissa on suurimmillaan 50–75 % varjostuksessa, suuremmissa kolmannen ja neljännen asteen puroissa taas 25–50 % varjostuksessa[50] (kuva 9.11).

Lähteiden, purojen ja pienten lampien oma perustuotanto on vähäistä rantapuuston voimakkaan varjostuksen vuoksi. Niille ovat tyypillisiä lyhyet hajottajapohjaeliöistä alkavat

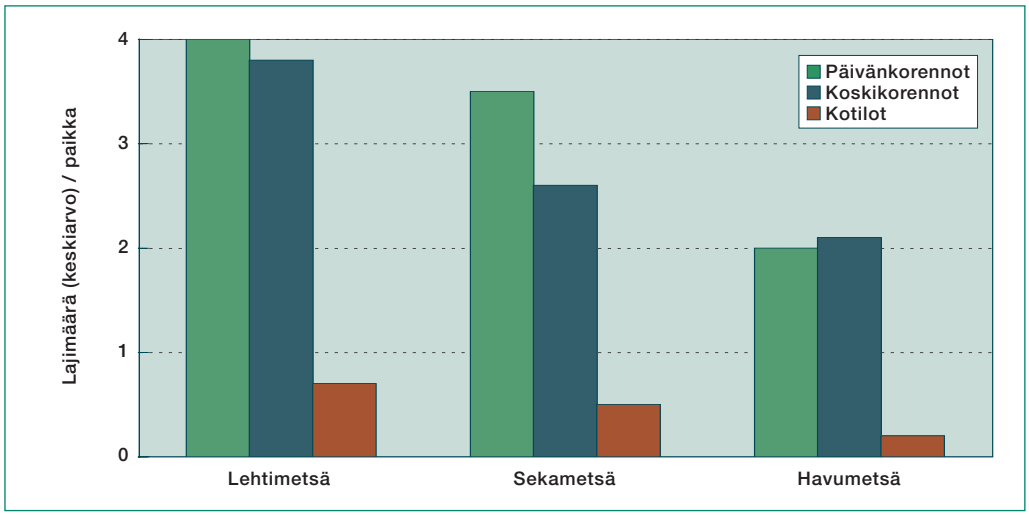
KUVA 9.11

Kaaviokuva Pohjois-Amerikassa kehitetystä puroluokituksesta: kahden ensimmäisen asteen latvapuron yhtyessä syntyy toisen asteen puro, kahden toisen asteen puron yhtyessä syntyy kolmannen asteen puro, jne. Järjestysasteen kasvaessa uoman leveys ja vesimäärä kasvaa, rantavyöhykkeet levenevät ja eliölajisto muuttuu. Latvavesien prosessit säätelevät veden laatua alajuoksulla.



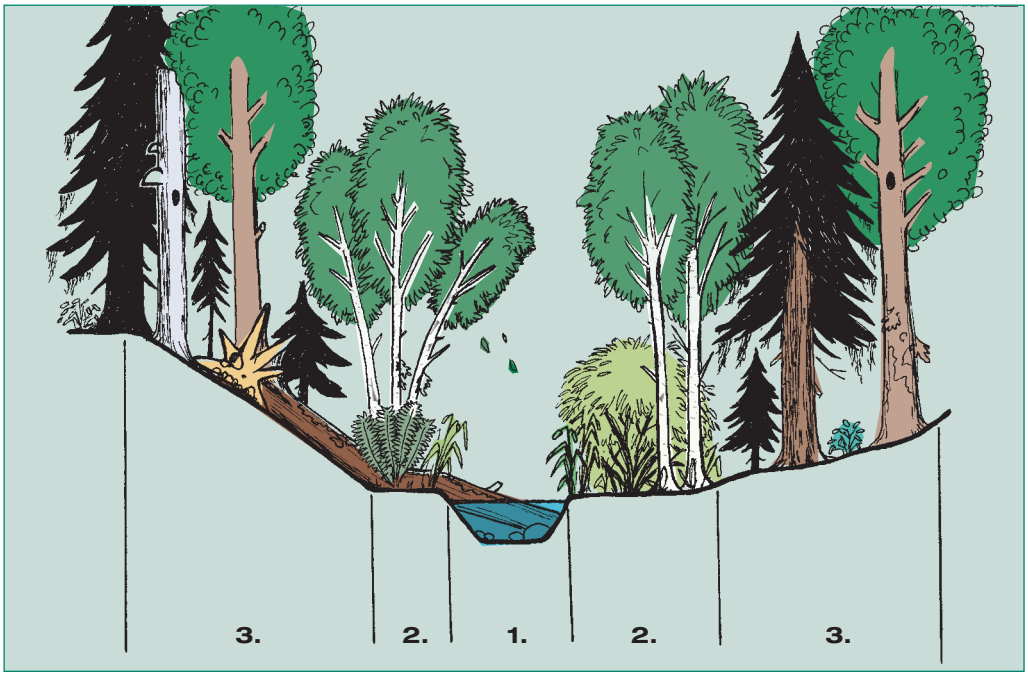
KUVA 9.12

Lehtipuiden karike pitää purossa yllä suurta pohjaeliöstön monimuotoisuutta. Koskikorentojen, päivänkorentojen ja kotiloiden keskimääräinen lajimäärä 20 ruotsalaisessa 1–5 metriä leveässä metsäpurossa, kun rantametsä on lehtimetsää, sekametsää tai havumetsää[52].



KUVA 9.13

Vesi- ja rantaympäristön kolme vyöhykettä: 1. akvaattinen vyöhyke, 2. rantavyöhyke ja 3. vaikutusvyöhyke (Piirros: Petri Keto-Tokoi).



ravintoketjut. Pienissä ja keskisuurissa puroissa 70–80 % puroeliöiden ravinnosta on peräisin rantavyöhykkeen kasvillisuudesta[51]. Lehtipuiden karike on tärkeä ravinnonlähde ja se pitää yllä suurempaa pohjaeliöstön monimuotoisuutta kuin havupuiden karike (kuva 9.12).

Lehtimetsien ympäröimässä purossa vesi ei ole yhtä hapanta kuin jos puroa ympäröi havumetsä, mikä lisää lajiston monimuotoisuutta. Monet vaateliaat purolajit, kuten ravut ja muut äyriäiset, kotilot, simpukat ja monet vesihyönteiset, vaativat lähes neutraalia vettä ja häviävät jos veden pH putoaa alle kuuden[52]. Lähdevaikutteiset purot ovat yleensä parhaita elinympäristöjä vaateliaille, kylmää ja neutraalia vettä tarvitseville lajeille.

Rantapuuston juuristo vakauttaa virtaavien vesien rantapenkkoja ja vähentää niiden eroosiota. Myös rantametsästä puroon kaatuneet puunrungot hidastavat veden virtausnopeutta, vakauttavat rantapenkkoja ja vähentävät siten uomaeroosiota. Puunrungot patoavat vettä ja muuttavat sen virtauksen nopeutta ja suuntaa. Tämä edistää syvänteiden, sivu-uomien ja -altaiden syntymistä, mikä lisää purouoman rakenteellista monimuotoisuutta

Puroon kaatuneet puut tarjoavat kaloille suojapaikkoja, joissa ne ovat turvassa pedoilta eikä niiden tarvitse ponnistella virtaa vastaan. Syvänteet taas ovat kaloille elintärkeitä talvehtimispaikkoja. Ruotsalaisen sähkökalastustutkimuksen (SILVA-projekti) mukaan kuolleen puuston määrän lisääntyminen purouomassa lisää merkittävästi mateiden, simppujen ja purotaimenen esiintymistiheyttä. Purotaimenten tiheys lisääntyi erityisesti puroissa, joissa oli petokaloja[53].

Valtaosa pohjaeliöiden hajotustoiminnasta tapahtuu virtausesteiden synnyttämissä syvänteissä, joihin kerääntyy orgaanista ainesta. Ilman virtausesteitä karike huuhtoutuisi veden mukana pois. Useiden pohjoisamerikkalaisten tutkimusten mukaan pääosa (n. 75 %) luonnontilaisten pienten purojen syvänteistä on kuol-

leen puuston synnyttämiä. Purot, joissa on runsaasti kuollutta puustoa ja risupatoja ovat hyvin tehokkaita pidättämään kiintoainetta ja hajottamaan sitä[54].

Veteen kaatuneet puunrungot muodostavat myös tärkeän elinympäristön ja energianlähteen monille purossa eläville eliölajeille. Niiden pinnalle kiinnittyneinä elää leviä ja leväkerrosta laiduntavia selkärangattomia eläimiä. Puiden halkeamat ja kolot ovat tärkeitä suoja- ja kiinnittymispaikkoja joillekin lajeille. Itse puuaineksen hajotukseen osallistuu sieniä ja bakteereja sekä pintakerrosta repiviä tai puuaineksen sisälle porautuvia selkärangattomia eläimiä[55,56]. Kivet ja puunrungot ovat tärkeitä kiinnittymisalustoja myös purosammalille. Suuri osa puron vesihyönteisistä ja äyriäisistä elää purosammalten muodostamissa kasvustoissa ja syö niihin tarttunutta ravintoa[57].

Rantametsien merkitys metsäluonnon monimuotoisuudelle

Vesi- ja rantaympäristö voidaan jakaa kolmeen vyöhykkeeseen: 1) akvaattiseen vyöhykkeeseen, 2) rantavyöhykkeeseen ja 3) vaikutusvyöhykkeeseen[58,54] (kuva 9.13). Rantavyöhykettä peittävät säännölliset ajoittaiset tulvat, ja sille on ominaista tulvaan ja kosteuteen sopeutunut ranta- tai suokasvillisuus. Vaikutusvyöhyke vaikuttaa vesistöön välittömästi muun muassa pohjavesien purkautumisen ja puuston varjostuksen ja karikesadon kautta. Vaikutusvyöhyke muodostaa vaihettumisvyöhykkeen rantakasvillisuuden ja kangasmaan kasvillisuuden välille, ja siihen sisältyy yleensä myös tulvaveden ylärajaa korkeammalla sijaitsevaa kangasmaata[54].

Rantavyöhykkeen leveys ja luonne vaihtelee paljon muun muassa vesistön tulvimisesta, rannan topografiasta ja kasvupaikkatyypistä riippuen. Kalliorannoilla rantavyöhykettä ei yleensä ole lainkaan. Karuilla ja jyrkillä kangasmaarannoillakin rantakasvillisuuden vyöhyke on hyvin kapea ja rantapuusto muodostuu usein vain rivistä valoa suosivia lehtipuita. Luonnon monimuotoisuuden kannalta arvokkaimpia ovat alavat rannat, joilla kostea ja rehevä rantavyöhyke on leveämpi ja siinä on usein erotettavissa kasvillisuudeltaan erilaisia vyöhykkeitä, rantaniittyä, pensaikkoa ja lehtimetsää.

Rantavyöhykkeen leveys kasvaa yleensä, kun siirrytään vesistöreittiä alaspäin. Etelä-Suomessa rantavyöhykkeiden osuuden metsämaan alasta on arvioitu olevan vähimmillään 0,4 % (Vaasan lääni) ja enimmillään 2,2 % (Mikkelin lääni), kun purojen varsille jätetään 5 metrin, ja järvien ja jokien varsille 10 metrin suojavyöhykkeet[57]. Ruotsissa rantametsien määräksi on arvioitu 2–4 % metsäpinta-alasta[59].

Monet luonnon monimuotoisuuden kannalta arvokkaat ja runsaslajiset luontotyypit, kuten tulvaniityt, lehtipuuluhdat, rehevät korvet, lehdot ja lehtimetsät, keskittyvät rannoille. Tulviminen, rehevyys ja rantavyöhykkeen valoisuus pitävät yllä rantametsien lehtipuuvaltaisuutta. Tyypillisiä märkien ja rehevien rantojen puulajeja ovat terva- ja harmaaleppä, hieskoivu, tuomi, raita, jalava ja muut pajut. Etelä-Suomen rantalehdoissa voi kasvaa myös harvinaisia jaloja lehtipuita, kuten saarnia ja kynäjalavia. Kuusta esiintyy yleisesti sekapuuna niillä alueilla, jotka eivät sanottavasti tulvi.

Rantakasvillisuuteen kohdistuu monia häiriöitä: vedenpinnan vaihtelua, jään liikkeitä, maa-ainesten eroosiota ja kerrostumista sekä majavien vaikutusta. Kosteat rantametsät ovat luonnonoloissa palaneet hyvin harvoin. Niille on ollut ominaista uudistuminen tulvahäiriöiden ja pienaukkojen kautta. Kuivemmat rantametsät ovat uudistuneet myös metsäpalojen kautta. Rantametsissä esiintyneet metsäpalot ovat vaikuttaneet vesiekosysteemien lajistoon muun muassa lisäämällä veden ravinnepitoisuutta, vähentämällä happamuutta, pienentämällä varjostusta ja karikesatoa sekä tuottamalla vesistöön päätyvää kuollutta puuta.

Tulvimisen, rehevyyden ja kostean sekä viileän mikroilmaston vuoksi rantametsät ovat tärkeitä elinympäristöjä monille putkilokasveille, hyönteisille ja sammakkoeläimille sekä päällysvieraina kasvaville jäkälille ja sammalille. Pienvesien luontokohteiden lajistokartoituksen mukaan niiden sammal- ja putkilokasvilajisto on runsas ja monipuolinen[8]. Eniten uhanalaisia lajeja löytyi purojen varsilta, toiseksi eniten lähteiden reunoilta ja vähiten lampien rannoil-



Kylmä, kirkas ja happipitoinen vesi, sorapohja, purosammalten kasvustot sekä uoman rakenteen monimuotoisuus ovat avaintekijöitä ravulle, purotaimenelle ja monelle muulle vateliaalle puron eliölle (Kuva: Petri Keto-Tokoi).

ta. Valtaosa uhanalaisista kasveista kasvoi metsälain erityisen arvokkaiden elinympäristöjen kriteerit täyttävillä pienvesikohteilla, mutta niitä tavattiin runsaasti myös sellaisissa kohteissa, jotka eivät näitä kriteereitä täyttäneet. Suuri osa tutkimuksessa löydetyistä uhanalaisista tai silmällä pidettävistä sammallajeista käyttää ainakin osaksi kasvualustanaan lahopuuta[8]. Rantametsien järeät maapuut ovatkin tärkeitä elinympäristöjä kosteaa mikroilmastoa vaativille maksasammallajeille.

Rehevät rantametsät muodostavat paikoitellen alueellisesti merkittäviä lehtojen ja lehtimetsien keskittymiä, joiden lajisto on poikkeuksellisen rikasta. Lehtimetsien lintulajeista esimerkiksi valkoselkätikka, pikkutikka, kuhankeittäjä ja pyrstötiainen ovat voimakkaasti sidoksissa rantametsiin. Monet hyönteisiä syövät lintu- ja lepakkolajit suosivat rantametsiä pesimäympäristöinä, koska vesistö ja sen kostea rantavyöhyke tarjoavat niille runsaasti hyönteisravintoa. Osa rantametsien lintu- ja nisäkäslajeista on kolopesijöitä, minkä vuoksi vanhojen ja lahoavien puuyksilöiden esiintyminen on tärkeää. Vesilinnuistakin telkkä, uivelo ja isokoskelo pesivät kolopuissa.

Rantametsät ovat tärkeitä myös monille kangasmetsien eläimille. Kanalintujen poiku-



eet hakeutuvat alkukesästä puronvarsikosteikkoihin syömään hyönteisiä. Juomavesi, rehevä kasvillisuus, lehtipuuvesaikko, suoja ja viileys vetää puoleensa monia nisäkkäitä, kuten hirviä ja metsäjäniksiä. Joidenkin nisäkäslajien on havaittu käyttävän rantametsiä ja puronvarsia myös vaellusreitteinä[59].

Metsätalouden vaikutukset vesien ja rantojen monimuotoisuuteen

Vesi- ja ympäristöpiirien vuosina 1989–1994 tekemän pienvesikartoituksen[60] mukaan Etelä- ja Keski-Suomen pienvesistä on luonnontilaisia vain 1–3 %. Purojen perkaukset, lampien laskut, metsäojitukset, hakkuut vesistöjen ympärillä, teiden ja lähdekaivojen rakentaminen, vedenlaadun heikkeneminen sekä loma-asutuksen levittäytyminen pienimmillekin lammille ovat muuttaneet pienvesien luonnontilaa[48].

Uusimmassa uhanalaisluokituksessa[1] sisävesistöt ovat ensisijainen elinympäristö 93:lle uhanalaiselle lajille. Niistä 34 elää puroissa ja 18 lähteiköissä. Sisävesistöjen rannat ovat ensisijainen elinympäristö 57 uhanalaiselle lajille. Kaikista uhanalaisista lajeista 10 % elää joko sisävesistöissä tai niiden rannoilla. Lisäksi sisävedet ovat ensisijainen elinympäristö 93:lle ja sisävesien rannat 53:lle silmälläpidettävälle lajille. Rantametsät ovat tärkeitä elinympäristöjä myös monille lehtojen, lehtimetsien ja puustoisten soiden uhanalaisille lajeille[1].

Metsätalouden vakavimmat ja pysyvimmät haitat vesiluonnolle ovat syntyneet virtavesien perkauksista ja soiden ojituksista. Uittoperkaukset ovat muuttaneet pysyvästi lukemattomien purojen ja jokien uoman rakennetta. Etelä- ja Keski-Suomen soista ojitettiin 1960–1980-luvuilla 75 %, jolloin ojitettiin myös valtava määrä lähteitä, laskettiin lampia ja perattiin puroja. Perkaus vähentää uoman rakenteellista monimuotoisuutta ja kaventaa yleensä pysyvästi purojen eliölajiston monimuotoisuutta.

Ojitusvesien mukanaan tuomat kiintoaineet ovat muuttaneet laajasti latvavesistöjen veden ja pohjan laatua, koska käytännössä kaikki uudisojitukset tehtiin ilman mitään vesiensuojelua. Kiintoaine aiheuttaa monenlaista haittaa pienvesien eliölajistolle. Se täyttää syvänteitä ja onkaloita, mataloittaa vesistöä, tuhoaa kutusorakoita ja soran sisässä olevaa mätiä ja poikasia, pienentää pohjan happipitoisuutta sekä samentaa vettä, jolloin kalojen hapen otto ja syöntitehokkuus heikkenevät. Lisäksi kiintoaine peittää pohjasammalia ja vähentää pohjaeliöstön monimuotoisuutta. Ojituksen ja voimakkaan maanmuokkauksen yhteydessä vesistöihin huuhtoutuu myös rauta- ja alumiini-ioneja, jotka saostuvat kalojen kiduksiin ja haittaavat niiden hengitystä[57].

Soiden laajat uudisojitukset heikensivät monien valuma-alueiden kykyä varastoida vettä ja siten tasata valumaa. Tämä on suurentanut

valumahuippuja ja lisännyt uomaeroosiota sekä kasvattanut pienimpien latvapurojen kesäistä kuivumisriskiä ja talvista jäätymisriskiä. Valuman muutokset ovat kuitenkin vuosikymmenten kuluessa vähentyneet, kun ojitetuille soille on kasvanut enemmän puustoa.

Rantametsien uudistushakkuut muuttavat merkittävästi pienvesien valo- ja mikroilmastoa sekä niihin tulevaa karikemäärää ja valumaa. Nämä muutokset palautuvat yleensä noin 20–30 vuodessa, kun metsä kasvaa takaisin[54]. Uudistushakkuun ja maanmuokkauksen aiheuttama ravinnekuormitus rajoittuu yleensä ensimmäisiin toimenpidettä seuraaviin vuosiin ja vähenee nopeasti pintakasvillisuuden elpyessä[57].

Rantametsien hakkuut voivat aiheuttaa myös pitkäkestoisempia tai pysyviä haittoja. Puunkorjuun ja voimakkaan maanmuokkauksen rikkoessa maaperää kiintoainetta voi huuhtoutua vesistöön ja pohjan laatu muuttua. Metsänhoito voi muuttaa lehtipuuvaltaisen rantametsän havupuuvaltaiseksi, jolloin vesistöön päätyvän karikkeen laatu heikkenee pitkäksi aikaa ja vesistö happamoituu. Hakkuut vähentävät vesistöön kaatuvan puuston määrää ja muuttavat sen laatua[54]. Pohjoisamerikkalaisissa tutkimuksissa on todettu, että kuolleen puuston määrä purossa palautuu uudistushakkuuta edeltäneelle tasolle 50–200 vuodessa, jos rantametsän annetaan kehittyä hakkuun jälkeen luonnontilaisena.

Monissa tutkimuksissa varoitetaan siitä, että metsänkäsittelyn vesistövaikutukset kasautuvat ja kertautuvat. Kun samaan vesistöön kohdistuu toistuvasti erilaisia haittavaikutuksia, voivat ne yhdessä muuttaa pysyvästi koko vesistön toimintaa ja lajistoa. Vesieliöstön monimuotoisuuden kannalta haitallisimpina pidetään vesistön valuma- ja lämpöoloissa sekä eroosiossa ja kiintoaineen kulkeutumisessa tapahtuvia kumulatiivisia muutoksia[54].

Vesistöjen perkaukset sekä rantavyöhykkeiden ojitukset ja hakkuut ovat muuttaneet laajasti myös rantavyöhykkeiden pintakasvillisuutta, puustoa ja muuta eliöstöä. Maaperän ja mikroilmaston kuivuminen vähentää rantametsien lajiston monimuotoisuutta ja tekee niistä enemmän kangasmetsien kaltaisia. Samoin vaikuttaa puuston rakenteen yksipuolistuminen. Rantavyöhykkeiden ojitukset ovat pysyvästi heikentäneet niiden kykyä pidättää valumavesien kiintoaine- ja ravinnehuuhtoumia.

Toistaiseksi on karttunut vain vähän tutkimustietoa siitä, miten pienvesien ja rantavyöhykkeiden lajisto toipuu ihmisen aiheuttamista muutoksista. Osa lähteikköjen hyönteislajeista näyttäisi ainakin lyhyellä aikavälillä selviävän sellaisista muutoksista, jotka eivät tuhoa niiden välittömiä elinympäristöjä, erilaisia tihku- ja sammalpintoja ja noroja[18]. Kun on verrattu 30 vuotta sitten ojitettujen ja luonnontilaisten lähteiden selkärangatonta eliölajistoa, ei niissä ole havaittu eroja[61]. Näyttäisikin siltä, että lähteiden selkärangattomat eliöt pystyvät toipumaan ojituksen aiheuttamasta häiriöstä melko nopeasti, ainakin jos lähistöllä säilyy luonnontilaisia elinympäristöjä.

Suojavyöhykkeiden mitoitusta koskeva tutkimustieto

Ruotsin Fiskeriverket on tuottanut tutkimustietoa metsätalouden suojavyöhykkeiden mitoituksen perustaksi (SILVA-projekti 1995–2000)[53]. Projektiin sisältyi laaja, 600 viitteeseen perustuva kirjallisuustutkimus[54] maa- ja metsätalousalueiden suojavyöhykkeitä koskevasta tutkimustiedosta ja ohjeista eri maissa. Kirjallisuustutkimuksessa tehtiin seuraavat johtopäätökset:

- Jotta valumaolot vesiuomissa ja rannoilla säilyisivät ja eroosio vähenisi, on tarpeellista jättää suojavyöhykkeet kaikkien niiden vesistöjen varsille, joissa on vettä ympäri vuoden. Tietyissä tapauksissa tulee suojavyöhykkeet jättää myös ajoittain kuivuvien vesiuomien ja pohjaveden ulosvirtausalueiden ympärille. Tämän lisäksi tarvitaan soiden ja kosteikkojen suojelua valuman lähdealueilla.
- Ravinteiden pidättyminen suojavyöhykkeille perustuu kolmeen prosessiin: kiintoaineen mekaaniseen pidättymiseen kasvillisuuteen, kasvillisuuden ravinteiden ottoon ja denitrifikaatioon, jossa bakteerit

pelkistävät valumavesien nitraatti-ioneita typpikaasuksi. Denitrifikaatiota tapahtuu soilla ja kosteikoissa. Näiden prosessien kannalta on tärkeää, että valumavedet viipyvät suojavyöhykkeellä tarpeeksi kauan.

- Suojavyöhykkeiden tulee olla vähintään 10 m leveitä, jotta ne voisivat pidättää tehokkaasti kiintoainetta ja pidättää enemmän kuin 50 % valumavesien kuljettamista ravinteista. Yleinen suositus on, että suojavyöhykkeen tulisi olla vähintään 15 m leveä vähentääkseen tehokkaasti maankäytön vaikutuksia veden laatuun. Suojavyöhyke, jolla kasvaa monikerroksellista kasvillisuutta (ruohoja, pensaita ja puita), pidättää sekä kiintoainetta että ravinteita tehokkaammin kuin pelkkiä ruohoja kasvava suojavyöhyke.
- Suojavyöhykkeiden tulee olla vähintään 15–30 m leveitä ja niillä täytyy olla vähintään 60–80 % puuston alkuperäisestä latvuspeittävyydestä jäljellä, jotta vesistön lämpötilan nousu hakkuun jälkeen voitaisiin välttää. Erityisen tärkeä tässä suhteessa on etelän puoleisen rannan suojavyöhyke.
- Lehtikarike, oksat ja neulaset, päätyvät vesistöön melko kapealta, 10–15 m leveältä rantametsävyöhykkeeltä. Lehtikarike on pohjaeläimistön kannalta arvokkaampaa kuin havukarike. Kuolleet puunrungot kaatuvat vesistöön noin 30 m leveältä rantavyöhykkeeltä. Yleensä suojavyöhykkeen tulisi olla 20 m leveä, jotta kuolleen puuston määrä vesistössä säilyisi hakkuuta edeltäneellä tasolla.
- Suojavyöhykkeiden mitoittaminen erilaisiin oloihin edellyttää vesistöjen ja rantavyöhykkeiden kuvaamista ja luokittelua, ongelma-alueiden tunnistamista sekä sen määrittelemistä, mitä suojeluvaikutuksia tavoitellaan.
- Pienten ja keskisuurten vesistöjen suojelemiseksi tarvitaan yleensä 15–30 m leveitä suojavyöhykkeitä. Useat tutkijat pitävät 15 m leveyttä miniminä veden laadun suojelun kannalta ja 20–30 m leveyttä miniminä vesistön biologisten arvojen säilyttämisen kannalta.

SILVA-projektin kokeellisessa osassa tutkittiin erilevyisten suojavyöhykkeiden vaikutuksia puroekosysteemiin 15 eri purokohteessa. Vertailtavina suojavyöhykkeinä olivat kapea (5 m) epäyhtenäinen suojavyöhyke, kapea (5 m) koskematon ja yhtenäinen suojavyöhyke sekä leveä (20 m) koskematon suojavyöhyke. Kustakin toteutusvaihtoehdosta oli viisi toistoa[53].

Kokeellisen osan tulosten mukaan kansainväliset havainnot pitävät hyvin paikkansa myös Ruotsin oloissa. SILVA-projektin[53] mukaan:

- Kaikkien vesistöjen varsille tulee jättää koskematon suojavyöhyke. Myös ajoittain kuivuvien vesiuomien ja soiden ympärille tulisi jättää suojavyöhyke.
- Suojavyöhykkeen tulee olla yli 5 m leveä, jos halutaan välttää haitalliset vesistövaikutukset.
- Käytettäessä 20 m leveitä suojavyöhykkeitä vesistövaikutukset ovat vähäisiä tai ne eivät ole mitattavissa.
- Suojavyöhykkeen mitoituksessa ja rajauksessa tulee ottaa huomioon maaperän eroosioherkkyys ja vesistön luonnonsuojeluarvo.
- Raviineissa (veden uurtamissa rotkoissa) suojavyöhykkeen tulee olla leveämpi ja mieluiten käsittää koko raviini.
- Mitä hienojakoisempi maalaji ja mitä jyrkempi rinne, sitä leveämpi suojavyöhyke tarvitaan.

SILVA:n mukaan suojavyöhykkeisiin voitaisiin soveltaa pohjoisamerikkalaista mallia, jossa suojavyöhyke jaetaan sisempään suojeluvyöhykkeeseen ja ulompaan hoitovyöhykkeeseen[53].

Vesiensuojelun ja vesiluonnon suojelun suositukset

Metsätalouden haittavaikutuksia vesistöille ja rannoille on 1990-luvun alusta lähtien pyritty vähentämään lainsäädännön, ohjeiden ja koulutuksen avulla. Vesiensuojelun tavoiteohjelma 2005 ja Kansallinen metsäohjelma 2010 asettivat metsätalouden vesiensuojelun tavoitteeksi ravinnekuormituksen puolittamisen vuoden 1993 tasosta vuoteen 2005 mennessä. Metsälain erityisen tärkeisiin elinym-

TIETOLAATIKKO 9.9

Rantametsien suojavaikutukset ja niiden vaikutusetäisyydet

Laaja tutkijatyöryhmä, joka selvitti Yhdysvaltojen länsirannikon osavaltioissa sijaitsevien valtionmetsien hoidon ekologisia perusteita (Forest Ecosystem Management Team 1993), analysoi laajasti pohjoisamerikkalaisia puroekologisia ja mikroilmastoreunavaikutuksia koskevia tutkimustuloksia ja koosti vuonna 1993 niiden pohjalta käyrästöt, joita on käytetty paljon suojavyöhykkeiden mitoituksen perustana Yhdysvalloissa ja Kanadassa[62].

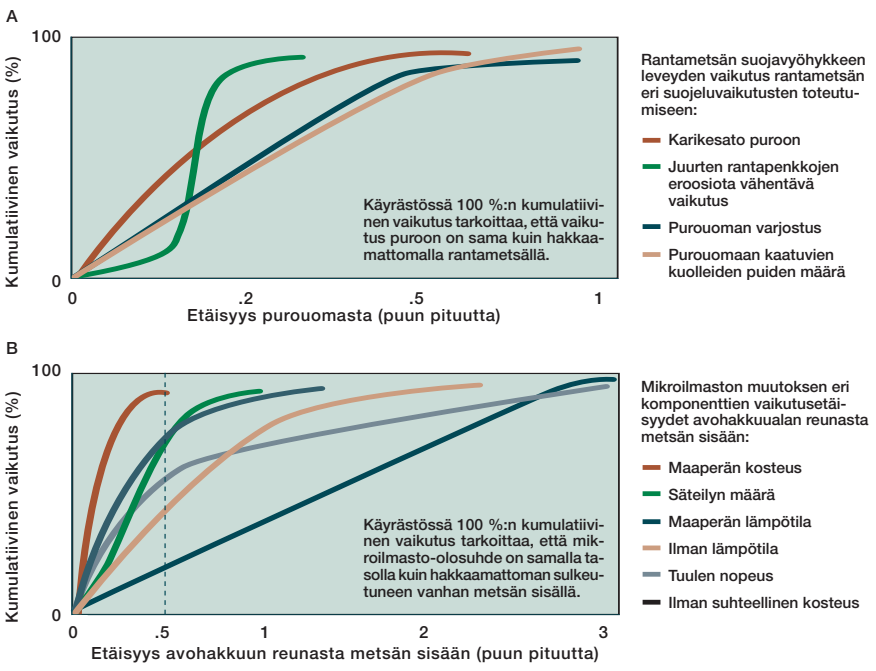
Käyrästössä A on kuvattuna rannan suojavyöhykkeen leveyden vaikutus siihen, miten rantametsän eri suojeluvaikutukset toteutuvat. Käyrästössä 100 %:n kumulatiivinen vaikutus tarkoittaa, että vaikutus puroon on sama kuin kokonaan hakkaamattomalla rantametsällä.

Käyrästössä B on kuvattuna Mikroilmaston muutoksen eri komponenttien maksimivaikutusetäisyydet avohakkuualan reunasta metsän sisään Oregonissa, Yhdysvalloissa. Käyrästössä 100 %:n kumulatiivinen vaikutus tarkoittaa, että mikroilmasto-olosuhde on samalla tasolla kuin hakkaamattoman sulkeutuneen vanhan metsän sisällä[62,63].

Käyrästöä A voidaan käyttää suojavyöhykkeen mitoittamisen perustana, kun halutaan säilyttää rantametsän suojavaikutukset puroon. Käyrästöä B voidaan soveltaa, kun halutaan mitoittaa suojavyöhyke uudistushakkuualan ja mikroilmastovaikutuksille herkän luontotyypin, esimerkiksi puronvarsikorven väliin.

Suojeluvaikutusten kuvaaminen suhteessa puuston pituuteen on perusteltua, koska puiden pituus vaikuttaa varjostukseen ja karikkeiden leviämiseen, juuriston laajuuteen sekä sen vyöhykkeen leveyteen, jolta kaatuvat puunrungot päätyvät puroon. Molemmissa käyrästöissä puun pituudella tarkoitetaan kasvupaikalle ominaista valtapuiden potentiaalista maksimipituutta.

Petri Keto-Tokoi



päristöihin on sisällytetty useita vesistöihin liittyviä ympäristötyyppejä, kuten pienvesien lähiympäristöt, lehdot ja rehevimmät korpityypit. Myös luonnonsuojelulaissa on eräitä rantoihin liittyviä suojeltavia luontotyyppejä. Vesilaki turvaa luonnontilaiset lähteet, pienet lammet ja norot sekä alle 10 hehtaarin kokoiset fladat ja kluuvit muuttavilta toimenpiteiltä.

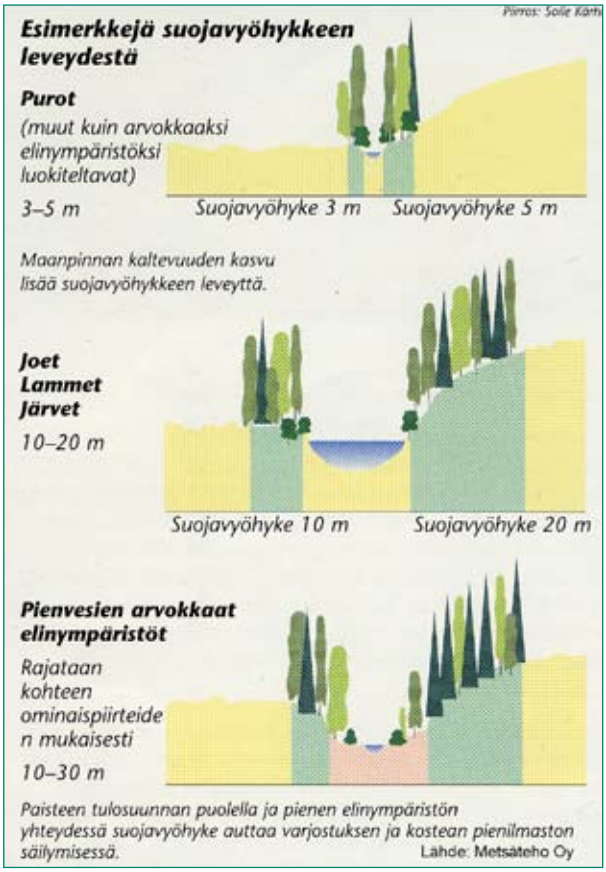
Metsätehon johdolla toiminut työryhmä laati vuosina 1994–1995 metsäalan käytännön toimijoille Pohjoismaiden ensimmäisen vesien ja vesiluonnon suojelua koskevan oppaan[64] ja laajan koulutuskäyttöön tarkoitetun tausta-aineiston[65]. Ohjeiston tuli säilyttää sekä vesien hyvä laatu että vesiluonnon monimuotoisuus. Kunnostusojituksen vesiensuojeluohjeisto uudistettiin vuonna 1999 Metsätalouden kehittämiskeskus Tapion johtaman projektiryhmän työn tuloksena[66].

Metsäsertifioinnin ja lainsäädännön seurannan sekä hakkuiden luontolaadun seurantatulosten myötä huomattiin, että vesiensuojeluohjeisto vaatii tarkentamista. Tämän seurauksena Metsätehon ja Metsätalouden kehittämiskeskus Tapion työryhmä tuotti tiiviin Rantametsien käsittely -suosituksen[67] (kuvat 9.14 ja 9.15). Suosituksessa rantametsä määritellään rantaan rajoittuvaksi metsän osaksi, johon voi kuulua suojavyöhyke, maisemakohde tai arvokas elinympäristö. Näille kullekin on laadittu omat suosituksensa:

- Toimenpidealueen ja vesistön tai pienveden väliin jätetään suojakaista vesien tai

KUVA 9.14

Rantametsien käsittelysuosituksen[67] esimerkkejä suojavyöhykkeiden leveydestä. (Piirros: Soile Kärhä).

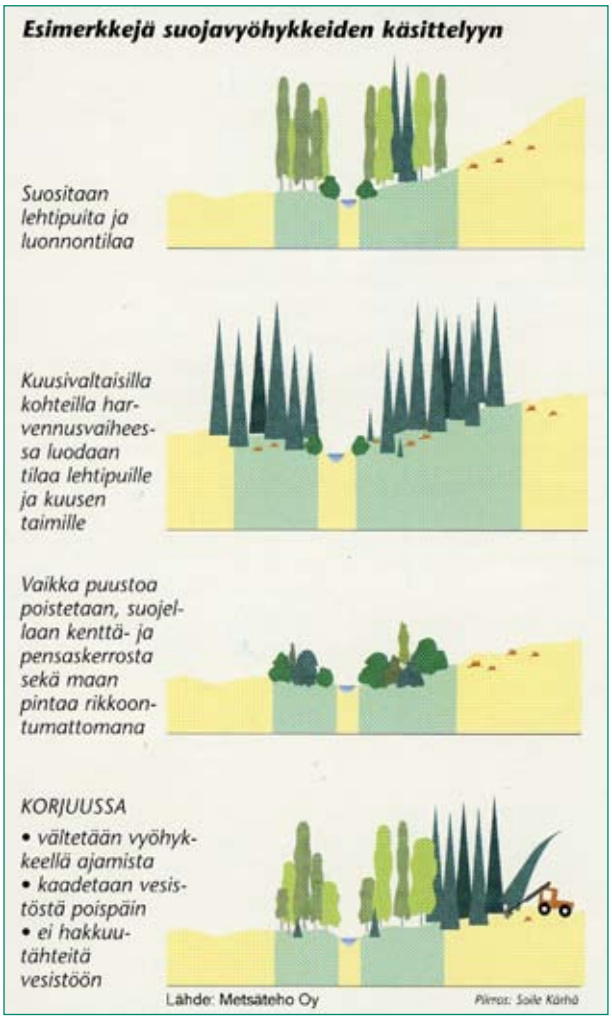


vesiluonnon suojelemiseksi. Suojavyöhyke estää maanmuokkauksen, kulotuksen, kunnostusojituksen, metsänlannoituksen tai puutavaran metsäkuljetuksen aiheuttamaa kiintoaineiden ja ravinteiden kulkeutumista vesiin. Suojavyöhykkeen leveys voi vaihdella maanpinnan kaltevuuden, maalajin, metsätaloudellisen toimenpiteen ja vesistön luonteen mukaisesti. Suositellut suojavyöhykkeiden leveydet ovat puroille 3–5 m, lammille, joille ja järville 10–20 m, ja pienvesien arvokkaille elinympäristöille 10–30 m.

- Arvokkaat elinympäristöt liittyvät usein vesistöihin. Tyypillisiä ovat pienvedet välittömine lähiympäristöineen, kosteat lehtolaikut, rehevät korvet ja tervaleppäluhdat, vähäpuustoiset suot ja kalliot, hiekkarannat ja perinneympäristöt. Ne rajataan yleensä metsänkäsittelyn ulkopuolelle tai käsitellään siten, että niiden ominaispiirteet säilyvät lainsäädännön ja niiden käsittelystä annettujen suositusten mukaisesti.
- Maisemallisesti merkittävien metsien käsittelyssä noudatetaan erityistä harkintaa. Maisemanhoitosyistä voi olla perusteltua

KUVA 9.15

Rantametsien käsittelysuosituksen[67] esimerkkejä suojavyöhykkeiden käsittelyyn. (Piirros: Soile Kärhä).



jatkaa kiertoaikaa ja harventaa uudistuskypsää metsikköä. Maisemaa rikastuttaa, jos rantametsiin avataan sopivin paikoin vesistönäkymä. Pienet saaret ja kapeat niemet jätetään mieluiten kokonaan hakkaamatta.

Vesistöjen suojavyöhykkeet on liitetty eri organisaatioiden omiin ohjeisiin sekä kansallisiin metsäsertifiointikriteereihin. Suomen metsäsertifiointistandardin[31] kriteereissä on useita vesien ja vesiluonnon suojeluun liittyviä kohtia, joiden pohjana ovat olleet edellä mainitut vesiensuojelusuositukset. Kriteerit ovat yhteisiä kaikille metsäalan toimijoille. Samat suositukset toimivat myös pohjana hakkuiden luontolaadun arvioinnille.

Kehittämissuosituksia

Etelä- ja Keski-Suomen pienvedet tarvitsevat suojelun lisäksi myös ennallistavia toimia, joilla palautetaan uoman rakenne ja vesitalous. Ensisijaisia kohteita ovat vesistöt, joissa on jäljellä uhanalaisten ja vaateliaiden eliölajien populaatioita tai muita erityisarvoja. Rantametsien luonnontilaan jättäminen edistää purojen ennallistumista, koska uomaan kaatuvat puunrungot lisäävät niiden rakenteellista monimuotoisuutta.

Metsätalouden vesiensuojelun ja rantametsien käsittelyn suositukset ovat merkinneet huomattavaa parannusta vesien ja vesiluonnon suojelussa. Ne ovat tarpeellisia, sisällöltään hyvin perusteltuja ja oikeansuuntaisia myös tutkimustulosten valossa. Niitä on kuitenkin syytä kehittää edelleen ja tarkentaa uuden tutkimustiedon ja käytännön kokemusten pohjalta muun muassa seuraavista lähtökohdista:

- Erityistä huomiota tulisi kiinnittää suositusten toteutumiseen käytännön metsätaloudessa, sillä hakkuiden luontolaadun seurantatulosten mukaan purojen, lähteiden ja korpien huomioon ottamisessa on eniten parannettavaa.
- Metsätaloudessa tulee kiinnittää aiempaa enemmän huomiota korpinotkojen metsänkäsittelyyn sekä riittäviin suojavyöhykkeisiin latvapurojen ja norojen ympärillä, koska ne keräävät suurimman osan valumasta ja ainehuuhtoumista. Vesiensuojelun kannalta on eduksi, jos korpinotkojen uudistamisessa ei käytetä avohakkuuta ja ojitusmätästystä ja niiden hakkuut toteutetaan eri aikaan kuin ympäröivillä kangasmailla. Korvissa suojuspuuhakkuu, verhopuuston alle uudistaminen, alikasvoksen vapauttaminen tai ikärakenteeltaan vaihtelevan metsän jatkuva kasvatus auttavat yleensä välttämään voimakkaiden vesistövaikutusten riskiä, säilyttämään korven luontaista vesitaloutta sekä välttämään vettymis- ja hallaongelmia metsiä uudistettaessa.
- Rantametsien suojavyöhykkeiden nykyiset leveyssuositukset ovat purojen osalta liian vaatimattomat. Tutkimustieto ei tue sitä, että purojen 3–5 metrin suojavyöhykkeillä saavutettaisiin riittäviä suojeluvaikutuksia. Tutkimusten mukaan riittävä leveys olisi 10–30 metriä, riippuen siitä, mitä suojeluvaikutuksia tavoitellaan. Suojavyöhykkeiden tulee olla niin leveitä, etteivät ne jää kokonaan kevät- ja syystulvien alle, jolloin ravinteiden ja kiintoaineen huuhtoumat ovat suurimmillaan.
- Suojavyöhykkeiden rajauksessa tulisi kiinnittää huomiota reunapuiden tuulenkaatoriskiin. Tuulenkaatoriski on suurin sellaisilla kapeilla suojavyöhykkeillä, jotka rajautuvat märkään, vettyvään puronvarteen. Suojavyöhykkeen raja tulisi vetää kangasmaalle ja reunapuiksi jättää mahdollisuuksien mukaan kaatumiselle ja pystyyn kuivamiselle vähemmän alttiita mäntyjä ja lehtipuita[68].
- Vesiensuojelukoulutuksessa tulee kiinnittää nykyistä suurempaa huomiota rantametsien merkitykseen pienvesien lämpöolojen säätelijänä sekä karikkeen ja kuolleen puuston lähteenä. Rantametsien ja korpinotkojen erityispiirteet huomioon ottavia metsänkäsittelymalleja ja puunkorjuukäytäntöjä tulee edelleen kehittää ja ohjeistaa. Rantametsien hoidon keskeisiä tavoitteita ovat: lehtipuuston suosiminen, riittävä varjostus, monikerroksisuus sekä järeiden vanhojen puiden sekä järeiden kuolleiden pysty- ja maapuiden esiintyminen.

- Suojavyöhykesuosituksia tulee kehittää siten, että ne ottavat nykyistä paremmin huomioon pienvesistön luonnonsuojeluarvon ja herkkyyden muutoksille. Lähtökohtana voisi käyttää esimerkiksi Skogsstyrelsenin[69] käyttämää luokitusta, jossa vesistön suuri arvo voi perustua muun muassa vesistön luonnontilaisuuteen, runsaaseen lajistoon, uhanalaisten lajien esiintymiseen, kulttuuriarvoihin, juomaveden ottoon, virkistyskalastusarvoon tai vesistön ennallistamisponnisteluihin.
- Vesiensuojelutoimien järkevän mitoittamisen tueksi alueelliset metsäkeskukset voivat koota paikkatietorekisterin alueensa arvokkaista vesistökokonaisuuksista ja niihin liittyvistä arvoista.
- Metsälain 10 §:n pienvesikohteiden suojelukäytäntö ei turvaa hyvin purojen luontoarvoja, koska purojen rantametsistä vain hyvin pieni osa on metsälakikohteita. Arvokas puro on kuitenkin jatkumo, ekologinen kokonaisuus, johon vaikuttaa sen kaikkien rantametsien käsittely. Metsäsuunnittelussa tulee kiinnittää nykyistä enemmän

KUVA 9.16

Puronvarsien metsäsuunnittelussa ja metsänhoidossa tulee ottaa huomioon sekä arvokkaat luontokohteet että aiemman käsittelyn muuttamat kuviot ja niiden rakenteen kehittäminen. 1) Metsälain erityisen arvokkaana elinympäristönä suojeltu kuvio. 2) Taimikkokuvio, joka jätetään perkaamatta ja annetaan kehittyä lehtipuuvaltaiseksi sekametsäksi. 3) Rehevä lehtipuuvaltainen rantametsä on rajattu suojavyöhykekuvioksi. Sitä kasvatetaan ikärakenteeltaan vaihtelevana sekametsänä ja käsitellään poimintahakkuin viereisen kangasmaakuvion hakkuiden yhteydessä. Osa puustosta jätetään pysyvästi säästöpuustoksi. 4) Korpinotko on ennallistettu valumavesiä suodattavaksi pintavalutuskentäksi tukkimalla ojat. Puusto jätetään hakkaamatta tai käsitellään jatkuvan kasvatuksen periaatteella ikärakenteeltaan vaihtelevana metsänä. (Piirros: Petri Keto-Tokoi).



huomiota rantametsien muodostamiin alueellisiin kokonaisuuksiin ja ohjata niiden metsänhoitoa siten, että arvokkaiden vesistöjen ja rantojen luontoarvot säilyvät ja vahvistuvat.

- Monille rantametsien tyypillisille arvokkaille luontokohteille, kuten korville ja kosteille lehdoille, on ominaista varjoinen, kostea, viileä ja vakaa mikroilmasto. Näiden olojen säilyttäminen edellyttää, että luontokohteen ja sitä ympäröivien uudistushakkuiden väliin jätetään riittävä suojavyöhyke. Metsälain säädökset eivät kuitenkaan edellytä suojavyöhykkeen rajaamista erityisen tärkeiden elinympäristöjen ympärille. Säädökset eivät myöskään määrittele tarvittavan suojavyöhykkeen leveyttä. Suojavyöhykkeiden mitoituksen tulisi perustua tutkittuun tietoon siitä, miten kauas uudistushakkuun aiheuttama mikroilmaston muutos ulottuu.
- Metsäsuunnittelu antaa monia vielä hyödyntämättömiä mahdollisuuksia edistää vesiensuojelua. Edellä mainittu paikkatietorekisteri tarjoaa metsäsuunnittelulle lähtötiedot vesistöjen erityisarvoista. Rantavyöhykkeet, vesistöön rajoittuvat ja vettä keräävät suot rajataan mieluiten omiksi käsittelykuvioikseen. Jokaisen rantakuvion osalta analysoidaan, mitkä tavoitteet ovat kullakin rantajaksolla tärkeimpiä – luonnonsuojelu, vesiensuojelu, maisemanhoito vai puuntuotanto – ja määritellään kuvioittaiset käsittelysuositukset sen mukaisiksi.
- Tutkimuksessa, koulutuksessa ja suosituksissa tulisi kiinnittää enemmän huomiota erilaisten rantatyyppien luokitteluun sekä niiden suojavyöhykkeiden leveyteen ja metsänkäsittelyyn.
- Metsätalouden ja muiden maankäyttömuotojen aiheuttamia, vesistöihin kohdistuvia yhteisvaikutuksia voidaan arvioida ja hallita vain koko valuma-alueen kattavan suunnittelun avulla. Jos esimerkiksi samalla valuma-alueella tehtävät ojitukset ja laajat uudistushakkuut ajoitetaan eri vuosille, valumahuiput ja niistä koituva vesiuomien eroosioriski pienenevät.
- Metsätien tekemisessä on tärkeää, että tierummut asetetaan riittävän alas, etteivät ne estä kaloja ja muita puroeliöitä liikkumasta ylävirtaan.
- Suomessa ei ole tutkimustietoa rantametsien luontaisesta puuston rakenteesta ja häiriödynamiikasta ja niiden vaikutuksista vesiluonnon monimuotoisuuteen. Tämän aiheen tutkimus toisi perustietoa ja perspektiiviä metsätalouden vesistövaikutusten ymmärtämiselle ja rantametsien metsänhoidon kehittämiselle.

TIMO LEHESVIRTA • TOMMI TENHOLA

9.7 Lajit

■ Erilaisten elinympäristöjen ja metsien rakennepiirteiden kautta tapahtuvaa metsäluonnon vaalimista voidaan tukea ja täydentää ottamalla huomioon tiettyjen lajien elinympäristövaatimuksia. Tällainen lajitason lähestymistapa on erityisen merkityksellinen silloin, kun käytännön ohjeet ja rajoitukset eivät riitä täyttämään tietyn lajin elinvaatimuksia. Eri lajien elinvaatimusten tarkastelu kehittää monimuotoisuuden hallintaa ja konkretisoi luonnon monimuotoisuuden suojelua. Myös kansallinen ja kansainvälinen luonnonsuojelulainsäädäntö edellyttää lajitason lähestymistapaa erikseen nimettyjen lajien osalta.

Lajitason lähestymistavan soveltaminen monimuotoisuuden suojeluun jäsentää ja ohjaa myös elinympäristöjen, rakennepiirteiden ja prosessien kautta kehitettäviä suojelutoimia. Lajien suojelua, lajiesiintymien rekisteröintiä

ja esiintymien turvaamiseen tähtääviä käytännön toimintaohjeita on tarpeen kehittää tutkijoiden, ympäristöhallinnon ja metsätalouden ammattilaisten välisenä yhteistyönä (tietolaatikko 9.10 ja 9.11). Yleisenä ongelmana on lajiosaajien vähäinen määrä muiden kuin lintujen ja putkilokasvien osalta.

Lajien suojelun säädökset

Lailla turvattavat elinympäristöt on kuvattu metsälaissa ja luonnonsuojelulaissa. Luonnonsuojelulaki velvoittaa tai antaa mahdollisuuden suojella myös yksityisten lajien esiintymispaikkoja.

Sääksen ja kotkien pesäpuut on rauhoitettu. Metsänhoidon suosituksissa pesät otetaan huomioon laajemmin muun muassa ohjeistamalla pesän lähimetsän käsittelyä pesimäaikaan. Sääksen sekä maa- ja merikotkan suojelua ja seurantaa ohjaavat Sääksisäätiö, Metsähallitus ja Helsingin yliopiston Luonnontieteellinen keskusmuseo.

Asetuksella voidaan säätää erityisesti suojeltavaksi lajiksi sellainen uhanalainen eliölaji, jonka häviämisuhka on ilmeinen. Erityisesti suojeltavan lajin säilymiselle tärkeää esiintymispaikkaa ei saa hävittää tai heikentää (luku 6.2).

Luonnonsuojeluasetuksessa erityisesti suojeltaviksi säädettyjä, metsäympäristössäkin esiintyviä lajeja on satoja. Valtaosa lajeista on selkärangattomia eläimiä ja sieniä. Koska lain kohtaa ei ole toteutettu käytännössä lainkaan, on vaikeaa muodostaa selkeää käsitystä luonnonsuojelulainsäädännön uudistuksen kokonaisvaikutuksista.

Luonnonsuojelulakiin sisältyvät myös Euroopan yhteisön lajisuojelua koskevat erityissäännökset. Niiden mukaan tiettyihin eläinlajeihin kuuluvien yksilöiden lisääntymis- ja levähdyspaikkojen hävittäminen ja heikentäminen on kielletty ilman erillistä viranomaispäätöstä. Liito-orava on näistä lajeista tunnetuin, mutta säännöksissä on mainittu monia muitakin Suomessa yleisiä lajeja. Hävittämis- ja heikentämiskiellon kattava noudattaminen on hankalaa, koska esiintymistä ei yleensä ole etukäteistietoa, ja osa lajeista esiintyy Suomessa melko yleisenä ja runsaana. Osa lajeista on niin huomaamattomia, ettei niitä tai niiden lisääntymis- tai levähdyspaikoista ole käytännössä mahdollista havaita. Myöskään levähdyspaikan käsite ei ole kaikkien lajien osalta tässä yhteydessä mielekäs. Levähdyspaikalla lieneekin alun perin tarkoitettu esimerkiksi lintudirektiivissä mainittujen lintujen muutonaikaisia levähdyspaikkoja. Lisäksi lisääntymis- ja levähdyspaikat ovat lainsäädännössä täysin vailla minkäänlaisia määrittelyjä, ja tiedossa olevat kohteet ovat vain harvoin viranomaisen tarkistamia ja rajaamia.

Lajikohtaiset ohjeet ja suositukset

Tiedossa oleva uhanalaisen tai harvinaisen lajin yksittäisen esiintymän turvaaminen on perusteltua ja mahdollista silloin, kun tieto esiintymästä on saatu, eikä normaalien suositusten katsota soveltuvan kyseiselle lajille.

Metsien käsittelyssä huomioon otettavista lajeista on olemassa lajikohtaisia ohjeita ja suosituksia (mm. liito-orava, valkoselkätikka, metso ja muu linnusto). Erillisen ohjeistuksen lisäksi oppaissa havainnollistetaan jo käytössä olevien toimintatapojen hyötyjä eri lajien kannalta. Esimerkiksi liito-oravaa koskevissa ohjeissa painotetaan kolopuiden säästämistä ja latvusyhteyden säilyttämistä pesäpaikalta lähiympäristöön.

Maailman Luonnon Säätiön Suomen Rahasto (WWF) laati 1990-luvun alussa suositukset siitä, miten valkoselkätikka tulisi ottaa huomioon talousmetsien, luonnonsuojelualueiden ja virkistysalueiden hoidossa[72]. Suositusten avulla pyritään turvaamaan riittävät elinolot valkoselkätikalle maassamme. Suositukset on tarkoitettu sovellettaviksi erityisesti valkoselkätikan ruokailumetsissä, pesintämetsien läheisyydessä sekä lajin levinneisyysalueella metsissä, joissa on edellytykset valkoselkätikan esiintymiselle.

Metsähallituksen metsoa koskevissa ohjeissa korostetaan metson soidinalueiden tunnistamista ja metsien peitteisyyden kontrollointia niin sanotuissa soidinkeskuksissa sekä metsokukkojen soidinten aikaisilla päiväreviireillä

TIETOLAATIKKO 9.10

Harjusinisiiven ja palosirkan siirtoistutuksista uutta tietoa uhanalaisten lajien suojeluun

Harjusinisiipi on Suomessa erittäin uhanalainen, rauhoitettu perhonen. Lajin harvinaistuminen liittyy karjatalouden muutoksiin ja metsäpalojen torjunnan parantumiseen, joiden vuoksi lajille sopivia avoimia harjurinteitä ei enää ole. Harjusinisiiven toiseksi viimeinen elinpaikka sijaitsi Ruokolahdella, jossa perhosia tavattiin viimeksi vuonna 1984. Perhoskanta hävisi alueelta, kun hakkuiden ja myrskytuhojen jälkeen kasvanut mäntytaimikko varjosti ja kasvatti harjun umpeen.

Harjusinisiiven palautussiirto Tornatorin omistamalle alueelle aloitettiin vuonna 1992. Ensimmäisessä vaiheessa harjurinteeltä poistettiin runsaasti puustoa, jolloin ympäristön valoisa yleisilme palautui. Siirtoistutus tehtiin vuonna 1994, jolloin lajin viimeiseltä elinpaikalta Säkylästä tuotiin kymmenen naarasta uuden yhdyskunnan siemeneksi. Siirron toteutti Etelä-Karjalan Allergia- ja Ympäristöinstituutti[70]. Vuonna 1997 elinympäristön läheisyyteen muodostettiin vielä viisi uutta laikkua raivaamalla tiheää mäntymetsää.

Hyvästä alusta huolimatta siirto epäonnistui, eikä laji kyennyt asettumaan paikalle. Ilmeisesti kanta ei ehtinyt kehittyä riittävän vahvaksi kestämään lisääntymisajan epäsuotuisia sääoloja. Alkuvaiheissa yhdyskunnalla ei myöskään ollut leviämismahdollisuuksia ainoan elinympäristölaikkunsa ulkopuolelle. Viimeinen harjusinisiipi nähtiin Ruokolahdella kesäkuussa 1999. Elokuussa 2000 samalle alueelle siirrettiin Säkylästä toinen uhanalainen laji, palosirkka. Vaikka seuraavana kesänä sirkkoja ei löydettykään, sitä seuraavana kesänä (2002) palosirkkoja havaittiin ainakin kymmenen yksilöä. Havainnot viittaavat lajin kaksivuotiseen kehitykseen.

Kunnostetut elinympäristölaikut muodostavat merkittävän avoimen harjuluonnon kokonaisuuden monipuoliselle harjukasvillisuudelle ja päiväperhoslajistolle. Paikalla elää myös runsaasti muun muassa kangassirkkoja ja muurahaisleijonia.

Tuija Luukkanen

Metsätehon laajapohjainen työryhmä on laatinut Metsänkäsittely ja linnusto -oppaan, johon on koottu linnuston suojelun kannalta tärkeät metsien käsittelyn ja käytön rajoitusten ohjeistukset ja lainsäädäntö. Oppaassa esitellään myös rajoitukset, joiden seurauksena hakkuut pyritään vilkkaimpaan pesimäaikaan kohdistamaan karuihin metsiin, joissa lintujen parimäärä on verraten alhainen.

Maa- ja metsätalousministeriö asetti vuonna 1999 työryhmän selvittämään metsätalouden keinoja elvyttää metsäkanalintukantoja. Tämän niin sanotun metsäkanalintutyöryhmän muistion[73] toimenpide-ehdotusten pohjalta laaditaan metsäammattilaisille ohjeistoja metsäkanalinnuista ja niiden hoidosta.

Eliölajit-tietokanta

Maassamme on vain harvoja eri lajiryhmien asiantuntijoita, jotka pystyvät luotettaviin lajimäärityksiin ja esiintymähavaintojen tarkistuksiin. Koska metsälajiston inventoinnit ovat kohdistuneet usein suojelualueille, talousmetsien uhanalaisista ja muista lajeista on vielä saatavilla varsin niukasti tietoa.

Suomen ympäristökeskus (SYKE) pitää yllä uhanalaisten ja muiden seurattavien lajien eliölajit-tietokantaa (entinen UHEX), jonka tietojen kokoamiseen ovat osallistuneet luontoharrastajat, luonnontutkijat ja ympäristöviranomaiset. SYKE on luovuttanut uhanalaisten lajien havaintotietoja korvausta vastaan esimerkiksi metsäteollisuusyrityksille. Lajien esiinty-

TIETOLAATIKKO 9.11

Vertailutietoa Suomen ja Venäjän Karjalan raja-alueiden luonnosta

Karjalan ympäristötieteen laitoksen KARMI-hanke kokosi vuosina 1997–2001 vertailutietoa Suomen ja Venäjän Karjalan raja-alueiden luonnosta[71]. Ympäristömuutoksia heijastavien eliöryhmien avulla tutkittiin, onko Suomen ja Venäjän lajiston koostumuksessa, lajisuhteissa ja yksilörunsaudessa eroja. Lisäksi arvioitiin, kuinka ympäristön hyväksikäyttö ja muutokset vaikuttavat luonnon toimintaan ja monimuotoisuuteen ja kuinka mahdollisia haittoja voidaan ehkäistä.

Tietoja koottiin kasveista, linnuista ja päiväperhosista yhteensä 113 tutkimuskohteesta, jotka edustivat kuutta keskeistä maa- ja metsätalousympäristöä. Lehtipuuvaltaisten ja varttuneiden metsien osuus, samoin kuin lahopuun määrä, on Venäjällä suurempi kuin Suomessa. Puustorakenteessa havaitut erot ilmentävät hyvin suomalaisen metsänhoidon tehokkuutta. Venäjän vaihtelevammasta puustorakenteesta huolimatta keskeinen metsälintulajisto on kuitenkin molemmissa maissa samankaltainen. Kasvillisuuden erot korostuivat avohakkuualueilla, joita Venäjällä hallitsevat metsäkasvit ja Suomessa yksivuotiset rikkakasvit.

Perinneympäristökasvit ovat Venäjän peltoaukeilla odotetusti runsaampia. Päiväperhosten osalta tulokset kuitenkin yllättivät: laji- ja yksilömäärät ovat molemmissa maissa samaa luokkaa, vaikka päiväperhosten suosimia ympäristöjä on Venäjällä enemmän.

Tuija Luukkanen

TIETOLAATIKKO 9.12

Petolintujen pesimäalueiden hoito-ohjeet Metsähallituksessa

Kotkan, merikotkan ja kalasääsken pesäpuu ja pesä ovat luonnonsuojelulain nojalla rauhoitettuja.

Kotkan ja merikotkan pesien ympäristössä toimitaan laaditun pesäkohtaisen suojelusuunnitelman mukaisesti. Suunnitelmassa määritellään pesän ympärille kaksi vyöhykettä:

- alue, jolla ei sallita mitään toimenpiteitä
- alue, jolla ei tehdä metsätalouden toimenpiteitä pesintäaikana. Alueelle ei myöskään rakenneta retkeily- tai moottorikelkkareittejä tai muuta palveluvarustusta. Metsätalouden vaatimien teiden tekeminen ratkaistaan tapauskohtaisesti luonnonsuojelun asiantuntijoiden kanssa. Mikäli pesässä ei ole pesintää, voidaan vyöhykkeellä toimia pesimäaikanakin.

Kalasääski eli sääksi on muiden petolintujen tapaan arka pesällään. Pesän lähelle (500 metrin säteellä) ei tule johtaa retkeilyreittejä. Pysyviä leiri- tai tulentekopaikkoja ei tule perustaa alle kilometrin päähän pesästä, jos pesälle on näköyhteys. Pesän ympäristön puusto säilytetään 50 metrin säteellä vähintään suojuspuutiheydessä (200 runkoa/ha). Metsätöitä ei tehdä asutun pesän lähistöllä pesintäaikana.

Jotta suurilla petolintujen mahdollisuus vaihtopesään tulee turvatuksi, reviirillä säilytetään riittävästi kookkaiden, tukevaoksaisten puiden ryhmiä.

Nämä ohjeet eivät koske hylättyjä pesiä (pesä on pudonnut tai pahoin ravistunut, eikä siinä ole todettu merkkejä asumisesta 10 vuoteen). Pesäpuu on kuitenkin aina luonnonsuojelulain nojalla rauhoitettu.

Petri Heinonen

mispaikkoja ja havaintoja voidaan tarkastella karttapohjalla. Lajitietojärjestelmä on pyritty toteuttamaan siten, että tietojen yhteiskäyttö ja muu vuorovaikutus sujuisi mahdollisimman vaivattomasti sekä ympäristöhallinnon sisällä että hallinnon ulkopuolisten tahojen kanssa[74].

KIRJALLISUUS

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

2 Rassi, P., Alanen, A., Kanerva, T. & Mannerkoski, I. (toim.) 2003. Suomen lajien uhanalaisuus. Alueellinen tarkastelu. Ympäristöministeriö & Suomen ympäristökeskus. Helsinki. (Käsikirjoitus).

3) Larsson, S. & Danell, K. 2001. Science and management of boreal forest biodiversity. Scandinavian Journal of Forest Research, Supplement 3: 5-9.

4) Kouki, J. 1993. Luonnon monimuotoisuus valtion metsissä -katsaus ekologisiin tutkimustarpeisiin ja suojelun mahdollisuuksiin. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A, no 11, s.14

5) Niemelä, J., Larsson, S & Simberloff, D. 2001 Concluding Remarks – Finding Ways to Integrate Timber Production and Biodiversity in Fennoscandian Forestry. Scandinavian Journal of Forest Reseach, Supplement No.3: 119-123.

6) Tonteri, T. 2001. Avainbiotoopit Etelä-Suomessa: valtakunnan metsien 9. inventoinnin tuloksia. Teoksessa: Siitonen, J. (toim.), Monimuotoinen metsä - Metsäluonnon monimuotoisuuden tutkimusohjelman loppuraportti, s. 73-79. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 812: 1-226.

7) Patosaari, P., Ahlroth, P., Hölttä, H., Peltonen, M. & Tuomainen, T. (toim.) 2002. Metsien suojelun luokittelun ja tilastoinnin yhtenäistämistyöryhmä. Maa- ja metsätalousministeriö. Työryhmämuistio 2002:15. 71 s. Helsinki.

8) Korvenpää, T., Lehesvirta, T. & Salpakivi-Salomaa, P. 2003. Pienvesien avainbiotoopit tärkeitä harvinaisille sammalille. Luonnon Tutkija 106(5): 144-154.

9) Nitare, J & Noren, M. 1992: Woodland key-habitats of rare and endangered species will be mapped in a new project of the Swedish National Board of Forestry. Svensk Botanisk Tidskrift 68 (3): 219-226.

10) Gustafsson, L., De Jong, J. & Noren, M. 1999. Evaluation of Swedish woodland key habitats using red-listed bryophytes and lichens. Biodiversity and Conservation 8 (8): 1101-1114.

11) Gustafsson, L. 2000. Red-listed species and indicators: vascular plants in woodland key habitats and surrounding production forests in Sweden. Biological Conservation 92(1): 35-43.

12) Sverdrup-Thygeson, A. 2001. Can 'continuity indicator species' predict species richness or red-listed species of saproxylic beetles? Biodiversity and Conservation 10 (5): 815-832.

13) Norén, M. 2002. http://www.svo.se/eng/facts/key_habi.htm (4.3.2002).

14) Suomi, T., Ahlroth, P., Huitu, O., Korkeamäki, E., Kotanen, K., Mattila, J., Päivinen, J., Rintala, T. & Suhonen, J. 1997. Merenkurkun vanhojen metsien lajistollinen monimuotoisuus. Merenkurkun neuvoston julkaisut 5.

15) Virolainen, K., Ahlroth, P., Hyvärinen, E., Korkeamäki, E., Mattila, J., Päivinen, J., Rintala, T. & Suhonen, J. 2000. Hot spots, indicator taxa, complementarity and optimal networks in taiga. Proceedings of the Royal Society 267: 1143-1147. London.

16) Päivinen, J., Suomi, T., Ahlroth, P., Hyvärinen, E., Korkeamäki, E., Mattila, J., Rintala, T. & Suhonen, J. 1999. Keski-Suomen suojeltujen vanhojen metsien hyönteiset ja käävät. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja, Sarja A, No. 100. Vantaa.

17) Virtanen, R. 2003. Metsänkäsittelyn vaikutuksesta lähteikköjen sammallajistoon (Käsikirjoitus).

18) Ilmonen, J. & Paasivirta, L. 2002. Hyyppärän harjualueen (Kiikala, Somero ja Nummi-Pusula) lähteiden selkärangattomat. Metsähallitus. Tutkimusraportti. 14 s. + liitteet. Vantaa.

19) 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.

20) Martikainen, P. 2001. Conservation of threatened saproxylic species: significance of retained aspen *Populus tremula* on clearcut areas. Ecological Bulletins 49: 205–218.

21) Ulvinen, T., Syrjänen, K. & Anttila, S. 2002. Suomen sammalet – levinneisyys, ekologia, uhanalaisuus. Suomen ympäristö 560. 354 s. Helsinki.

22) Kotiharju, S. & Niemelä, H. 2000. Talousmetsien luonnonhoidon laadun arviointi. Seurantaraportti. Metsätalouden kehittämiskeskus Tapio. 19 s. + liitteet. Helsinki.

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

24) 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. Teoksessa: Siitonen, J. (toim.), Monimuotoinen metsä - Metsäluonnon monimuotoisuuden tutkimusohjelman loppuraportti, s. 25-53. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 812: 1-226.

25) Martikainen P, Siitonen J, Punttila P, Kaila L, Rauh, J. 2000. Species richness of Coleoptera in mature managed and old-growth boreal forests in southern Finland. Biological conservation 94(2): 199-209.

26) UPM-Kymmene Metsä 2001. Taimikon perkaus, uudisalan raivaus. Valkeakoski.

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

28) Vanha-Majamaa, I., & Jalonen, J. 2001. Green tree retention in forested landscapes. Scandinavian Journal of Forest Research 3: 79-90.

29) Martikainen, P. 2002. Latikat, heimo Aradidae. (http://gis.joensuu.fi/~pmartik/pages/Aradus.html).

30) Spence, J. R., Langor, D. W., Niemelä, J., Cárcamo, H. A. & Currie, C. R. 1996. Northern forestry and carabids: the case for concern about old-growth species. Annales Zoologici Fennici 33: 173–184.

31) Suomen metsäsertifiointistandardi (SMS 1002-1) 1997. Ryhmäsertifiointi metsäkeskuksen tai metsänhoitoyhdistyksen toimialueen tasolla. Malli A ja B.

32) Metsien suojelun tarve Etelä-Suomessa ja Pohjanmaalla 2000. Etelä-Suomen ja Pohjanmaan metsien suojelun tarve –työryhmän mietintö. Ympäristöministeriö. Suomen ympäristö 437. 284 s. Helsinki.

33) Wikars, L-O. 1997. Pyrophilous insects in Orsa Finnmark, Central Sweden: biology, distribution, and conservation. Entomologisk Tidskrift 118(4): 155-169.

34) Korhonen, K.-M. & Savonmäki, S. (toim.) 1997. Metsätalouden ympäristöopas. Metsähallitus. 130 s. Vantaa.

35) Metsätalouden kehittämiskeskus Tapio 2001. Hyvän metsänhoidon suositukset. Metsätalouden kehittämiskeskus Tapion Julkaisusarja 13. 95 s. Helsinki.

36) Lemberg, T. & Puttonen, P. 2002. Kulottajan käsikirja. Metsälehti Kustannus Oy. 113 s. Helsinki.

37) Holliday, N.J. 1992. The carabid fauna (Coleoptera: Carabidae) during postfire regeneration of boreal forest: Properties and dynamics of species assemblages. Canadian Journal of Zoology/Revue Canadien de Zoologie 70(3): 440-452.

38) Vasander, H. (toim.) 1998. Suomen suot. 168 s. Suoseura ry.

39) Hökkä, H., Kaunisto, S., Korhonen, K.T., Päivänen, J., Reinikainen, A. & Tomppo, E. 2002. Suomen suometsät 1951–1994. Metsätieteen aikakauskirja 2A/2002: 201-357.

40) MERA I – Metsätalouden rahoitusohjelma 1964. Metsätiedotustoimisto. 32 s. Helsinki.

41) MERA II – Metsätalouden rahoitusohjelma II 1966. Metsätiedotustoimisto. 52 s. Helsinki.

42) MERA III – Metsätalouden rahoitusohjelma III 1969. Metsätiedotustoimisto. 64 s. Helsinki.

43) Päivänen, J. & Paavilainen, E. 1998. Soiden metsätaloudellinen hyväksikäyttö. Teoksessa: Vasander, H. (toim.), Suomen suot. 168 s. Suoseura ry.

44) Seppä, H. 1998. Suomen soiden pinnanmuodot. Teoksessa: Vasander, H. (toim.), Suomen suot. Suoseura ry. 168 s. Helsinki.

45) Aapala, K., Heikkilä, R. & Lindholm, T. 1998. Suoluonnon monimuotoisuuden turvaaminen. Teoksessa: Vasander, H. (toim.), Suomen suot. Suoseura ry. 168 s. Helsinki.

46) Ympäristöministeriö 2003. Ennallistaminen suojelualueilla. Ennallistamistyöryhmän mietintö. Suomen ympäristö 618. 220 s. Helsinki.

47) Maa- ja metsätalousministeriö & Ympäristöministeriö 1994. Metsätalouden ympäristöohjelma 1994. 30 s. + liite. Helsinki.

48) Bäck, S. & Lindholm, T. 1999. Vesi- ja rantaluonnon monimuotoisuuden säilyttäminen. Selvitys vesiensuojelun tavoiteohjelmaa vuotta 2005 varten. Suomen ympäristö 364. 84 s. Helsinki.

49) Vannote, R.L., Minshall, G.W., Cummins, K.W., Sedell, J.R. & Cushing, C.E. 1980. The River Continuum Concept. Can. J. Fish. Aquat. Sci. Vol. 37.

50) Olsson, T. 1995. Skuggade vatten har rikare fauna. Skog & Forskning 4. Sveriges Skogsvårdsförbund.

51) Hollingsworth, R.W. 1988. Fish habitat and forest fragmentation. Teoksessa: Convention of the Society of American Foresters, 19-25. Rochester, New York.

52) Lingdell, P-E. & Engblom, E. 1995. Bottenfaunan och skogsbruket. Skog & Forskning 4. Sveriges Skogsvårdsförbund.

53) Nyberg, P. & Eriksson, T. 2001. SkyddsIdåer Längs VAttendrag (SILVA). Slutrapport av SILVA-projektet. Finfo 6. Fiskeriverket. Sverige.

54) Bergquist, B. 1999. Påverkan och skyddzoner vid vattendrag i skogs- och jordbrukslandskapet. En litteraturöversikt. Fiskeriverket Rapport 3: 1-118.

55) Maser, C. & Trappe, J.M., 1984. The Seen and Unseen World of the Fallen Tree. General Technical Report PNW-164. Pacific Northwest Forest and Range Experiment Station. U.S. Department of Agriculture, Forest Service.

56) Maser, C., Tarrant, R.F., Trappe, J.M. & Franklin, J.F. 1988. From the Forest to the Sea: A Story of Fallen Trees. General Technical Report PNW-GTR-229. Pacific Northwest Research Station. U.S. Department of Agriculture, Forest Service. Portland, Oregon.

57) Kenttämies, K. & Saukkonen, S. 1996. Metsätalous ja vesistöt. Yhteistutkimusprojektin "Metsätalouden vesistöhaitat ja niiden torjunta" (METVE) yhteenveto. Maa- ja metsätalousministeriön julkaisuja 4. Helsinki.

58) Sedell, J.R., Everest, F.H. & Gibbons, D.R. 1989. Streamside vegetation management for aquatic habitat. Teoksessa: Proceedings, National Silvicultural Workshop – Silviculture for all Resources, s. 115-125. U.S. Forest Service, Timber Managent. Washington, DC.

59) Edenius, L. 1995. Strandskogars ekologiska roll i skogslandskapet. Skog & Forskning 4. Sveriges Skogsvårdsförbund.

60) Räike, A. 1994. Valtakunnallinen pienvesi-inventointi. Alustavat tulokset vuosilta 1989–1993. Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja 588. 98 s. Helsinki.

61) Ilmonen, J., Ryttäri, T. & Alanen, A. 2001. Luontodirektiivin kasvit ja eläimet. Suomen ympäristö 510. 177 s. Helsinki.

62) Forest Ecosysten Management Team (FEMAT) 1993. Forest ecosystem management: an ecological, economical and social assessment, s. V25-V29. USDA Forest Service (and other agencies). Portland, Oregon.

63) Chen, J. 1991. Edge effects: microclimatic pattern and biological responses in old-growth Douglas-fir forests. Ph.D. Dissertation. University of Washington. 174 s. Seattle, Washington.

64) Hänninen E., Kärhä S. & Salpakivi-Salomaa, P. 1995. Metsätalous ja vesiensuojelu. Metsätehon opas. 23 s. Helsinki.

65) Kivimaa T., Hänninen E. ym. 1995. Vesien ja vesiympäristöjen suojelu metsätaloudessa. Taustatietoaineisto Metsätehon oppaaseen: Hänninen, E., Kärhä, S. & Salpakivi-Salomaa, P., Metsätalous ja vesiensuojelu. Metsätehon opas. 23 s. Helsinki.

66) Joensuu, S. 1999. Ojitettujen soiden puuntuotanto ja ympäristönhoito.

Metsätalouden kehittämiskeskus Tapio. 50 s. Helsinki.

67) Metsäteho & Metsätalouden kehittämiskeskus Tapio 1999. Rantametsien käsittelysuositus. (Esite).

68) Kajava S., Silver, T., Saarinen, M. & Heikkilä, H. 2002. Purot ja norot metsälain kohteina Lounais-Suomessa. Metsätieteen aikakauskirja 2/2002.

69) Skogsstyrelsen 2000. Skogsbruket vid vatten. Skogsstyrelsens förlag.

70) Jantunen, J., Saarinen, K. & Tarvainen, U. 2002. Suojelu- ja tutkimuskohteet 2002. Seurantaraportti 4. Eteläkarjalan allergia- ja ympäristöinstituutti. 29 s. Joutseno.

71) Saarinen, K., Jantunen, J. & Kuitunen, K. 2002. Ihmistoiminnan vaikutus Suomen ja Venäjän Karjalan luontoympäristöön (KARMI), loppuraportti. Karjalan ympäristötieteen laitos. 34 s. Joutseno.

72) WWF 1991. Valkoselkätikka ja talousmetsien hoito. Maailman Luonnon Säätiön (WWF) Suomen Rahaston valkoselkätikkatyöryhmä. 5 s. Helsinki.

73) Maa- ja metsätalousministeriö 1999. Metsäkanalintutyöryhmän muistio. Työryhmämuistio 1999:23. Helsinki.

74) Kangas, P. & Jäppinen, J.-P. (toim.) 2002. Suomen biologista monimuotoisuutta koskevan kansallisen toimintaohjelman toteutuminen vuosina 2000-2001. Toinen seurantaraportti. Suomen ympäristö 558. 62 s. Helsinki.


NORCAR
600 H



OSA 4

TALOUDELLISET JA YMPÄRISTÖ-POLIITTISET KYSYMYKSET

Metsäluonnon monimuotoisuuden turvaamiseen vaikuttavat kansalaisten luontoarvostukset ja suojelusta metsätaloudelle aiheutuvat kustannukset. Koska kustannukset ja hyödyt jakaantuvat epätasaisesti kansalaisten kesken, on monimuotoisuuden suojelu monimutkainen arvo-, yhteiskunta- ja talouspoliittinen kysymys.

LUVUSSA 10 tarkastellaan sitä, kuinka taloudelliset ja ekologiset seikat punoutuvat yhteen monimuotoisuuden suojeluun liittyvissä hyvinvointivaikutuksissa. Siinä käsitellään metsäluonnon monimuotoisuuden yhteiskunnallisia hyötyjä ja kustannuksia ja optimaalisen suojelutason valintaa. Luvussa arvioidaan myös monimuotoisuuden suojelun laajuutta Etelä-Suomessa.

LUVUSSA 11 esitellään taloustieteen menetelmiä, joiden avulla voidaan arvioida monimuotoisuuden hyvinvointivaikutuksia yhteismitallisesti suojelun kustannusten kanssa. Luvussa esitellään monimuotoisuuden turvaamisesta, muun muassa suojelualueiden lisäämisestä ja luontoa säästävistä metsänhoidon ja puunkorjuun menetelmistä, koituvia hyötyjä ja kustannuksia ja niiden mittaamista.

LUVUSSA 12 tarkastellaan mahdollisuuksia esimerkiksi suojelualueiden kustannustehokkaaseen valintaan silloin, kun ekologista tietoa on tarpeeksi käytettävissä ja kun suojelun tavoitetaso on määritetty riittävän yksiselitteisesti. Luvussa verrataan kahta tapaa valita suojeltavia alueita: pelkästään ekologisin perustein tai ottamalla huomioon myös taloudelliset näkökohdat.

LUVUSSA 13 käsitellään kansalaisten osallistumista metsäluonnon suojeluun. Siinä kuvataan metsäkiistojen luonnetta ja vaikutuksia sekä sitä, miten osallistava suunnittelu voisi auttaa hallitsemaan metsien käytön ristiriitoja ja torjua avoimia yhteenottoja. Luvussa esitellään myös Suomessa saatuja kokemuksia osallistavasta suunnittelusta.

LUVUSSA 14 käsitellään monimuotoisuuden suojelun ohjauskeinoja taloustieteen näkökulmasta. Luvussa tarkastellaan niitä kriteerejä, jotka hyvien ohjauskeinojen on täytettävä, sekä arvioidaan tämän perusteella Suomen ympäristö-, metsä- ja luonnonsuojelulakeihin jo sisältyvien ohjauskeinojen toimivuutta. Lisäksi arvioidaan Metsotoimikunnan ehdottamien kannustintyyppisten keinojen tarjoamia mahdollisuuksia parantaa metsien monimuotoisuuden suojelua.



JARI KUULUVAINEN • MARKKU OLLIKAINEN

10 MONIMUOTOISUUS JA YHTEISKUNNAN HYVINVOINTI

Millaisia arvoja monimuotoisuuden turvaamiseen liittyy? Kuinka voidaan määrittää yhteiskunnan kannalta toivottava metsien monimuotoisuuden turvaamisen taso, sekä sovittaa yhteen puuraaka-aineen tuotanto ja monimuotoisuuden suojelu? Millaisin keinoin monimuotoisuuden suojelu voidaan toteuttaa menestyksellisesti?

Metsäluonnon monimuotoisuudella on suuri merkitys ympäristön viihtyisyydelle ja kansalaisten hyvinvoinnille. Monimuotoisuutta on siis suojeltava – mutta missä laajuudessa ja millä keinoin? Riittääkö, että tunnetaan metsäluonnon ekologinen tila ja uhanalaisten lajien määrä? Vastaus on ei. Tieto siitä, kuinka asiat ovat ei vielä kerro sitä, kuinka niiden pitäisi olla, kuten englantilainen filosofi David Hume totesi jo 1800-luvulla. Suomessa, kuten muissakin puuta tuottavissa maissa, ajoittain kärkevinäkin leimahtavat metsäkiistat osoittavat, että metsien suojeluun ja taloudelliseen käyttöön liittyy erilaisia arvostuksia ja että eri kansalaisryhmien ja eturyhmien on vaikea saavuttaa yksimielisyyttä monimuotoisuuden suojelusta. Käydyt kiistat voivat parantaa tai heikentää luonnonsuojelun tilaa ja tulevia mahdollisuuksia riippuen siitä, kuinka rakentaviksi tai hajottaviksi ne kehittyvät[1].

Ekologisten, taloudellisten, poliittisten ja moraalisten arvostusten samanaikainen huomioonottaminen monimuotoisuutta koskevassa yhteiskunnallisessa päätöksenteossa on haastava tehtävä. Tuskin kukaan kiistää sitä, että metsät tuottavat puuraaka-aineen ohella myös muita biologiseen monimuotoisuuteen kiinteästi liittyviä aineellisia ja aineettomia hyödykkeitä ja palveluita, jotka lisäävät hy-

vinvointia. Silti ollaan hyvin monta mieltä monimuotoisuuden turvaamisen avainkysymyksistä eli siitä, miten puuntuotanto ja monimuotoisuuden suojelu sovitetaan parhaiten yhteen. Onkin löydettävä keinoja, joiden avulla voidaan ylittää rakentavasti erilaisia eturistiriitoja ja verrata toisiinsa monimuotoisuuden turvaamisen hyötyjä ja kustannuksia.

Perinteinen hyvinvointianalyysi korostaa, että monimuotoisuuden turvaamisesta koituvia kustannuksia ja siitä saatavia hyötyjä on punnittava parhaan ekologisen tutkimustiedon valossa. Kustannukset syntyvät puuntuotannon supistumisesta ja siitä koituvasta metsätalouden, metsäteollisuuden ja koko yhteiskunnan tulojen vähenemisestä. Monimuotoisuushyödyt liittyvät puolestaan suojelusta saatuun suoraan rahalliseen hyötyyn sekä kansalaisten monimuotoisuutta koskeviin arvostuksiin. Mitä tarkempaa tietoa päättäjillä on monimuotoisuuden suojelun ekologiasta, hyödyistä ja kustannuksista, sitä paremmin päätöksenteko voi palvella koko yhteiskuntaa.

Monimuotoisuuden turvaamisesta syntyviä hyötyjä ja kustannuksia on kuitenkin vaikea arvioida. Suoran mittaamisen sijaan joudutaan usein turvautumaan monimutkaisiin menetelmiin, joilla punnitaan monimuotoisuuteen liittyviä kansalaisten arvostuksia[2,3,4,5]. Kustannusten määrittäminen riippuu puolestaan paljon siitä, kuinka puu- ja lopputuotemarkkinoiden toiminnan arvioidaan muuttuvan suojelun seurauksena.

Tieto yhteiskunnallisesti toivotusta suojelun tasosta ei kuitenkaan yksin takaa menestyksellistä ympäristö- ja metsäpolitiikkaa. On myös löydettävä keinot, joilla tavoitteeseen voidaan päästä. Monimuotoisuuden turvaavia kannustimia on erityisen vaikea luoda yksityismetsätaloudelle. Tavoitteena on löytää sellainen hallinnollisten rajoitusten, taloudellisten kannustimien ja neuvonnan yhdistelmä, jolla yhteiskunnan tavoitteeksi asettama suojelun taso pystytään saavuttamaan ja samalla ottamaan huomioon maanomistajien oikeudet. Tärkeää on myös se, että metsänomistajat ja muut kansalaiset voivat ottaa osaa suunnitteluun ja päätöksentekoon.

Monimuotoisuuden turvaamisen talousteoriaa

Kun luonnontilainen metsä on otettu metsätalouden piiriin, ryhtyy metsätalous tuottamaan yhtä aikaa sekä puuta että luonnon monimuotoisuutta, sillä metsien kasvi, eläin- ja sienilajisto joko elää kasvavassa puustossa tai keskeisesti hyödyntää sitä. Harvennus- ja päätehakkuiden aiheuttama puuston tilavuuden ja iän vaihtelu muuttaa merkittävästi metsälajien elinoloja, mahdollisesti myös lajien määrää ja eliökantojen tiheyksiä. Kuten luvussa 5 kävi ilmi, hoidettu talousmetsä on rakenteeltaan hyvin erilainen kuin luontaisen häiriödynamiikan alaisena syntynyt ja kehittynyt metsä. Puun tuotannon ja monimuotoisuuden suojelun välillä onkin selvä valintatilanne: metsien monimuotoisuuden kasvattaminen vähentää mahdollisuuksia tuottaa puuraaka-ainetta ja päinvastoin.

Taloustieteen näkökulmasta katsottuna metsien tuottama kokonaishyöty koostuu metsien aineellisten ja aineettomien hyödykkeiden ja palvelujen arvosta. Suomessa metsien keskeinen arvon lähde on niistä saatava puuraaka-aine. Sille, ja siten myös metsälle, syntyy taloudellinen arvo ennen muuta puunjalosteiden kysynnän kautta. Muita metsien tuottamia hyödykkeitä ovat muun muassa marjat ja sienet, joskin niiden keräily kuuluu jokamiehenoikeuksiin, eikä siten ole sidottu metsän omistamiseen, kuten ei metsästyskään. Myös metsäluonnon suojelu voidaan tulkita yhdeksi metsien monikäyttömuodoksi.

Siinä missä puuraaka-aine on tyypillinen yksityishyödyke, josta tulon saa metsänomistaja, ovat metsäluonnon monimuotoisuuteen liittyvät arvot lähinnä julkishyödykkeitä, joita kaikki voivat vapaasti käyttää ja joille ei sen vuoksi synny markkinahintaa. Koska metsänomistaja ei tämän vuoksi voi saada tuloa monimuotoisuushyödyistä, ei monimuotoisuuden turvaaminen ole yksityistaloudellisesti kannattavaa. Julkisen vallan onkin puututtava soveliailla ohjauskeinoilla metsätalouden toimintaan niin, että yhteiskunnan hyvinvoinnille riittävä monimuotoisuus tulee turvatuksi.

Kuvitellaan, että metsien käytöstä päättää yhteiskunnan suunnittelija, jolle kaikki kansa-

laiset ovat samanarvoisia. Suunnittelija haluaa koko yhteiskunnan parasta. Kuvitellaan myös, että metsien käsittely perustuu tasaikäisten puustojen eli metsiköiden hakkuisiin ja uudistamiseen – mikä vastaakin Suomen metsätalouden yleistä käytäntöä. Jokaisen metsikön käytön suunnittelussa otetaan huomioon puun reaalihinta, korkotaso ja metsänhoidon kustannukset sekä monimuotoisuutta koskevat kansalaisten arvostukset. Maisematasolla (useat metsiköt) otetaan lisäksi huomioon se mahdollisuus, että puustot ovat monimuotoisuuden tuottajina riippuvaisia toisistaan. Tästä seuraa, että metsiköllä on merkitystä maisemakokonaisuudelle; se on osa koko maiseman jatkuvuutta ja yhtenäisyyttä.

Suunnittelija maksimoi metsistä saatavan kokonaishyödyn – johon sisältyvät sekä hakkuutulot että monimuotoisuudesta koituva hyöty – valitsemalla yhteiskunnallisesti optimaalisen puuston iän ja hakattavan määrän sekä puustojen maisemallisen jatkuvuuden. Yhteiskunnallinen optimiratkaisu riippuu puun hinnasta, monimuotoisuuden arvostuksen voimakkuudesta ja puustojen keskinäisestä riippuvuudesta. Metsiköt voidaan nyt jakaa kolmeen perusryhmään: 1) täysin suojellut metsät, 2) rajoitettujen hakkuiden alaiset metsät sekä 3) puhtaat puuntuotantometsät.

Valtaosa metsiköistä kuulu todennäköisesti viimeksi mainittuun luokkaan. Täysin suojelluissa metsissä monimuotoisuusarvot ovat niin suuria, että suojelu on aina yhteiskunnallisesti kannattavampaa kuin puuntuotanto. Rajoitetun metsätalouden piirissä olevat metsiköt ovat yleensä sellaisia, jotka – puustojen maisemallisten riippuvuussuhteiden vuoksi – edistävät täysin suojeltujen metsien monimuotoisuutta. Jos metsiköiden monimuotoisuushyödyt eivät ole erityisen suuria, ne säilyvät tavallisena talousmetsänä, jonka käsittelyssä monimuotoisuus otetaan kuitenkin huomioon suojelemalla esimerkiksi erityisen arvokkaat elinympäristöt ja voimistamalla muun muassa metsien monimuotoisuutta edistäviä rakennetekijöitä (säästöpuut, vanhat haavat, lahopuu, ym.).

Monimuotoisuuden yhteiskunnallisesti optimaalinen turvaaminen edellyttää siis täysin ja osittain suojeltujen metsien sekä talousmetsien muodostamaa verkostoa. Verkoston laajuus ja sen ylläpitämä monimuotoisuus riippuu myös markkinataloudellisista seikoista, kuten puun hinnasta ja korosta. Jos puun hinta tai korkotaso nousevat, metsiköiden hakkuut tulevat aiempaa kannattavammiksi. Tällöin taloudellisesti edullisin päätehakkuuikä alenee ja metsiköt uudistetaan aiempaa nuorempina. Samalla monimuotoisuutta edistävien toimien (mm. säästöpuiden jättämisen) kannattavuus laskee. Monimuotoisuuden turvaamisen taso ja siihen tarvittavat toimet riippuvat siten myös metsäteollisuuden ja puumarkkinoiden kehityksestä.

Hinnan ja koron vaihtelut eivät ole ongelma täysin suojelluille metsille, mutta ne voivat vaikuttaa merkittävästi yksityisten rajoitetun taloudellisen toiminnan piirissä olevien metsien ja talousmetsien hakkuisiin. Erityisesti talousmetsissä voi käydä niin, että pitkäaikaisetkin ponnistelut monimuotoisuuden edistämiseksi valuvat hukkaan, jos puun hinta nousee voimakkaasti. Metsänhakkuiden voimakas riippuvuus puun kysynnästä on siis yksi perustelu sille, että talousmetsien ohella tarvitaan myös melko laajoja täysin suojeltuja alueita sekä toisaalta hyvin valittuja ohjauskeinoja, joilla vaikutetaan talousmetsien käsittelyyn.

Edellä esitettyä analyysiä on kuitenkin syytä tarkentaa kahdessa suhteessa. Tehtäessä monimuotoisuutta ja metsänhoitoa koskevia päätöksiä yhden metsikön tasolla, voidaan hyvin ajatella, että puun hinta ei muutu. Tämä ei kuitenkaan päde koko talouden tasolla silloin, kun monimuotoisuuden suojelulla on merkittäviä vaikutuksia puun tarjontaan ja puujalosteiden kysyntään maailmalla. Jos monimuotoisuuden suojelu supistaa puun tarjontaa koko maassa, niin puun markkinahinta pyrkii nousemaan, ellei puun tuonnin kasvattaminen ole mahdollista. Tämä taas vähentää suojelun kannattavuutta, kuten edellä todettiin. Kohonnut puun hinta nostaa myös metsäteollisuuden kustannuksia ja saattaa heikentää sen kansainvälistä kilpailukykyä, mikä voi johtaa metsäteollisuuden markkina-asemien menetykseen. Suojelu voi sitä kautta heikentää työllisyyttä, erityisesti jos teollisuuden kapasiteettia siirretään ulkomaille puuraaka-aineen hintatason vakauttamiseksi.

Markkinoilta voi kuitenkin tulla myös suojelua edistäviä vaikutuksia. Jos puunjalosteiden ostajat tai luontomatkailijat pitävät laadukkaampina tai ”arvokkaampina” sellaisia jalosteita, jotka on tuotettu ekologisesti kestävän metsänhoidon ja riittävän suojelun periaatteiden mukaisesti, kuin vastaavia tuotteita ”tavallisista” metsistä, syntyy niin sanottua vihreää (lisä)kysyntää maan metsäteollisuudelle tai maalle turistikohteena[6,7,8]. Myös nämä seikat tulee ottaa huomioon, kun suunnitellaan monimuotoisuuden turvaamiseen tähtäävää metsäalueverkkoa.

Yleisten hyöty- ja kustannuskäsitteiden käyttäminen teoreettisessa analyysissa auttaa tutkimaan monimuotoisuuden turvaamisen yleisiä vaikutuksia ja riippuvuuksia. Kun laaditaan koko maata kattavaa toimintaohjelmaa monimuotoisuuden turvaamiseksi, on pystyttävä erittelemään tarkasti ja konkreettisesti eri asteisesti suojeltaviin metsiköihin liittyvät hyödyt ja kustannukset, jotta voidaan päättää toimintaohjelman kokonaislaajuudesta. Kuinka hyödyt ja kustannukset sitten pystytään arvioimaan?

Metsien monimuotoisuushyötyjen arvioiminen on arvattavasti vaikeaa ja haastavaa, mutta ei suinkaan mahdotonta. Voimme luokitella ne metsien käyttäjän (jokamies, luonnonsuojelualueella vieraileva matkailija) kokemaan käyttäjäarvoon ja ei-käyttäjien kokemaan olemassaoloarvoon. Olemassaoloarvolla tarkoitetaan ihmisten luonnolle antamaa arvoa siitä, että se on olemassa[9]. Monimuotoisuuteen liittyy vielä vaikeasti mitattavissa oleva, kvasioptioarvo[10]. Tätä käsitettä sovelletaan silloin, kun arvioidaan jonkin ympäristön tilaa peruuttamattomasti muuttavan hankkeen, esimerkiksi luonnontilaisen metsän hakkuun, taloudellista kannattavuutta. Kvasioptioarvo syntyy siitä, että luonnontilaisesta metsästä saatetaan vastaisuudessa löytää kaupallisesti arvokkaita raaka-aineita esimerkiksi kemianteollisuuden tai lääketeollisuuden tarpeisiin. Tiedon mahdollinen lisääntyminen tulevaisuudessa saattaa puoltaa hakkuiden lykkäämistä myöhempään, jolloin tieto metsän tilasta on lisääntynyt ja päätös hakkuiden suorittamisesta tai niistä luopumisesta on perustellummin tehtävissä.

Metsien puuntuotantokäyttöön liittyvät yksityistaloudelliset ja kansantaloudelliset kustannukset on helpompi määrittää kuin hyödyt, koska kustannusten määrittämiseen voidaan käyttää suoraan markkinoilla havaittavia hintoja. Monimuotoisuuden turvaamisen merkittävin kustannuserä syntyy siitä, että metsäpinta-alaa poistuu puuntuotannon piiristä. Metsänomistaja jää vaille puunmyyntituloja, mikä valtion on korvattava. Tämä voi tapahtua joko lunastamalla suojelualue valtiolle tai korvaamalla metsän käyttörajoitukset, joita syntyy esimerkiksi perustettaessa suojelualueisiin liittyviä suojavyöhykkeitä tai ekologisia käytäviä ja askelkiviä. Valtion omistamien metsien suojelu ei liioin ole ilmaista, sillä valtionkin puunmyyntitulot vähenevät suojelun myötä. Tulovaje joudutaan kattamaan muilla valtion tuloilla, lähinnä veroilla.

Suojelusta koituu myös metsikkötason kustannuksia. Esimerkiksi avainbiotooppien suojelu lisää korjuukustannuksia ja vähentää myyntituloja. Kustannuksia syntyy niin ikään niistä toimista, joilla luodaan tai lisätään monimuotoisuutta edistäviä metsien rakennepiirteitä: lahopuita, suuria haapoja, palanutta puuainesta ja jalopuita.

Kun verrataan hyöty- ja kustannusarvioita toisiinsa, havaitaan että monimuotoisuuden suojeluun sisältyy tietynlainen epäsymmetria. Suojelun kustannukset syntyvät pitkälti markkinoitavien ja siten markkinahintaisten tuotteiden tuotannonmenetyksistä. Monimuotoisuushyödyillä ei sen sijaan ole yleensä markkinahintaa. Ne vaikuttava suoraan kansalaisten hyvinvointiin ja niistä tuotetaan tietoa erilaisilla mittausmenetelmillä, joilla pyritään selvittämään, kuinka paljon kansalaiset ovat halukkaita maksamaan monimuotoisuuden lisäämisestä. Vaarana onkin, että suojelun suorat kustannukset saavat suhteessa suuremman painon kuin usein spekulatiivisiksi koetut hyödyt.

Metsien monimuotoisuuden turvaamisen yhteiskunnallinen optimi

Kun suunnitellaan valtakunnallisia monimuotoisuuden suojeluohjelmia, tulee hyötyjä ja kustannuksia punnita toisiaan vastaan. Jos kaikki kustannukset ja hyödyt voitaisiin mitata rahassa, tulisi suojelun taso valita siten,

että metsien tuottama kokonaisnettohyöty – puuntuotannosta ja metsien tuottamista muista (ympäristö)palveluista saatava yhteenlaskettu hyöty vähennettynä suojelusta koituvilla kustannuksilla – on mahdollisimman suuri.

Kuvassa 10.1 havainnollistetaan hyötyjen ja kustannusten punnintaan liittyvää päätöksentekoa. Siinä kuvataan monimuotoisuuden suojelusta koituvien hyötyjen ja suojelukustannusten riippuvuutta valitusta suojelutasosta rajahyöty- ja rajakustannusfunktioiden avulla. Ne tiivistävät ekologisen ja taloudellisen informaation päätöksenteon kannalta sopivaan muotoon. Kustannukset on saatu järjestämällä kaikki ekologisesti perustellut monimuotoisuuden turvaamistoimet halvimmasta kalleimpaan. Siirtyminen uuteen suojelutoimeen kasvattaa siten kustannuksia Rajahyöty puolestaan kertoo sen, kuinka monimuotoisuuden turvaamisen edetessä kansalaiset kokevat saavansa aina vain pienemmän lisähyödyn jokaisesta uudesta suojelutoimesta.

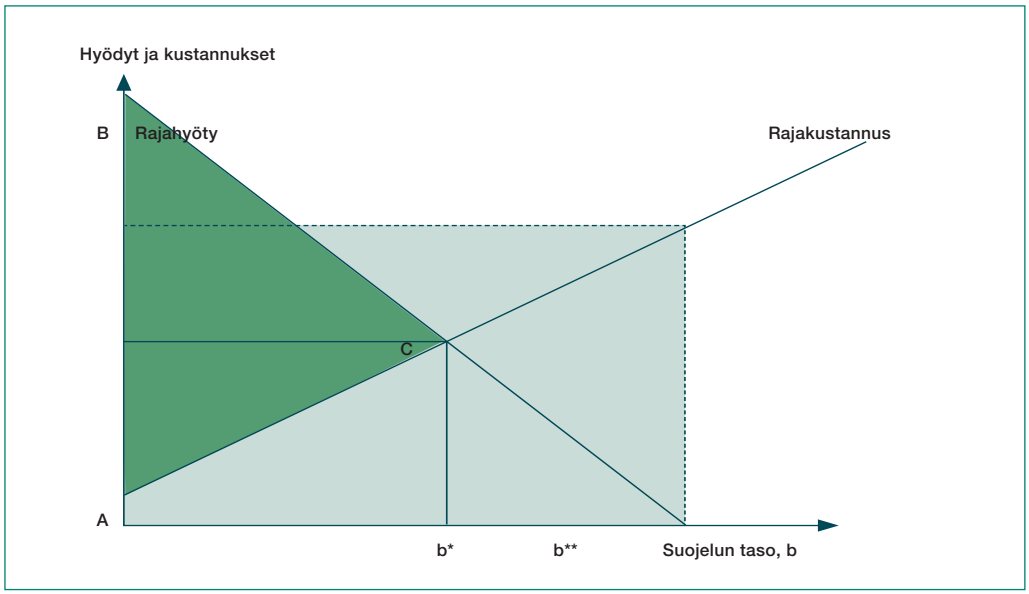
Yksinkertaisuuden vuoksi rajahyödyt ja rajakustannukset on kuvattu suorina. Kuvaajat osoittavat, että aina kun suojeluastetta lisätään yhdellä yksiköllä, siitä saatava lisähyöty yksikköä kohti pienenee ja vastaavasti lisäkustannukset kasvavat. Vaaka-akselille valittu monimuotoisuusyksikkö voi olla mikä tahansa monimuotoisuuden kuvaaja, kuten suojeltujen eliölajien määrä, elinympäristöjen määrä tai suojeltu pinta-ala, näiden erilaiset yhdistelmät tai muut vastaavat monimuotoisuuden kuvaajat.

Ihanteellinen suojelun taso, jota kuviossa merkitään symbolilla b*, löytyy siinä pisteessä, jossa rajahyöty- ja rajakustannuskäyrät leikkaavat toisensa. Yhteiskunnalle koituvaa nettohyötyä osoittaa kuviossa kolmion ABC pinta-ala. Tämä on siis yhteiskunnan näkökulmasta ”paras” monimuotoisuuden suojelun taso, koska silloin yhteiskunnan puuntuotannosta ja monimuotoisuuden suojelusta saama yhteenlaskettu nettohyöty on suurin mahdollinen.

Vaikka graafinen tarkastelumme on lähinnä periaatteellinen, se on monessa suhteessa valaiseva. Kuviosta nähdään, että monimuotoisuuden täydellinen suojelu, jota on merkitty

KUVA 10.1

Monimuotoisuuden suojelun tavoitetason taloudellinen määrittäminen. Kuvan pystyakseli kuvaa suojelun kustannuksia ja hyötyjä ja vaaka-akseli kuvaa suojelun tasoa. Alhaisilla suojelun tasoilla kustannukset monimuotoisuuden suojelun lisäämisestä ovat pienet, mutta hyöty suojelun lisäyksestä taas on suuri. Pisteen b* jälkeen rajakustannukset lisäsuojelusta ylittävät saadun rajahyödyn.



TIETOLAATIKKO 10.1

Kestävyyden käsitteestä metsätaloudessa

Luonnonvarataloustieteessä kestävyydellä viitataan yleensä pitkän aikavälin ”bioekonomiseen tasapainoon”[11]. Tällä tarkoitetaan sitä, että yhteiskunta ei tavoittele ekosysteemien mahdollisimman suurta luonnonmukaisuutta ja terveyttä, vaan ekologinen ja sosiaalinen kestävyys käsitetään taloudellisesti optimaalisen ratkaisun ominaisuuksiksi. Esimerkiksi biodiversiteettia suojellaan vain siinä mitassa kuin sen tuottamat rajahyödyt ovat rajakustannuksia suurempia ja lisäävät yhteiskunnan aineellista ja sosiaalista hyvinvointia pitkällä aikavälillä.

Bioekonominen tasapaino on teoreettinen käsite. Sen määrittäminen edellyttäisi, että tietäisimme luonnonvarojen hyödyntämisen ekologiset vaikutukset ja yhteiskunnan nykyiset ja tulevat preferenssit. Todellisuudessa näin ei ole, koska monilla ympäristöhyödyiltä puuttuu markkinahinta tai omistusoikeudet ja tulevaisuuteen liittyy runsaasti epävarmuutta. Käytännön tarpeita varten kestävyyden käsitteen sisältöä onkin pyritty konkretisoimaan jakamalla se ekologiseen, taloudelliseen ja sosiaaliseen (ja toisinaan myös kulttuuriseen) ulottuvuuteen.

Kestävyyden kolme ulottuvuutta

Ekologisella kestävyydellä viitataan yleensä metsäekosysteemin jatkuvuuden ja ominaispiirteiden turvaamiseen. Tämän tarkoittaa sitä, että yhteiskunnan kehitys on sopusoinnussa ekologisten prosessien kanssa: metsiä hoidetaan ja käytetään niin, että niiden monimuotoisuus, tuottavuus, uusiutumiskyky, terveys ja elinvoimaisuus säilyvät[12]. Ekologisen kestävyyden vaaliminen tarkoittaa muun muassa ainutlaatuisten ja herkkien ekosysteemien suojelua sekä pienipiirteisyyttä metsien käsittelyssä.

Ekologisella kestävyydellä on sekä ajallinen että alueellinen ulottuvuus. Monet ekologiset muutokset voivat olla palautumattomia – ja silloinkin, kun muutosten voidaan olettaa jäävän väliaikaisiksi, palautuminen voi kestää inhimillisesti katsoen hyvin kauan. Lisäksi on pohdittava, pitäisikö metsätalouden olla ekologisesti kestävää tilatasolla, kunnassa, maakunnassa vai vieläkin suurempien alueiden puitteissa.

Taloudellisessa kestävyydessä katsotaan yleensä olevan kyse pääoman jaon tehokkuudesta ja tasapuolisuudesta eri sukupolvien välillä ja jokaisen sukupolven sisällä[13]. Pääomaksi luetaan ihmisen aikaansaama fyysinen pääoma kuten rakennukset ja laitteet, inhimillinen pääoma sekä ympäristö- ja luonnonvarat. Taloudellinen kestävyys voidaan määritellä esimerkiksi siten, että pääoma ei vähene ajan kuluessa. Kukin sukupolvi kuluttaa siis enintään pääoman tuoton. Riittävän laajasti määriteltynä pääoma sisältää myös ekologiset ja sosiaaliset tekijät, jolloin taloudellinen kestävyys kuvaa periaatteessa samaa asiaa kuin bioekonominen tasapaino.

Suomen metsätaloudessa taloudellinen kestävyys on tyypillisesti määritelty lähes yksinomaan puuntuotannon kautta. On pyritty turvaamaan metsäteollisuuden puuraaka-ainetarve, lisäämään puuntuotantoa tai maksimoimaan metsänomistajien saamia puunmyyntituloja[14]. Näkemys on kuitenkin sangen yksipuolinen.

Johdonmukaisempaa olisi kytkeä taloudellinen kestävyys metsätalouden harjoittamisen kannattavuuteen pitkällä aikavälillä. Jos metsänkasvatus ei ole yksityistaloudellisesti kannattavaa, omistajalla on kannustin kuluttaa metsävaransa loppuun. Mikäli metsävarojen määrää pidetään liian pienenä esimerkiksi metsiin liittyvien markkinattomien ympäristöarvostusten tai ulkoisvaikutusten takia, yhteiskunta voi ohjata markkinamekanismia hyvinvointia lisäävään suuntaan eli kohti pitkän aikavälin bioekonomista tasapainoa.

Metsätaloudessa eräänlaisena bioekonomisena tasapainona on pidetty niin sanottua normaalimetsää. Se koostuu viljavuudeltaan samanlaisesta maa-alasta ja useista pinta-alaltaan samansuuruisista metsiköistä siten, että kullakin kasvaa yksi tasaikäinen puuston ikäluokka. Joka vuosi (tai jakso) hakataan vanhin metsikkö, ja seuraavana vuonna toiseksi vanhin metsikkö saavuttaa uudistuskypsyyden ja joutuu hakattavaksi. Näin jatkuu

ikuisesti, joten puun ja metsän muiden hyödykkeiden tuotanto on vakio ja puuston ikärakenne säilyy vuodesta toiseen muuttumattomana.

Metsätalouden sosiaalinen kestävyys lienee laaja-alaisin ja vaikeimmin hahmotettava kestävyyden ulottuvuus. Siinä on keskeistä alisteisuus ekologiselle kestävyydelle ainakin pitkällä aikavälillä, sosiaalinen hyvinvointi ja siihen pyrkivä prosessi, moniarvoisuus sekä ylisukupolvinen näkökulma. Yhteiskunnan jatkuvaa, mahdollisimman korkeaa hyvinvointia pidetään kehityksen sosiaalisena tavoitteena. Siihen liittyy paitsi taloudellinen toimeentulo, myös ihmisen terveydentila, toiminnan autonomia ja elämänhallinta[15]. Sosiaalisessa kestävyydessä on oleellista, että otetaan huomioon metsien eri käyttömuodot (talous, suojelu, kulttuuri, estetiikka) sekä moniarvoisuus ja ihmisten erilaiset luontosuhteet ja arvostukset[16].

Sosiaalisesti kestävän metsänkäytön kannalta tärkeitä näkökohtia ovat muun muassa ihmisten yhtäläiset mahdollisuudet osallistua metsien hoitoa ja käyttöä koskevaan päätöksentekoon, tasa-arvo, oikeudenmukaisuus, metsien monikäyttö, metsistä saatava toimeentulo sekä paikallisyhteisön vakaus[17]. Suomelle on luonteenomaista yksityismetsänomistuksen yleisyys, pienimuotoisuus ja perhevaltaisuus sekä jokamiehenoikeudet. Pääosa teollisuuden käyttämästä kotimaisesta puusta tulee yksityismetsistä ja pääosa puunmyyntituloista jää edelleen maaseudulle tai lähitaajamiin[18]. Metsien virkistyskäytön näkökulmasta laajat jokamiehenoikeudet ovat tärkeässä asemassa. Nämä peruspiirteet yhdessä osallistavan suunnittelun yleistymisen myötä – niin valtion, kuntien kuin ehkä yksityistenkin omistamissa metsissä – luovat pohjaa sosiaalisesti kestävälle metsienkäytölle.

Vaikka suomalaisessa metsänkäytössä voidaan nähdä monia vahvuuksia sosiaalisen kestävyyden kannalta, se sisältää myös ongelmia. Vuosikymmeniä jatkunut suurtuotannon etujen tavoittelu metsäteollisuudessa sekä ensisijaisesti puuntuotantoa tukeva julkinen metsäpolitiikka ja metsäntutkimus eivät ole suosineet vaihtoehtoisia metsänkäyttömuotoja. Puun korjuun jatkuvasti kasvanut pääomavaltaisuus on heikentänyt työllisyyttä etenkin syrjäseuduilla. Tähän asti Suomessa onkin yleensä puhuttu lähinnä puuntuotannolle alisteisesta sosiaalisesta kestävyydestä – ei sellaisesta moniarvoisesta sosiaalisesta kestävyydestä, jossa metsien eri käyttömuodot esiintyisivät rinnakkain[15].

Vaihtosuhteet ratkaisevat

Ehkäpä suurin käytännön haaste jatkossa liittyy kestävyyden eri ulottuvuuksien vaihtosuhteiden määrittämiseen. Missä määrin esimerkiksi metsien biologisesta monimuotoisuudesta voidaan luopua paikallisyhteisöjen vakauden edistämiseksi? Myös aito ylisukupolvisuuden vaatimus on ongelmallinen, koska puuntuotantoa, biodiversiteetin suojelua ja työllisyyttä on vaikea tarkastella samalla aikajänteellä. Nämä kysymykset konkretisoituvat, kun pohditaan esimerkiksi metsien suojelun optimaalista laajuutta, kestävän metsätalouden kriteereitä ja indikaattoreita sekä metsien erilaisten sertifiointijärjestelmien vahvuuksia ja heikkouksia.

Esa-Jussi Viitala ja Heimo Karppinen

symbolilla b** ei ole yhteiskunnallisesti optimaalinen, koska kustannukset (menetetyt myyntitulot yms.) kasvavat erittäin suuriksi, kun taas lisäsuojelusta saatava hyöty lähestyy nollaa. Toisaalta kuvio osoittaa, että monimuotoisuuden suojelu on yhteiskunnan näkökulmasta välttämätöntä.

Valtakunnallisten suojeluohjelmien yhteydessä suojelun vaikutuksia tarkastellaan yleensä koko kansantalouden mitassa, jolloin eri alueille kohdistuvat myönteiset ja kielteiset vaikutukset saavat saman painon. Koska tällaisessa tarkastelussa euro on kaikilla tahoilla ja alueilla aina samanarvoinen, erityistä sijaa ei anneta suojelun työllisyysvaikutuksille ja aluetaloudellisille vaikutuksille.

Työllisyyttä ja aluetaloudellisia seikkoja pidetään kuitenkin usein tärkeinä. Niihin kohdistuvien vaikutusten arviointi on melko hankalaa, koska se edellyttää arvioita puumarkkinoiden toiminnasta, puunjalosteiden ulkomaankaupasta, metsäsektorin ja muun

TIETOLAATIKKO 10.2

Etelä-Suomen metsien suojelun tason muuttamisen hyödyt ja kustannukset

Vuonna 2001 asetettiin niin sanottu Metso-toimikunta pohtimaan Etelä-Suomen metsien suojelun tavoitteita ja keinoja[19]. Siinä yhteydessä arvioitiin metsämaan lunastuksesta valtiolle koituvia kustannuksia[20]. Toimikunnan työhön liittyen tutkittiin myös niin sanotun maksuhalukkuuskyselyn avulla sitä, miten kotitaloudet kokevat suojelun vaikuttavan hyvinvointiinsa (ehdollisen arvottamisen menetelmä ja valintakoemenetelmä, luku 11)[21,22].

Alla olevaan taulukkoon on koottu kolmeen kuvitteelliseen Etelä-Suomen metsien suojeluohjelmaan liittyvät kotitalouksien kokonaismaksuhalukkuudet ja suojelusta koituvat kustannukset[22,20]. Suojeltavien maiden lunastuksesta syntyvät kustannukset on määritelty summana, joka korvaa metsänomistajien menettämän metsien puuntuotannollisen arvon vallitsevilla puun hinnoilla. Summat ovat nykyarvoja vuoden 2002 rahassa.

Jos metsämaa pystyttäisiin ostamaan tai vuokraamaan kustannusten alarajan mukaisilla hinnoilla eli tasaisten hakkuiden oletukseen perustuvaan hintaan, kansalaisten maksuhalukkuus – eli arvioitu hyvinvoinnin lisääntyminen – näyttäisi olevan kustannuksia suurempi kaikissa suojeluvaihtoehdoissa. Olisiko siis noin 950 000 ha lisäsuojelu perusteltavissa taloudellisesti? Vain jos kokonaishyötyjen ja kustannusten erotus on suurin mahdollinen, eli suojelun rajahyödyt ovat yhtä suuret kuin rajakustannukset, kuten ilmenee kuvasta 10.1.

Taulukon kokonaiskustannukset tuottavat tietyin oletuksin oheisessa kuvassa esitetyt rajakustannus- ja rajahyötyfunktiot. Metsämaan hankinta suojelukäyttöön tulee hehtaaria kohti sitä kalliimmaksi mitä suurempi suojelupinta-ala on. Jos maan hankinnan hehtaarikohtaisten rajakustannusten arviona käytetään pienimmässä ohjelmassa alarajaestimaattia[20], keskisuuressa ohjelmassa alarajan ja ylärajan keskiarvoa, ja suurimmassa ohjelmassa yläraja-arviota, saadaan rajakustannuskäyrä, joka on esitetty kuviossa. Jos vastaavasti arvioidaan hehtaarikohtaisia rajahyötyjä käyttäen pienimmän ja keskisuuren ohjelman aikaansaamaa keskimääräistä hehtaarikohtaista hyötyä, saadaan kuvion esittämä rajahyödyn kuvaaja.

Rajahyödyt ja -kustannukset ovat yhtä suuret, kun suojeltu kokonaispinta-ala kasvaa runsaaseen 500 000 hehtaariin. Saatu optimitaso on suurempi kuin nykyinen noin 300 000 hehtaarin suojeltu metsäpinta-ala Etelä-Suomessa, mutta selvästi pienempi kuin alla olevassa taulukossa esitetyn laajimman lisäsuojeluohjelman mukainen noin 1,2 miljoonan hehtaarin suojelupinta-ala.

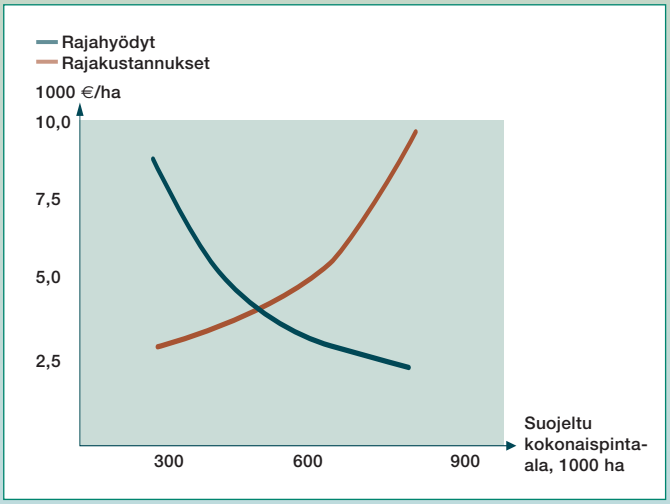
Tarkastelu yksinkertaistaa suojeluongelmaa sivuuttamalla monia suojeluun liittyviä hyöty- ja kus-

Suomalaisten kotitalouksien kokonaismaksuhalukkuus ja maan hankinnan kustannukset (€) Etelä-Suomen metsien suojelusta kolmessa kuvitteellisessa suojeluvaihtoehdossa. Tiukasti suojeltuja metsiä oli Etelä-Suomessa ja Pohjanmaalla vuonna 2002 noin 300 000 hehtaaria.

	Rajoitettu ohjelma lisäsuojelu noin 250 000 ha	Keskisuuri ohjelma lisäsuojelu noin 600 000 ha	Suuri ohjelma lisäsuojelu noin 950 000 ha
Maksuhalukkuus	2014 milj. €	2839 milj. €	3664 milj. €
Kustannusten ala-raja[1]	807 milj. €	1833 milj. €	3280 milj. €
Kustannusten ylä-raja	1732 milj. €	3246 milj. €	4760 milj. €

[1] Alarajalla oletetaan, että lunastettavat metsät ovat normaalitilassa, jolloin hakkuut tulevaisuudessa pysyisivät vakiona. Ylärajalla oletetaan metsät lunastusajankohtana hakkuukypsiksi.

tannuseriä. Esimerkiksi suojelun vaikutuksista matkailuun ja muihin metsien ei-puuntuotannollisiin markkinahyötyihin ei ole riittävästi tutkimustietoa. Suojelupinta-alan lisääminen tullee arvioitua halvemmaksi, jos Metso-työryhmän ehdottamat markkinalähtöiset keinot (luku 14) otetaan käyttöön. Kustannuksia voi kuitenkin kasvattaa suojelun aiheuttama puun hinnan kohoaminen puumarkkinoilla, jota on nykyisen tutkimustiedon valossa vaikea arvioida.



kansantalouden välisistä yhteyksistä sekä eri alueiden välisistä hyödyke- ja tuotannontekijävirroista. Jos julkinen valta haluaa asettaa erityisen painon aluepoliittisille vaikutuksille, sen tulee myös osoittaa, kuinka kutakin aluetta painotetaan suhteessa muihin alueisiin. Vastoin yleistä kuvitelmaa, metsien monimuotoisuuden suojelusta voi koitua myös myönteisiä aluetaloudellisia vaikutuksia.

Etelä-Suomen metsät ja monimuotoisuuden turvaaminen

Monimuotoisuuden turvaamista koskeva ekologinen ja taloudellinen informaatio on pyrittävä tiivistämään päätöksentekijälle käyttökelpoiseen muotoon. Suojelun kustannusten ja hyötyjen määrittämistä ja parhaan suojelutason valintaa voidaan havainnollistaa Etelä-Suomen metsien suojelua koskevalla esimerkillä. Metsien suojelua pidetään yleensä tärkeänä askeleena Etelä-Suomen luonnon monimuotoisuuden turvaamisessa.

Julkisuudessa keskusteltiin 2000-luvun alussa vilkkaasti siitä, kuinka suuri tiukasti suojellun metsäpinta-alan pitäisi olla. Näkemykset poikkesivat merkittävästi vaihdellen silloisesta 300 000 suojeluhehtaarista 1,2 miljoonaan hehtaariin. Tietolaatikossa 10.2 on eri tutkimuksiin perustuva karkea yhteenveto metsien monimuotoisuuden lisäsuojelun tuomista suorista hyödyistä ja kustannuksista sekä niiden pohjalta hahmottuva suuruusluokka-arvio tiukasti suojeltujen metsien ”optimaalisesta” määrästä Etelä-Suomessa ja Pohjanmaalla.

Yhteiskunnallisesti optimaalinen suojelupinta-ala vaikuttaisi olevan noin 500 000 hehtaaria Etelä-Suomessa. Lukuun on luonnollisesti syytä suhtautua huomattavin varauksin, koska tarkastelussa on mukana vain osa suojelun aiheuttamista hyödyistä ja kustannuksista ja se perustuu todellisuutta voimakkaasti yksinkertaistaviin oletuksiin.

Suojelun ohjauskeinojen valinta

Suojelutavoitteiden määrittäminen ei yksin riitä monimuotoisuuden menestykselliseen suojeluun. On myös löydettävä keinot, joilla päätökset saadaan toteutumaan käytännössä. Tehtävä on haastava Suomen kaltaisessa maassa, jota hallitsee yksityismetsätalous lukuisine metsänomistajineen ja jossa yksityistilat ovat keskimäärin melko pieniä. Kukin metsänomistaja myös käsittelee metsiään täysin riippumatta siitä, miten alueen muut metsänomistajat hoitavat ja hakkaavat omia metsiään. Monimuotoisuuden kustannustehokas suojelu

kuitenkin edellyttäisi metsien käsittelyn koordinointia eri tilojen ja alueiden välillä. Niinpä olisikin tärkeää omaksua ohjauskeinoja, joilla metsänomistajia kannustetaan suojelemaan monimuotoisuutta, sekä samalla kaikin tavoin edistää metsätaloudellisen toiminnan koordinointia laajahkoilla metsäalueilla.

Suomessa, ja Euroopan unionin alueella yleisemminkin, ympäristöpolitiikkaa harjoitetaan lainsäädännön ja sitä täydentävien asetusten avulla. Ne saattavat valitut ohjauskeinot voimaan. Suomessa metsien suojelua säädellään luonnonsuojelulailla[23], metsälailla[24] ja lailla kestävän metsätalouden rahoituksesta[25]. Hallitsevia ohjauskeinoja ovat erilaiset kiellot ja määräykset. Ne edustavat tyypillistä määräohjausta ja säätelevät suoraan metsätaloudessa sallittuja toimenpiteitä.

Kielloilla ja määräyksillä tapahtuvaa ohjausta voidaan kuitenkin perustellusti kritisoida. Yksityismetsänomistajalle ne merkitsevät lähinnä metsänhoitokustannusten nousua tai päätehakkuutulojen laskua eli metsän yksityistaloudellisen arvon vähenemistä. Ne eivät siten kannusta aktiiviseen luonnonarvojen tuottamiseen. Esimerkiksi puuntuotannon hallinnolliset rajoitukset ja maan pakkolunastukset vähentävät metsänomistajien tuloja ja voivat todellisuudessa toimia asetettuja suojelutavoitteita vastaan. Välttääkseen itselleen koituvat mahdollisesti suuretkin kustannukset metsänomistaja voi salata uhanalaisten lajien esiintymisen tai hakata suojelun kannalta arvokkaan alueen ennen kuin tieto siitä kantautuu viranomaisille.

Ohjausjärjestelmät olisikin luotava niin, että suojelun kannalta arvokkaat kohteet eivät vähentäisi metsän arvoa maanomistajan silmissä, vaan lisäisivät sitä. Toinen taloudellisen ohjauksen muoto ovatkin erilaiset ympäristötuet, joilla pyritään korvaamaan monimuotoisuuden suojelusta metsänomistajalle koituvat kustannukset. Laki kestävän metsätalouden rahoituksesta antaakin jo nykyisessä muodossaan mahdollisuuden suojelun taloudelliseen säätelyyn metsänomistajille maksettavien ympäristötukien muodossa.

Kesäkuussa 2002 valmistuneessa Etelä-Suomen metsien suojelutoimikunnan mietinnössä[19] on aktiivisesti etsitty uusia keinoja, jotka kannustavat turvaamaan monimuotoisuutta. Mietintö on selvä askel suuntaan, jossa Etelä-Suomen metsien monimuotoisuutta pyritään suojelemaan entistä enemmän taloudellisten kannustimien avulla – eli suojelualueiden perustaminen pohjautuu tukiin, maanomistajille tarjottuihin maksuihin ja maanomistajien omiin aloitteisiin. Toimenpiteiden voidaan olettaa nostavan monimuotoisuuden suojelutasoa pienemmillä kustannuksilla kuin käytettäessä perinteistä määräohjausta ja maan lunastusta suojeluun.

Keskusteltaessa monimuotoisuuden suojelukeinosta ei useinkaan huomata, että myös metsäverotus ja metsätalouden tuet vaikuttavat suojeluun. Ne muuttavat puuntuotannon ja luontoarvojen tuottamisen suhteellista kannattavuutta. Onkin syytä korostaa, että metsäverotus ja metsätalouden tuet tulisi sovittaa yhteen monimuotoisuuden suojeluun kohdistettujen keinojen kanssa.

KIRJALLISUUS

1) Hellström, E. 2001. Conflict cultures – qualitative comparative analysis of environmental conflict in forestry. Silva Fennica Monographs 2/2001, (väitöskirja). Helsinki.

2) Ovaskainen, V., Horne, P., Pouta, E. & Sievänen, T. 2002. Luonnon virkistyskäytön taloudellinen arvo ja taloudelliset vaikutukset. Metsätieteen aikakauskirja 1: 59–65.

3) Pouta, E., Rekola, M., Kuuluvainen, J., Li, C-Z. & Tahvonen, O. 2001. Willingness to pay in different policy-planning methods: Insights into respondents' decision-making processes. Ecological Economics 40: 295–311.

4) Pouta, E., Rekola, M., Kuuluvainen, J., Tahvonen, O. & Li, C.-Z. 2000. Contingent valuation of Natura 2000 Nature Conservation Program in Finland. Forestry 73: 119–128.

5) Rekola, M., Pouta, E., Kuuluvainen, J., Tahvonen, O. & Li, C-Z. 2000. Incommensurable preferences in contingent valuation: the case of Natura 2000 Network in Finland. Environmental Conservation 27(3): 260–268.

6) Rametsteiner E., Schwartzbauer, P., Juslin, H., Kärnä, J., Cooper, R., Samuel, J., Becker, M. & Kuhn, T. 1998. Potential markets for certified products in Europe. European Forest Institute, Discussion Papers 2. Joensuu.

7) Ozanne. L.K. & Smith, P.M. 1998. Segmenting the market for environ-

mentally certified wood products. Forest Science 44: 379–389.

8) Koskela, E. & Ollikainen, M. 2001. Optimal forest conservation: competitiveness versus green image effects. Forest Science 47: 484–496.

9) Hanley N., Shogren, J. & White, B. 2001. Introduction to Environmental Economics.

10) Arrow, K. J. & Fisher, A.C. 1974. Environmental preservation, uncertainty, and irreversibility. Quarterly Journal of Economics 88: 312–319.

11) Clark, C.W. 1990. Mathematical bioeconomics. The optimal management of renewable resources. Second edition. John Wiley & Sons, New York. 386 s.

12) Maa- ja metsätalousministeriö & Ympäristöministeriö 1994. Metsätalouden ympäristöohjelma 1994. 30 s. + liite. Helsinki.

13) Goodland, R. 1999. The biophysical basis of environmental sustainability. Teoksessa: Bergh van der, J.C.J.M. (toim.). Handbook of environmental and resource economics. Edward Elgar, Cheltenham. ss. 709–721.

14) Hyvän metsänhoidon suositukset. 2001. Metsätalouden kehittämiskeskus Tapio, Julkaisusarja 13/2001. 95 s.

15) Juurola, M. & Karppinen, H. 2002. Sosiaalinen kestävyys ja metsien käyttö. Metsätieteen aikakauskirja 2/2003: 129–142.

16) Romm, J. 1993. Sustainable forestry, an adaptive social process. Julkaisussa: Aplet G. H., Johnson, N., Olson, J. T. & Sample, V. A. (toim.). Defining Sustainable Forestry. Island Press, Washington, D.C. s. 280–293.

17) Saastamoinen, O. 1997. Social sustainability – a forgotten good, an unavoidable bad or the ultimate criterion? A paper for the Annual Conference of the International Boreal Forest Research Association, St. Petersburg, August 19–23, 1996. 8 s.

18) Karppinen, H., Hänninen, H. & Ripatti, P. 2002. Suomalainen metsänomistaja 2000. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 852. 83 s.

19) Hautojärvi, S., Kuusinen, M., Heinonen, P. & Schildt, V. (toim.) 2002. Etelä-Suomen, Oulun läänin länsiosan ja Lapin läänin lounaisosan metsien monimuotoisuuden turvaamisen toimintaohjelma. Etelä-Suomen metsien suojelutoimikunta. Suomen ympäristö 583. 56 s. Helsinki.

20) Leppänen, J. Linden, M. Uusivuori, J., Toropainen, M. ja Pajuoja, H. 2000. Metsien suojelun taloudelliset ja sosiaaliset vaikutukset. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja. 775. 119 s.

21) Kuuluvainen, J., Lehtonen, M., Pouta, E., Rekola, M. & Li, C.-Z. 2002. Etelä-Suomen ja Pohjanmaan metsien suojelun hyötyjen taloudellinen arvottaminen. Alustavia tuloksia. Helsingin yliopisto, Metsäekonomian laitos. Tutkimusraportteja 22. 43 s. + liitteet. Helsinki.

22) Lehtonen, E., Kuuluvainen, J., Pouta E., Rekola, M. & Li, C.-Z. 2002. Non-market benefits of forest conservation in Southern Finland. 27 s. (Käsikirjoitus).

23) Luonnonsuojelulaki (1096/1996). Suomen asetuskokoelma.

24) Metsälaki (1093/1996). Suomen asetuskokoelma.

25) Laki kestävän metsätalouden rahoituksesta (1094/1996). Suomen asetuskokoelma.



11 MONIMUOTOISUUDEN ARVOTTAMINEN

Kuinka monimuotoisuuden hyötyjä voidaan arvottaa? Missä tietoa hyödyistä ja niiden arvosta tarvitaan? Miksi on tärkeää arvioida metsänsuojelun taloudellisia kustannuksia? Mitä vaikeuksia kohdataan, kun suojelun kustannusten arviointi erotellaan suojelun hyötyjen arvioinnista? Miten suojelun kustannuksia on tutkittu meillä ja muualla?

EIJA POUTA • MIKA REKOLA

11.1 Monimuotoisuuden hyötyjen arvottaminen

Metsäluonnon monimuotoisuuden hyödyt ovat pääasiassa markkinattomia, joten niillä ei ole ”luonnostaan” hintaa. Markkinahyötyjen mittaamisella on pitkät perinteet, kun taas markkinattomien hyötyjen arvottamista on kehitetty vasta muutamana viime vuosikymmenenä. Arvottamismenetelmissä on keskeistä, että niillä voidaan arvioida luonnon monimuotoisuutta edistävien hankkeiden rahamääräisiä hyötyjä, kuten kustannuksiakin.

Arvottamistietoa voidaan käyttää usein eri tavoin. Julkisessa päätöksenteossa sitä voidaan käyttää kustannus–hyöty-analyysissä tai ympäristövaikutusten arviointimenettelyssä. Arvottamistiedolla on käyttöä myös päätöksenteon eri tasoilla. Kansallisella politiikkatasolla sitä voidaan hyödyntää, kun päätetään esimerkiksi Etelä-Suomen metsien suojelun laajuudesta. Sääntelytasolla sillä on käyttöä esimerkiksi laadittaessa metsänhoitosuosituksia tai hanketasolla laadittaessa metsätaloussuunnitelmia[1,2].

Monimuotoisuuden hyötyjen arvottamismenetelmät

Koska monimuotoisuudesta saatavat hyödyt eivät ole kaupan, markkinahinnat eivät kerro niiden arvosta. Taloustieteessä kehitetyillä

menetelmillä saadaan kuitenkin tietoa kansalaisten kokeman hyödyn rahamääräisestä arvosta. Taulukko 11.1 nostaa esiin joitakin käytetyimpiä menetelmiä ja esittää yhden tavan luokitella niitä[3].

Arvottaminen voi ensinnäkin perustua havaittuun käyttäytymiseen, joka paljastaa suoraan henkilön ympäristöarvostuksia. Esimerkiksi Yhdysvalloissa järjestetään kansanäänestyksiä, joissa äänestäjä arvottaa ympäristöön vaikuttavia hankkeita ottamalla kantaa siihen, tulisiko hanke toteuttaa tietyllä kustannustasolla vai ei. Havaittuun käyttäytymiseen perustuvissa epäsuorissa menetelmissä tiettyyn ympäristön ominaisuuteen liittyvän tuotteen kulutuksesta tai ostokäyttäytymisestä päätellään, kuinka henkilö arvottaa kyseistä ympäristön ominaisuutta. Tällaisia menetelmiä ovat esimerkiksi matkakustannusmenetelmä ja hedonisten hintojen menetelmä. Huomattavaa on, että epäsuorat arvottamismenetelmät eivät mittaa metsäluonnon olemassaoloarvoa, vaan pelkästään käyttöarvoa.

Matkakustannusmenetelmä on kehitetty erityisesti arvottamaan virkistys- tai suojelualueen virkistyskäyttöä ja alueen ominaisuuksia. Perusajatus on, että suojelualueelle matkustavien kustannukset kertovat siitä, millaisen arvon he antavat käyntikerralle. Matkakustannuksiin kuuluvat sekä rahamääräiset matkakustannukset (esim. polttoainekulut) että matkaan käytetty aika. Perinteisesti on ajateltu, että tietyn ulkoilijan käyntikertojen määrä riippuu matkakustannuksista, korvaavien alueiden tarjonnasta sekä ulkoilijan omista ominaisuuksista. Tästä selitysmallista, niin sanotusta kysyntäfunktiosta, voidaan laskea käyntikerran arvo. Suojelu- tai virkistysalueiden ominaisuuksia arvotettaessa malleissa käytetään myös aluetta kuvaavia muuttujia. Tällöin ajatuksena on, että kävijöiden kokema lisäkustannus, joka syntyy pääsystä tiettyjä ominaisuuksia omaavalle alueelle, kertoo kyseisten ominaisuuksien arvosta.

Hedonisten hintojen menetelmän lähtökohtana on, että ympäristön laatuun liittyvien ja markkinoilla vaihdettavien tuotteiden hinnoista saadaan tietoa siitä, millainen arvo ympäristön laadulle annetaan. Esimerkiksi asuntojen hintoihin vaikuttaa lähiympäristö. Periaatteessa menetelmää voitaisiin käyttää myös arvottamaan asuinalueiden tai kesämökkien lähellä olevia suojelualueita. Suomessa hedonisten hintojen menetelmällä on arvotettu taajamametsiä[4].

Markkinat voidaan rakentaa myös tutkimuksen keinoin. Rakennetuilla markkinoilla preferenssien ilmaiseminen voi tapahtua joko suoraan tai epäsuorasti. Epäsuorassa ehdollisen käyttäytymisen menetelmässä (engl. *contingent behavior*) kyselyyn vastaajalta tiedustellaan hänen käyttäytymisaikomustaan, esimerkiksi aikomusta käydä tietyllä suojelualueella, jos se perustetaan. Ehdolliset käyntimäärät ja käyntien kustannukset tuottavat tietoa alueen käyttöarvosta. Suorassa ehdollisen arvottamisen menetelmässä (*contingent valuation*, CV) ja valintakoemenetelmässä (*choice experiment*, CE) tutkitaan suoraan kyselyjen tai haastattelujen avulla esimerkiksi metsien suojelun vaikutuksia hyvinvointiin.

Ehdollisen arvottamisen menetelmän periaatteen esitti amerikkalainen Siegfried V. Ciriacy-Wantrup[5]. Ensimmäinen empiirinen sovellus koski metsien virkistyskäytön arvoa[6]. Menetelmää on kehitetty voimakkaasti tutkimuksin 1980-luvun alusta lähtien ja se on saavuttanut Yhdysvalloissa sekä oikeudellisen että hallinnollisen aseman. Euroopassa menetelmää on sovellettu etenkin Isossa-Britanniassa ja Pohjoismaissa.

Ehdollisen arvottamisen menetelmällä tutkitaan suoraan suojelun vaikutuksia hyvinvoin-

TAULUKKO 11.1
Arvottamismenetelmien luokittelu.

	Suorat	Epäsuorat
Havaittu (markkina)-käyttäytyminen	Kansanäänestys	Matkakustannusmenetelmä Hedonisten hintojen menetelmä
Käyttäytyminen rakennetuilla markkinoilla	Ehdollisen arvottamisen menetelmä Valintakoemenetelmä	Ehdollinen käyttäytyminen



tiin. Menetelmällä selvitetään joko sitä, kuinka paljon kansalaiset olisivat valmiita hyväksymään esimerkiksi metsien suojelun aiheuttamia henkilökohtaisia kustannuksia, tai sitä, kuinka paljon kansalaisten tulisi saada korvauksia, jotta he hyväksyisivät esimerkiksi metsäympäristön laadun heikkenemisen. Ehdollisen arvottamisen menetelmä soveltuu arvottamiseen riippumatta siitä, liittyykö tutkittaviin ympäristönmuutoksiin käyttöarvoja vai olemassaoloarvoja.

Kysely- tai haastattelututkimus kohdistetaan siihen joukkoon ihmisiä, jota arvotettavan hankkeen ajatellaan koskettavan. Aina ei kuitenkaan ole selvää, keitä tulisi ottaa mukaan kohdejoukkoon. Esimerkiksi Etelä-Suomen metsien suojelukysymys saattaa koskettaa myös pohjoissuomalaisia tai keski-eurooppalaisia.

Kysely- tai haastattelulomakkeella sekä informoidaan vastaajia että kerätään heiltä tietoa. On tärkeää, että lomakkeella pystytään luomaan vastaajalle mielekäs valintatilanne[3,7]. Valintatilanteessa vastaaja punnitsee mielessään, kuinka suuresta osasta tulojaan hän voi enimmillään luopua tietyn ympäristön muutoksen saavuttamiseksi, esimerkiksi suojelun tason kohottamiseksi. Jotta valintatilanteen voisi tulkita tuottavan samanlaista informaatiota kuin markkinoilla tapahtuvan vaihdannan, on valintatilanne määriteltävä. Vastaajan tulee tietää: 1) kuinka hanke vaikuttaa, 2) keihin hanke vaikuttaa, ja 3) miten hankkeesta maksetaan. Ehdollisen arvottamisen kyselyn tai haastattelun oleellisimpia osia onkin hankkeen mahdollisimman selkeä kuvaus.

Metsien monimuotoisuuden suojelun keinoja ja vaikutuksia ei aina ole helppo kuvailla. Vaikutuksista ei useinkaan ole täsmällistä tietoa; ei esimerkiksi tiedetä miten säästöpuut edistävät metsien monimuotoisuutta. Vaikutukset ja niihin liittyvä epävarmuus pitäisi pystyä kuvailemaan vastaajille mahdollisimman ymmärrettävässä muodossa. Vastaajalle tulee muun muassa kertoa, mihin laajempaan kokonaisuuteen ehdotettu ympäristön muutos liittyy, ketkä ovat asianosaisia ja mitkä ovat omistusoikeudet.

Yleensä joudutaan olettamaan, että vastaaja hyväksyy vallalla olevat omistusoikeudet, vaikka hänen käsityksensä voikin olla ristiriidassa niiden kanssa. Vastaaja voi esimerkiksi olla sitä mieltä, että hänellä on oikeus lisäsuojeluun osallistumatta kustannuksiin ja vaatia kyselyssä metsänomistajia toteuttamaan sen korvauksetta. Todennäköisesti vastaajalle ei myöskään ole samantekevää, suojellaanko metsiä pakkolunastuksella, vai perustuuko suojelu maanomistajien vapaaehtoisuuteen. Hänelle tulee kuvata maksun ajankohta ja maksutapa, esimerkiksi verojen tai metsäteollisuustuotteiden kohonneiden hintojen muodossa. Vastaajien poikkeavat käsitykset nykytilasta, hyödykkeen tarjontatavasta tai maksukäytännöstä voivat johtaa siihen, että kyselyyn jätetään vastaamatta. Mahdollisia poikkeavia käsityksiä onkin tärkeää selvittää täydentävin kysymyksin.

Ehdollisen arvottamisen kysymyksistä tärkein on niin sanottua maksuhalukkuutta koskeva kysymys. Nykyisin on tapana esittää ”ota tai jätä” -tyyppinen kysymys, koska sen katsotaan valintatilanteena olevan kuluttajalle tuttu; hän joko ostaa tuotteen kaupasta annettuun hintaan tai sitten ei. Maksuhalukkuuskysymys voidaan myös rinnastaa kansanäänestystilanteeseen; kansalainen joko kannattaa tai vastustaa tiettyä julkista hanketta, joka aiheuttaa kustannuksia. Maksuhalukkuuskysymykseen liittyvää kustannusta vaihdellaan vastaajalta toiselle, jolloin saadaan tietoa hankkeen kannatettavuudesta eri kustannustasoilla ja voidaan laskea keskimääräinen maksuhalukkuus.

Valintakoemenetelmä eroaa ehdollisen arvottamisen menetelmästä siinä, että yhden valintatilanteen sijaan vastaajalle asetetaan useita valinta-asetelmia, joissa esimerkiksi metsiensuojeluohjelman eri ominaisuuksien tasot vaihtelevat[8]. Vastaaja vertaa kerrallaan esimerkiksi kahta eri ohjelmaa, joissa suojelupinta-ala, uhanalaisten lajien määrä, puuntuotantotaso ja kustannustaso vaihtelevat ja valitsee näiden välillä. Sitten hän siirtyy seuraavaan valinta-asetelmaan, jossa vaihtoehtojen suojelupinta-ala, uhanalaisten lajien määrä, puuntuotantotaso ja kustannustaso saavat uusia arvoja. Samalle vastaajalle voidaan esittää kahdesta muutamaan kymmeneen valinta-asetelmaa.

Valintakoemenetelmän etu ehdolliseen arvottamiseen nähden on siinä, että sen avulla saadaan tietoa hankkeen ominaisuuksien vaikutuksista sen arvostukseen ja kannatettavuuteen. Tämä on tarpeen silloin, kun esimerkiksi metsien suojelun vaikutukset ovat epävarmoja. Jos esimerkiksi uhanalaisten lajien määrästä tietyllä suojelun keinovalikoimalla saadaan uutta tietoa, voidaan arvottamistulokset sopeuttaa uuteen informaatioon. Menetelmän avulla voidaan tuottaa tietoa myös hankkeen yksittäisen ominaisuuden arvosta ja eri ominaisuuksien vaihtosuhteista.

Kummallakin menetelmällä saatuja valintoja selitetään vastaajalle esitetyillä hankkeen kustannuksilla sekä vastaajaa kuvaavilla sosioekonomisilla seikoilla, kuten iällä, tulotasolla, koulutuksella, sukupuolella ja asuinpaikalla. Vastaajien asenteiden, uskomusten ja tiedon tason selvittäminen on ympäristöpoliittisesti tärkeää, jotta nähdään mihin arvostukset pohjautuvat.

Metsien monimuotoisuuden arvottamistutkimuksia

Arvottamismenetelmiä on sovellettu määritettäessä metsien virkistys- ja maisema-arvoja sekä tavoiteltaessa monimuotoisuuden suojelua. Usein virkistys- ja suojeluhyödyt liittyvät tiivisti toisiinsa eikä niiden selkeä erottaminen ole mahdollista (vrt. luku 10.1). Tutkimuksissa, joissa arvottamisen pääasiallinen motiivi on ollut metsien monimuotoisuuden suojelu, vastaajille tarjotut skenaariot vaihtelevat metsien suojelualueiden perustamisesta tai laajentamisesta[9] tiettyjen lajien säilyttämiseen[10,11]. Lisäksi on tutkittu sitä, millaisia arvoja annetaan talousmetsien luonnonhoidon eri vaihtoehtojen tuottamille hyödyille[12].

Tutkimusten tulokset ovat kuitenkin suoraan käyttökelpoisia vain siinä asiayhteydessä, jossa metsien suojelun on esitetty tapahtuvan. Muualla tehtyjen arvottamistutkimusten rahamääräisiä tuloksia ei siis voida sellaisenaan hyödyntää Suomessa, mutta menetelmien kehittämiseen liittyvät tulokset ovat yleismaailmallisia.

Metsien suojelupinta-alaan vaikuttavien hankkeiden arvo

Etelä-Suomen ja Pohjanmaan metsien suojelua käsittelevässä tutkimuksessa[13] käytettiin ehdollisen arvottamisen menetelmää ja valintakoemenetelmää. 3 000 suomalaiselle lähetetyn postikyselyn tulosten mukaan noin 90 prosenttia suomalaisista koki, että suojelun lisääminen Etelä-Suomessa ja Pohjanmaalla lisää hyvinvointia; viisi prosenttia koki sen hyvinvointia vähentävänä haittana. Maksuhalukkuuteen vaikuttaviksi keskeisiksi tekijöiksi nousivat suojelun kustannukset sekä suojeltujen uhanalaisten eliölajien lukumäärä ja elinympäristöjen riittävä suojelu, mutta ei suojelupinta-alan lisääminen sinänsä.

Valintakoemenetelmän mukaan maksuhalukkuus oli keskimäärin noin 109 euroa suojeluohjelmasta, johon kuului suojelupinta-alan kaksinkertaistaminen (lisäsuojelu n.

258 000 ha) ja uhanalaisten lajien määrän väheneminen 650:stä 300:aan. Suojelupinta-alan kasvattaminen viisinkertaiseksi (lisäsuojelu n. 1 033 000 ha) niin, että 550 uhanalaiseksi luokiteltua lajia poistuisi uhanalaisten joukosta, aiheuttaisi puolestaan keskimäärin 202 euron suuruisen hyvinvointivaikutuksen kansalaista kohden. Maksuhalukkuus suojelusta oli hieman suurempi, kun esitettiin, että lisäsuojelu toteutetaan maanomistajien ja valtion välisillä vapaaehtoisilla suojelusopimuksilla, kuin että se toteutettaisiin neuvonnalla ja koulutuksella tai perustamalla luonnonsuojelualueita.

Ne vaikutukset, joihin suojelusta päätettäessä tulisi vastaajien mielestä kiinnittää erityisesti huomiota, liittyivät metsien monikäyttöön ja ekologisiin vaikutuksiin, kuten harvinaisten eläin- ja kasvilajien suojeluun ja elinympäristöjen säilyttämiseen. Suurin osa vastaajista piti kuitenkin tärkeänä, että hyödyt ja kustannukset punnitaan. Työllisyyden tai puuntuotannon ei uskottu heikkenevän lisäsuojelun vuoksi.

Olemassa olevien luonnonsuojelualueiden hyötyjä on tarkasteltu Ilomantsin kunnassa Pohjois-Karjalassa[14]. Kyselyssä esitettiin, että kunnan 20 000 hehtaarin suojelualueverkoston ylläpitäminen edellyttää verojen korottamista. Lisäksi esitettiin, että ilman verojen korotusta suojelu purkautuu ja alueet päätyvät metsätalouden, turvetuotannon tai matkailun käyttöön. Satunnaisotokselta pohjoiskarjalaisia kysyttiin ”ota tai jätä” -maksuhalukkuuskysymyksellä valmiutta hyväksyä tietty verojen korotus nykyisen suojelutason säilyttämiseksi. Lähes 20 % valitsi ”en osaa sanoa” -vaihtoehdon. ”Kyllä” tai ”ei” vastanneiden tietoja käyttäen laskettiin keskimääräiseksi maksuhalukkuudeksi 49 euroa/vuodessa suojelualueverkon säilyttämisestä, mikä on hehtaaria kohden selvästi enemmän kuin muissa maksuhalukkuustutkimuksissa saadut tulokset. Syynä voi olla se, että olemassa olevat suojelualueet koetaan uusia suojelualueita tärkeämmiksi.

Samassa tutkimuksessa tuotiin esiin myös suojelualueiden matkailukäytöstä syntyvät paikalliset tulovaikutukset. Keskimääräinen Petkeljärven kansallispuistossa kävijä käytti matkan aikana rahaa Ilomantsin kunnan alueella 59 euroa ja Patvinsuon kansallispuistossa kävijä 16 euroa. Suojelun tuomia hyötyjä verrattiin niihin kustannuksiin, jotka syntyvät kun vaihtoehtoisesta maankäyttömuodosta eli metsätaloudesta luovutaan. Suojelun hyödyt ylittivät kustannukset koko maakunnan näkökulmasta tarkasteltuna, mutta jäivät kustannuksia pienemmiksi Ilomantsin kunnassa.

Toinen tutkimus, joka keskittyi eri kokoisten metsien suojeluvaihtoehtojen arvottamiseen[15], käytti ehdollista arvottamista kahden perättäisen ”ota- tai jätä” -tyyppisen kysymyksen muodossa sekä eri suojeluvaihtoehtojen asettamista paremmuusjärjestykseen (engl. *contingent rating*). Tutkimuksen aineisto hankittiin 1 740 suomalaiselle vuonna 1999 lähetetyllä postikyselyllä. Vastaajille esitettiin ohjelma, jolla metsien suojeltujen avainbiotooppien pinta-alaa lisättäisiin noin 2-, 5- tai 7-kertaiseksi (lisäsuojelu 275 000, 550 000, tai 825 000 ha). Suojelu esitettiin toteutettavaksi kannustamalla maanomistajia vapaaehtoiseen suojeluun.

Tulosten mukaan suomalaiset olivat valmiita maksamaan avainbiotooppien suojelupinta-alan kaksinkertaistamisesta pysyvänä veronkorotuksena 47 euroa vuodessa kotitaloutta kohti. Suojelupinta-alan viisinkertaistaminen keräsi korkeamman maksuhalukkuuden (86 €/vuosi) kuin pinta-alan seitsenkertaistaminen (78 €/vuosi). Tässä tutkimuksessa suojelun kannattaminen oli tavallisempaa naisten kuin miesten keskuudessa, myös korkea koulutustaso ja suuret tulot lisäsivät suojelun kannattamisen todennäköisyyttä. Myös suojeluun ja talouskasvuun liittyvät asenteet selittivät merkitsevästi valintaa lisäsuojelun ja nykytilan välillä. Tutkimuksessa todettiin myös suojeluun liittyvien oikeudenmukaisuuskysymysten vaikuttavan olennaisesti lisäsuojelun kannatettavuuteen.

Kestävän metsätalouden rahoituslain avulla tapahtuvaa yksityismetsien suojelua selvitettiin 800 hengen otoksella valtakunnallisessa ehdollisen arvottamisen kyselyssä vuonna 1999[16]. Vastaajille esitettiin avoin maksuhalukkuuskysymys: ”Kuinka paljon olisitte enimmillään valmis maksamaan…?” Kysymys koski kolmea lisäsuojelumäärää: 155 000, 430 000 tai 705 000 hehtaaria. Niistä oltiin valmiit maksamaan keskimäärin noin 40 euroa, 50 euroa ja 65 euroa.

Natura 2000 -suojelualueverkoston vaikutusten arvioinnin yhteydessä tehtiin tutkimus, jossa arvioitiin metsän lisäksi useiden muiden Natura 2000 -verkostoon kuuluvien ympäristötyyppien arvoa[17,18,19,20,21]. Tutkitut vaihtoehdot lisäsivät sen hetkistä suojelumäärää 3, 6 tai 9 % (91 000, 183 000 tai 244 000 ha). Natura 2000 -suojelualueverkostoa koskeva ehdollisen arvottamisen kysely lähetettiin 4 000 satunnaisesti valitulle suomalaiselle kotitaloudelle marraskuussa 1997[17]. Maksuhalukkuuskysymys esitettiin kansanäänestyksen omaisena valintana nykyisen suojelutason ja veronkorotuksen aiheuttavan lisäsuojelun välillä. Suojelun kustannusten kerrottiin syntyvän pääosin alueiden ostosta. Kyselyssä luotiin koeasetelma, jolla testattiin suojelun laajuuden ja toteutustavan vaikutusta maksuhalukkuuteen.

Suojeluohjelman laajuus ei osoittautunut tilastollisesti merkitseväksi maksuhalukkuuden

TIETOLAATIKKO 11.1

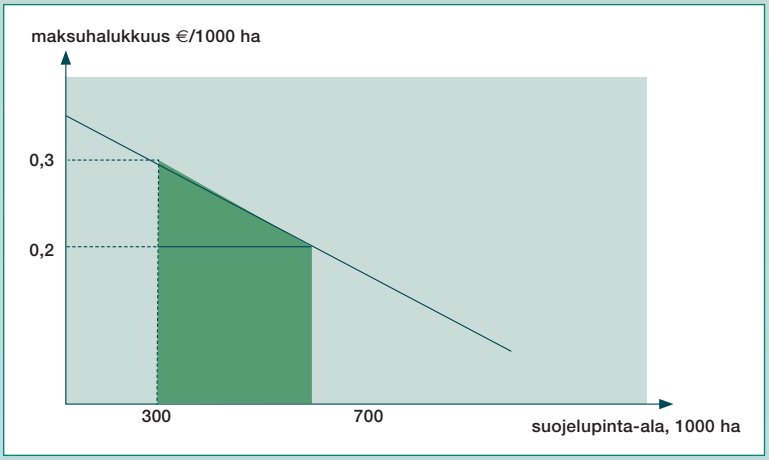
Kotitalouksien maksuhalukkuus monimuotoisuuden suojeluun

Metsäluonnon monimuotoisuuden arvostamista kuluttajien parissa voidaan kuvata rajahyötykäyrän avulla. Alla olevassa kuvassa asiaa on tarkasteltu numeerisella, yksinkertaistetulla esimerkillä (rajamaksuhalukkuus metsien suojelun pinta-alojen mukaan).

Vaaka-akselilla oleva monimuotoisuus esitetään suojeltujen metsien pinta-alana Etelä-Suomessa (1 000 ha). Nykytilassa on suojeltu noin 300 000 ha. Pystyakselilla on kuluttajan, tässä tapauksessa kotitalouden, rajamaksuhalukkuus. Se kertoo, kuinka paljon kotitalous on valmis maksamaan yhdestä 1 000 hehtaarin lisäsuojeluyksiköstä. Nykysuojelun tasolla tämä maksuhalukkuus on noin 0,3 euroa kerta- tai vuotuismaksuna. Jos kotitaloudelle esitetään laajempi suojelun taso, esimerkiksi 700 000 ha, sen maksuhalukkuus tällä suojelun tasolla lisäsuojelusta on enää 0,2 euroa/1 000 ha. Kokonaismaksuhalukkuus suojelutason muutoksesta on kuviossa harmaalla varjostettu alue. Sen pinta-ala saadaan kolmion ja suorakaiteen pinta-alojen summana seuraavasti: (0,3-0,2)*(700-300)/2 + 0,2*(700-300) = 20 + 80 = 100 euroa.

Käytännössä arvottamistutkimuksissa menetellään niin, että ensin selvitetään kunkin kotitalouden kokonaismaksuhalukkuus tietystä suojelun lisäyksestä. Kun eri kotitalouksille on esitetty eri suuruisia suojelun lisäyksiä, voidaan näistä jälkikäteen laskea rajamaksuhalukkuuskäyrä.

Eija Pouta ja Mika Rekola



selittäjäksi. Sen sijaan luonnonsuojelun suunnittelutapa vaikutti suojeluohjelman hyötyihin[19]. Osalle vastaajista kerrottiin hankkeesta Natura 2000 -hankkeena ja osalle yleisesti valtakunnallisena luonnonsuojelun suunnitteluhankkeena, jossa käytettäisiin osallistavan suunnittelun menetelmiä. Esitetty informaatio ja lomakkeiden muotoilu pidettiin muutoin mahdollisimman samanlaisena. Projektin kuvaaminen yleisenä luonnonsuojeluhankkeena, Natura 2000 -hankkeen sijasta, lisäsi todennäköisyyttä äänestää lisäsuojelun puolesta. Vastaajien keskimääräinen maksuhalukkuus vaihteli 16 ja 74 euron välillä (kertamaksuna kotitaloutta kohti) riippuen hankkeen suunnittelutavasta[19]. Nuoret, suurituloisemmat ja kaupunkilaiset olivat valmiit hyväksymään merkitsevästi suurempia veronkorotuksia kuin iäkkäämmät, pienempituloiset ja maaseudulla asuvat vastaajat.

Tutkimuksessa selvitettiin myös kansalaisten luonnonsuojeluun liittyviä uskomuksia. Lisäsuojelun vastustajat uskoivat suojelun aiheuttavan huomattavia kustannuksia maanomistajille ja koko kansantaloudelle ja uhkaavan maanomistajien oikeuksia. Kannattajat puolestaan korostivat suojelun merkitystä eliölajien ja biotooppien säilymiselle. Tutkimuksessa kävi myös ilmi, että noin 76 % kansalaisista piti suojelun hyötyjen ja kustannusten vertailua tärkeänä tehtäessä luonnonsuojelupäätöksiä. Toisaalta osa vastaajista ilmaisi suojelun hyötyjen olevan aina kustannuksia tärkeämpiä[20].

Talousmetsien monimuotoisuuden lisäämisen arvo

Ehdollisen arvottamisen menetelmällä arvotettiin hyötyjä ohjelmasta, joka muuttaisi talousmetsien uudistushakkuita niin, että ympäristö otettaisiin niissä entistä paremmin huomioon[22]. 1 100 satunnaiselle vastaajalle suunnatussa postikyselyssä arvotettiin kahta erilaajuista uudistushakkuita säätelevää ohjelmaa. Suppea ohjelma lisäsi uudistushakkuualoille jätettävää säästöpuumäärää 15 puusta hehtaarilla 35:een puuhun hehtaarilla. Laaja ohjelma sääteli lisäksi useita muita uudistushakkuisiin liittyviä ympäristöön vaikuttavia tekijöitä: luonnonsuojelun kannalta tärkeiden erityiskohteiden säilyttämistä, suurten yli 5 hehtaarin uudistusalojen osuutta, maiseman huomioon ottamista, vesistöjen suojavyöhykkeitä sekä maanpinnankäsittelyn jälkiä. Vastaajalle esitettiin valintatilanne, jossa olivat vastakkain nykyinen hakkuukäytäntö ja vastaajalle veronkorotuksen aiheuttava joko suppea tai laaja ohjelma.

Ohjelman laajuus ei vaikuttanut merkitsevästi sen kannattamistodennäköisyyteen. Kotitalouden vuotuinen mediaanimaksuhalukkuus todettiin kuitenkin laajemman ohjelman arvioineessa ryhmässä suuremmaksi (n. 65 €) kuin suppean ohjelman ryhmässä (40 €). Laajempaa ohjelmaa arvottaneet vastaajat olivat päätöstä tehdessään korostaneet uskovansa ohjelman lisäävän työttömyyttä ja hallintoa.

Suppeamman ohjelman osalta selvitettiin myös käsityksiä omistusoikeuksista ja eri hyötyjen yhteismitallisuudesta[23]. Vastaajista noin 40 % katsoi, että säästöpuiden jättämisen aiheuttamat kustannukset kuuluisivat metsänomistajan kannettavaksi. Sen sijaan hieman alle 20 % piti sen hetkisen käytännön mukaista säästöpuumäärää (15 kpl/ha) sellaisena, että valtion tulisi maksaa siitä korvauksia maanomistajille. Säästöpuiden lisäämistä ja tuloja pidettiin yleisesti yhteismitallisina asioina. Vain noin 1 % katsoi säästöpuiden lisäämisen olevan missä tahansa tilanteessa tuloja tärkeämpää. Tulojen lisäystä puolestaan piti missä tahansa tilanteessa säästöpuiden lisäämistä tärkeämpänä noin 20 % vastaajista.

Talousmetsien kiertoajan jatkamisesta koituvia ympäristöhyötyjä on tutkittu vain paikallisella tapaustutkimuksella, joka kattoi kaksi noin 200 hehtaarin metsäaluetta Lopen kunnassa eteläisessä Hämeessä[24,25]. Toinen alueista sijaitsi lähellä Lopen keskustaa, jossa hakkuiden oletettiin haittaavan virkistyskäyttöä ja rumentavan kylämaisemaa. Toinen metsäalueista sen sijaan sijaitsi kaukana asutuksesta. Postikyselyssä vastaajille esitettiin kuvitteellinen osayleiskaava, joka rajoittaisi uudistushakkuiden pinta-alan kymmenen vuoden ajaksi kolmasosaan siitä, mitä se enimmillään voisi olla. Koska kyseessä olivat yksityismetsät, kunta maksaisi maanomistajille kunnallisverona kerättyä korvausta menetetyistä puunmyyntituloista. Kyselyjä lähetettiin 316, ja vastausprosentiksi tuli 66.

Keskimääräinen maksuhalukkuus kiertoajan jatkamisesta oli noin 13 euroa kertakustannuksena kotitaloutta kohden. Vain osa vastaajista piti mahdollisena arvioida muuttuneen metsienkäsittelyn tuottamia hyötyjä rahassa, mikä näkyi siinä, että suuri osa jätti vastaamatta maksuhalukkuuskysymykseen. Osa vastaajista koki, ettei ole oikein ajatella ympäristön laatua rahassa. Osa vastaajista taas piti metsän hakkuurajoituksia epäoikeudenmukaisina metsänomistajia kohtaan ja kieltäytyi näin ollen vastaamasta maksuhalukkuuskysymyksiin. Kaiken kaikkiaan 42 % vastaajista piti alueille esitettyjä hakkuiden rajoituksia myönteisenä ja 28 % kielteisenä, loppujen pitäessä asiaa yhdentekevänä.

Monimuotoisuuden arvo virkistyskäytölle

Suojelualueiden virkistyskäytön hyötyjä on arvotettu sekä matkakustannusmenetelmällä että ehdollisen arvottamisen menetelmällä Seitsemisen kansallispuiston sekä Evon ja Teijon valtion retkeilyalueiden kävijäaineistojen pohjalta[26]. Matkakustannusmenetelmällä saadut yhden käyntikerran arvot kävijälle olivat 12–19 euroa, alueesta riippuen. Ehdollisen arvottamisen menetelmällä vastaajia pyydettiin olettamaan, että alueella käynnistä perittäisiin maksu, joka käytettäisiin alueen hoitoon. Tällöin käyntikerta arvotettiin 5–12 euron arvoiseksi, riippuen alueesta ja maksuhalukkuuskysymyksen muodosta.

Ehdollisen arvottamisen menetelmällä saadut pienemmät maksuhalukkuudet liittynevät siihen, että valtion alueiden käyttöä on totuttu pitämään yhteiskunnan tarjoamana maksuttomana hyvinvointipalveluna, eikä ajatus pääsy- tai käyttömaksuista ole yleisesti hyväksytty. Käyntikerran arvoa hyväksikäyttäen on arvioitu, että Etelä-Suomen kansallispuistojen ja valtion retkeilyalueiden virkistyskäytön hyödyt ovat 11 miljoonaa euroa vuodessa, mikä ylittää selvästi alueiden ylläpidon vuotuisen budjettirahoituksen[26].

Evon, Teijon ja Seitsemisen käyttäjät pitivät kaikkien kansallispuistojen ja valtion retkeilyalueiden vuotuista käyttömahdollisuutta noin 16–42 euron arvoisena. Väestöotokseen kohdistuneessa kyselyssä on saatu kansallispuistojen ja valtion retkeilyalueiden käyttömahdollisuuden arvoksi keskimäärin 19 euroa henkilöä kohti vuodessa[27]. Tällöin mukana ovat myös niiden kansalaisten arvostukset, jotka eivät ole käyttäneet kyseisiä alueita virkistykseen.

Metsäluonnon monimuotoisuus vaikuttaa virkistysympäristön laatuun[28]. Nuuksion alueen käyttäjiin kohdistuneessa tutkimuksessa vastaajille asetettiin valinta-asetelmia, joissa kasvi- ja eläinlajiston runsaus, metsänhoidon kustannukset, metsämaisema ja erityyppisten alueiden sijoittuminen ulkoilualuekokonaisuudessa vaihtelivat. Valintojen avulla voitiin kuvata eri tekijöiden tärkeyttä ulkoilijoille. Vaikka maisematekijät olivat tärkeimpiä ulkoilijan mielialueilla, myös lajirunsautta arvostettiin, joskin sitä toivottiin vaalittavan alueen muissa osissa.

Arvottamistutkimuksen tehtävät ja haasteet

Metsäluonnon monimuotoisuuden suojelun taloudellinen arvo ei ole suoraan mitattavissa markkinoilta. Markkinoilla tehtävät valinnat määrittävät hinnat, jotka puolestaan kertovat taloudellisen arvosta. Markkinattomien hyötyjen arvottamisessa valintoja voidaan jäljitellä. Tällainen valintojen jäljittely on mielekästä lähinnä silloin, kun käsillä on monimuotoisuuden tarjontaan vaikuttavan politiikan suunnittelu. Monimuotoisuuden taloudellinen arvottaminen on siis tarkoituksenmukaisimmillaan valmisteltaessa monimuotoisuuden suojelun tasoa parantavia julkisia hankkeita.

Arvottamistutkimukset voivat tuottaa päätöksenteon kannalta olennaista, systemaattista informaatiota ympäristöarvoista. Taloustieteeseen pohjautuvat, nykyaikaisia kysely- ja haastattelumenetelmiä hyödyntävät arvottamistutkimukset tarjoavat käyttökelpoisen tavan kartoittaa laajojen väestöryhmien ympäristöarvostuksia. Arvottamistutkimusten lisäksi systemaattisia arvojen kartoittamistapoja edustaa muun muassa osallistava suunnittelu (luku 13). Vaikka tavallisten kansalaisten ympäristöarvostukset eivät välttämättä tule edustavasti ilmi osallistavassa suunnittelussa, voidaan sen

avulla ottaa huomioon varsinkin erityisryhmien, kuten maanomistajien ja muiden suoranaisten asianosaisten intressit.

Suojelupinta-alan lisäämistä on maassamme arvotettu jo useissa tutkimuksissa. Niiden perustella voidaan todeta maksuhalukkuuden olevan sitä suurempi, mitä suurempi hankkeen esittämä suojelupinta-ala on. Kansalaisten kokema hyöty suojellusta lisähehtaarista kuitenkin pienenee suojelumäärien kasvaessa. Lisäksi hehtaarikohtaiset maksuhalukkuudet nousevat tuoreissa tutkimuksissa aikaisempaa suuremmiksi. Myös arvotettavan hankkeen erityispiirteet vaikuttavat maksuhalukkuuteen, joten aiempien tutkimusten tuloksia suojelun hyödyistä ei voida suoraan siirtää uusiin päätöksenteko-ongelmiin.

Talousmetsien monimuotoisuuden suojeluun tai suojelualueiden virkistyskäyttöön liittyvistä tutkimuksista ei voida toistaiseksi – tutkimusten vähäisen määrän vuoksi – vetää yhtä selkeitä johtopäätöksiä. Monimuotoisuuden suojelusta syntyvien hyötyjen arvottamisen näkökulmasta olisi hyvin tärkeää, että sekä suojelutoimien ekologiset että taloudelliset ja sosiaaliset vaikutukset tunnettaisiin. Arvottamistutkimusten haasteena on tuoda nämä vaikutukset esille monipuolisesti ja selkeästi.

MIKA LINDEN • JUSSI UUSIVUORI

11.2 Metsien suojelun kustannukset

Puun tuotannon ekologiset ulkoisvaikutukset ja metsiensuojelun kustannukset

■ Ulkoisvaikutuksilla viitataan taloustieteessä taloudelliseen toimintaan, jolla on joko negatiivisia tai positiivisia seuraamuksia kyseiseen toimintaan osallistumattomien tahojen kannalta. Klassinen esimerkki negatiivisesta ulkoisvaikutuksesta on teollisuuden ympäristöpäästöt. Taloustiede analysoi tämän kaltaisen toiminnan yksityisiä ja yhteiskunnallisia hyötyjä ja kustannuksia. Ulkoisvaikutusten tehokkaan ja oikeudenmukaisen hallinnan kannalta oleellinen kysymys on se, miten yksityinen ja yhteiskunnallinen etu sovitetaan yhteen tilanteessa, jossa markkinatalous johtaa epätyydyttävään tulokseen.

Metsien suojelun kustannuksia on hyödyllistä arvioida myös taloudellisten ulkoisvaikutusten näkökulmasta. Tällöin ulkoisvaikutusteoria tarkastelee puutteellisesti määriteltyjen omistusoikeuksien aiheuttamia taloudellisia seurauksia[29]. Se soveltuu hyvin metsätalouden, erityisesti metsäluonnonsuojelun ongelmiin, koska niihin liittyy runsaasti kiistanalaisia omistusoikeuskysymyksiä, kuten kuka omistaa eliölajit tai kuka kantaa vastuuta ekosysteemien toiminnasta tai maisemasta.

Juridisesti metsäomaisuus koostuu sekä rajatusta maa-alueesta että sillä kasvavasta puustosta. Maankäyttölaki ja metsälaki säätelevät tietyin rajoituksin, miten maanomistaja saa käyttää alueensa maastoa ja maaperää taloudellisesti hyväkseen. Säätelystä huolimatta tuotannollinen toiminta johtaa maisemamuutoksiin ja vaikuttaa merkittävästi metsäluontoon. Metsätaloudessa on siten havaittavissa tyypilliset ulkoisvaikutusteorian tunnusmerkit. Puuntuotannon tai virkistyskäytön ekologisten ulkoisvaikutusten täsmentäminen on kuitenkin hankalaa sekä oikeudellisesti että taloudellisesti. Luontoon ja ympäristöön kohdistuvan rasitteen täsmentäminen edellyttäisi luonnon oikeudellisen ja taloudellisen aseman määrittelyä.

Ympäristö- ja luonnonsuojelulainsäädäntö pyrkii edistämään suojelutavoitteita ja käyttää keinona omistusoikeuksien siirtämistä julkiselle vallalle. Ekologisia haittoja voidaan säädellä muillakin taloudellisilla ja oikeudellisilla keinoilla. Voidaan esimerkiksi ajatella, että sovel-

letaan haitan sisäistämisperiaatetta. Sillä tarkoitetaan, että metsänomistaja kantaa itse ainakin osan niistä haitoista ja kustannuksista, joita syntyy, kun hänen metsäalueensa lajisto ja luonto köyhtyvät. Kun biodiversiteettiä on alettu pitää arvona sinänsä, ei tätä periaatetta pidetä kuitenkaan ekologisesti riittävänä ratkaisuna.

Metsiensuojelussa onkin haettu ratkaisua toisella tavalla, niin sanotun kärsijä maksaa -periaatteen muodossa. Metsän omistajalle, siis puuntuottajalle, maksetaan korvaus siitä, että hän rajoittaa tai lopettaa kokonaan puuntuotannon jollakin alueella, missä luonnon monimuotoisuus on huomattu uhatuksi tai kärsineen. Tämäntyyppisen metsien suojelun ratkaisu haetaan kolmannen tahon kautta (valtio) ja kustannukset katetaan verovaroin, koska talousmetsien ulkoisvaikutushaittojen kantajilla (eliölajit ja tulevat ihmissukupolvet) tai näiden edustajilla (ympäristöjärjestöt) ei ole tarvittavia oikeuksia ja resursseja toisen tyyppisen ratkaisun järjestämiseksi.

Kolmannen ajateltavissa olevan tavan poistaa metsätaloudesta koituvia ekologisia haittoja tarjoaa tekniikka: paremmalla tuotantotekniikalla haitat voidaan poistaa ilman että tuotanto varsinaisesti vähenee. Parempi tekniikka tarkoittaa käytännössä metsänhoito- ja puunkorjuumenetelmiä, jotka eivät rasita metsäympäristöä yhtä paljon kuin aiemmat menetelmät.

Metsien suojelusta koituvia kustannuksia voidaan säännellä myös niin sanotulla aiheuttaja maksaa -periaatteella, jolloin puun tuotantoon kohdistetaan veroluonteisia maksuja tai tuotannon rajoituksia. Tämän periaatteen soveltamismahdollisuudet ovat kuitenkin rajalliset sekä kilpailukykyisen metsätalouden että tehokkaan suojelun kannalta. Verot tai tuotantorajoitukset eivät välttämättä estä monimuotoisuuden vähenemistä. Suojelun keinoja tarkastellaan lähemmin luvussa 14.

Metsiensuojelun taloudelliset ja yhteiskunnalliset kustannukset

Metsien suojelun kustannukset voidaan jakaa suoriin verovaroin rahoitettaviin korvauskustannuksiin ja välillisiin (työllisyys- ym.) kustannuksiin. Välillisten kustannusten taustalla ovat metsätalouden ja metsäteollisuuden kasvaneet yksikkökustannukset, jotka johtuvat joko kalliimmista metsänhoito- ja puunkorjuumenetelmistä tai siitä, että puuntuotantopinta-alaa joudutaan suojelun vuoksi supistamaan, jolloin puun tarjonta vähenee. Välillisten kustannusten lopullinen taso riippuu siitä, miten pääoma ja tuotanto jakautuvat uudelleen talouden eri sektoreiden kesken ja miten tuotanto jakautuu kotimaan ja ulkomaiden välille.

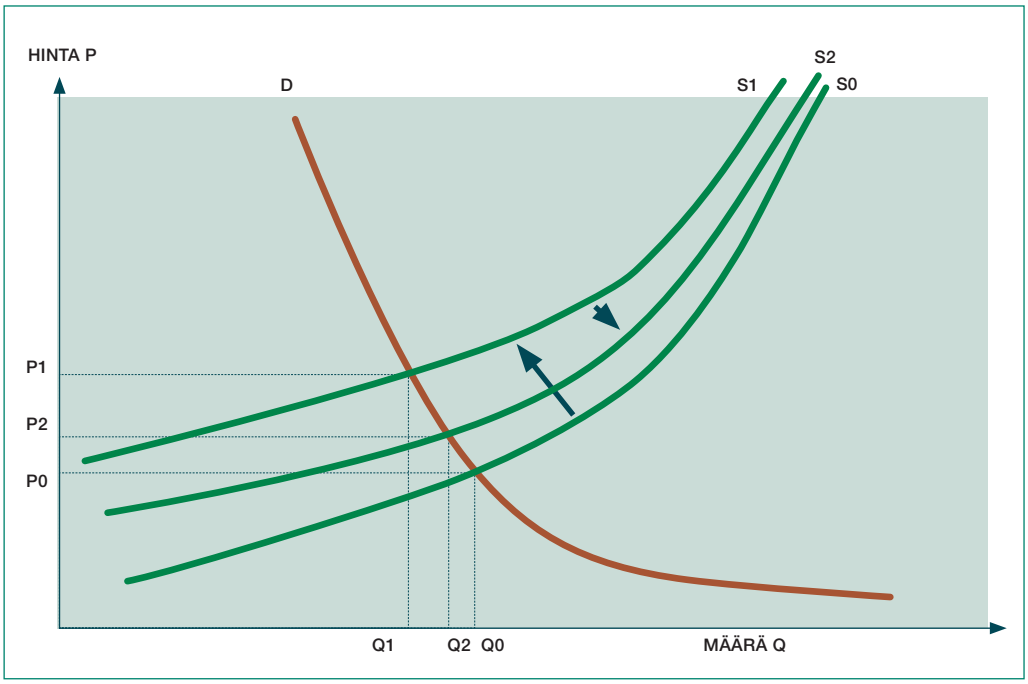
Metsien suojelusta puumarkkinoiden välityksellä syntyviä taloudellisia vaikutuksia voidaan havainnollistaa seuraavasti. Suojelun seurauksena metsäalaa ja puustoa siirtyy puuntuotannon ulkopuolelle, mikä vähentää suurimpia kestäviä hakkuumahdollisuuksia. Kun suojelu rajoittaa pysyvästi yksityismetsien puustopääoman käyttöä ja kasvattaa metsänhoidon ja puun korjuun yksikkökustannuksia, puun tarjonta vähenee ja puun hinta kohoaa. Kuva 11.1 havainnollistaa suojelun lyhyen ja pitkän aikavälin seurauksia puumarkkinoilla.

Tietyllä puuntuotantoon käytettävissä olevalla metsäalalla ja puustolla yksityismetsien raakapuun kysyntä ja tarjonta ovat tasapainossa pisteessä (P0, Q0). Suojelun aiheuttamat muutokset, kuten metsäpinta-alan ja hakkuumahdollisuuksien pieneneminen sekä yksikkökustannusten kasvu, supistavat tarjotun puun määrää lyhyellä aikavälillä, jolloin tarjontakäyrä siirtyy ylöspäin (S0→S1). Uudessa markkinatilanteessa suojelun jälkeinen hintataso P1 on korkeampi kuin ennen suojelua ja markkinatasapainomäärä Q1 on pienempi kuin aiemmin. Lyhyellä aikavälillä suojelu siten nostaa raakapuun hintaa ja vähentää markkinoilla vaihdettuja määriä.

Osa menetetystä tarjonnasta voidaan korvata tehostamalla suojelun ulkopuolisten metsien käyttöä. Silloin tarjontakäyrä siirtyy pitkällä aikavälillä osittain takaisin (S1→S2). Lopputuloksena on pitkän aikavälin markkinatasapainotilanne (P2, Q2), missä hintataso on noussut ja raakapuun ostomäärä vähentynyt verrattuna tilanteeseen ennen metsien suojelua. On myös mahdollista, että metsien suojelu siirtää markkinapuun kysyntäkäyrää vasemmalle siinä tapauksessa, että metsien suojelu aiheuttaa metsäteollisuudelle lisäkustannuksia. Tällöin

KUVA 11.1

Suojelun vaikutus yksityismetsien raakapuun tarjontaan (tarjontakäyrien S siirtyminen) ja edelleen hintoihin (P) ja ostomääriin (Q), kun kysyntäkäyrän (D) ei oleteta siirtyvän.



markkinahakkuut vähenisivät entisestään, mutta myös hintataso laskee verrattuna tilanteeseen, jossa kysyntä ei supistu.

Metsien suojelukustannusten jakautuminen riippuu kuvan 11.1 esittämässä kehikossa siitä, kuinka joustavia puun kysyntä ja tarjonta ovat puun hinnan suhteen. Mitä suurempaa on puun kysynnän hintajousto – eli kysynnän riippuvuus hinnasta – tietyn tarjonnan vallitessa, sitä pienemmäksi muodostuu kuluttajien (metsäteollisuuden) kustannusrasite suojelusta. Mikäli kotimainen puu ja ulkomainen tuontipuu eivät laatunsa puolesta eroa toisistaan eikä puun tuonnin lisääminen aiheuta suuria lisäkustannuksia, on oletettavaa, että kotimaisen puun kysyntä reagoi voimakkaasti puun hinnan muutoksiin ja metsien suojelun kustannukset kohdistuvat pääasiassa tuottajien (metsänomistajien) kontolle.

Etelä-Suomen metsien lisäsuojelusta valtiolle aiheutuvia suoria korvausvelvoitteita selvitettiin vuosituhannen vaihteessa[30]. Samassa yhteydessä tutkittiin suojelun kansantaloudellisia vaikutuksia panos–tuotos-menetelmällä sekä dynaamisia puumarkkinavaikutuksia markkinoiden toimintaa kuvaavan mallin avulla. Suorien korvauskustannusten arvioiminen on periaatteiltaan varsin suoraviivaista laskentaa silloin, kun suojelun vaikutuksia puun hintaan ei oteta huomioon. Tutkimuksessa käytettyjen laskelmien mukaan jokainen suojeltu lisäprosentti Etelä-Suomen metsäalasta kasvattaisi valtion korvausvelvoitteita noin 350 miljoonalla eurolla, jos oletetaan, että edellä kuvatut markkinavaikutukset eivät lyhyellä aikavälillä vaikuta ratkaisevasti puun hintatasoon ja sitä kautta metsämaan lunastushintoihin.

Lineaariset panos–tuotos-laskelmat osoittivat noin 3 000 henkilötyövuoden menetystä työllisyydessä, mikäli Etelä-Suomen suojeltujen metsien osuus kasvaisi 10 prosenttiin metsien pinta-alasta ja jos oletetaan, että metsäteollisuus korvaa menetetyt kotimaiset raakapuuvirrat vain osittain lisätuonnilla ulkomailta. Panos–tuotos-analyysi ei menetelmällisten rajoitteidensa takia ota huomioon markkinoiden

sopeutumista, kuten muille sektoreille mahdollisesti syntyviä uusia työpaikkoja.

Metsien suojelun vaikutuksia puumarkkinoihin on tutkittu dynaamisilla ekonometrisillä malleilla. Niillä kuvataan joko puun kysynnän ja tarjonnan rakennetta tai puun hintojen ja vaihdettujen puumäärien määräytymistä puumarkkinoilla. Metsien rakenteen vaikutukset ovat mukana yleensä vain hyvin karkealla tavalla. Saadut tulokset viittaavat siihen, että puumarkkinat taantuvat ja puun hinnat nousevat metsien suojelun seurauksena. Dynaaminen analyysi on ollut luonteeltaan osittaisanalyysiä, eikä se siten ole ottanut huomioon suojelun kokonaistaloudellisia vaikutuksia. Kokonaistaloudelliset vaikutukset syntyvät, kun puun hinnan kohotessa puuta jalostavan sektorin kilpailukyky heikkenee suhteessa muita panoksia hyödyntäviin sektoreihin. Puun hintojen nousu voi vaikuttaa myös siihen, että yllä kuvatut maanlunastuskustannukset eivät pysy vakioina, vaan tiukasti suojellun pinta-alan lisääntyessä myös valtion metsämaasta maksamat korvaukset nousevat.

Dynaamisilla puumarkkinamalleilla on saatu viitteitä siitä, että metsänomistajat jossain määrin kompensoivat suojelun vaikutuksia tehostamalla jäljelle jäävien talousmetsien käyttöä[31]. Tulosta tukevat myös kyselyaineistoista saadut tulokset[32]. Tämä viittaa siihen, että osa metsien suojeluohjelmien ympäristönsuojelutavoitteista voi jäädä toteutumatta, kun talousmetsien käyttö suojelun seurauksena tehostuu. Tällaista niin sanottua suojeluohjelmien siirtymisvaikutusta on arvioitu tapahtuvan myös kansainvälisellä tasolla.

Kansallisten suojeluohjelmien suunnittelussa tulisikin kiinnittää huomiota siihen, miten kansainvälinen kauppa ja ulkomaille suuntautuvat suorat investoinnit vaikuttavat suojeluvaikutusten kohdentumiseen. Jos esimerkiksi Suomessa tapahtuvan metsien suojelun seurauksena suomalainen metsäteollisuus korvaa suomalaista raakapuuta lisääntyvällä puun tuonnilla tai reagoi siirtämällä puunjalostusta ulkomaille, metsäteollisuudesta koituva ympäristörasite vuotaa Suomesta ulkomaille. Vastaavasti metsäteollisuuden taloudelliset hyödyt siirtyvät osittain Suomesta muualle. Kansainvälisen kaupan ja ulkomaille suuntautuvien suorien investointien takia kansallisten suojeluohjelmien maailmanlaajuiset nettovaikutukset voivat siis jäädä vähäisiksi silloin, kun suojelusta ei ole pitäviä kansainvälisiä sopimuksia.

Metsien suojelun taloudellisista vaikutuksista on tehty myös muita selvityksiä. Metsänsuojelun ja työllisyyden rahoitustoimikunnan mietintö[33] sisälsi laajan suojeluvaikutusten arvion. Mietintöä varten laskettiin myös säästöpuiden ja lisäsuojelun vaikutuksia[34]. Säästöpuiden jättämisen havaittiin lyhyellä aikavälillä vähentävän hakkuumääriä saman verran kuin vähentää metsien lisäsuojelu; yhteisvaikutukset olivat noin 8 miljoonaa kuutiometriä vuodessa.

Natura 2000 -ohjelman vaikutuksia arvioitiin Suomen ympäristökeskuksen ja Metsäntutkimuslaitoksen yhteistyönä[35]. Selvityksen mukaan Natura 2000 -verkoston uudet suojelualueet eivät vaikuta merkittävästi hakkuisiin tai työllisyyteen kansallisella tasolla. Luonnonsuojelulain edellyttämän korvaustason havaittiin kuitenkin vaihtelevan joillakin alueilla myös minimiarviona pidetyn yksityistaloudellisen kustannustason alapuolella.

On myös selvitetty monimuotoisuuden lisäämisen vaikutuksia metsien käsittelyn kustannuksiin[36]. Korjuu- ja kuljetuskustannusten erot avohakkuun, säästöpuuhakkuun ja pienaukkohakkuun välillä olivat 3–4 % puun tehdashinnasta avohakkuun eduksi.

Tutkimusten arviointi

Tietoa metsämaan suojelun suorista ja välillisistä kustannuksista tarvitaan poliittisen päätöksenteon ja valtiontalouden suunnittelun pohjaksi silloin, kun suojelu pohjautuu verovaroilla maksettuihin korvauksiin. Suojelun taloustieteellinen tutkimus on tuottanut maassamme käyttökelpoista ja jo hyödynnettyä tietoa metsien suojelun kustannuksista. Kevyempien, markkinapohjaisten suojelumallien houkuttelevuus lisääntyi Suomessa, kun tutkimuksin selvitettiin rasitteet, joita yksityismaiden lunastaminen suojelutarkoituksiin aiheuttaisi valtiontaloudelle.

TIETOLAATIKKO 11.2
Täpläpöllökiista

Vanhojen havumetsien pitkään jatkuneet hakkuut Yhdysvaltojen luoteisosissa saivat jo 1970-luvulla ympäristöjärjestöt huolestumaan eläinten ja kasvien elinympäristöjen tuhoutumisesta[37]. Syntyi ympäristökiista, joka sai nimensä alueella elävästä täpläpöllöstä *(Spotted Owl)*. Vaatimukset suojelun lisäämisestä johtivat lopulta siihen, että vanhojen metsien hakkuita vähennettiin dramaattisesti liittovaltion mailla, Oregonissa ja Washingtonissa. Liittovaltion ja muiden julkisten laitosten omistamissa metsissä raakapuun hakkuut vähenivät 80 % vuodesta 1989 vuoteen 1994. Vaikutukset tuntuivat Euroopassa saakka muun muassa sahateollisuustuotteiden markkinoilla.

Yksityismetsissä hakkuut vähenivät vastaavasti 23 %[38]. Alueella tuotettiin pääasiassa sahatavaraa, ja esimerkiksi Oregonin sahateollisuuden puunkäyttö pieneni alle puoleen viidessä vuodessa. Kalifornian, Oregonin ja Washingtonin osavaltioissa puutavarateollisuuden työvoima väheni 170 000:sta (1990) 140 000:een (1994). On arvioitu, että tästä vain osa – ehkä vain 9 500 työpaikan menetystä – johtui suoranaisesti valtion metsien suojelusta[39].

Metsien suojelun vaikutukset vaihtelivat voimakkaasti piirikunnittain. Taloudellisen toimeliaisuuden romahduksen kokeneiden piirikuntien avuksi perustettiin julkisin varoin toimiva ohjelma (*The Northwest Economic Adjustment Initiative*, NWEAI), jonka tarkoituksena oli tukea lähinnä työttömyyden aiheuttamia taloudellisia ja sosiaalisia ongelmia[38]. Liittovaltion varoja budjetoitiin yhteensä n. 1,2 miljardia dollaria viidelle vuodelle, alkaen vuodesta 1994. Summaa voidaan pitää alueen metsien suojelun suorana kustannuseränä.

Täpläpöllön suojelusta luoteisosavaltioille 50 vuoden aikana koituvia kustannuksia on arvioitu käyttämällä Yhdysvaltojen puumarkkinoita kuvaavaa pitkän aikavälin markkinatasapainomallia[40]. Puumarkkinamalliin yhdistettiin valkotäpläpöllön populaatiodynamiikkaa kuvaava simulointimalli[41]. Tutkimus ennusti, että valkotäpläpöllön suojelu aiheuttaa noin 33 miljardin dollarin taloudelliset menetykset vuoden 1992 rahassa mitattuna[40]. Suojelun hyötyjä ehdollisen arvottamisen menetelmällä mitanneet tutkimukset viittasivat kuitenkin siihen, että kansalaisten suojelusta kokemat kokonaishyödyt saattaisivat olla rahassa mitattuna 3–40 kertaa suuremmat kuin arvioidut taloudelliset menetykset[10,42]. Tutkimuksessa käytetyn lähestymistavan etuna on, että mallin avulla voidaan arvioida myös suojelusta koituvia rajakustannuksia.

Raakapuun hinta nousi Yhdysvaltojen luoteisosissa jyrkästi vuosina 1990–1994. Sittemmin hintataso on kääntynyt alueella laskuun. Tähän on ollut suurimpana syynä se, että metsäteollisuus on siirtynyt enemmän USA:n eteläisiin osavaltioihin.

Jari Kuuluvainen ja Jussi Uusivuori

Metsämaan pinta-aloihin perustuva suojelun suorien kustannusten arviointi on yksinkertaisimmillaan varsin suoraviivaista ja staattista analyysia. Ekonometristen mallien myötä tutkimukseen on tullut uusi ulottuvuus, missä myös suojelun dynaamiset vaikutukset tulevat otetuiksi huomioon. Tutkimuksissa käytetyt mallit ovat olleet sektorimalleja, joissa on keskitytty metsäsektorissa tapahtuviin muutoksiin. Periaatteessa olisi mahdollista laajentaa malleja kattamaan myös muita kansantalouden osia. Suojeluvaikutuksia selvittäneet mallit eivät myöskään ole ottaneet huomioon metsien ikäluokkajakaumasta syntyvää dynamiikkaa.

Dynaamisten ekonometristen mallien rajoitteena voidaan pitää sitä, että ne hakevat käyttövoimansa historiallisista aikasarjoista eivätkä kovin hyvin pysty ottamaan huomioon niitä taloudellisen käyttäytymisen muutoksia, joita metsien suojelu tuo tullessaan. Esimerkiksi puun tuonti Suomeen on ollut

varsin vähän riippuvainen kotimaisen puun hinnoista, jolloin ekonometriset mallit pyrkivät ennustamaan metsien suojelun johtavan vain pieneen puun tuonnin lisäykseen. On kuitenkin oletettavaa, että metsien suojelu muuttaa metsäteollisuuden käyttäytymistä tavalla, jota menneeseen tilastoaineistoon perustuva tutkimus ei paljasta. Metsäteollisuus todennäköisesti pyrkii metsien suojelun seurauksena toisaalta lisäämään puun tuontia Suomeen ja toisaalta siirtämään uusinvestointien painopistettä pois Suomesta.

Suojelun kustannusten tutkimusta on usein rajoittanut se, ettei suojelun tavoitteita ole määritelty riittävästi. Metsähehtaarien tai puustomäärien sulkeminen taloudellisen toiminnan ulkopuolelle antaa selkeän lähtökohdan suojelun kustannusten arvioinnille, mutta luonnonsuojelun tavoitteiksi pinta-ala tai puuston määrä voivat olla huonoja suureita, kun päämääränä on esimerkiksi monimuotoisuuden suojelu. Pinta-alojen siirtämistä pois talouskäytöstä olisi suojelun kannalta pidettävä pikemminkin keinona kuin tavoitteena.

Tehokas metsiensuojelu ja rajalliset voimavarat

Suojelun kustannusten taloustieteellinen tutkimus voisi parhaimmillaan auttaa löytämään kustannustehokkaita keinoja suunniteltaessa metsien suojelua. Suunnittelun perustana voi olla suojelutavoitteiden (ekologisen kestävyyden reunaehtojen) saavuttaminen kustannuksia minimoimalla. Toisaalta voidaan ajatella lähtökohdaksi suojelutavoitteiden maksimointia, kun rajoitteena on jokin ennalta määritelty kustannustaso.

Molemmat lähestymistavat edellyttävät suojelun tavoitteiden täsmentymistä ja suojelumenetelmien tarkastelua. ”Suojelupolitiikkaa tunnutaan usein harjoitettavan analyyttisessä tyhjiössä”, kirjoitti taloustieteilijä Martin L. Weitzman[43]. Hän on ollut luomassa erityistä ”diversiteetti-teoriaa”, jossa monimuotoisuuden mittaamiseen soveltuva mittari on rakennettu dynaamisen ohjelmoinnin periaatteelle. Metsien suojelussa tavoitteeksi voisi ajatella biodiversiteetin maksimointia käytettävissä olevien taloudellisten voimavarojen puitteissa.

Riippumatta valtion tai muiden suojelua ajavien tahojen voimavarojen riittävyydestä, voidaan esittää kysymys: mikä on suojelun optimaalinen taso ja muoto, kun voimavaroja on rajallisesti? Jos suojelutavoitteet ovat huomattavasti suuremmat kuin suojelumahdollisuudet, on kysyttävä, mitä suojellaan. Esille nousevat silloin seuraavat suojelun kannalta oleelliset seikat:

a) suojelukohteen riskipitoisuus, ts. uhanalaisuuden aste,
b) kohteen suojeltavuuden vaikeus, ts. suojelun yksikkökustannukset,
c) kohteen merkitys tai ekologinen arvo ja arvo ihmisille.

Kohta a) sivuaa suojelun kohteen ainutlaatuisuutta ja uusiutumiskykyä. Jokin eläin- tai kasvilaji voi taantua ilman ihmisen toimintaakin. Toisaalta suojelun yksi tavoite on säilyttää monimuotoisuus. Tällöin on syytä suojella ekologisia kokonaisuuksia, ei erillisiä lajeja. Useimmiten suojelutarvetta perustellaan kuitenkin tiettyjen lajien säilyttämisellä tietyllä alueella. Laji tai alue ei välttämättä ole ainutlaatuinen ja uhanalainen, vaan kyse on paikallisesta suojelutarpeesta. Lajin uhanalaisuuden aste on kuitenkin selkeä arvio kohteen häviämisriskistä. Suojelu voi antaa suuremman nettohyödyn pieniriskisissä kohteissa kuin hyvin uhanalaisissa kohteissa.

b) Jonkin uhanalaisen lajin suojelun yksikkökustannukset voivat muodostua suuriksi, jos lajin elinympäristön palauttaminen ja elvyttäminen on kallista ja hankalaa. Lajin elpyminen ja tervehdyttäminen voi myös olla hyvin hidasta ja ennakoimatonta, jolloin suojelu voi epäonnistua. Kalliin suojelukohteen vaihtoehtoiskustannusten (eli muiden kohteiden suojelusta koituvien hyötyjen ja kustannusten) on syytä olla selvillä ennen kuin suojeluhankkeisiin ryhdytään.

Kohta c) muodostaa haasteellisen tilanteen suojelulle. Luontokohde voi olla ihmisen kannalta hyvinkin merkittävä sekä materiaalisesti että esteettisesti, mutta ekologisen jatkuvuuden kannalta toisarvoinen. Luonto ei itse julis-



ta tai vaadi suojelua, vaan viime kädessä suojelupäätös tehdään annetun arvomaailman ja valitun priorisoinnin kautta. Kaikkea ei voi eikä tarvitse suojella (ns. Noan arkkiprobleema)[44].

Kun otetaan huomioon edellä kuvatut suojelutilanteet ja käytettävissä olevat suojelun voimavarat, voidaan hahmotella optimaalisen suojelun erityispiirteet ja taso. Kärjistäen kysymys on siitä, mitä suojelun suhteen voidaan saavuttaa tietyllä rahasummalla. Ääripäitä edustavat yhtäältä tilanteet, joissa ei saavuteta juuri mitään positiivista, sekä toisaalta ratkaisut, jotka ovat ekologisesti erittäin tehokkaita ja joiden nettokustannukset ovat hyvin pienet. Suojelu voidaan esimerkiksi kohdistaa vaikeasti suojeltaviin kohteisiin, joissa suojelun yksikkökustannukset ovat suuria ja suojelun hyödyt ovat epävarmoja. Tai sitten suojelu voidaan kohdistaa kohteisiin, joiden tuotto (esimerkiksi eliölajin elpyminen) on suurta, suojelu on vaivatonta (yksikkökustannukset pieniä), ekologinen merkitys on suuri ja uhanalaisuus on valtakunnallista tai jopa maailmanlaajuista.

Optimaalisen suojelun lähtökohta on siis verrannollinen optimaalisen investointi- ja sijoituskohteiden salkun valintaan: kaikkiin kohteisiin (huonotuottoisiin, riskipitoisiin, ja kalliisiin) ei kannata investoida. Epävarmuuden takia sijoituskohteita (suojelukohteita) on hajautettava eli on syytä sijoittaa useisiin kohteisiin. Annetun riskipitoisuuden suhteen voidaan johtaa optimaalinen painotettu sijoituskohteiden sekoitus, joka takaa suurimman odotetun hyödyn (ns. Markowitz -ratkaisu).

Ekologien ja luonnonsuojelijoiden tulisi tuottaa mahdollisimman perusteltua ja mitallista informaatiota lajien uhanalaisuuden asteesta ja suojelun nettohyödystä Tämän tiedon turvin voidaan lähestyä optimaalista ratkaisu. Analyysiin voidaan tuoda mukaan myös riskittömät kohteet (lajit, jotka eivät ole uhanalaisia, mutta muutoin arvokkaita), jolloin optimaalinen valintajoukko riskin ja odotetun tuoton suhteen laajenee. Eräänlainen lajikoh-

Metsänhoidolla voidaan edistää suojelua, mutta se voi lisätä metsätalouden kustannuksia. (Kuva: Markku Meriluoto.)

tainen kauppa on myös sallittua optimaalisen ratkaisun etsinnässä. Se tarkoittaa, että jollakin alueella voidaan sallia vähemmän suojelua toisen alueen eduksi (luku 12).

Metsätalous, monimuotoisuus ja metsiensuojelu

Luonnon monimuotoisuuden turvaamista voidaan pitää metsiensuojelun lähtökohtana. Teollisen yhteiskunnan kannalta metsät ja puusto muodostavat merkittävän luonnonvaran ja raaka-ainelähteen. Ekologisen tietoisuuden kasvun ja metsien monimuotoisuuden vähenemisen myötä paineet lisätä metsien suojelua ovat kasvaneet.

Teollisen toiminnan ja ekologisten tavoitteiden yhteensovittaminen aiheuttaa suojelukiistoja. Vapaa-ehtoinen suojelu ja luopuminen metsien teollisesta käytöstä on ollut vähäistä. Metsänomistajat eivät ole olleet riittävän kiinnostuneita metsiensä suojelusta tai vaihtoehtoisesta luonnonmukaisesta metsänkäsittelystä.

Korvausvaatimukset metsien suojelun aiheuttamista arvonmenetyksistä on katsottu aiheellisiksi ja ne on hinnoiteltu markkinaperusteisesti. Ratkaisu rinnastaa metsien taloudellisen käytön ekologiset haitat (ekologiset kustannukset) ja metsien suojelusta koituvat korvauskustannukset, jotka perustuvat puun tuotannon markkinahintaan. Missä määrin jälkimmäiset edustavat oikealla tavalla ekologisia kustannuksia on kysymys, johon ulkoisvaikutusteorian laajemmalla ja syvällisemmällä analyysilla voitaisiin löytää uudenlaisia ratkaisuja.

Luonto ei itse mittaa ja arvota suojelun tarvetta, vaan viimekädessä suojelupäätös tehdään ihmisten arvomaailman kautta. Tämä tarkoittaa sitä, että luonnonsuojelu ja siihen osoitetut määrärahat ovat yhteiskunnallisen toiminnan ja poliittisen arvonmuodostuksen aluetta.

KIRJALLISUUS

1) Navrud, S. 1992. Pricing the European environmental. Scandinavian University Press. Oslo.

2) Pouta, E. & Rekola, M. 2000. Ympäristöarvostusten mittaus taloustieteessä. s. 130–153. Teoksessa: Haapala, A. & Oksanen, M. (toim.), Arvot ja luonnon arvottaminen. Gaudeamus. 231 s. Helsinki.

3) Mitchell, R.C. & Carson, R.T. 1989. Using surveys to value public goods: the contingent valuation method. Resources for the Future. The Johns Hopkins University Press. Washington D.C.

4) Tyrväinen, L. 1997. The amenity value of the urban forest: an application of the hedonic pricing method. Landscape and Urban Planning 37: 211–222.

5) Ciriacy-Wantrup, S. V. 1947. Capital returns from soil-conservation practices. Journal of Farm Economics 29: 1188–1190.

6) Davis, R. 1963. The Value of Outdoor Recreation: An economic study of the Maine woods. Väitöskirja. Harvard University.

7) Arrow, K., Solow, R., Leamer, E., Portney, P., Randner, R. & Schuman, H. 1993. Natural resource damage assessment under the oil pollution act of 1990. National Oceanic and Atmospheric Administration Panel. Federal Register 58(10).

8) Bennett, J. & Blamey, R. 2001. The choice modelling approach to environmental valuation. Edward Elgar Publishing. 269 s. United Kingdom.

9) Loomis, J., Lockwood, M. & Delacy, T. 1993. Some empirical evidence on embedding effects in contingent valuation of forest protection. Journal of Enviromental Economics and Management 24: 45–55.

10) Hagen, D.A., Vincent, J.W. & Welle, P.G. 1992. Benefits of preserving old-growth forests and the Spotted Owl. Contemporary Policy Issues 10(2).

11) Boman, M. & Bostedt, G. 1999. Valuing the wolf in Sweden: are benefits contingent upon the supply? Teoksessa: Boman, M., Brännlund, R. & Kriström, B. (toim.), Topics in Environmental Economics. Kluwer Academic Press. Dordrecht.

12) Stevens, H., Belkner, R., Dennis, D., Kittredge, D. & Willis, C. 2000. Comparison of contingent valuation and conjoint analysis in ecosystem management. Ecological Economics (32)1: 63–74.

13) Kuuluvainen, J., Lehtonen, E., Pouta, E., Rekola, M. & Li, C-Z. 2002. Etelä-Suomen ja Pohjanmaan metsien suojelun hyötyjen taloudellinen arvottaminen. Alustavia tuloksia. Helsingin yliopisto, Metsäekonomian laitos. Tutkimusraportteja. 22. 43 s. + liitteet. Helsinki.

14) 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.

15) Siikamäki, J. 2001. Discrete choice experiments for valuing biodiversity conservation in Finland. Väitöskirja. University of California, Department of Environmental Sciences and Policy. Davis.

16) Mäntymaa, E., Mönkkönen, M., Siikamäki, J. & Svento, R. 2002. Estimating the demand for biodiversity – vagueness band and open questions. Teoksessa: Van Ierland, E.C., Weikard, H.P. & Wesseler, J. (toim.), Proceedings: Risk and Uncertainty in Environmental and Resource Economics, International Conference, June, 5–7 2002, Wageningen, The Netherlands. University of Wageningen, En-

vironmental Economics and Natural Resources Group.

17) Pouta, E., Rekola, M., Kuuluvainen J., Li, C.-Z., & Tahvonen, O. 1998. Referendum model of contingent valuation and the Finnish Natura 2000 nature conservation program: preliminary analysis. Helsingin yliopisto, Metsäekonomian laitos. Tutkimusraportteja 12. Helsinki.

18) Pouta, E., Rekola, M., Kuuluvainen, J., Tahvonen, O. & Li, C-Z. 2000. Contingent valuation of the Natura 2000 nature conservation program in Finland. Forestry 73(2): 119–128.

19) Pouta, E., Rekola, M., Kuuluvainen, J., Li, C-Z. & Tahvonen, O. 2002. Willingness to pay in different policy-planning methods: insights into respondents' decision-making processes. Ecological Economics 40: 295–311.

20) Rekola, M., Pouta, E., Kuuluvainen, J., Tahvonen, O. & Li, C.-Z. 2000. Incommensurable preferences in contingent valuation: the case of Natura 2000 network in Finland. Environmental Conservation 27(3): 260–268.

21) Li, C.-Z., Kuuluvainen, J., Pouta, E., Rekola, M. & Tahvonen, O. 2001 Using choice experiments to value Natura 2000 Nature Conservation Program in Finland. Helsingin yliopisto, Metsäekonomian laitos. Tutkimusraportteja 18. Helsinki.

22) Pouta, E. 2002. Sensitivity to scope in contingent valuation of forest cutting practices. Helsingin yliopisto, Metsäekonomian laitos. Tutkimusraportteja 21. Helsinki.

23) Rekola, M. 2003. Lexicographic preferences in contingent valuation: validity and testing of empirical instruments. Helsingin yliopisto, Metsäekonomian laitoksen raportteja 23.

24) Rekola, M. & Pouta, E. 1999. Valuing environmental effects of forest regeneration cuttings, s. 132–144. Teoksessa: Roper, C.S. & Park, A. (toim.), The living forest, non-market benefits of forestry. Proceedings of an International Symposium on the Non Market Benefits of Forestry held in Edinburgh, 24–28 June 1996, organised by the Forestry Commission. The Stationery Office, London.

25) Pouta, E. & Rekola, M. 2001. Theory of planned behavior in explaining willingness to pay for abatement of forest regeneration. Society and Natural Resources 14(2): 93–106.

26) Ovaskainen, V., Horne, P. & Mikkola, J. 2001. Retkeilyalueiden ja kansallispuistojen virkistyskäytön arvo, s. 215–229. Teoksessa: Kangas, J. & Kokko, A. (toim.), Metsien eri käyttömuotojen arvottaminen ja yhteensovittaminen. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 800.

27) Huhtala, A., Horne, P., Ovaskainen, V. & Sievänen, T. 2001. Kansallispuistojen arvo vai virkistyspalveluiden hinta – miten mitata rahassa valtion tuottamia markkinattomia hyötyjä, s. 77–88. Teoksessa: Sievänen, T. (toim.), Luonnon virkistyskäyttö 2000. Luonnon virkistyskäytön valtakunnallinen inventointi LVVI-tutkimus, 1997–2000 Loppuraportti. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 802.

28) Horne, P. & Ovaskainen, V. 2001. Metsän ominaisuuksien arvottaminen virkistysalueella. Teoksessa: Kangas, J. & Kokko, A. (toim.), Metsien eri käyttömuotojen arvottaminen ja yhteensovittaminen. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 800: 242–249.

29) Määttä, K. & Pulliainen, K. 2003. Johdatus ympäristötaloustieteeseen. 224 s. Helsinki.

30) Leppänen, J., Linden, M., Uusivuori, J., Toropainen, M. & Pajuoja, H. 2000. Metsien suojelun taloudelliset ja sosiaaliset vaikutukset. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 775. 119 s.

31) Linden, M. & Uusivuori, J. 2002. Econometric analysis of forest conservation: the Finnish experience. Environmental and Development Economics 7: 281–297.

32) Mäki, P., Linden, M. & Uusivuori, J. 1997. Metsien suojelu ja puuston käyttörajoitukset ja niiden vaikutukset puumarkkinoilla. PTT Raportteja ja artikkeleita 152: 1–66.

33) Mestra 1996. Metsänsuojelun ja työllisyyden rahoitustoimikunnan mietintö. Maa- ja metsätalousministeriö. Komiteanmietintö 1996:9. 85 s. + liitteet. Helsinki.

34) Nuutinen, T., Hirvelä, H., Härkönen, K., Salminen, O. & Siitonen, M. 1996. Ekometsätalouden hinta. Folia Forestalia 4: 425–428.

35) Hildén, M., Tahvonen, O., Valsta, L., Ostamo, E., Niininen, I., Leppänen, J. & Herkiä, L. 1998. Natura 2000 -verkoston vaikutusten arviointi. Suomen ympäristö 201. 90 s. Helsinki.

36) Metsäteho 2002. http://www.metsateho.fi. (Elokuu 2002).

37) Toppinen, A., Adams, D. & Montgomery, C. 2001. Biodiversity conservation and forest products in the United States Pacific Northwest. Teoksessa: Palo, M., Uusivuori, J. & Mery, G. (toim.), World Forests, Markets and Policies, s. 385–394. Kluwer Academic Publishers. 490 s. Dordrecht-London-Boston.

38) Raettig, T.L. & Christensen, H.H. 1999. Timber harvesting, processing, and employment in the Northwest Economic Adjustment Initiative region: changes and economic assistance. U.S. Forest Service, Pacific Northwest Research Station. General Technical Report PNW-GTR-465: 1–16.

39) Niemi, E., Whitelaw, E. & Johnston, A. 1999. The sky did not fall: The Pacific Northwest's response to logging reductions. ECONorthwest. 86 s. Eugene.

40) Montgomery, C., Brown, G. & Adams, D. 1994. The marginal cost of species preservation: The Northern Spotted Owl. Journal of Environmental Economics and Management 26(2): 111–128.

41) Lamberson, RH., McKelvey, R., Noon, B. & Voss, C. 1992. A dynamic analysis of Spotted Owl viability in a fragmented forest. Conservation Biology 6(4): 505–512.

42) Rubin, J.D., Helfand, G. & Loomis, J. 1991. A benefit-cost analysis of the northern spotted owl: Results from a contingent valuation survey. Journal of Forestry 89(12): 25–30.

43) Weitzman, M.L. 1993. What to preserve? An application of diversity theory to crane conservation. The Quarterly Journal of Economics 108: 157–183.

44) Weitzman, M.L. 1998. The Noah's Ark Problem. Econometrica 66: 1279–1298.



ARTTI JUUTINEN

12 KUSTANNUS-TEHOKKUUS MONIMUOTOISUUDEN TURVAAMISESSA

Miten toivottu suojelun taso saavutetaan pienimmin mahdollisin kustannuksin? Voidaanko suojelu toteuttaa tehokkaasti seuraamalla oikein valittujen ”avainlajien” suojelun tasoa?

Erilaisia lähestymistapoja kustannustehokkuuteen

Suojelupäätöstä ei yleensä ole mahdollista tehdä luvussa 10 esitettyjen kokonaistaloudellisesti optimaalisten periaatteiden mukaisesti, koska suojelun kustannusten ja erityisesti hyötyjen arviointiin liittyy paljon epävarmuutta. Poliittisessa päätöksenteossa määritetään kuitenkin aina jokin suojelun tavoitetaso, johon ympäristöpolitiikan keinoin pyritään. Riippumatta siitä, miten tavoite on määritetty, suojelutoimet olisi pyrittävä valitsemaan tehokkaasti siten, että asetettu tavoitetaso saavutetaan pienimmillä mahdollisilla kustannuksilla. Monimuotoisuuden kustannustehokas turvaaminen tarkoittaa siis sitä, että suojeluun käytettävissä olevilla voimavaroilla saavutetaan korkein mahdollinen suojelun taso.

Vaikka kustannustehokkuuden perusajatus on selkeä, sen toteuttaminen käytännössä ei ole helppoa. On kyettävä tarkastelemaan samanaikaisesti, miten eri toimet vaikuttavat monimuotoisuuteen ja mitkä ovat niiden kustannukset. Lisäksi tarvitaan menetelmä, jolla voidaan etsiä ratkaisumahdollisuuksien suuresta joukosta paras vaihtoehto.

Kun suunnitellaan metsäluonnon monimuotoisuuden turvaamista, on tarkasteltava suojelualueiden ja talousmetsien muodosta-

maa kokonaisuutta (luku 5). Suojelualueet ovat monimuotoisuuden turvaamisen perusta, mutta myös talousmetsien käsittelytavoilla on suuri merkitys. Suojelualueiksi valitaan yleensä ekologisesti arvokkaita kohteita. Tämä ei kuitenkaan ole taloudellisessa mielessä riittävä valintaperuste, koska suojelutoimien kustannukset vaihtelevat alueittain. Metsien suojelun kustannuksista merkittävin on puuntuotannon menetys, jonka suuruus riippuu alueen puustosta ja kasvuoloista. Jos siis esimerkiksi kahdesta, monimuotoisuuden kannalta samanlaisesta metsäkuviosta valitaan toinen suojeltavaksi, on järkevää valita metsikkö, jossa puuntuotannon menetykset ovat vähäisimmät.

Suojelualueiden valinnassa on lisäksi otettava huomioon muun muassa alueiden sijainti niin, että vältetään maiseman pirstoutumista. Suojelualueen sijainti vaikuttaa suojelun kustannuksiin. Siten tätäkään päätöstä ei tulisi tehdä pelkästään ekologisin perustein vaan vaihtoehdoista tulisi etsiä kustannuksiin nähden mahdollisimman tehokas ratkaisu.

Kustannustehokkuuden periaatetta voidaan soveltaa vastaavasti myös talousmetsiin, kun pohditaan niiden luonnonhoitoa ja käsittelyvaihtoehtoja, kuten avainbiotooppien säästämistä hakkuilta, askelkivien ja ekologisten käytävien käyttöä sekä säästö- ja lahopuiden lisäämistä.

Kustannustehokas suojelu ei ole mahdollista ilman monimuotoisuuden mittaamista, koska muutoin toimenpidevaihtoehtoja ei voida asettaa paremmuusjärjestykseen. Mittaamiseen liittyy kuitenkin monia ongelmia. Ensinnäkin luonnon monimuotoisuus ilmenee eliölajin, populaation, eliöyhteisöjen ja maiseman tasoilla, ja kullakin tasolla on useita mahdollisia monimuotoisuuden mittareita.

Joudumme siis aluksi valitsemaan paitsi suojelun tavoitteen, myös sen miten tavoitteen toteutumista mitataan. Tämä valinta ei ole kiistaton, joten lähestymistapoja metsien monimuotoisuuden kustannustehokkaaseen turvaamiseen on useita.

Toiseksi monimuotoisuuden seurantaa ja siten suojelutoimien valintaa vaikeuttaa ekologisen tietämyksen puutteellisuus. Esimerkiksi lajien elinympäristövaatimuksia, leviämiskykyä ja kannanvaihtelua ei useinkaan tunneta tarkasti. Lisäksi monimuotoisuuden mittaamista varten tarvitaan paljon tietoa, jolloin tiedon keruun kustannukset voivat kasvaa kohtuuttomiksi. Puutteista huolimatta apuvälineitä metsien suojelun suunnitteluun on kuitenkin käytettävissä.

Metsäsuunnittelussa käytetään numeerisia optimointimalleja parhaan käsittelyvaihtoehdon löytämiseksi[1]. Metsien suojelu voidaan muotoilla optimointimalliin kustannustehokkuuden periaatteen mukaan esimerkiksi siten, että tavoitteena on joko minimoida suojelukustannukset ennalta määrätyn suojelutason sallimissa rajoissa tai maksimoida suojelutaso (eli monimuotoisuus) suojeluun käytettävissä olevien varojen puitteissa. Koska suojelukustannukset riippuvat puuntuotannon menetyksistä, niin hyvä malli yhdistää metsien suojelun metsäsuunnitteluun. Mallin yksityiskohdat määräytyvät pitkälti sen mukaan, mihin teoreettiseen näkemykseen suojelutoimet pohjautuvat.

Metsien monimuotoisuuden turvaaminen on tukeutunut lähinnä metsien lajistoon ja luontaiseen häiriödynamiikkaan pohjautuvaan suunnitteluun (luku 5). Kun lajiston monimuotoisuutta mitataan suoraan lajikohtaisesti, voidaan tehokkaat toimenpiteet arvioida periaatteessa käyttäen kahta eri lähestymistapaa[2]. Niistä ensimmäisessä tarkastelukohteeksi otetaan esimerkiksi laji, jonka ekologia tunnetaan hyvin, ja muodostetaan malli kuvaamaan, miten eri suojelutoimet ja niiden alueellinen kohdentuminen (esim. suojelukohteiden koko, muoto, sijainti ja kokonaismäärä) ja ajoittuminen vaikuttavat tämän lajin esiintymiseen ja elinvoimaisuuteen (eli selviytymiseen) pitkällä aikavälillä. Lajin populaatiodynamiikka määräytyy muun muassa populaation alkukoon, kasvunopeuden ja tarkasteltavan lajin levittäytymiskyvyn myötä. Populaatioekologisissa malleissa otetaan yleensä huomioon myös ympäristön satunnainen vaihtelu ja sen aiheuttama epävarmuus.

Tutkimuksia lajien populaatiodynamiikkaan pohjautuvista sovelluksista on vasta niukasti[3,4,5,6], mutta muun muassa Kaliforniassa on

tarkasteltu ketun suojelua San Joaquin laaksossa yhdistämällä ketun populaatiodynamiikan mallin eri elinympäristötyyppien säilymiseen[7]. Yhdysvalloissa on myös tutkittu vastaavasti täpläpöllön suojelua[8].

Tämän lähestymistavan ongelmana on, että yhden lajin suojelu ei useinkaan turvaa muiden lajien elinmahdollisuuksia[9]. Lisäksi metsien rakenteen, kehityksen ja lajiston välisiä vuorovaikutuksia tunnetaan harvoin tarkasti. Kyseistä lähestymistapaa on siten hankala soveltaa eritoten talousmetsien luonnonhoitoon. Emme pysty kovinkaan täsmällisesti arvioimaan, mitä esimerkiksi avainbiotooppien suojelu tai askelkivien käyttö vaikuttavat lajiston monimuotoisuuteen pitkällä aikavälillä.

Toinen lajistokohtainen lähestymistapa on tarkastella monimuotoisuutta ilman pitkän ajan selviytymiskyvyn näkökulmaa. Voidaan esimerkiksi etsiä toimenpiteet, joiden avulla voidaan turvata mahdollisimman monen lajin sen hetkinen esiintyminen tarkastelualueella käytettävissä olevilla voimavaroilla. Lajimäärän ohella tutkimuksissa on käytetty myös mittareita, jotka perustuvat lajien välisiin geneettisiin eroihin ja taksonomiaan[10]. Lajeja voidaan pitää tarkastelussa samanarvoisina, tai esimerkiksi uhanalaisille lajeille voidaan antaa suojelupäätöksissä suurempi painoarvo kuin muille lajeille. Lähestymistapa soveltuu lähinnä suojelualueiden valintaan, kun on vain kaksi vaihtoehtoa: metsikön suojelu tai puuntuotanto.

Lajien esiintymiseen perustuvia aluevalintamalleja on tutkittu runsaasti, mutta vasta äskettäin on päästy sovelluksiin, joissa otetaan huomioon myös alueiden väliset suojelukustannusten erot[11,12,13]. Näiden erojen merkitys korostuu etenkin silloin, kun metsiköiden puuntuotannon edellytykset poikkeavat toisistaan[14]. Tämän lähestymistavan suurimpia ongelmia on se, että lajien esiintymisestä ei tiedetä tarpeeksi.

Metsien suojelun numeerinen malli voi myös jäljitellä metsien häiriödynamiikkaa. Yksi tapa on pyrkiä maksimoimaan puuntuotannosta saatavia nettotuloja siten, että metsän rakenne ja ominaisuudet pysyvät ennalta asetettujen piirteiden mukaisina. Ennakkoehtoja voidaan asettaa muun muassa metsikön ikäluokkajakaumalle, säästö- ja lahopuustolle sekä lehtipuiden osuudelle.

Metsien rakenteen huomioonottavaa lähestymistapaa on käytetty esimerkiksi niin, että puuntuotannon ja monimuotoisuuden tärkeydelle on annettu painoarvot niin sanotussa monitavoiteoptimoinnissa[15]. Monimuotoisuusindeksi on silloin pohjautunut lahopuun määrään sekä lehtipuiden ja vanhojen metsien osuuteen.

Metsien rakenteeseen perustuvan lähestymistavan etuna on, että optimointiin tarvittavat tiedot saadaan suurelta osin tavanomaisesta metsäinventoinnista. Tiedon hankinta ei näin ollen aiheuta lisäkustannuksia. Lähestymistapa soveltuu etenkin talousmetsien luonnonhoidon suunnittelun tueksi, joskin sen käyttökelpoisuutta rajoittaa se, ettei luonnontilaisen metsän rakennetta tunneta riittävän hyvin.

Kustannustehokkuuden saavuttamiseksi on siis välttämätöntä, että monimuotoisuuden turvaaminen ja metsäsuunnittelu kytketään yhteen. Tämä toteutuu niin sanotussa aluevalintamallissa, jossa suojeltavat metsiköt voidaan valita kustannustehokkaasti. Suojelukohteiden valinnassa käytetään apuna numeerista optimointimallia ja etsintäalgoritmia (parhaan ratkaisun löytämiseksi), koska valintamahdollisuuksia on käytännössä erittäin paljon. Esimerkiksi Metsähallituksen alue-ekologinen suunnittelu ei nykyisellään perustu kustannustehokkaan vaihtoehdon järjestelmälliseen etsintään, joten se voi olla tehotonta.

Aluevalintamallit: suurin mahdollinen monimuotoisuus annetuilla kustannuksilla

Tarkastellaan joukkoa vanhoja metsiköitä, joista osa valitaan suojeltavaksi. Kaikkia metsiköitä ei voida suojella, koska suojeluun on käytettävissä vain rajallisesti varjoja. Jos metsäkuvio suojellaan, hakkuutulot kyseiseltä kuviolta menetetään. Suojelu aiheuttaa siis niin sanottuja vaihtoehtoiskustannuksia, jotka eivät saa ylittää suojeluun käytettävissä olevaa rahamäärää. Suojelun tavoitteena on turvata vanhojen metsien eliölajien monimuotoisuus.

Lajien monimuotoisuutta mitataan lajimäärällä. Edellä kuvattu ongelma voidaan muotoilla formaalisti aluevalintamallin avulla lineaarisena kokonaislukuoptimointina, jonka optimaalinen ratkaisu löydetään etsintäalgoritmin avulla[1,16]. Mallin yleiskuvaus on seuraava.

Integroidussa mallissa otetaan samanaikaisesti huomioon metsiköiden ekologiset ja taloudelliset piirteet. Mallissa maksimoidaan suojelualueilla esiintyvien eri lajien määrää. Päätösmuuttujia ovat metsäkuviot ja eliölajit, jotka voivat saada joko arvon nolla tai yksi. Metsikkö saa arvon yksi, jos se on valittu suojeltavaksi. Jos metsikkö hakataan, se saa arvon nolla. Vastaavasti laji saa arvon yksi, jos se esiintyy vähintään yhdellä suojeluun valituista metsiköistä, ja muulloin se saa arvon nolla.

Budjettirajoitteessa asetetaan rahamäärä, jota suojelualueiden vaihtoehtoiskustannusten summa ei saa ylittää. Kunkin metsikön vaihtoehtoiskustannus määräytyy sen puuntuotannosta saatavien maksimaalisten nettotulojen mukaan. Budjetin rahamäärää muuttamalla saadaan selville lajimäärän ja suojelukustannusten välinen vaihtosuhde. Eli tästä nähdään, miten monimuotoisuuden turvaamiseen käytettävissä olevan rahamäärän muutos vaikuttaa suojelualueverkoston kattamaan lajimäärään.

Malli ottaa huomioon alueiden väliset riippuvuudet käsitellen suojeltavia alueita yhtenä joukkona. Tämä pohjautuu siihen, että jokainen laji saa mallissa korkeintaan arvon yksi, vaikka se esiintyisi usealla suojeltavalla kuviolla. Näin ollen alueet valitaan toisiaan täydentävästi (komplementaarisesti), kun lajimäärää maksimoidaan. Alueet, joilla esiintyy eri lajeja, täydentävät toisiaan parhaiten. Menettelytapa turvaa suojelualueiden monimuotoisuuden ja varmistaa myös suojelualueiden valinnan tehokkuuden lajimäärää ajatellen. Vastaavasti budjettirajoite varmistaa tehokkuuden suojelukustannusten näkökulmasta. Metsäkuvioiden vaihtoehtoiskustannukset poikkeavat toisistaan, koska metsiköiden puusto ja pitkän ajan puuntuotannon edellytykset vaihtelevat. Malli kohdistaa suojelun kuvioille, joilla suojeluun käytettävillä varoilla saavutetaan mahdollisimman suuri hyöty lajimäärällä mitaten. Integroitu malli on siis kustannustehokas.

Integroitua lähestymistapaa ei ole vielä sovellettu käytännössä vanhojen metsien suojelualueiden valintaan. Nykyinen suojelu perustuu pääasiassa ekologisiin kriteereihin eli suojelukohteiksi valitaan metsiköitä, joiden suojeluarvo on suuri ekologisessa mielessä. Myös Suomen metsälaki (1093/1996) heijastaa tätä näkökulmaa esimerkiksi listaamalla suojeltavia elinympäristötyyppejä. Ajattelutapaa vastaa aluevalintamalli, jossa budjettirajoitteen sijaan on aluemäärärajoite. Siten ainoastaan metsäkuvioiden ekologiset piirteet vaikuttavat suojelukohteiden valintaan. Tällaisessa ekologisessa mallissa on usein monia ratkaisuja, jotka tuottavat yhtä suuren lajimäärän annetulla aluemäärällä. Seuraavissa laskelmissa esitetään ekologiselle mallille kaksi ratkaisua, minimi- ja maksimikustannusratkaisut, kuvaamaan tulosten vaihtelua. Jos ratkaisuja on ainoastaan yksi, se merkitään tuloksissa minimikustannusratkaisuksi.

Esitetyt laskelmat perustuvat 32 vanhan metsän kuvion aineistoon ja sisältävät tiedot 632 lajin (435 kovakuoriaisen, 64 käävän, 30 linnun ja 103 putkilokasvin) esiintymisestä sekä metsiköiden puuston ja maan arvoista. Metsäkuviot jakaantuvat tasaisesti neljään metsätyyppiin, kuivahko kangas, tuore kangas, korpi ja lehtomainen kangas. Eli jokaista tyyppiä edustaa 8 kuviota. Kuviot sijaitsevat Metsähallituksen Puhoksen ja Siikavaaran alue-ekologisilla suunnittelualueilla, Ylä-Kainuussa ja Koillismaalla.

Kuva 12.1 tiivistää tulokset valittujen suojelualueiden kattamasta lajimäärästä ekologisessa ja integroidussa valinnassa. Siitä nähdään, että ekologisen mallin tuloksena suojelualueverkoston lajimäärä on annetulla vaihtoehtoiskustannusten tasolla pienempi kuin integroidussa mallissa, joka yhdistää suojelun ekologiset ja taloudelliset tekijät. Ekologinen valinta johtaa siis taloudellisiin menetyksiin lajimäärällä mitaten. Suurimmillaan lajimäärän ero on mallien välillä noin 23 %, mutta yleensä erot ovat melko pienet.

On kuitenkin selvää, että ekologisten kriteerien mukaan valitut suojelukohteet eivät ole samoja kuin taloudellisin perustein valitut

kohteet. Esimerkiksi Puhoksen ja Siikavaaran alueilla ekologinen valinta suosii etenkin korpia ja lehtomaisia kankaita[16]. Integroidussa valinnassa suojellaan myös kuivahkoja kankaita. Integroitu valinta johtaa metsätyyppien osalta monimuotoisempaan suojeluverkostoon kuin ekologinen valinta. Ekologisen mallin mukaan tuoreita kankaita ei juuri valita suojeltaviksi, sillä näiden lajisto esiintyy pääosin myös muissa runsaslajisemmissa metsätyypeissä, kuten lehtomaisissa kankaissa.

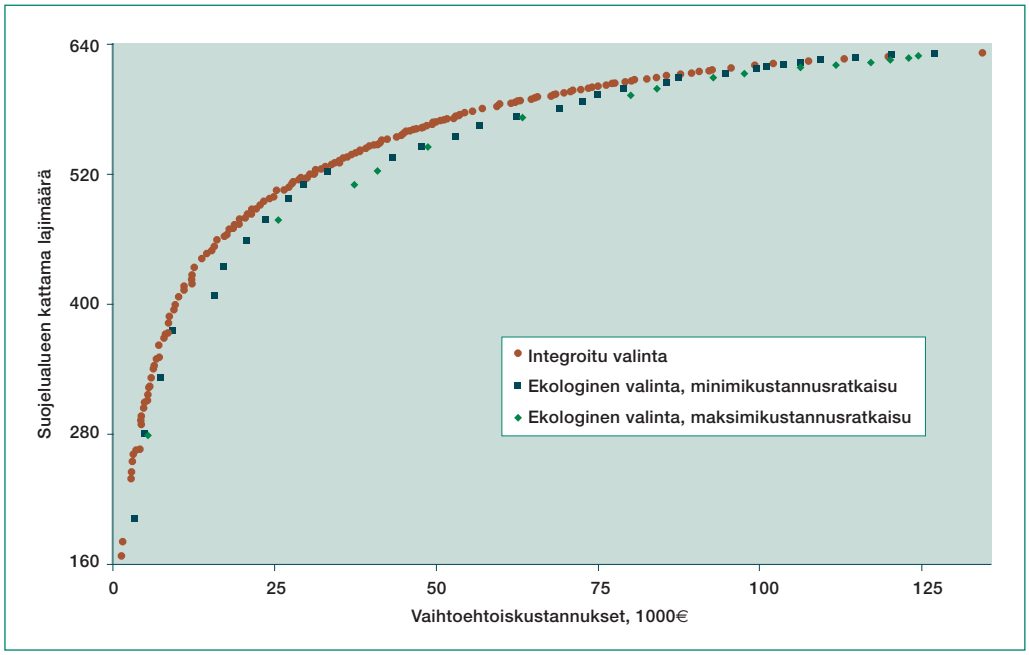
Myös integroidun mallin lajimäärän ja vaihtoehtoiskustannusten suhde on kiinnostava kuvassa 12.1. Aluksi, kun suojelualueita on vain vähän, suojeltu lajimäärä kasvaa nopeasti suojelualueiden määrän lisääntyessä. Kun vaihtoehtoiskustannukset kasvavat, suhde tasoittuu ja uusien suojeltujen lajien määrä kustannusyksikköä kohden vähenee eli lajimäärän kattavuuskäyrä loivenee. Samalla suojelualueiden valinnassa korostuu aiempaa enemmän se, miten valittujen metsiköiden lajistot täydentävät toisiaan. Vastaavasti suojelualueiden lukumäärän merkitys vähenee.

Vaihtoehtoiskustannusten kasvaessa myös erilaisia (kustannustehokkaita) suojelualueverkostoja löytyy runsaasti lähestulkoon samalla vaihtoehtoiskustannusten tasolla, joten lajimäärän kattavuuskäyrä on melkein jatkuva, eikä hypähdyksenomainen kuten alussa. Lopuksi kuvaaja muuttuu lähes vaakasuoraksi, kun parhaat kuviot ja pääosa lajeista on jo suojeltu. Ne kohteet, joilla on suurimmat vaihtoehtoiskustannukset, suojellaan viimeisenä. Siten viimeisten jäljellä olevien lajien suojelu on erittäin kallista, eli suojelun rajakustannukset kasvavat voimakkaasti.

Kuvasta 12.1 voidaan verrata myös ekologisen ja integroidun valinnan vaihtoehtoiskustannuksia annetulla lajimäärän kattavuustasolla. Esimerkki osoittaa, että integroidun ja ekologisen valinnan suojelukustannuksissa on huomattava ero. Kun suojelualueita on vähän, voi ekologisin perustein tehtävä valinta tulla jopa 70 % kalliimmaksi kuin integroitu päätöksenteko, jossa otetaan huomioon samanaikaisesti sekä ekologiset perusteet että suojelun aiheuttamat puuntuotannon menetykset.

KUVA 12.1

Suojelualueiden kattaman lajimäärän riippuvuus vaihtoehtoiskustannuksista eli puuntuotannon menetyksistä integroidussa ja ekologisessa valinnassa.



Kustannuserot integroidun ja ekologisen mallin välillä pienenevät, kun suojeluverkoston koko kasvaa, koska esimerkissä suojellaan lopulta kaikki mahdolliset kuviot lajien täyden kattavuuden saavuttamiseksi. Kustannuserojen yleistasoa voidaan luonnehtia laskemalla niiden keskiarvo yli koko suojelutason vaihteluvälin yhdestä 32:een suojeltuun kuvioon (vastaava lajien kattavuus vaihtelee 168 ja 632 lajin välillä). Ekologisen valinnan suojelukustannukset ovat keskimäärin 15–19 % suuremmat kuin integroidun valinnan.

Aineisto sisältää ainoastaan 32 metsäkuviota, mutta tulos merkittävistä kustannuseroista on yleistettävissä. Aiemmista tutkimuksista ilmenee, että mitä suurempi on potentiaalisten suojelukohteiden määrä, sitä suurempia ovat vaihtoehtoiskustannuksien erot suojelukohteiden välillä ja sitä suuremmiksi muodostuvat eri valintamenetelmien kustannuserot[11,17,13]. Integroidun, numeerisen menetelmän käyttöönotolla voitaisiin siis mitä ilmeisemmin tehostaa nykyistä metsäsuunnittelua ja metsien suojelua.

Yksi tärkeimmistä esteistä menetelmän käyttöönotolle on lajien esiintymistietojen puutteellisuus. Esiintymistä ei ole selvitetty laajoilta alueilta, sillä laji-inventoinnit ovat usein työläitä ja kalliita. Inventointikustannuksia voidaan välttää käyttämällä monimuotoisuuden indikaattoreita, jotka on helppo havaita ja jotka ilmentävät yleisesti lajien monimuotoisuutta. Ensin on kuitenkin löydettävä toimivia indikaattoreita. Seuraavaksi esitetään, miten aluevalintamallia voidaan käyttää myös monimuotoisuuden indikaattoreiden testaamiseen. Laskelmat perustuvat edelleen Puhoksen ja Siikavaaran 32:n metsäkuvion aineistoon, mutta aiemmasta poiketen mukana ovat myös laji-inventoinnin kustannukset.

Kustannustehokkaat indikaattorit

Indikaattorilajilla tarkoitetaan tässä eliölajia, jonka esiintymisen ajatellaan osoittavan, että myös hyvin monet muut lajit esiintyvät samalla paikalla. Jos tällainen oletus pitää paikkansa, niin esimerkiksi suojelutoimet, jotka kohentavat indikaattorilajin elinympäristöä, kohentavat myös muiden lajien elinvoimaisuutta. Indikaattoria voidaan siten käyttää apuna monimuotoisuuden seurannassa.

Koska metsien käsittelyn ja suojelun vaikutukset monimuotoisuuteen ilmenevät usein vasta ajan kuluessa, hyvä indikaattori reagoi herkästi kyseisiin toimiin. Hyvä indikaattori on myös helppo havaita ja tunnistaa, joten sen inventointi ei ole kovin työlästä. Indikaattorin toimivuuteen liittyy siis sekä ekologisia että taloudellisia tekijöitä. Ennen indikaattorin käyttöönottoa onkin testattava, missä määrin se täyttää hyvän indikaattorin kriteerit.

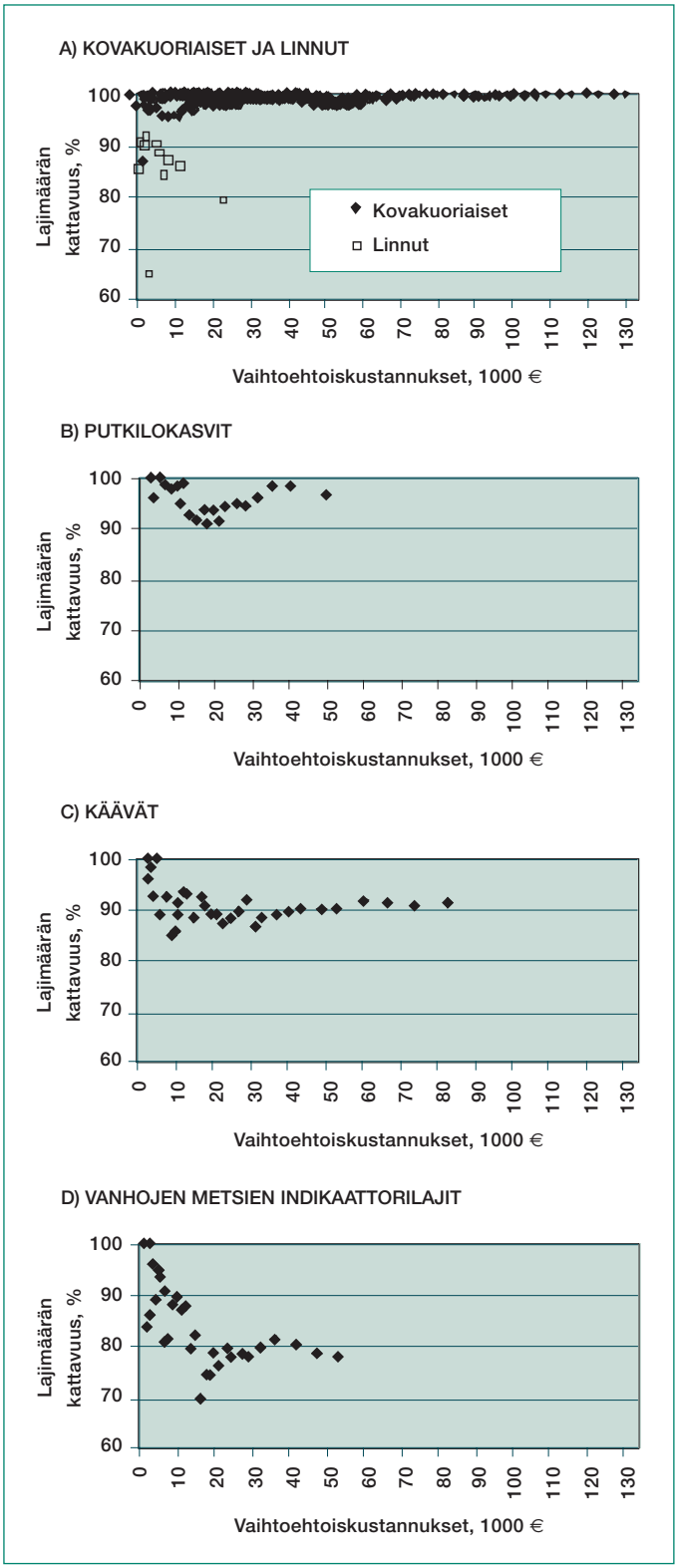
Taloudellisesta näkökulmasta katsottuna indikaattorin toimivuuteen vaikuttaa kaksi seikkaa: ensiksi indikaattorin avulla säästetyt inventointikustannukset ja toiseksi indikaattorin käytön myötä mahdollisesti kasvavat vaihtoehtoiskustannukset. Indikaattoria käytetään, koska inventointikustannukset laskevat laajempaan inventointiin nähden. Mutta mikäli indikaattori ei ilmennä hyvin muiden lajien monimuotoisuutta, sen käyttö johtaa huonoihin suojelupäätöksiin ja siten siihen, että suojelukustannukset kasvavat puuntuotannon menetysten lisääntyessä

Näiden tekijöiden vaikutusta voidaan tarkastella integroidulla aluevalintamallilla lisäämällä inventointikustannukset budjettirajoitteeseen[18]. Vaihtoehtoiskustannuksista poiketen inventointikustannukset ovat luonteeltaan kiinteitä kustannuksia, sillä kaikki tarkasteltavat metsäkuviot on inventoitava riippumatta siitä, kuinka monta kuviota suojellaan. Indikaattorin testaus tehdään aluevalintamallilla vertaamalla indikaattoreihin perustuvaa suojelualueiden valintaa perusvalintaan, joka pohjautuu kaikkien lajiryhmien monimuotoisuuden turvaamiseen.

Tarkastellaan ensin, miten eri lajiryhmistä muodostetut indikaattorit mittaavat muiden lajien määrää, ja jätetään inventointikustannukset pois laskelmista. Kuvassa 12.2 esitetään valitun suojelualueverkoston kattaman lajimäärän ja vaihtoehtoiskustannusten suhde kovakuoriaisille, kääville, linnuille, putkilokasveille ja vanhojen metsien indikaattorilajeille. Viimeksi mainittu koostuu 42 lajista (23 kovakuoriais-, 14 kääpä- ja 5 lintulajista), joiden on

KUVA 12.2

Lajimäärän suhteellinen kattavuus (kaikkien lajien käyttöön perustuva valinta = 100) valitussa suojelualueverkostossa suhteessa vaihtoehtoiskustannuksiin eli puuntuotannon menetyksiin eri eliöryhmillä. Kuvasta nähdään, miten indikaattorilajiryhmät ilmentävät muiden lajien esiintymistä. Esimerkiksi luku 80 tarkoittaa, että indikaattorin avulla valittu suojelualueverkosto kattaa 80 % perusvalinnan kattamasta maksimaalisesta lajimäärästä ja lajihävikki on siis 20 %.



oletettu ilmentävän hyvin vanhojen metsien ominaispiirteitä[19,20,21].

Lajimäärän kattavuus on ilmaistu (kuva 12.2) suhteellisesti siten, että perusvalinnan lajimäärä saa arvon 100. Perusvalinnassa ovat mukana kaikki lajit, joten sen lajimäärän arvo kuvastaa suurinta mahdollista suojeltavissa olevaa lajimäärää kullakin vaihtoehtoiskustannusten tasolla. Lajiryhmäindikaattoreiden kohdalla optimoinnissa ovat vuorollaan mukana ainoastaan tarkastelun kohteena olevan indikaattoriryhmän tiedot. Indikaattorimalleissa maksimoidaan siis ensin tarkasteltavan indikaattoriryhmän lajimäärää, jotta saadaan selville vastaava suojelualueiden valinta. Kun suojelukohteet tiedetään, voidaan tämän jälkeen katsoa, kuinka paljon kyseinen alueverkosto kattaa kaikkia lajeja, ja verrata tulosta perusvalintaan.

Indikaattoreiden käyttö johtaa lajihävikkiin verrattuna perusvalintaan vaihtoehtoiskustannusten eri tasoilla. Kuvasta 12.2 havaitaan, kuinka indikaattoreiden lajimäärän suhteellinen kattavuus on yleensä vähemmän kuin 100 %. Jonkin tietyn suojelutason saavuttaminen indikaattoreiden käytön avulla tulee siten – kasvavien vaihtoehtoiskustannusten myötä – kalliimmaksi kuin tämän suojelutason saavuttaminen käyttäen apuna tietoja kaikkien lajien esiintymisestä.

Kun käytetään indikaattorina kovakuoriaisia, valittu suojelualueverkosto kattaa hyvin perusvalinnan lajit (kuva 12.2a). Tämä on ilmeistä, sillä kovakuoriaisten osuus kokonaislajimäärästä on aineistossa noin 68 %. Kovakuoriaiset ovat kuitenkin hankalasti havaittava ja tunnistettava lajiryhmä, joten tulos ei vielä suinkaan osoita, että kovakuoriaiset olisivat hyvä indikaattori.

Myös putkilokasvien lajihävikki on melko pieni (kuva 12.2b). Putkilokasvien perusteella valitut suojelualueverkostot kattavat keskimäärin 4 % vähemmän lajeja kuin kaikkien lajien esiintymistiedon perusteella suojeluun valitut alueet suojelukustannusten vaihdellessa välillä 0–50 500 euroa. Kun suojelukustannukset ovat kyseisellä ylärajalla, valitut suojelualueet kattavat kaikki putkilokasvit. Siten jäljellä olevia, suojelemattomia metsäkuvioita ei voida enää priorisoida putkilokasvien lajimäärään perustuvalla aluevalintamallilla, koska sen maksimaalinen tavoitearvo on jo saavutettu. Toisin sanoen putkilokasvien toimivuusalue päättyy,

TAULUKKO 12.1

Suojelukustannusten keskimääräiset erot (%) kaikkien lajien ja indikaattorien käytön välillä ryhmiteltynä lajien kattavuustason mukaan eli sen mukaan, kuinka suuri osa (%) kokonaislajimäärästä (632 lajia) tulee suojelluksi. Esimerkiksi kääpäsarakkeessa oleva luku 60 kertoo, että tällä kattavuustasolla kaikkien lajien käyttö suojelualueiden valinnan perusteena tulee 60 % kalliimmaksi kuin jos valinta tehdään käyttäen indikaattoreina kääpiä. Viimeinen rivi sisältää kustannuserojen keskiarvon lajien kattavuustason koko vaihteluvälillä. Merkki (-) ilmoittaa lajien kattavuustason, jolla kustannuseroja ei voi laskea. Suluissa ovat indikaattoreiden inventointikustannukset.

Lajien kattavuustaso kokonaislajimäärästä	Indikaattorit				
	Putkilokasvit	Käävät	Linnut	Kovakuoriaiset	Vanhojen metsien indikaattoriryhmä
	(3 868 €)	(5 718 €)	(2 691 €)	(34 479 €)	(31 788 €)
1–60 %	84	79	83	24	20
61–70 %	69	60	63	20	-3
71–80 %	55	38	-	17	-27
81–90 %	45	15	-	13	-
91–100 %	-	-	-	7	-
1–100%	68	56	79	14	12

kun suojeluun käytettävissä oleva rahamäärä ylittää 50 500 euroa.

Vastaavat lajihävikin keskiarvot kääville, linnuille ja vanhojen metsien indikaattoriryhmälle ovat 9 %, 15 % ja 16 %. Vanhojen metsien indikaattoriryhmä ilmentää yllättäen siis melko heikosti muiden lajien kirjoa.

Yhteiskunnalla ei ole käytännössä varaa monimuotoisuuden täydelliseen inventointiin, ja suojelupäätökset joudutaan tekemään aina vajaan tiedon pohjalta. Tämä merkitsee, että inventointikustannukset on otettava huomioon, kun pohditaan inventoinnin perusteellisuutta ja indikaattoreiden valintaa. Lisäämällä inventointikustannukset edellä esitettyyn lähestymistapaan, joka sisälsi ainoastaan vaihtoehtoiskustannukset, voidaan täsmällisesti tarkastella indikaattoreiden kustannustehokkuutta. Taulukossa 12.1 on vertailtu suojelukustannusten keskimääräisiä eroja käytettäessä kaikkia lajeja (perusvalinta) tai erilaisia indikaattoriryhmiä.

Paras indikaattoriryhmä vertailussa mukana olevista lajiryhmistä on putkilokasvit. Laajaan laji-inventointiin perustuva valinta on keskimäärin 68 % kalliimpi vaihtoehto kuin putkilokasvien käyttö indikaattorina, kun tarkastellaan putkilokasvien koko toimivuusaluetta. Myös linnut on hyvä indikaattoriryhmä: kaikkien lajien käyttö aiheuttaa keskimäärin 79 % suuremmat suojelukustannukset kuin lintujen käyttö lintuindikaattorin toimivuusalueella. Huonoimman indikaattoriryhmän muodostavat vanhojen metsien indikaattorit. Sen käyttö indikaattorina maksaa 61–80 %:n kattavuustasolla jopa enemmän kuin laaja laji-inventointi.

Lintujen kokonaiskeskiarvo (79 %) on siis suurempi kuin putkilokasvien (68 %), mutta taulukosta 12.1 nähdään, että tämä johtuu inventointikustannusten kiinteydestä ja indikaattoreiden erilaisista toimivuusalueista. Mitä laajempi on indikaattorin toimivuusalue, sitä pienempi merkitys on kiinteillä inventointikustannuksilla. Inventointikustannusten osuus suojelukustannuksista pienenee, kun vaihtoehtoiskustannukset kasvavat. Tämä on otettava huomioon, kun keskimääräisiä kustannuseroja tulkitaan.

Indikaattoreiden käyttö voi siis olla parempi vaihtoehto monimuotoisuuden suojelussa, kuin laaja laji-inventointi. Indikaattoreiden käytön myötä suojelun vaihtoehtoiskustannukset kasvavat laajaan laji-inventointiin nähden, mutta

Monien eliölajien säilyminen riippuu keskeisesti niille suotuisien elinympäristöjen riittävästä määrästä ja sijainnista (Kuva: Markku Meriluoto).



pienemmät inventointikustannukset voivat kompensoida sen. Säästetyt varat voidaan käyttää uusien suojelualueiden perustamiseen ja siten on mahdollista saavuttaa parempi suojelutaso kuin käyttämällä laajaa laji-inventointia. Se, voidaanko tulosta yleistää, jää kuitenkin avoimeksi. Esitetyssä sovelluksessa inventointikustannukset saavat ylikorostetun merkityksen, jos vain vähän alueita suojellaan suhteessa alueiden kokonaismäärään[17]. Lisäksi on ilmeistä, että yksikköinventointikustannukset eivät ole käytännössä vakiot, vaan muodostavat pikemminkin U-muotoisen käyrän. Aluksi ne pienenisivät, samalla kun inventoitavien alueiden määrä kasvaisi, mutta inventoitavien alueiden määrän lisääntyessä edelleen yksikkökustannukset alkaisivat lopulta vähitellen nousta.

Tulosten mukaan parhaat indikaattorit vertailussa ovat putkilokasvit ja linnut. Lintuja on pidetty hyvänä indikaattorina myös muissa tutkimuksissa[22]. Putkilokasvien on sen sijaan oletettu ilmentävän heikosti vanhojen metsien monimuotoisuutta boreaalisella havumetsävyöhykkeellä[23]. Indikaattoreiden asettaminen paremmuusjärjestykseen ei ole kuitenkaan yksiselitteistä, sillä indikaattorien toimivuus riippuu siitä, millä lajien kattavuustasolla niitä vertaillaan. Vertailua vaikeuttavat myös erot indikaattoreiden toimivuusalueissa. Indikaattoreiden paremmuusjärjestys riippuu näin ollen myös testaustavasta[24,18]. Kaiken kaikkiaan indikaattorin valinta ja aluevalintamallityypin valinta riippuu siis tarkastelun kohteena olevasta suojelutilanteesta ja etenkin siitä, mikä on suojelulle asetettu tavoite[25].

Tulevaisuuden haasteita

Numeeriset optimointimallit avaavat uusia mahdollisuuksia kustannustehokkaalle suunnittelulle. Monimuotoisuuden suojelun ja metsähoidon yhdistäviä numeerisia malleja tulisikin hyödyntää suunnittelun apuvälineinä aiempaa enemmän. Mallien käyttö tehostaa päätöksentekoa, koska niissä pyritään systemaattisesti löytämään kustannustehokkaita suojeluratkaisuja. Edellä esitettyjen tulosten mukaan säästöt suojelukustannuksissa voisivat olla 15–19 %:n luokkaa, kun verrataan kustannustehokasta suojelualueiden valintaa ekologisin perustein tehtävään valintaan. Mallien käyttö myös järkiperäistää suojelusuunnittelua, kun suojelun tavoitteet (ja niiden perusteet) ilmaistaan täsmällisesti. Näin suunnittelun läpinäkyvyys ja avoimuus lisääntyvät. Tästä hyötyvät etenkin metsien suojelun ja metsähoidon sidosryhmät, joille suojelupäätösten perusteet ovat aiempaa selkeämmin nähtävillä. Mallien käyttö voi myös edesauttaa niin sanotun sopeutuvan (adaptiivisen) suunnittelun omaksumista, sillä malleja voidaan kehittää sitä mukaa kuin ekologinen ymmärrys lisääntyy, jolloin suunnitelmat voidaan tarvittaessa sopeuttaa vastaamaan uusinta tietoa.

Metsäluonnon suojelun kustannustehokkuus riippuu puuntuotannon ohella metsän muista käyttöarvoista, muun muassa virkistysarvosta. Myös näitä tekijöitä voidaan sisällyttää optimointilaskelmiin[26]. Numeerisia optimointimalleja voitaisiin käyttää apuna paitsi suojelutoimien kustannustehokkuuden varmistamiseen, myös arvioitaessa metsien suojelun alueellisia ja kokonaistaloudellisia vaikutuksia[4,22].

Indikaattoreiden käyttö suojelupäätösten tukena on yleistymässä, vaikka tehtyjen tutkimusten valossa indikaattorit eivät useinkaan ilmennä kattavasti monimuotoisuutta. Jatkossa tuleekin suunnata entistä enemmän voimavaroja indikaattoreiden testaamiseen, jotta kustannustehokkuus lisääntyisi. Koska inventointikustannuksilla on suuri merkitys indikaattoreiden kustannustehokkuuteen, on pyrittävä tehostamaan myös inventointimenetelmiä. Vaikeasti inventoitavien lajiryhmien kohdalla voidaan muun muassa pyrkiä etsimään lajiryhmän sisäisiä indikaattoreita. Löytyisikö esimerkiksi kovakuoriaisista helposti havaittavia ja tunnistettavia lajeja, joiden esiintyminen ilmentäisi myös muiden kovakuoriaisten kirjoa?

Numeeristen optimointimallien käyttö luonnonsuojelupolitiikan suunnittelussa synnyttää uusia tietotarpeita. Kun luotettavan tutkimustietoa on niukalti, populaatiodynamiikkaan perustuvat mallit on yleensä rakennettu pitäen silmällä ainoastaan yhden lajin suojelua. Lähestymistapa on kovin kapea, jos tarkasteltava laji ei ilmennä muiden lajien monimuo-

toisuutta. Tulevaisuuden haasteena on löytää hyviä indikaattoreita ja määrittää niiden populaatiodynamiikka riittävän tarkasti.

Lajien esiintymiseen perustuvilla malleilla voidaan tarkastella monen lajin suojelua samanaikaisesti. Näissä malleissa tulisi kuitenkin voida ottaa huomioon lajien säilyvyys pitkällä ajalla ja tähän liittyvä epävarmuus. Lähestymistapa soveltuisi etenkin suojelualueiden valintaan.

Metsien häiriödynamiikkaan perustuvat mallit käyvät hyvin talousmetsien luonnonhoidon suunnitteluun, mutta tutkimusta luonnonmetsien häiriödynamiikasta on lisättävä. Tarvitaan tietoa siitä, mitkä metsän rakennetekijät turvaavat metsälajiston säilymisen.

Yksityismetsien luonnonhoito asettaa suuria haasteita suunnittelulle myös siinä mielessä, että metsikkö- tai metsälökohtainen päätöksenteko on luonnonsuojelun näkökulmasta liian kapea-alaista. Alueellisen suunnittelun toteuttaminen yksityismetsissä on kuitenkin ongelmallista, sillä suojelutoimien kustannusvaikutukset eivät useinkaan kohdistu tasaisesti metsänomistajille[27].

KIRJALLISUUS

1) Pukkala, T. 1994. Metsäsuunnittelun perusteet. Gummerus. Jyväskylä.

2) Cabeza, M. & Moilanen, A. 2001. Design of Reserve Networks and the Persistence of Biodiversity. TREE 16: 242–248.

3) Haight, R.G. 1995. Comparing extinction risk and economic cost in wildlife conservation planning. Ecological Applications 5: 767–775.

4) Montgomery, C. 1995. Economic analysis of the spatial dimensions of species preservation: The distribution of Northern Spotted Owl habitat. Forest Science 41: 67–83.

5) Haight, R.G. & Travis, L.E. 1997. Wildlife conservation planning using stochastic optimization and importance sampling. Forest Science 43: 129–139.

6) Kangas, A. & Kangas, J. 2001. Forest management planning for maintaining the viability of wildlife populations. Teoksessa: Gadow, K. von (toim.), Risk Analysis in Forest Management. Kluwer Academic Publishers.

7) Haight, R., Cypher, B., Kelly, P., Phillips, S., Possingham, H., Ralls, K., Starfield, A., White, P.J. & Williams, D. 2002. Optimizing habitat protection using demographic models of population viability. Conservation Biology 16: 1–13.

8) Montgomery, C., Brown, G. & Adams, D. 1994. The marginal costs of species preservation: The Northern Spotted Owl. Journal of Environmental Economics and Management 26: 111–128.

9) Similä, M., Kouki, J., Mönkkönen, M., Sippola, A-L. & Huhta, E. 2002. Can richness of forest dwelling species be predicted in boreal forests? Co-variation and indicators of species richness. (Käsikirjoitus).

10) Virolainen, K. 1999. Selection of Nature Reserve Networks. Jyväskylä Studies in Biological and Environmental Science 78. Jyväskylän yliopisto. (Väitöskirja).

11) Ando, A., Camm, J., Polasky, S. & Solow, A. 1998. Species distributions, land values, and efficient conservation. Science 279: 2126–2128.

12) Balmford, A., Gaston, K.J., Rodriques, A.S.L. & James, A. 2000. Integrating costs of conservation into international priority setting. Conservation Biology 14: 597–605.

13) Polasky, S., Camm, J. & Garber-Yonts, B. 2001. Selecting biological reserves cost-effectively: an application to terrestrial vertebrate conservation in Oregon. Land Economics 77: 68–78.

14) Stokland, J.N. 1997. Representativeness and efficiency of bird and insect conservation in Norwegian boreal forest reserves. Conservation Biology 11: 101–111.

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

16) 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. (Hyväksytty käsikirjoitus).

17) Balmford, A. & Gaston, K. 1999. Why biodiversity surveys are good value? Nature 398(18): 204–205.

18) Juutinen, A. & Mönkkönen, M. 2004. Testing alternative indicators for biodiversity conservation in old-growth boreal forests: ecology and economics. Ecological Economics. (Hyväksytty käsikirjoitus).

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

20) Väisänen, R.A., Lammi, E. & Koskimies, P. 1998. Muuttuva pesimälinnusto. Otava. 567 s. Helsinki.

21) Siitonen, J 2001. Suullinen tieto.

22) Montgomery, C., Pollak, R., Freemark, K. & White, D. 1999. Pricing biodiversity. Journal of Environmental Economics and Management 38: 1–19.

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

24) Reyers, B. & Van Jaarsveld, A.S. 2000. Assessment techniques for biodiversity surrogates. South African Journal of Science 96(7): 406–409.

25) Noss, R. 1999. Assessing and monitoring forest biodiversity: a suggested framework and indicators. Forest Ecology and Management 115: 135–146.

26) Pukkala, T., Nuutinen, T. & Kangas, J. 1995. Integrating scenic and recreational amenities into numerical forest planning. Landscape and Urban Planning 32: 185–195.

27) Kurttila, M. 2001. Methods for integrating ecological objectives into landscape-level planning of non-industrial private forestry. Joensuun yliopisto, Metsätieteellinen tiedekunta. Joensuu. (Väitöskirja).



HELI SAARIKOSKI

13

OSALLISTAVA SUUNNITTELU JA RISTIRIITOJEN SOVITTELU

Miten turvataan kansalaisten osallistuminen luonnonsuojeluun? Voidaanko luonnonsuojelun suunnitteluun ja toteutukseen liittyvät konfliktit välttää?

Metsät kiistojen kohteena

Metsien käyttö ja siihen liittyvät kysymykset ovat ympäristöpolitiikan kiistanalaisimpia osa-alueita. Suomen poliittiseen kulttuuriin kuuluva uuskorporatistinen päätöksenteon valmistelu on tuottanut konsensusratkaisuja monissa saastumisen hallintaan liittyvissä kysymyksissä, kun taas biodiversiteetin turvaamiseen tähtäävät toimet ovat lähes poikkeuksetta synnyttäneet voimakkaita vastakkainasetteluita eri tahojen välille. Syitä luonnonsuojelukysymysten konfliktisuuteen on haettu muun muassa maanomistukseen liittyvistä kulttuuriarvoista sekä metsä- ja maatalouskysymyksiin liittyvistä voimakkaista yhteiskunnallisista painostusryhmistä[1].

Suomen metsäpoliittisia konflikteja ovat luonnehtineet avoimet yhteenotot eri etupiirien välillä; esimerkkeinä tästä ovat olleet toistuvat mielenosoitukset hakkuualueilla. Kiistojen kohteena on ollut erityisesti vanhojen metsien suojelu valtion omistamilla mailla. Metsäkiistojen voimakkuus on seurausta taloudellisiin ja ekologisiin tavoitteisiin liittyvistä suurista arvoristiriidoista. Näitä ovat syventäneet metsätalouden suuri kansantaloudellinen merkitys sekä metsien merkitys kansallisen identiteetin lähteenä ja tärkeänä vapaa-ajan vieton kohteena[2].

Hellströmin[3] mukaan Suomen konfliktikulttuurille on ominaista, että arvoista on keskusteltu lähinnä epäsuorasti, muodollisten kanavien ja median välityksellä, ja osapuolet ovat pyrkineet vaikuttamaan toisiinsa pikemminkin toiminnan kuin dialogin avulla. Avoimen vuoropuhelun puute on entisestään polarisoinut eri osapuolten välisiä suhteita. Tämä suhteiden polarisoituminen heijastuu muun muassa siinä, että Saksassa puhutaan ”metsäkeskustelusta”

ja Ruotsissa ”metsäväittelystä”, kun taas Suomessa metsäkonflikteihin on viitattu termillä ”metsäsodat”[3].

Ympäristöpoliittisten kiistojen pitkittyminen palvelee harvoin minkään osapuolen tavoitteita. Suunnitellut hankkeet – joko taloudellinen toiminta tai suojeluhankkeet – viivästyvät, ja pitkään jatkuva kiistely syö osapuolten taloudellisia voimavaroja ja henkilöresursseja[4]. Kiistojen pitkittyminen on ongelma myös metsäkonflikteissa. Ympäristöjärjestöjen organisoimat mielenosoitukset ja hakkuiden pysäyttäminen ovat vaikeuttaneet metsätalouden harjoittamista ja aiheuttaneet taloudellisia menetyksiä töiden keskeyttämisen tai jopa koko hankeen lopettamisen kautta. Tätäkin haitallisempia metsäsektorin kannalta ovat kuitenkin ”metsäsotien” vaikutukset Suomen maineeseen ympäristöstään huolehtivana metsätalousmaana, ja ympäristöjärjestöjen organisoimat kampanjat suomalaisten puutuotteiden boikotoimiseksi Keski-Euroopan markkinoilla.

Konfliktit ja niiden saama mediajulkisuus ovat ympäristöjärjestöjen näkökulmasta tuoneet järjestöjen äänen selvästi kuuluville. Konfliktien ylläpito ei ole kuitenkaan ympäristöliikkeelle itsetarkoitus ja se voi kääntyä jopa alkuperäisiä tavoitteitaan vastaan. Kuten järjestöt itsekin toteavat, luonnon monimuotoisuuden suojelussa ei ole olennaista pelkästään uusien suojelualueiden perustaminen, vaan myös se, että suojelukeinot monipuolistuvat ja esimerkiksi talousmetsien luonnonhoito paranee. Pehmeämpien metsänkäsittelytapojen edistäminen edellyttää kuitenkin kiinteää yhteistyötä metsänomistajien ja metsäammattilaisten kanssa, sillä he ovat avainasemassa, kun uusia käytäntöjä omaksutaan. Yksityismetsänomistajien asema korostuu myös kehitettäessä uusia, aiempaa joustavampia luonnonsuojelukeinoja, kuten määräaikaisia suojelusopimuksia ja luonnonarvokauppaa.

Voimakas vastakkainasettelu metsäsektorin ja luonnonsuojelutahojen välillä ei ole omiaan edistämään yksityismetsänomistajien ja metsäammattilaisten ymmärtämystä ja oma-aloitteisuutta suojelutoimien suhteen. Päinvastoin, kuten Natura 2000 -suojeluohjelmasta käyty kiista osoitti, ristiriidat ainoastaan jyrkensivät maanomistajien asenteita luonnonsuojelua kohtaan. Myös ympäristöjärjestöt ovat todenneet yhteistyön tarpeen. Esimerkiksi Natur och Miljön toiminnanjohtajan, Bernt Nordmanin mukaan metsäluonnon monimuotoisuuden turvaamiseksi tarvitaan laajaa keinovalikoimaa ja kaikkien tahojen sitoutumista[5].

Osallistavan suunnittelun lähtökohdat

Osallistava suunnittelu on nähty yhtenä mahdollisuutena hallita metsien käytön ristiriitoja ja torjua ennakolta etupiirien välisiä avoimia yhteenottoja[6,3,7]. Käytännöllisten näkökohtien ohella metsien käytön osallistavaa suunnittelua on perusteltu myös demokraattisen suunnittelun ja päätöksenteon lähtökohdista. Asiantuntijakeskeisten ja hierarkisten mallien on katsottu soveltuvan huonosti ympäristön ja luonnonvarojen käytön päätöksentekotilanteisiin, joihin liittyy hyvin erilaisia arvoja, intressejä ja tiedollisia uskomuksia. Asiantuntijaorganisaatioiden kyky osoittaa parhaat mahdolliset keinot annettuihin tavoitteisiin pääsemiseksi on asetettu kyseenalaiseksi tilanteissa, joissa tavoitteista ja ”yhteisestä hyvästä” vallitsee hyvin erilaisia näkemyksiä[8,9]. Asiantuntijavetoisten suunnittelumallien legitimiteettikriisiin ovat lisäksi vaikuttaneet ympäristöä koskevan tiedon epävarmuus ja riskit, asiantuntijoiden keskinäiset erimielisyydet sekä kansalaisten arkitieto. Jälkimmäinen korostuu juuri metsien käytön suunnittelussa, jossa paikallisilla asukkailla on usein asiantuntijoita paremmat tiedot muun muassa harvinaisten lajien elinpaikoista tai hyvistä marjamaista.

Osallistavan suunnittelun tehtävänä on välittää eri tahojen näkemykset ja tiedot suoraan suunnitteluun sekä luoda foorumi, jossa kilpailevia näkemyksiä ja tiedollisia väittämiä punnitaan avoimesti keskenään. Joidenkin osallistavan suunnittelun asiantuntijoiden mielestä suunnitteluprosessin tärkeimpänä tavoitteena ei kuitenkaan ole pelkästään tiedonkulun parantaminen, tai edes neuvotteluyhteyden rakentaminen eri osapuolten välille, vaan parhaimmillaan osallistava luonnonvarasuunnittelu voi toimia yhteistoiminnallisena oppimisprosessina[10,11,12].



On tärkeää, että kansalaisten mielipiteitä kuullaan metsien suojelua suunniteltaessa. Kuvassa arvokkaan elinympäristön ominaispiirteiden arviointia (Kuva: Markku Meriluoto).

Perinteisessä intressipohjaisessa neuvottelussa pyritään löytämään ratkaisuja, jotka täyttävät mahdollisimman tehokkaasti eri osapuolten intressit. Yhteistoiminnallisen oppimisen lähtökohtana taas on, että intressit eivät ole kiinteitä ja muuttumattomia, vaan vuorovaikutuksen seurauksena osapuolet voivat oppia sekä omista että muiden intresseistä ja peilata omia arvostuksiaan, käsityksiään ja uskomusjärjestelmiään.

Tästä lähtökohdasta katsottuna tavoitteena ei ole pyrkiä maksimoimaan kunkin tahon yksilöllisiä preferenssejä, vaan sen sijaan herättää keskustelua siitä, mitä eri tahot haluavat yhdessä saavuttaa, ja mitkä ovat hyviä ja oikeutettuja tavoitteita. Kuten moraalifilosofit Amy Guttman ja Dennis Thompson[13] ovat huomauttaneet, ”kansalaisten yksilöllisten intressien kokoaminen yhteen ei välttämättä tuota samaa tulosta, kuin jos kansalaisia pyydetään miettimään yhdessä, mitä he haluavat kollektiivisesti”. Lisäksi intressipohjaisessa neuvottelussa lopputuloksen ratkaisee useimmiten eri osapuolten neuvotteluaseman vahvuus pikemminkin kuin näiden esittämien argumenttien pätevyys ja väitteiden oikeutus. Rationaalista argumentointia, avoimen valtapolitiikan ja neuvotteluasemalla kiristämisen sijaan, ovat peräänkuuluttaneet sekä metsäsektorin että ympäristöjärjestöjen edustajat[14,15].

Kokemuksia osallistavasta suunnittelusta Suomessa

Osallistavan suunnittelun tarve metsien käytössä ja hoidossa on tunnistettu myös Suomessa. Metsähallitus on laatinut osallistavan suunnittelun oppaan[6], jonka tavoitteena on auttaa metsäalan ammattilaisia kehittämään luonnonvarojen käytön ja hoidon suunnittelua keskustelevampaan ja sidosryhmiä aktivoivampaan suuntaan. Maamme ensimmäisiä osallistavan suunnittelun sovelluksia ovat olleet Metsähallituksen alue-ekologisten suunnitelmien ja luonnonvarasuunnitelmien laatiminen. Näiden suunnitelmien tavoitteena on ollut so-

vittaa yhteen Metsähallituksen hallinnoimien valtion maiden käyttöön kohdistuvia erilaisia ja samanaikaisia vaateita, kuten taloudellisen tuotoksen ja puuntuotantomahdollisuuksien turvaaminen, sosioekonomiset tavoitteet sekä metsien virkistys- ja luonnonsuojeluarvot. Kaupunkimetsien hoidossa asukkaat pääsevät vaikuttamaan metsien käsittelyyn kaavoitukseen sisältyvien osallistumismenetelmien kautta.

Pauli Wallenius[7] on tarkastellut väitöskirjassaan Metsähallituksen luonnonvarasuunnittelun yhteydessä osallistamisesta saatuja kokemuksia. Tutkimuksen mukaan osallistamisjärjestelyiden tavoitteena oli ennen kaikkea selvittää kansalaisten ja sidosryhmien odotukset ja toiveet metsien käyttömuotoja kohtaan sekä tuottaa lisää tietoa erilaisten toimintavaihtoehtojen muotoilemiseksi. Tästä osallistamisen tavoitteiden määrittelystä johtuen luonnonvarasuunnittelussa päästiin lähinnä kaksisuuntaiseen tiedonvaihtoon, jossa kansalaisilla ja eri sidosryhmillä oli mahdollisuus tulla kuulluksi ja vastaavasti saada informaatiota viranomaisten suunnitelmista.

Kuten Wallenius[7] toteaa, kaksisuuntaista tiedonvaihtoa ei vielä voida pitää varsinaisena osallistumisena. Walleniuksen mukaan vuorovaikutteista suunnittelua tapahtui lähinnä Metsähallituksen suunnitteluryhmissä, jossa eri tulostoiminnot yhdessä laativat ja päättivät suunnitelmien vaihtoehdoista ja lopullisista valinnoista. Lisäksi Wallenius katsoo, että sidosryhmien yhteistyönä toteutetut päätösanalyysiprosessit voidaan ainakin osittain nähdä yhteistyön ja kumppanuuden tasoisena osallistumisena. Näiden prosessien aikana sidosryhmien ja kansalaisten edustajia pyydettiin antamaan painoarvot sekä eri osapuolten arvoille ja tavoitteille – virkistyskäyttäjille, metsänomistajille, luonnonsuojelutahoille, metsäyhtiöille – että arviointikriteereille, joiden avulla vertailtiin erilaisia strategiavaihtoehtoja. Nämä kriteerit ja strategiavaihtoehdot oli laadittu Metsähallituksen toimesta, ja niiden muotoilussa Metsähallitus otti huomioon työryhmiin osallistuneiden sidosryhmien kommentit. Tämän osallistumisen vaikuttavuutta – ja siten sen tulkintaa aitona neuvotteluprosessina eri osapuolten välillä – rajoitti kuitenkin se, että lopulliset painoarvot sekä kriteereille että eri osapuolille päätti Metsähallitus.

Osallistumisesta saatuja kokemuksia sidostyöryhmän jäsenten näkökulmasta on eritelty yksityiskohtaisemmin kahdessa tutkimuksessa, joista toinen käsitteli luonnonvarasuunnitelmia[16] ja toinen alue-ekologisia suunnitelmia[17]. Molempien tutkimusten mukaan osallistujat olivat periaatteessa tyytyväisiä siihen, että Metsähallituksen suunnittelukäytäntöjä on ryhdytty kehittämään avoimempaan suuntaan. Lisäksi kiitosta saivat käytetyt ryhmätyömenetelmät, jotka joissain tapauksissa olivat onnistuneet vapauttamaan keskustelua. Kuten eräs haastateltava totesi, menetelmien avulla näkemykset eivät henkilöityneet niin selvästi tiettyihin tahoihin, kuin perinteisessä puheenvuoroihin perustuvassa kokoustekniikassa, joten ryhmän jäsenet kokivat helpommaksi nostaa esille kiistanalaisiakin asioita.

Keskeisimpänä ongelmana osallistujat pitivät sitä, että heille oli varattu lähinnä kommentoijan rooli. Kuten eräs haastateltava totesi, suunnittelijat lähinnä listasivat työryhmän jäsenten palautetta, eivätkä juuri kommentoineet sitä. Avointa keskustelua erilaisista näkemyksistä ei juuri päässyt syntymään. Lisäksi sidosryhmätyöskentelyn asema suunnittelussa oli jäänyt epäselväksi useille osallistujille. Osallistavan suunnittelun retoriikka oli luonut turhia odotuksia oikeasta neuvotteluyhteydestä, joten tosiasiallisten vaikutusmahdollisuuksien puuttuminen koettiin pettymyksenä. Kriittisimpien kommenttien mukaan osallistuminen oli turhauttavaa, koska toimintavaihtoehdot oli muodostettu jo ennen sidosryhmätyöskentelyn alkamista eikä osallistumisella voinut tosiasiallisesti vaikuttaa päätösten sisältöön.

Metsähallituksen suunnittelijoiden näkökulmasta osallistamisjärjestelyiden hyödyllisyyttä rajoitti se, että yleisöltä saatu palaute oli hyvin konkreettista ja paikkaan sidottua, eikä siten kovin hyvin soveltunut laajempia kokonaisuuksia tarkastelevaan luonnonvarasuunnitteluun. Alue-ekologisessa suunnittelussa joillakin alueilla ongelmaksi nousi asukkaiden passiivisuus ja kiinnostuksen puute suunnittelua kohtaan. Pääsääntöisesti suunnittelijoiden kokemukset osallistamisesta olivat

kuitenkin myönteisiä. Walleniuksen[7] mukaan osallistumiskokemukset myös muokkasivat Metsähallituksen henkilöstön asennoitumista myönteisempään suuntaan. Ennen osallistumishankkeita 90 % henkilöstöstä piti osallistumista tarpeellisena; hankkeiden jälkeen kysymykseen myönteisesti vastanneiden määrä nousi 94 prosenttiin.

Samankaltaisia tuloksia osallistavasta suunnittelusta metsäsektorilla on saatu myos Yhdysvalloissa[18]. Siellä tehdyn tutkimuksen mukaan osallistuminen loi yhteydenpitoverkostoja ja paransi kommunikaatiota eri osapuolten välillä. Esteinä yhteistoiminnalliselle suunnittelulle metsäammattilaisten näkökulmasta oli Yhdysvaltojen metsähallinnon organisaatiokulttuuri, joka rajoittaa osallistumisen käytännön vaikuttavuutta. Lisäksi metsäammattilaiset kokivat, että eturyhmät eivät olleet riittävän motivoituneita osallistumaan suunnitteluun, koska nämä saattoivat helposti valittaa päätöksistä ja viedä kiistat oikeuteen. Osallistujien näkökulmasta keskeisimpiä ongelmia olivat suunnittelun aikaavievyys ja hitaus sekä metsähallinnon asiantuntijakeskeinen organisaatiokulttuuri. Toisin kuin metsäammattilaiset olettivat, osallistujat pitivät yhteistoiminnallista suunnittelua keskeisimpänä vaikutuskanavanaan, ja epäilivät vuorostaan metsäsektorin halukkuutta yhteissuunnitteluun.

Tulosten pohjalta esitettiin kolme suositusta osallistavan suunnittelun kehittämiseksi Yhdysvaltain metsähallinnossa[18]. Ensimmäinen suositus koskee metsähallinnon tehtävää julkisten palvelujen tuottajana. Ekologisen tietämyksen lisäksi metsähallinnon tulisi panostaa vuorovaikutukseen ja kommunikaatiotaitoihin: hyvä johtamistapa ei edellytä kaikkien vastausten tietämistä, vaan pikemminkin kykyä saattaa eri tahot yhteen hyvien ratkaisujen löytämiseksi.

Toinen suositus koskee osallistumisen roolin selkeyttämistä metsähallinnon päätöksenteossa. Tämä rooli pitäisi myös tuoda selvästi esille eturyhmille, jolloin nämä voivat paremmin arvioida, kannattaako heidän käyttää aikaa ja voimavaroja osallistumiseen. Toisin kuin metsähallinnon edustajat, etupiirit osallistuvat yleensä omalla ajallaan ja omalla kustannuksellaan.

Kolmannen suosituksen mukaan metsähallinnon tulisi lähteä osallistavaan suunnitteluun avoimin mielin: ei vain vakuuttamaan osallistujia omien suunnitelmien erinomaisuudesta, vaan ottamaan aidosti vastaan kritiikkiä ja keskustelemaan.

Ristiriitojen sovittelu

Hyvin toteutettuna osallistava suunnittelu voi laajentaa suunnittelun tietopohjaa ja auttaa sovittamaan yhteen erilaisia metsien käyttöpaineita. Tilanteissa, joissa ristipaineet ovat johtaneet avoimeen konfliktiin, osallistavan suunnittelun sijasta tarvitaan kuitenkin strukturoidumpia menettelytapoja sovittamaan erilaisia näkemyksiä yhteen. Yhdysvalloissa, joissa näitä menetelmiä on toistaiseksi eniten kehitetty, konfliktien sovitteluun on viitattu termeillä vaihtoehtoinen ristiriitojen sovittelu *(alternative dispute resolution)* tai, kun kyseessä ovat ympäristöristiriidat, ympäristökiistojen sovittelu *(environmental dispute resolution)*[19].

Ristiriitojen sovittelumenettelyn ajatuksena on, että kiistelevät tahot pyrkivät etsimään ratkaisuja, jotka ovat edullisia kaikkien osapuolten näkökulmasta. Sovittelun edellytysten on katsottu perustuvan ennen kaikkea siihen oivallukseen, että kiistan osapuolten edut eivät välttämättä ole täydellisen vastakkaisia, vaan pikemminkin erilaisia[20,21]. Jopa kaikkein yksinkertaisimmissa neuvottelutilanteissa, joissa esimerkiksi ostaja pyrkii pitämään hinnan mahdollisimman alhaisena ja myyjä mahdollisimman korkeana, osapuolilla voi olla muitakin intressejä, kuten toive päästä sopimukseen mahdollisimman nopeasti, mikä voi edesauttaa molempien kannalta edullisen kaupan syntymistä.

Ympäristöpoliittiset suunnittelutilanteet ovat huomattavasti monimutkaisempia, jolloin ne tarjoavat runsaasti mahdollisuuksia edullisiin ”vaihtokauppoihin” ja ”tehokkaisiin pakettiratkaisuihin”, joissa jaettavaa kakkua voidaan myös kasvattaa sen sijaan, että kiisteltäisiin pelkästään sen jakamisesta. Lisäksi ristiriitojen sovittelu on nähty mahdollisuutena yhteistoiminnalliselle oppimiselle, jonka seurauksena osapuolet voivat tarkistaa kantojaan ja tavoitteitaan uuden tiedon ja ajatusten valossa.

Ulkomaisten kokemusten mukaan ratkaisevaa vaikeiden ympäristöpoliittisten konfliktien sovittelemisessa on ollut turvautuminen kolmanteen, neutraaliin osapuoleen, joka avustaa eri osapuolten välisiä neuvotteluita[4]. Sovittelijan avustamien neuvotteluiden tärkeimpiä etuja on se, että ulkopuolinen taho voi helpommin havaita ja muotoilla osapuolten kannalta tyydyttäviä ratkaisuja kuin osapuolet itse. Nämä ovat usein niin syvällä kiistassa ja keskittyneitä omien vaatimustensa esittämiseen, etteivät he ole kiinnostuneita näkemään tilannetta toisen osapuolen kannalta ja esittämään näiden kannalta hyväksyttäviä malleja. Lisäksi perinteisissä kilpailullisissa neuvottelutilanteissa osapuolet voivat strategisista syistä esittää liioiteltuja vaatimuksia. Tämä on normaalia kaupankäynnin taktiikkaa, joka voi kuitenkin joissain oloissa estää löytämästä molempien osapuolten kannalta edullisia sovintoratkaisuja.

Sovittelijan keskeisiin tehtäviin kuuluu myös luoda rakentava keskusteluilmapiiri eri osapuolten välille. Avoimissa konfliktitilanteissa osapuolilla on taipumus luoda stereotyyppisiä kuvia toisistaan ja reagoida näihin, pikemminkin kuin siihen, mitä vastapuoli todella sanoo ja tahtoo. Lisäksi epäluottamuksen ilmapiirissä on epätodennäköistä, että osapuolet uskaltaisivat esittää ja testata uusia ideoita, ylittäisivät perinteiset instituutiorajat ja olisivat avoimia toistensa argumenteille. Hollantilainen politiikkatutkija Michael van Eeten[22] on osuvasti luonnehtinut tällaista kiistelevien osapuolten vuoropuhelua ”kuurojen dialogiksi”, jossa kaikki puhuvat eikä kukaan kuuntele. Keskusteluilmapiirin parantaminen olisi erityisen tärkeää juuri metsäkonflikteissa, joissa osapuolten välisillä suhteilla on todettu olevan ratkaiseva merkitys konfliktien syvenemiselle ja pitkittymiselle[3].

Henkilöristiriitojen ja puuttuvan kommunikaation lisäksi metsäkiistoissa on kyse myös perustavaa laatua olevista eturistiriidoista ja maailmankatsomuksellisista eroista. Eräiden tutkijoiden mukaan ympäristöristiriidat eivät useinkaan koske pelkästään erilaisia etuja, arvoja tai tiedollisia uskomuksia, vaan ne juontavat juurensa näiden muodostamista tulkinnallisista repertuaareista tai kehikoista[23]. Nämä kehikot toimivat merkityssysteemien ”varastoina”, joihin nojaten eri osapuolet tekevät hyvin erilaisia johtopäätöksiä käsiteltävän ongelman luonteesta ja ratkaisuvaihtoehdoista.

Käytännön kokemukset sovittelumenettelyn soveltamisesta ovat kuitenkin olleet rohkaisevia myös silloin, kun on käsitelty hyvinkin perustavaa laatua olevia ristiriitoja; esimerkkinä ovat muun muassa alkuperäiskansojen oikeuksia koskevan lainsäädännön valmistelu sekä laajoja ekosysteemejä koskevien käyttö- ja hoitosuunnitelmien valmistelu[24,25].

Yhteistä onnistuneille sovittelutapauksille on ollut pyrkiminen konkreettisiin ”käytännöllisiin sopimuksiin” arvokonsensuksen sijasta[27]. Metsähallituksen osallistuvan suunnittelun oppaan ohjeiden mukaan yhteisen arvopohjan etsiminen prosessin alussa helpottaa ratkaisujen syntymistä[6]. Luonteenomaista metsäkonfliktien kaltaisille ympäristöpoliittisille kiistoille on kuitenkin juuri yhteisen arvopohjan ja koko tulkinnallisen viitekehyksen puuttuminen. Abstraktien periaatteiden sijaan onkin usein viisaampaa aloittaa hyvin konkreettisista yksityiskohdista, joista osapuolet pystyvät sopimaan huolimatta siitä, että taustalla olevat perustelut ovat hyvin erilaisia. Käytännöllisiin sopimuksiin tähtääminen mahdollistaa myös sen, että osapuolet voivat edelleen olla eri mieltä periaatteellisen tason kysymyksistä, vaikka pääsisivätkin yhteisymmärrykseen tietyssä ajassa ja paikassa hyväksyttävistä toimista. Tällainen sovittelu ei pyri täysin ”kesyttämään” konflikteja, joilla on esitetty olevan myös tärkeä tehtävä yhteiskunnallisena muutosvoimana[28,3].

Käytännöllisten sopimusten laatimista on todettu edistävän sen, että ongelmien muotoilussa vältetään mustavalkoisia kysymyksenasetteluita ja pyritään löytämään uusia näkökulmia, joilla eri tavoitteet voidaan sovittaa yhteen[22,27]. Metsäkonfliktien yhteydessä tämä voisi tarkoittaa esimerkiksi sitä, että ei kysytä, pitäisikö tietty metsäalue suojella vai hakata, vaan kysytään pikemminkin, miten alueen käyttö voidaan järjestää siten, että turvataan sekä aluetaloudelliset tavoitteet että monimuotoisuuden suojelutavoitteet. Tähän kysymykseen voi vastata useammallakin tavalla, esimerkiksi etsimällä tapoja yhdistää puuntuo-

TIETOLAATIKKO 13.1

Metsien kunnostus Uudessa Meksikossa

Yhteistoiminnallista ongelmanratkaisua on sovellettu menestyksellä metsien käsittelyn kiistoihin Uudessa Meksikossa, Catron Countyn alueella[26]. Alueen 7 000 neliömailista 75 % on liittovaltion omistuksessa, ja valtaosa siitä kuuluu metsien suojeluohjelman piiriin *(Gila National Forest)*. Alueen 2 500 asukkaan pääelinkeinoja, karjankasvatusta ja metsänhakkuuta, on rajoitettu ympäristösyistä. Koska alueella esiintyvä Meksikon täpläpöllö luokiteltiin vuonna 1993 uhanalaiseksi lajiksi, metsien hakkuita jouduttiin supistamaan ratkaisevasti. Ennen vuotta 1990 vuotuiset hakkuut olivat 2,5 miljoonaa kuutiojalkaa (70 800 m^3); vuonna 1998 hakkuita ei käytännöllisesti katsoen tehty enää lainkaan, lukuun ottamatta metsäpaloista johtuvia pelastushakkuita.

Vähitellen laajentuvat suojelutoimet saivat metsäelinkeinojen edustajat vastarintaan. Paikallisen tukkiyhtiön edustaja kuvasi asukkaiden mielialoja seuraavasti: ”Alueella on tällä hetkellä enemmän täpläpöllöjä kuin ihmisiä. Metsätöistä elävien ihmisten, kuten minä, on muutettava muualle, ellemme halua elää sosiaaliturvan varassa”. Ympäristöjärjestöjen näkökulmasta suojelutoimet olivat edelleen riittämättömiä. Ne muistuttivat, että ihmisen toimien seurauksena alueelta ovat kadonneet harmaakarhu, Meksikon susi ja jokisaukko. Lisäksi Gilan jokilaakso on maailman ainoa kosteikkoalue, jonka kaikki luontaiset kalalajit ovat joko vaarantuneita, uhanalaisia tai kuolleet sukupuuttoon.

Kiistan kärjistyneisyyttä kuvaa se, että paikallishallinnon edustajat uhkasivat pidättää liittovaltion viranomaiset, jotka ”rajoittavat paikallisten ihmisten oikeuksia”. Lisäksi he vaativat kaikkia ”ympäristöaktivisteja” rekisteröitymään ennen metsissä tehtäviä arviointeja. Paikallishallinto antoi suosituksen, jonka mukaan kaikkien kotitalouksien tulisi hankkia ”harkintansa mukainen tuliase”. Tässä tulehtuneessa tilanteessa metsähallinto etsi apua Uuden Meksikon ristiriitojen sovittelukeskukselta *(New Mexico Center for Dispute Resolution)*. Sovittelukeskus kokosi vuonna 1995 eri etupiirien edustajista kansalaistyöryhmän *(Catron County Citizens Group)*, joka kokoontui kuukausittain keskustelemaan kiistoista. Kokouksiin osallistuneiden edustajien määrä vaihteli 15 ja 50 hengen välillä. Ryhmä sopi yhteisistä pelisäännöistä ja löysi myös useita yhteisiä tavoitteita. Näitä olivat alueen taloudellinen kehitys ja monipuolisuus, maaseudun elämäntapojen ja arvojen vaaliminen, järkevä luonnonvarojen hoito sekä kansalaisten oikeus osallistua alueen päätöksentekoon.

Kiistat kärjistyivät vuonna 1996 kysymykseen Apache-metsäalueen kunnostusprojektista. Metsäviranomaiset ehdottivat noin tuhannen kuutiometrin hakkuita 50 mäntymetsähehtaarin harventamiseksi. Alue oli mistelin vaivaama ja tiheytensä vuoksi herkkä metsäpaloille. Lisäksi tavoitteena oli tarjota puuta alueen metsäyrityksille. Ympäristöjärjestöt vastustivat hakkuita, koska ne olisivat ulottuneet myös yli 40 senttiä (16 tuumaa) paksuihin puihin. Kansalaistyöryhmä teki alueelle kaksi tutustumiskäyntiä, joiden aikana sovittiin, että yli 16 tuuman puut jätetään pystyyn sillä edellytyksellä, ettei kokoluokasta tule ennakkotapausta. Osapuolet olivat tyytyväisiä lopputulokseen. Ympäristöjärjestöt saavuttivat alkuperäisen tavoitteensa, ja metsäviranomaiset olivat tyytyväisiä siihen, että järjestöt hyväksyivät kunnostushakkuiden tarpeellisuuden. Lisäksi hanke oli kymmenen vuoden sisällä ensimmäinen, josta ei tehty virallista valitusta.

Syntyneen sopimuksen kannustamana tahot määrittelivät seuraavaksi yhteiset kriteerit hyväksyttäville metsienkunnostusprojekteille. Niiden mukaan sallittujen projektien:

- tulee sijaita ainoastaan alueilla, joilla on ennestään teitä,
- tulee palvella paikallisten toimijoiden tarpeita,
- tulee harventaa metsää (metsäpalojen ehkäisemiseksi),

Heli Saarikoski

- tulee olla osa integroitua pitkän tähtäimen hoitosuunnitelmaa,
- tulee pitää pienet sahat toiminnassa,
- tulee taata, että investoinnit ovat kannattavia.

Yhteisesti sovitut kriteerit eivät ole ehkäisseet kaikkia alueen kiistoja, mutta yhteisten kriteerien ansiosta kiistojen käsittely on ollut aikaisempaa jäsentyneempää ja rakentavampaa.

tannolliset tavoitteet avainbiotooppien ja herkkien elinympäristöjen suojeluun, tai pitämällä huolta siitä, että sosiaaliset ja taloudelliset näkökohdat otetaan huomioon luonnonsuojelualueita perustettaessa, esimerkiksi tukemalla luontomatkailua.

Yksi hedelmällinen lähtökohta sopimusten laatimiselle on myös yhteisen tietopohjan muodostaminen niin sanottujen *joint fact-finding* -prosessien avulla. Tiedollisilla erimielisyyksillä on lähes poikkeuksetta keskeinen asema ympäristöpoliittisissa kiistoissa, ja keskustelu kariutuu usein siihen, että kiistan osapuolet vetoavat ristiriitaisiin asiantuntijalausuntoihin ja tutkimustuloksiin.

Tästä on hyvä esimerkki Etelä-Suomen metsien suojelun keinoja ja rahoitusta pohtinut ympäristöministeriön työryhmä (METSO)[29], jonka työskentelyä vaikeutti se, että kaikki työryhmän jäsenet eivät hyväksyneet työryhmää edeltäneen suojelubiologian asiantuntijatyöryhmän (ESSU)[30] näkemystä Etelä-Suomen metsien suojelutarpeesta. Metsotyöryhmän työskentelyn edellytykset olisivat todennäköisesti olleet paremmat, jos eri tahot olisivat voineet osallistua jo suojelutarvetta pohtineen työryhmän toimintaan. Oppiminen ja tiedon legitimiteetti olisivat todennäköisesti lisääntyneet, mikäli eri tahoilla olisi ollut mahdollisuus vaikuttaa siihen, mihin kysymyksiin etsitään vastausta, keitä asiantuntijoita kuullaan, ja miten tietoa tulkitaan. Lisäksi *joint fact-finding* -prosessi voi parantaa keskusteluilmapiiriä osapuolten työskennellessä tiiminä ja keskittyessä yhteisen ongelman ratkaisuun intressiristiriitojen sijasta. Tällä voi olla jopa suurempi merkitys ratkaisujen syntymiselle kuin yhteisen tietopohjan luomisella.

Neljäs avainkysymys toimivien sopimusten saavuttamisessa on uskottavan seurantajärjestelmän luominen. Epäluottamus solmittujen sopimusten pitämistä ja niiden käytännön toteutumista kohtaan voi merkittävästi estää sopimusten saavuttamista. Tämän vuoksi on tärkeää, että sopimukseen sisällytetään tarkka suunnitelma siitä, miten sopimuksen toteutumista seurataan, kuka siihen osallistuu, miten seurannan tuloksista raportoidaan ja miten tuloksia käsitellään. Keskeisiä ongelmia esimerkiksi alue-ekologissa suunnitelmissa on ollut luonnonsuojelutahojen mukaan se, että toiminta maastossa ei ole vastannut sitä, mitä suunnitelmiin on kirjattu.

Metsäsodista metsäkeskusteluun

Myönteiset kokemukset ristiriitojen sovittelusta viittaavat siihen, että sovittelumenettely voisi auttaa myös metsien talouskäyttöön ja monimuotoisuuteen liittyvien näkemysten sovittamisessa yhteen. Olennaista sovittelun onnistumisen kannalta on kuitenkin se, kuinka avoimin mielin suunnittelusta vastaavat tahot lähtevät neuvotteluihin ja kuinka hyvin neuvottelut toteutetaan.

Kuten Suomessa saadut kokemukset osallistavasta suunnittelusta osoittavat, eri osapuolten kuuleminen tai edes kokoaminen saman pöydän ääreen ei vielä luo edellytyksiä luovien ja ennakkoluulottomien ratkaisujen löytämiselle. Pahimmassa tapauksessa osallistavan suunnittelun järjestelyt voivat olla tyhjiä rituaaleja, jotka entisestään syventävät osapuolten välistä kuilua. Tämän vuoksi tarvitaan osallistavan suunnittelun menetelmien kehittämistä ja ennen kaikkea valmiuksia siirtyä ”kuurojen dialogista” aitoon vuoropuheluun. ”Metsäsotien” vaihtuminen metsäväittelyksi tai -keskusteluksi on lopulta kaikkien osapuolten etujen mukaista.

KIRJALLISUUS

1) Sairinen, R. 2000. Regulatory reform of Finnish environmental policy. Yhdyskuntasuunnittelun tutkimus- ja koulutuskeskuksen julkaisuja A 27. Teknillinen korkeakoulu, Yhdyskuntasuunnittelun tutkimus- ja koulutuskeskus. Espoo.

2) Hellström, E. & Reunala, A. 1995. Forestry conflicts from the 1950's to 1983. European Forest Institute, Research Report 3. Joensuu.

3) Hellström, E. 2001. Conflict cultures – Qualitative comparative analysis of environmental conflicts in forestry. Silva Fennica Monographs 2/2001, (väitöskirja). Helsinki.

4) Susskind, L. & Cruikshank, J. 1987. Breaking the Impasse. Consensual Approaches to Resolving Public Disputes. Basic Books.

5) Luonnonsuojelujärjestöiltä esitys Etelä-Suomen metsien suojelukeinoiksi. Suomen luonnonsuojeluliiton tiedote 1.2.2002. Luettavissa internetosoitteessa: http://www.sll.fi/tiedotus/2002/MetsoTiede.html.

6) Loikkanen, T., Simojoko, T. & Wallenius, P. 1997. Osallistavan suunnittelun opas luonnonvara-ammattilaisille. Metsähallitus. Vantaa.

7) Wallenius, P. 2001. Osallistava strateginen suunnittelu julkisten luonnonvarojen hoidossa. Metsähallituksen metsätalouden julkaisuja nro. 41. 346 s.

8) Reich, R. 1988. Policy Making in a Democracy. Teoksessa: Reich (toim.), The Power of Public Ideas. Ballinger. Cambridge.

9) Healey, P. 1997. Collaborative Planning: Making Frameworks in Fragmented Societies. MacMillan. London.

10) Forester, J. 1992. Envisioning the politics of public sector dispute resolution. Studies in Law, Politics, and Society 12: 247–286.

11) Lee, K. 1993. Compass and Gyroscope: Integrating Science and Politics for the Environment. Island Press. Washington, DC.

12) Daniels, S. & Walker, G. 1996. Collaborative learning: improving public deliberation in ecosystem-based management. Environmental Impact Assessment Review 16: 71–102.

13) Gutmann, A. & Thompson, D. 1996. Democracy and Disagreement. The Belknap Press of Harvard University Press. Cambridge, MA.

14) Holopainen, V., Järveläinen V-P. & Riihelä, P. 2000. Luontoaktivistit – muukalaiset metsässä – ja metsätalous. Helsingin yliopisto, Taloustieteen laitos. Helsinki.

15 Greenpeace 2002. Policies of Destruction. Analysis of the implementation of the Convention on Biological Diversity in the protection of forest ecosystems in Finland. 20 s. Helsinki.

16) Kilpinen, S. 2000. Osallistuminen Metsähallituksen luonnonvarasuunnittelussa. Ympäristöekonomian pro gradu -tutkielma. Helsingin yliopisto, Taloustieteen laitos. Helsinki.

17) Urho, A. 2000. Osallistuminen Metsähallituksen alue-ekologisessa suunnittelussa. Ympäristöekonomian pro gradu -tutkielma. Helsingin yliopisto, taloustieteen laitos.

18) Carr, D., Selin, S. & Schuett, M. 1998. Managing public forests: understanding the role of collaborative planning. Environmental Management 22(5): 767–776.

19) Amy, D. 1987. The Politics of Environmental Mediation. Columbia University Press. New York.

20) Raiffa, H. 1982. The Art and Science of Negotiation. The Belknap Press of Harvard University Press. Cambridge, MA.

21) Bacow, L. & Wheeler, M. 1984. Environmental Dispute Resolution. Plenum Press. New York.

22) van Eeten, M. 1999. Dialogues of the Deaf: Defining New Agendas for Environmental Deadlocks. Eburon Publishers. Delft.

23) Rein, M. & Schön, D. 1994. Frame Reflection. Toward the Resolution on Intractable Policy Controversies. Basic Books. New York.

24) Innes, J. 1996. Planning through consensus building. Journal of the American Planning Association 62(4): 460–472.

25) Susskind, L., McKearnan, S. & Thomas-Larmer, J. (toim.) 1999. The Consensus Building Handbook. A Comprehensive Guide to Reaching Agreement. Sage Publications. Thousand Oaks, CA.

26) Smith, M. 1999. The Catron County Citizens Group. A Case Study in Community Collaboration. Teoksessa: Susskind, L. McKearnan, S. & Thomas-Larmer, J. 1999. The Consensus Building Handbook. A Comprehensive Guide to Reaching Agreement. Sage Publications. Thousand Oaks, CA.

27) Forester, J. 1999. The Deliberative Practitioner. MIT Press. Cambridge, MA.

28 Driessen, P. 1998. Concluding remarks: The scope of co-operative management. Teoksessa: Glasbergen, P. (toim.), Co-operative Environmental Governance. Public-Private Agreements as a Policy Strategy, s. 251–267. Kluwer Academic Publishers. Dordrecht.

29) Hautojärvi, S., Kuusinen, M., Heinonen, P. & Schildt, V. (toim.) 2002. Etelä-Suomen, Oulun läänin länsiosan ja Lapin läänin lounaisosan metsien monimuotoisuuden turvaamisen toimintaohjelma. Etelä-Suomen metsien suojelutoimikunta. Suomen ympäristö 583. 56 s. Helsinki.

30) Metsien suojelun tarve Etelä-Suomessa ja Pohjanmaalla 2000. Etelä-Suomen ja Pohjanmaan metsien suojelun tarve –työryhmän mietintö. Suomen ympäristö 437. 284 s. Helsinki.



JARI KUULUVAINEN • MARKKU OLLIKAINEN

14 MONIMUOTOISUUDEN SUOJELUN OHJAUSKEINOT

Millaiset ohjauskeinot edistävät parhaiten monimuotoisuutta? Kuinka instituutioita ja lainsäädäntöä tulee kehittää, jotta valittu suojelun taso on käytännössä mahdollista saavuttaa? Mihin suuntaan metsänomistajien neuvontaa ja koulutusta tulee kehittää?

■ Yli 60 % Suomen metsämaasta on yksityisten metsänomistajien hallinnassa. Etelä-Suomessa yksityismetsien osuus on noin 76 %. Metsien monimuotoisuuden ja arvokkaiden elinympäristöjen menestyksekäs suojelu ei siis onnistu ilman yksityismetsänomistajien aktiivista toimintaa. Onkin tärkeää löytää ohjauskeinoja, jotka edistävät monimuotoisuutta tukevaa metsien käsittelyä erityisesti talousmetsissä. Metsien suojelun nykyiset institutionaaliset puitteet määritellään luonnonsuojelulaissa, metsälaissa ja laissa kestävän metsätalouden rahoituksesta, mutta myös uusia keinoja tarvitaan tehostamaan monimuotoisuuden suojelua.

Suomessa metsien monimuotoisuuden suojelun perustavoitteen asettaa luonnonsuojelulain 5. pykälä. Sen mukaan luonnonsuojelussa on pyrittävä turvaamaan maamme luontotyyppien ja luonnonvaraisten eliölajien suotuisa suojelutaso. Suojelutaso on lain mukaan suotuisa, kun luontotyypin luontainen levinneisyys ja kokonaisala riittävät turvaamaan luontotyypin säilymisen, sen rakenteen ja toimivuuden pitkällä aikavälillä. Myös luontotyypille luonteenomaisten eliölajien suojelun tason on oltava suotuisa. Eliölajin suojelutaso katsotaan laissa suotuisaksi, kun laji pystyy pitkällä aikavälillä säilymään elinvoimaisena luontaisissa elinympäristöissään. Monimuo-

toisuuden turvaamistavoite on siis määritelty biologisista ja ekologisista lähtökohdista. Tavoite on vaativa, mutta lakiesityksen perusteluissa todetaan, että säännös on luonteeltaan tyypillinen tavoitepykälä eikä sitä sovelleta yksittäistapauksissa.

Luonnonsuojelulain[1] keinoja monimuotoisuuden edistämiseen ovat suojeluohjelmat, toimenpiderajoitukset ja esimerkiksi kansallispuistojen, luonnonpuistojen ja muiden luonnonsuojelualueiden perustaminen ja ylläpito. Luonnonsuojelualueita voidaan lain mukaan perustaa myös yksityismaille, ja alueita voidaan rauhoittaa määräaikaisesti maanomistajan ja paikallisen ympäristökeskuksen välisellä sopimuksella. Luonnonsuojelulain tavoitteen perusteluissa ei mainita monimuotoisuuden suojelusta yhteiskunnalle koituvia hyötyjä tai kustannuksia. Luvun 10 perusteella on kuitenkin selvää, että käytännön ympäristöpolitiikka – myös luonnonsuojelulain keinovalikoiman soveltaminen – ei voi johtaa yhteiskunnan kannalta parhaaseen lopputulokseen, ellei yhteiskunnalle koituvia hyötyjä ja kustannuksia oteta huomioon.

Luonnonsuojelulain tavoitteita metsäluonnon monimuotoisuuteen sovellettuna ei kuitenkaan voida saavuttaa yksinomaan lain omalla keinovalikoimalla. Tavoitteiden saavuttaminen on mahdollista ainoastaan riittävän suojelualuemäärän ja monimuotoisesti käsiteltävien talousmetsien yhdistelmällä. Metsälaki sisältääkin metsäluonnon monimuotoisuuden turvaamiseen tähtääviä säädöksiä. Siinä määritellään niin sanotut erityisen tärkeät elinympäristöt, joiden ominaispiirteet on säilytettävä niitä hoidettaessa ja käsiteltäessä. Velvoite koskee kaikkia, mutta mikäli siitä aiheutuu maanomistajalle vähäistä suurempaa haittaa, voi maanomistaja hakea poikkeuslupaa suunnittelemalleen toimenpiteelle.

Luonnonsuojelulaki ja metsälaki määrittävät siis joukon ohjauskeinoja, joiden avulla metsäluonnon monimuotoisuuden suojelutavoitteet pyritään saavuttamaan. Niiden soveltaminen on tyypillistä normiohjausta. Sen sijaan laki kestävän metsätalouden rahoituksesta[2] antaa mahdollisuuden käyttää myös taloudellisia kannustimia. Puuntuotannon kestävyyden turvaamisen ohella lain rahoituskohteita ovat toimet, jotka tähtäävät metsien biologisen monimuotoisuuden ylläpitämiseen, sekä metsäluonnon hoitohankkeet. Kestävän metsätalouden rahoituslain mukaan metsänomistaja on oikeutettu saamaan ympäristötukea silloin, kun metsälain mukaisten erityisen arvokkaiden kohteiden ominaispiirteiden säilyttämisestä aiheutuu vähäistä suurempi taloudellinen menetys.

Ohjauskeinojen luonteen tarkastelua

Millaisten ohjauskeinojen voidaan katsoa soveltuvan hyvin nimenomaan monimuotoisuuden suojeluun? Talous-, ympäristö- ja metsäpolitiikan ohjauskeinojen yleisenä tavoitteena on muuttaa taloudenpitäjien toiminnan kannustimia siten, että heidän käyttäytymisensä siirtyy yhteiskunnan haluamaan suuntaan. Hyvän ohjauskeinon tulisi saada aikaan haluttu vaikutus pienimmin mahdollisin kustannuksin, eli kustannustehokkaasti. Sen halutaan myös jatkuvasti kannustavan kehittämään toimintaa yhteiskunnan toivomalla tavalla, ja sen vaikutuksen tulisi olla riippumaton taloudellisen toiminnan ja talouden rakenteiden muutoksista.

Nämä yleispiirteet pätevät myös monimuotoisuuden suojelun ohjauskeinoille. Monimuotoisuuteen sovellettuna ohjauskeinojen tulee luoda yksityismetsänomistajille todelliset kannustimet jatkuvaan monimuotoisuuden suojeluun luontevana osana normaalia metsänhoitoa[3].

Käytettävien ohjauskeinojen valinta riippuu olennaisesti siitä, millaisin toimin yhteiskunta haluaa monimuotoisuutta suojeltavan. Suojelun välittömien tavoitteiden kirjo on suuri; siihen sisältyvät muun muassa täysin suojeltujen alueiden lisääminen, metsänkäsittelyn voimakaskin rajoittaminen suojelualueisiin rajoittuvilla alueilla, elinympäristöjen ennallistaminen ja luontoarvojen turvaaminen myös tavallisissa talousmetsissä. Näitä eri tavoitteita toteuttamaan tarvitaankin kokonainen ohjauskeinojen joukko. Maisema- ja metsikkötason ratkaisut edellyttävät metsämaan lunastukseen ja vapaaehtoiseen rauhoittamiseen soveltuvia

ohjauskeinoja, välineitä metsiköiden korjuuiän muuttamiseen sekä tukimuotoja, joilla lisätään metsikkötason rakennetekijöitä, kuten laho- ja säästöpuita, sekä avainbiotooppeja. Näitä suoraan suojelun tasoon vaikuttavia ohjauskeinoja voidaan kutsua monimuotoisuuteen kohdennetuiksi ohjauskeinoiksi.

Kuten luvussa 10 oli puhetta, metsien monimuotoisuuden tila on kuitenkin riippuvainen myös monista muista metsätalouden toimintaa ohjaavista säädöksistä, veroista ja tuista sekä tietysti puun hinnasta. Esimerkiksi metsäverotus ja erilaiset investointituet, kuten metsäteiden rakentaminen, kunnostusojitus, taimikonhoito ja nuoren metsän hoito, vaikuttavat puuntuotannon kannattavuuteen ja sitä kautta metsien kiertoaikaan ja ikäluokkarakenteeseen sekä edelleen metsien monimuotoisuuteen. Näitä instrumentteja voidaan kutsua monimuotoisuuteen välillisesti kohdentuviksi ohjauskeinoiksi, mutta niiden vaikutus jää ympäristö- ja metsäpolitiikan päätöksentekijältä helposti ottamatta huomioon.

Olisikin tärkeää löytää sellainen taloudellisten ja normityyppisten ohjauskeinojen yhdistelmä, jossa monimuotoisuuteen vaikuttavat erilaiset instrumentit – kohdennetut ja välilliset – eivät kumoa toistensa vaikutuksia, vaan ne on synkronoitu edistämään yhtä aikaa myös monimuotoisuutta.

Käyttökelpoiset ohjauskeinot poikkeavat toisistaan myös sen mukaan, sovelletaanko niitä yksityisiin metsänomistajiin vai Metsähallituksen hallinnoimiin valtionmetsiin. Suuriin ja yhtenäisiin valtionmetsiin voidaan soveltaa täyssuojelua ja monimuotoisuuden huomioon ottavaa metsätaloutta yhtenäisen alue-ekologisen suunnittelun pohjalta. Suojelun kustannukset koituvat silloin koko yhteiskunnalle.

Yksityismetsänomistajien metsäalat ovat yleensä melko pieniä ja usein vielä jakautuneet useisiin metsiköihin. Jo vähäiset suojelutoimet saattavat aiheuttaa yksityismetsissä merkittäviä kustannuksia tai vähentää päätehakkuutuloja, mitkä kumpikin pienentävät metsien yksityistaloudellista arvoa. Yksityismetsänomistajien metsätaloutta koskevia päätöksiä ei sitä paitsi yleensä koordinoida keskenään, vaikka tällainen koordinointi olisi tärkeää, sillä monimuotoisuuden suojelu hyötyy nimenomaan laajoja metsäalueita koskevasta suunnittelusta ja ohjauksesta[4].

Metsäluonnon monimuotoisuuden omistusoikeuksien tulkinta on tärkeä periaatteellinen kysymys, koska se ratkaisee, kuinka on suhtauduttava monimuotoisuuden suojelusta yksityisille metsänomistajille koituviin kustannuksiin. Toisin sanoen on ratkaistava monimutkainen taloudellis-oikeudellinen ongelma, tulkitaanko metsäluonnon monimuotoisuus yhteiskunnan vai metsänomistajan omaisuudeksi. Jos monimuotoisuus tulkitaan metsänomistajan omaisuudeksi, yhteiskunnan tulee palkitsevilla ohjauskeinoilla kannustaa metsänomistajaa edistämään monimuotoisuutta metsissään. Edistäessään monimuotoisuutta metsänomistaja tuottaa yhteiskunnan muille jäsenille niin sanotun positiivisen ulkoisvaikutuksen, josta hän ei monimuotoisuuden julkishyödykeluonteen vuoksi voi saada korvausta markkinamekanismin kautta. Jos sen sijaan katsotaan, että yksityismailla tuotettu monimuotoisuus on yhteiskunnan omaisuutta, metsänomistaja on velvollinen korvaamaan esimerkiksi veron muodossa yhteiskunnalle sen haitan, jota metsien puuntuotantokäytöstä johtuva monimuotoisuuden väheneminen yhteiskunnalle aiheuttaa.

Yhteiskunnan lisäsuojelusta maksaman korvauksen (tai suojelutason laskusta perimän veron) tulisi vastata sitä hyötyä, jonka yhteiskunta saa monimuotoisuuden lisääntymisestä (tai sitä haittaa, jonka se kokee monimuotoisuuden vähentymisestä). Omistusoikeuden määrittelystä riippuu siis se kuka maksaa, eli kuinka tulonjako monimuotoisuuden suojelun vuoksi muuttuu. Mikäli ohjauskeino (kompensaation suuruus tai veron/tukiaisen taso) on kuitenkin mitoitettu kummassakin tapauksessa oikein, tällä ei periaatteessa ole vaikutusta taloudelliseen tehokkuuteen, jos omistusoikeuden määrittely on kiistaton ja kaikkien hyväksymä.

Uusin tutkimus on kuitenkin osoittanut, että monimuotoisuuden suojelun onnistuminen saattaa riippua ratkaisevasti siitä, maksetaanko metsänomistajille korvausta vai joutuvatko he

korvaamaan monimuotoisuudelle mahdollisesti aiheuttamansa haitat[3,5,6]. Syynä tähän ovat esimerkiksi niin sanotut uponneet kustannukset, sillä yksityismetsänomistajat ovat saattaneet tehdä pitkävaikutteisia metsätaloudellisia investointeja ennen kuin monimuotoisuuden suojelu on tullut ajankohtaiseksi. Toinen vaikuttava tekijä voi olla informaatio-ongelma. Monimuotoisuuden muutosten mittaaminen on jo sinänsä vaikeaa, vielä hankalampaa on arvioida, kuinka erilaiset metsänhoitotoimet tarkkaan ottaen vaikuttavat monimuotoisuuteen. Monimuotoisuuteen kohdistetun oikeudenmukaisen ”haittaveron” määrittäminen on siten hyvin vaikeaa.

Monimuotoisuuden suojelusta koituvien kustannusten perusteella on sen sijaan helpompaa ja suoraviivaisempaa määrittää se, miten paljon metsänomistajalle on maksettava korvausta monimuotoisuuden suojelusta. Jos metsäomistajalle korvataan suojelusta koituvat kustannukset, hänelle syntyy aito kannustin edistää eri toimenpitein monimuotoisuutta ja samalla valita sellaisia metsien käsittelymenetelmiä, joista on mahdollisimman vähän haittaa monimuotoisuudelle. Sen sijaan monimuotoisuushaitoista verottaminen tai monimuotoisuuden suhteen alikompensoiva maanlunastus johtaa suojelun kannalta negatiivisiin kannustimiin. Tässä tapauksessa yksityismetsänomistajan kannattaa vähentää maanlunastusriskiä laskemalla metsätilansa monimuotoisuusarvoa sopivasti valituilla metsänhoito- ja hakkuutoimenpiteillä.

Korostaaksemme metsänomistajien kannustimien tärkeyttä monimuotoisuuden suojelussa jaamme ohjauskeinot metsänomistajaa palkitseviin ja rankaiseviin ohjauskeinoihin. Hieman yksinkertaistaen, palkitseva ohjauskeino kasvattaa metsän yksityistaloudellista arvoa kasvattamalla sen arvoa monimuotoisuuden tuottajana, kun taas rankaiseva ohjauskeino laskee metsän yksityistaloudellista arvoa ja samalla vähentää monimuotoisuusarvoja. Nyt käytössä olevat ohjauskeinot voidaan luokitella taulukon 14.1 mukaiseen nelikenttään käyttäen kriteereinä ohjauskeinon palkitsevuutta/kannustavuutta sekä sen kohdentamista monimuotoisuuteen. Puuntuotannon kannattavuuteen vaikuttavien ohjauskeinojen kannustavuus on tässä tulkittu monimuotoisuuden näkökulmasta. Esimerkiksi metsän myyntitulovero johtaa hakkuiden lykkäämiseen, ja kiertoajan piteneminen puolestaan edistää monimuotoisuutta, kun taas metsätalouden investointituet pääsääntöisesti lisäävät hakkuiden kannattavuutta ja vähentävät metsän monimuotoisuutta.

Maan lunastus. Tyypillisin monimuotoisuutta edistävä ohjauskeino on maan lunastus, jossa metsämaa suojellaan pysyvästi taloudellisen toiminnan ulkopuolelle. Tämä ohjauskeino on käytännössä osoittautunut usein maanomistajaa rankaisevaksi. Ongelmat ovat liittyneet sekä maksettuihin lunastusarvoihin, mutta ehkä erityisesti ennen maan lunastusta asetettuihin toimenpidekieltoihin (rantojensuojeluohjelma).

Maan lunastusarvon määrittäminen ei ole ongelmatonta – ei edes teoreettisesti. Suomessa maanlunastuskäytäntö perustuu niin sanotun täyden korvauksen maksamiseen[7]. Täysi korvaus määritellään käytännössä markkinahinnoin. Mikäli maanomistajille aina korvataan metsän lunastuksen yhteydessä metsän puuntuottoarvon mukainen hinta (joka voi poiketa alueen markkinahinnoista), on korvaus to-

TAULUKKO 14.1
Monimuotoisuuteen vaikuttavien nykyisten ohjauskeinojen nelikenttä.

	Kohdennettu monimuotoisuuteen	Kohdennettu muihin tavoitteisiin
Kannustava	Monimuotoisuuden hoitotuki Sopimussuojelu	Metsäverotus Metsätalouden investointituet
Rankaiseva	Hakkuurajoitukset Maan lunastus	Metsätalouden investointituet

dennäköisesti useimpien kansalaisten mielestä oikeudenmukainen. Monimuotoisuuden turvaamisen näkökulmasta vaarana ovat kuitenkin liian suuret investoinnit puuntuotantoon. Mikäli taas metsänomistaja ei usko saavansa oikeudenmukaiseksi kokemaansa korvausta puuntuotannon menetyksistä, saattaa hän pyrkiä salaamaan tai jopa hävittämään metsän monimuotoisuusarvoja. Ongelmana on se, että metsän monimuotoisuuden tuottama arvo yhteiskunnalle ei välttämättä ole sama kuin metsän puuntuotantoarvo metsänomistajalle.

Monimuotoisuuden hoitotuki. Metsien biologisen monimuotoisuuden ylläpitoon tai metsäluonnon hoitoon osoitettu taloudellinen tuki eli yksikkökorvaus yksityismetsissä tehtävistä monimuotoisuutta edistävistä toimenpiteistä, toimii sen sijaan kannustavana tukena. Korvauksen saaminen tekee toimenpiteistä kannattavia ja saa ne lisäämään metsän arvoa sen omistajalle. Metsäluonnon monimuotoisuuden suojeluun ohjattu taloudellinen tuki onkin taloustieteellisesti perusteltu, toisin kuin pääosa nykyisistä metsätalouteen ohjattavista investointituista.

Metsälain[8] 10 §:n tarkoittamia arvokkaita elinympäristöjä on arvioitu olevan yksityismetsissä noin 100 000 kohdetta, pinta-alaltaan noin 60 000 hehtaaria, eli 0,4 % yksityismetsien pinta-alasta. Kun näiden kohteiden suojelusta aiheutuu metsänomistajalle vähäistä suurempi haitta, on hän oikeutettu kestävän metsätalouslain mukaiseen korvaukseen. Vuoden 2001 loppuun mennessä oli ympäristötukisopimuksia tehty 3 300 hehtaarille, ja vuotuinen tukimäärä runsaat 1,5 miljoonaa euroa. Luonnonsuojelulain 25 §:n mukaisia maanomistajan aloitteesta tehtäviä määräaikaisia rauhoittamispäätöksiä on toistaiseksi tehty vähän. Vuosina 1998–2002 toteutettiin vain 4 hanketta (44 ha), joista maksettiin korvauksia 8 970 euroa.

Metsäverot. Vaikka metsäverotus on ei-kohdennettu tuki, toisin sanoen monimuotoisuuteen välillisesti vaikuttava ohjauskeino, sen vaikutus monimuotoisuuteen voi olla yllättävänkin suuri. Voidaan eräin ehdoin osoittaa, että Suomessa käytössä oleva myyntituloverotus pidentää kiertoaikaa riippumatta siitä, arvostaako metsänomistaja metsien luontoarvoja vai ei[9]. Kiertoaikojen kasvu lisää vanhempien ikäluokkien pinta-alaosuutta. Jos monimuotoisuus puolestaan korreloi vahvasti puuston iän kanssa, niin metsäverotus kasvattaa yleisesti monimuotoisuutta.

Investointituet. Metsätalouden investointituet parantavat metsien perusinfrastruktuuria ja nuoren metsän hoitoa. Toimenpiteiden vaikutukset monimuotoisuuteen eroavat kuitenkin suuresti toisistaan. Ojitus ja metsäautotiet tuskin sitä edistävät, kun taas oikein suoritettu nuorten metsien hoito voi niin tehdä. Olisikin tärkeää täsmentää metsätalouden investointitukien luonnetta ja kohdistamista myös monimuotoisuuden näkökulmasta. Se tekisi investointituet myös nykyistä paremmin perustelluiksi talouden tehokkuuden näkökulmasta.

Käytännön monimuotoisuuspolitiikassa eri ohjauskeinot on sovitettava toisiinsa. Uusimman taloustieteellisen tutkimuksen valossa metsikkötason suojelu edellyttää kahden ohjauskeinon yhdistelmää. Tarvitaan tukiaisia, jotka edistävät säästö- ja lahopuiden ja puulajikoostumuksen ylläpitoa, sekä toisaalta kiertoaikaa pidentävää metsäveroa, esimerkiksi myyntituloveroa. Tukiainen ja vero on määritettävä samanaikaisesti. Niiden taso riippuu siitä, ajatellaanko yksityismetsänomistajien arvostavan vain hakkuutuloja vai myös metsän monimuotoisuushyötyjä[10].

Uusia keinoja monimuotoisuuden suojeluun

Sekä teoreettinen tutkimus että käytännön suojelupolitiikan valmistelutyö ovat osoittaneet monia uusia kohdentuvuudeltaan ja kannustinrakenteeltaan toteuttamiskelpoisia keinoja ja keinoyhdistelmiä. Näitä on esitetty muun muassa Etelä-Suomen metsien suojelutyöryhmän (METSO) mietinnössä[11].

Metso-työryhmän tehtävänä oli esittää tavoitteita toimenpiteille, joilla metsien suojelutilannetta parannetaan niin, että metsien luontotyyppien ja eliölajien suotuisa suojelun taso säilyy tai palautuu. Etelä-Suomen, Oulun läänin länsiosan ja Lounais-Lapin metsissä. Sa-

malla toimikunnan tuli selvittää erilaisia keinoja, joilla suojelutavoitteet voidaan saavuttaa. Toimikunnan mukaan monimuotoisuuden suojelu Etelä-Suomen ja Pohjanmaan metsissä edellyttää muun muassa, että luodaan entistä laajempia ja yhtenäisempiä suojeluverkostoja, parannetaan suojelualueiden välisiä yhteyksiä, ennallistetaan elinympäristöjä palauttamalla ekosysteemejä mahdollisimman lähelle luonnontilaa sekä hoidetaan ekosysteemejä tilanteissa, joissa metsien luontaisia rakenteita tai prosesseja ei palauteta (lehdot, harjuniityt).

Toimikunnan mietintö lähtee metsänomistajien vapaaehtoisen osallistumisen periaatteesta, mikä asettaa suuria vaatimuksia ohjauskeinoille. Tällaisten keinojen etsintä on kuitenkin hyvin perusteltua edellä mainituista kannustinsyistä ja myös siksi, että suomalaiset kotitaloudet arvostavat vapaaehtoisuuteen perustuvaa suojelua[12] (ks. myös luku 8).

Toimikunnan keinovalikoimaan, jolla täydennetään nykyisiä suojelualueita, kuuluvat muun muassa luonnonarvokauppa ja luonnonarvojen tarjouskilpailu, metsänomistajien aloitteisin perustuvien luonnonhoitoalueiden perustaminen sekä kokeiluhankkeena metsänomistajien itsensä luoma monimuotoisuuden yhteistoimintaverkko. Toimikunta ehdotti myös luonnonsuojelubiologisten kriteerien laatimista, jotta metsänomistajien vapaaehtoiselle toiminnalle luotaisiin mahdollisimman selkeät tiedolliset toimintaedellytykset. Nämä määriteltiinkin vuonna 2003. Pitkän aikavälin ehdotuksiin kuuluu luonnonsuojelun kannalta arvokkaiden kohteiden hankkiminen Metsähallituksen hallintaan vapaaehtoisin kaupoin ja vaihdoin niiltä alueilta ja sellaisista luontotyypeistä, joilla suojelu on toistaiseksi puutteellista.

Luonnonarvokauppa ja luonnonarvojen tarjouskilpailu sekä metsänomistajien aloitteisin perustuvien luonnonhoitoalueiden perustaminen ovat uusia keinoja, joiden tarkoituksena on luoda positiivisia kannustimia metsien monimuotoisuuden suojeluun.

Luonnonarvokauppa. Termillä luonnonarvokauppa viitataan järjestelyyn, jossa metsänomistaja pitää yllä tai lisää luontoarvoja metsässään ja saa tästä korvausta luontoarvojen ostajalta, lähinnä julkiselta vallalta. Luonnonarvokaupalla voidaan voimistaa luonnon monimuotoisuuden suojelua ja ennallistamista talouskäytössä olevilla alueilla, joilla monimuotoisuus ei muutoin tule riittävästi turvatuksi. Sillä voidaan edistää erityisesti metsien tiettyjen rakennepiirteiden tai elinympäristöjen säilymistä tai luoda ekologisia yhteyksiä (käytäviä) tiukasti suojeltujen alueiden välisiin metsäalueisiin.

Luonnonarvokauppa perustuu osapuolten väliseen sopimukseen, joka voi olla voimassa joko toistaiseksi tai määräajan. Sopimuksessa rajataan sopimuskohteena oleva metsäalue, jonka luonnonarvoja edellytetään vaalittavan esimerkiksi hoitamalla harvinaisen lajin esiintymää tai säilyttämällä tiettyjä monimuotoisuustekijöitä, kuten lahopuita. Luonnonarvokauppa on siis nimenomaan monimuotoisuuteen kohdistettu ohjauskeino, joka palkitsee luontoarvojen tuottamista ja kannustaa siten suojelemaan monimuotoisuutta. Suomessa kaupan toteuttamista on kokeiltu Satakunnassa[13].

Tarjouskilpailu. Tässä järjestelyssä ympäristö- ja metsäviranomaiset ilmoittavat esimerkiksi kunkin metsäkeskuksen alueella, millaisia luontotyyppejä etsitään suojelukohteeksi, ja pyytävät metsänomistajia tekemään tarjouksia soveliaista maistaan ja niistä hinnoista, joilla he ovat halukkaita tarjoamaan näitä kohteita suojeluun. Tarjousten pohjalta viranomaiset hyväksyvät ne kohteet, jotka parhaiten täyttävät luonnonsuojelun tarpeet. Kohteiden suojelu voidaan toteuttaa perustamalla alueelle yksityinen luonnonsuojelualue tai hankkimalla alue valtiolle luonnonsuojelualueeksi.

Tarjouskilpailun edut ovat ilmeisiä. Koska metsänomistajat tuntevat yleensä metsänsä hyvin, voidaan tarjouskilpailun kautta saada soveliaita metsämaita monimuotoisuuden suojeluun vähäisillä kustannuksilla. Samalla luotaisiin markkinat nimenomaan monimuotoisuuden suojeluun soveltuvalle metsämaalle, jolloin markkinoilla muodostuisi myös yhteiskunnan näkökulmasta tehokas markkinahinta. Maan hankkija, yhteiskunta, ei saisi markkinoilla hallitsevaa asemaa, koska metsämaalle



Metsien häiriöt ovat tärkeitä monimuotoisuuden ylläpitäjiä ja vaativat vapaaehtoisuuteen perustuvia suojelutoimenpiteitä. Kuvassa järeä hongikko ja varttunut taimikko metsäpalon jälkeen (Kuva: Markku Meriluoto).

on aina myös muita käyttömuotoja, ja maan omistajat voivat valita näiden välillä. Metsänomistajien keskuudessa tehdyt alustavat tutkimukset viittaavat siihen, että halukkuutta tällaiseen vapaaehtoiseen suojelutoimintaan löytyy[14]. Samaa osoittavat kokemukset Satakunnan tarjouskilpailukokeilusta.[13] Tarjouskilpailu korjaa edellä todetut maan perinteiseen lunastamiseen liittyvät negatiivisten kannustimien ja epäsymmetrisen informaation ongelmat.

Luonnonhoitoalueet metsänomistajien aloitteina. Luonnonhoitoalueita voidaan perustaa alueelliselle ympäristökeskukselle tehdyn maanomistajan aloitteen pohjalta. Näillä alueilla luonnonsuojelu, metsänhoito ja -käyttö sekä muu taloudellinen käyttö sovitetaan yhteen yhteisesti laadittavan luonnonhoitosuunnitelman avulla. Suunnitelmaan sisältyy arvio siitä, millaisia kustannuksia maanomistajalle koituu taloustoiminnan sovittamisesta luonnonsuojelutavoitteisiin. Metsänomistaja saa niistä täyden korvauksen. Luonnonhoitoalueiden perustaminen tarjoaa keinon luoda vaihettumisvyöhyke esimerkiksi täysin suojellun alueen ja tavallisen talousmetsän väliin.

Metsämaan vuokraus suojelutarkoituksiin. Totaalisuojelua edullisempi ja joustavampi tapa suojella monimuotoisuutta olisi eräissä tapauksissa ilmeisesti myös metsämaan vuokraus. Esimerkiksi koivikoissa viihtyvien uhanalaisten lajien suojelun ongelmia voitaisiin lieventää luomalla vuokra-alueiden verkosto vaikkapa 20–30 vuoden sopimuksin. Koska koivu on luonteeltaan pioneeripuu ja havupuihin verrattuna lyhytikäinen, koivikoiden totaalisuojelu ei välttämättä ole paras keino koivumetsien suojeluun. Vuokraus voisikin olla hyvä vaihtoehto pitämään yllä riittävää koivikkoverkostoa.

Vuokratuista alueista koostuva suojeluverkosto voitaisiin luoda ja mitoittaa biologisen tiedon perusteella. Varsin kiinnostavaa olisi esimerkiksi katsoa, millaiseen verkostoon päädyttäisiin soveltamalla metapopulaatioteoriaa muutamaan valittuun uhanalaiseen

koivikkojen eliölajiin[15,16]. Selvää myös on, että vuokraaminen on merkittävästi halvempi tapa toteuttaa suojelua, jota aina rajoittaa budjettivarojen niukkuus. Tämänkaltaisten alueiden perustaminen määräajaksi on jo nyt mahdollista luonnonsuojelulain 25 § perusteella, mutta toistaiseksi sitä on käytetty hyvin vähän.

Informaatio-ohjaus, neuvonta ja koulutus

Monimuotoisuuden suojelu vaatii sekä metsänomistajilta että puun korjaajilta runsaasti tietoa ja taitoa. Näissä asioissa metsänomistajaa periaatteessa neuvovat ja kouluttavat metsäkeskusten, piirimetsälautakuntien ja metsänhoitoyhdistysten ammattilaiset. Suomalaisessa metsätaloudessa neuvonnalla on ollut keskeinen asema metsänkäsittelymenetelmien kehityksessä. Metso-toimikunta kiinnitti huomiota joihinkin monimuotoisuuden suojelua hidastaviin seikkoihin, jotka liittyvät neuvontaan ja informaatioon. Toimikunnan mukaan metsänhoidon suositukset tulisi tarkistaa vastaamaan uusia tietoja ja kokemuksia monimuotoisuuden suojelusta. Tärkeä ehdotus on myös niin sanottu ennakkopäätösmenettely, jolla metsänomistajalle sekä metsänhoito- ja hakkuutyön suunnittelijalle ja toteuttajalle annetaan tietoa metsälain mukaisen erityisen tärkeän elinympäristön rajausten tarkistamisesta.

Metsäneuvonnan tehtävä on, nimensä mukaisesti, toimia informaation välittäjänä. Esimerkiksi metsätaloussuunnitelmiin merkitään erityisen arvokkaat elinympäristöt, jolloin metsänomistaja pystyy ottamaan ne huomioon metsienkäsittelypäätöksissään. Lakikohteita lukuun ottamatta maanomistajalla on tietysti mahdollisuus valita metsienkäsittelytoimet metsälain puitteissa haluamikseen. Mutta silloin, kun menetelmän valinnalla ei ole vaikutusta metsätalouden kannattavuuteen tai kun metsänomistajan omat mieltymykset puoltavat monimuotoisuuden suojelua, voi koulutettu metsäammattilainen auttaa valitsemaan monimuotoisuutta edistäviä toimintatapoja.

Metsätalouden neuvontaorganisaatioiden merkitys informaation välittäjinä yksityisille metsänomistajille voisi olla poikkeuksellisen suuri nimenomaan alue-ekologisen metsäsuunnittelun ohjauksessa. Metsikössä esiintyvän luontokohteen arvohan riippuu paitsi kohteesta itsestään, myös siitä kuinka paljon vastaavia kohteita alueella on kaikkiaan, ja varsin usein metsikkökohtainen arvo riippuu lähipuustojen tilasta[17]. Alue-ekologisesti tehokas metsien suojelu on mahdollista ainoastaan, jos metsien monimuotoisuuden tilasta on riittävästi tietoa yhtä metsikköä huomattavasti laajemmalta alueelta. Metsätalouden aluesuunnittelu voikin auttaa siinä, että suojelun piiriin saadaan alueellisesti riittävä määrä arvokkaita luontokohteita ja että niiden välille luodaan ekologisia käytäviä.

On kuitenkin selvää, että informaatio ja koulutus eivät yksinään pysty vaikuttamaan metsien monimuotoisuuden tilaan ratkaisevasti. Jos metsänomistaja kokee suojelun uhaksi, tieto oman metsän suojeluarvoista toimii pikemminkin monimuotoisuuden suojelua vastaan kuin sen puolesta. Informaation ja koulutuksen teho riippuu nimenomaan siitä, kuinka kannustavaksi suojelun määrällinen ja taloudellinen ohjaus koetaan. Monimuotoisuuden suojelun keinovalikoimaa oikein soveltamalla, ja neuvonnan ja koulutuksen tuella, voidaan monimuotoisuuden suojelussa ottaa merkittäviä edistysaskeleita.

KIRJALLISUUS

1) Luonnonsuojelulaki (1096/1996). Suomen asetuskokoelma.

2) Laki kestävän metsätalouden rahoituksesta (1094/1996). Suomen asetuskokoelma.

3) Innes, R., Polasky, S. & Tschirhart, J. 1998. Takings, compensation and endangered species protection on private lands. Journal of Economic Perspectives 12: 35–52.

4) Klosowski, R., Stevens, T., Kittredge, D. & Dennis, D. 2001. Economic incentives for coordinated management of forest land: a case study of southern New England. Forest Policy and Economics 2: 29–38.

5) Brown, G. & Shogren, J. 1998. Economics of the endangered species. Journal of Economic Perspectives 12: 3–20.

6) Metrick, A. & Weitzman, M. 1998. Conflicts and choices in biodiversity preservation. Journal of Economic Perspectives 12: 21–34.

7) Laki kiinteän omaisuuden ja erityisesti oikeuksien lunastuksesta (603/1977). Suomen asetuskokoelma.

8) Metsälaki (1093/1996). Suomen asetuskokoelma.

9) Koskela, E. & Ollikainen, M. 2001. Forest taxation and rotation age under private amenity valuation: new results. Journal of Environmental Economics and Management 42: 374–384.

10) Koskela, E. & Ollikainen, M. and Pukkala T. 2004. Biodiversity conservation, optimal rotation and harvest volume in boreal forests. (Käsikirjoitus).

11) Hautojärvi, S., Kuusinen, M., Heinonen, P. & Schildt, V. (toim.) 2002. Etelä-Suomen, Oulun läänin länsiosan ja Lapin läänin lounaisosan metsien monimuotoisuuden turvaamisen toimintaohjelma. Etelä-Suomen metsien suojelutoimikunta. Suomen ympäristö 583. 56 s. Helsinki.

12) Kuuluvainen, J., Lehtonen, M., Pouta, E., Rekola, M. & Li, C.-Z. 2002. Etelä-Suomen ja Pohjanmaan metsien suojelun hyötyjen taloudellinen arvottaminen. Alustavia tuloksia. Helsingin yliopisto, Metsäekonomian laitos. Tutkimusraportteja. 22. 43 s. + liitteet. Helsinki.

13) Satakuntaliitto 2002. Luonnontilan hallinnan talous. Luonnonarvokaupan kehittämishankkeen raportti. Sarja A: 264. 46 s. + 4 liitettä. Pori.

14) Kullman, D. 2000. Möjligheten att tilllämpa ett anbudsförfarande i samband med Natura 2000 -nätverket. En fallsstudie från Björköby. Pro gradu -tutkielma. Helsingin yliopisto. Helsinki.

15) Hanski, I. 1998. Metapopulation dynamics. Nature 396: 41–49.

16) 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.

17) Koskela, E. & Ollikainen, M. 2001. Optimal private and public harvesting under spatial and temporal interdependence. Forest Science 47: 484–496.

KÄSITTEET

Alue-ekologinen suunnittelu. Metsähallituksen metsissä toteutettava metsäsuunnittelun työväline, jolla pyritään sovittamaan yhteen suunnittelualueeseen kohdistuvat taloudelliset, ekologiset ja sosiaaliset tavoitteet. Suunnittelussa tarkastellaan laajaa metsäaluetta (2 000 – 150 000 ha) kokonaisuutena ja sen ratkaisut kohdentuvat talousmetsiin.

Aluevalintamalli (site selection model). Apuväline, kun etsitään systemaattisesti parasta aluevalintaa asetettujen tavoitteiden kannalta ja rajoitteiden puitteissa lukuisista eri vaihtoehdoista. Käytetään esimerkiksi metsien suojelualueiden valintaan.

Avainlaji. Ekosysteemin toimintaan tai monimuotoisuuteen merkittävästi vaikuttava laji.

Biodiversiteetti, luonnon monimuotoisuus. Laajan määritelmän mukaan biodiversiteetti tarkoittaa kaikkea ekosysteemin elollista ja fysikaalista vaihtelua. Perinteisesti luonnon monimuotoisuus jaetaan lajistolliseen (taksonomiseen), perinnölliseen (geneettiseen) ja ekologiseen diversiteettiin. Ekologinen diversiteetti tarkoittaa vaihtelua eri tason ekologisten systeemien rakenteessa.

Dynaaminen analyysi. Käsittelee ilmiöiden ajassa tapahtuvia muutoksia ja riippuvuuksia.

Dynaaminen ohjelmointi. Matemaattinen menetelmä, jonka avulla johdetaan parhaat (optimaaliset) päätökset eri tilojen suhteen, jotka ovat sekä ajassa että toistensa suhteen riippuvia.

Ehdollisen arvottamisen menetelmä (contingent valuation, CV). Markkinattomien hyötyjen tai haittojen taloudellisen arvon määrittämiseen käytetty menetelmä. Menetelmässä kyselyin tai haastatteluin tutkitaan vastaajien valmiutta hyväksyä esim. ympäristön laatua parantavan hankkeen aiheuttamia kustannuksia.

Ehdollisen käyttäytymisen menetelmä (contingent behavior) Kyselyyn vastaajalta tiedustellaan hänen käyttäytymisaikomustaan, esimerkiksi aikomusta käydä tietyllä suojelualueella, jos se perustetaan. Aiotut käyntimäärät ja käyntien kustannukset tuottavat tietoa alueen käyttöarvosta.

Ekologinen aluevalintamalli/valinta (ecological site selection model). Varmistaa suojelualueiden valinnan tehokkuuden ekologisesta näkökulmasta ottamalla huomioon alueiden välisen komplementaarisuuden. Ks. myös aluevalintamalli.

Ekologinen yhteys. Erillisiä elinympäristölaikkuja toisiinsa liittävä käytävä, vyöhyke, laikku tms., jonka avulla lajit voivat siirtyä elinympäristölaikusta toiseen niille epäsuotuisan alueen poikki.

Ekonometriset mallit. Selvittävät tilastollisesti talouden eri tekijöiden vaikutuksia toisiinsa.

Ekosysteemin hoito. Luonnon monimuotoisuutta ylläpitävä tai edistävä toimenpide. Erotuksena ennallistamiseen hoidolla ei välttämättä palauteta metsän luontaisia rakenteita tai prosesseja, vaan ylläpidetään toistuvilla toimenpiteillä tiettyä ekosysteemin tilaa, esim. lehtoja lehtipuuvaltaisina.

Elinkierto-ominaisuus. Elinkierto-ominaisuuksilla tarkoitetaan niitä lajille tyypillisiä ominaisuuksia, joiden avulla yksilöt kykenevät käymään läpi elinkiertonsa vaiheet ja samalla lajin populaatio kykenee pitämään itsensä yllä tietyssä ympäristössä. Puulajien tärkeitä elinkierto-ominaisuuksia ovat mm. lisääntymistapa (siemenestä/kasvullisesti), siemenen leviämistapa ja

etäisyys, tarvittava uudistumisympäristö, kasvunopeus, varjostuksen ja kuivuuden sieto sekä vaikutus kasvuun, elinikä ja kyky säilyä hengissä häiriöistä, kuten metsäpaloista.

Ennallistaminen. Sellaista tavoitteellista toimintaa, jossa ihmisen muuttama ekosysteemi saatetaan mahdollisimman lähelle luonnontilaa. Ennallistamistoimet ovat usein kertaluontoisia, mutta niillä pyritään käynnistämään luontaisia pitkäkestoisia kehityskulkuja. Metsäekosysteemissä voidaan ennallistaa lajistoa, rakennetta ja/tai häiriödynamiikkaa.

Eri-ikäisrakenteinen metsä. Eri-ikäisrakenteisessa metsässä puusto koostuu useammasta kuin yhdestä ikäluokasta. Puusto voi jakautua melko tasaisesti eri ikäluokkiin tai keskittyä muutamiin ikäluokkiin (ks. tasaikäisrakenteinen metsä).

Erikokoisrakenteinen metsä. Erikokoisrakenteinen metsä koostuu erikokoisista puista. Puiden kokoerot voivat olla seurausta eri syntyajoista tai kilpailusta. Erikokoisrakenteinen metsä voi siis olla tasaikäisrakenteinen (ks. tasakokoisrakenteinen metsä).

Häiriö. Häiriö on tapahtuma, joka muuttaa melko äkillisesti puuston rakennetta niin, että kasvutilaa ja resursseja vapautuu ja metsän pienilmasto muuttuu. Luonnontilaisessa metsässä häiriöitä aiheuttavat mm. kulot, myrskyt, lumi, tulvat, hyönteiset, taudit sekä eräät nisäkkäät, kuten hirvi ja majava. Intensiivisesti hoidetussa talousmetsässä häiriöitä aiheuttavat metsänhoitotoimet, kuten harvennus ja päätehakkuut. Häiriöt voidaan karkeasti jakaa metsäekosysteemin sisäisistä tekijöistä aiheutuviin eli autogeenisiin häiriöihin (esim. puiden välisestä kilpailusta tai taudeista johtuva puiden kuolleisuus) ja metsäekosysteemin ulkoisista tekijöistä aiheutuviin eli allogeenisiin häiriöihin (esim. metsäpaloista ja myrskyistä johtuva puiden kuolleisuus). Puiden kuolema on usein seurausta monien eri häiriötekijöiden yhteisvaikutuksesta.
Häiriödynamiikka. Häiriödynamiikalla tarkoitetaan häiriöiden toistumista tilassa ja ajassa.

Häiriöekologia. Metsän häiriöekologialla tarkoitetaan metsän eri häiriötekijöiden muodostamaa ilmiökokonaisuutta ja sen ekologisia vaikutuksia.

Hedonisten hintojen menetelmä (hedonic pricing). Käytetään erityisesti arvottamaan asuinympäristön laatua. Lähtökohtana on, että ympäristön laatu ja tuotteiden muut ominaisuudet vaikuttavat markkinoilla vaihdettavien hyödykkeiden, kuten asuntojen, hintoihin. Näistä hinnoista voidaan päätellä tuotteiden ominaisuuksien ja siten myös ympäristön laadun arvoa.

Heterogeenisuus. Ympäristön heterogeenisuudella tarkoitetaan kaikkea tilassa ja ajassa esiintyvää fysikaalista tai bioottista vaihtelua. Koska metsäekosysteemi on hierarkkisesti rakentunut, myös heterogeenisuutta esiintyy eri tila- ja aikamittakaavoissa.

Hierarkkisuus. Hierarkkisuus metsäekosysteemissä tarkoittaa sitä, että metsässä voidaan erottaa erilaisia sisäkkäisiä organisaatiotasoja, kuten esimerkiksi neulasen, puun, puuryhmän, metsikön, metsäalueen ja maantieteellisen alueen tasot. Myös lajistollinen monimuotoisuus on sidoksissa ja siis riippuvainen näitä hierarkiatasoista.

Indikaattorilaji (indicator species). Eliölaji, jonka ekologiset ominaisuudet tunnetaan niin hyvin, että ko. lajin esiintyminen alueella antaa arvokasta tietoa alueen laadusta. Monimuotoisuuden indikaattoreita käytetään metsien suojelussa, koska niiden inventointikustannukset ovat vähäiset verrattuna metsien ekologisten piirteiden kattavaan inventointiin.

Integroitu aluevalintamalli/valinta (integrated site selection model). Varmistaa suojelualueiden kustannustehokkaan valinnan ottamalla huomioon samanaikaisesti suojelualueiden ekologiset piirteet ja vaihtoehtoiskustannukset. Ks. myös aluevalintamalli.

Inventointikustannus (inventory cost). Metsien ekologisten piirteiden mittaamisesta syntyvä kustannus. Esimerkiksi metsän puuston tai lajimäärän mittaamisen kustannus.

Julkishyödyke. Puhtaalla julkishyödykkeellä on kaksi ominaisuutta. Kaikki kansalaiset voivat käyttää sitä samanaikaisesti ilman, että yksilön kulutus vähentää toisille kansalaisille saatavissa olevaa hyödykkeen määrä. Kansalaisia ei voida myöskään estää käyttämästä hyödykettä, eivätkä he toisaalta yksilöinä pysty vaikuttamaan hyödykkeen tarjontaan. Metsien

monimuotoisuus tai maanpuolustus ovat tyypillisiä julkishyödykkeitä.

Käyttäjäarvo. Hyödykkeelle tai esimerkiksi luonnonvaralle sen käytön kautta syntyvä arvo. Esimerkiksi ulkoilualueelle muodostuu arvo sen ulkoilukäytön kautta.

Komplementaarisuus (complementarity). Suojelualueiden ekologisten piirteiden toisiaan täydentävyys. Komplementaarisesti valittu suojelualueverkosto kattaa mahdollisimman laajasti tarkasteltavan alueen ekologisia piirteitä.

Kustannustehokkuus (cost-efficiency). Jonkin ennalta asetetun tavoitteen saavuttaminen mahdollisimman pienin kustannuksin. Kustannustehokas metsien suojelu turvaa metsien monimuotoisuuden tavoitetason suojelun kustannuksia minimoiden.

Kvasioptioarvo. Syntyy mahdollisuudesta, että tiedon lisääntyminen tulevaisuudessa voi ratkaisevasti muuttaa esimerkiksi luonnontilaisen metsän, suoalueen tai muun luontokohteen arvoa.

Kytkeytyneisyys. Käsite, joka kuvaa sitä missä määrin tietyllä alueella sijaitsevat elinympäristölaikut ovat yhteydessä toisiinsa joko fyysisesti tai tarkasteltavan lajin kannalta.

Luonnonarvokauppa. Tarkoittaa järjestelyä, jossa metsänomistaja pitää yllä tai lisää luontoarvoja metsässään ja saa tästä korvausta luontoarvojen ostajalta, lähinnä julkiselta vallalta. Luonnonarvokaupalla voidaan voimistaa luonnon monimuotoisuuden suojelua ja ennallistamista talouskäytössä olevilla alueilla. Sillä voidaan edistää erityisesti metsien tiettyjen rakennepiirteiden tai elinympäristöjen säilymistä tai luoda ekologisia käytäviä tiukasti suojeltujen alueiden välisiin metsäalueisiin.

Luonnontilainen metsä, luonnonmetsä. Metsä jonka rakenteeseen ja toimintaan ihmisellä on ollut ja on vain vähäinen vaikutus.

Luontokohteiden tarjouskilpailu. Metsänomistajien vapaaehtoisuuteen perustuva järjestelmä, jossa ympäristö- ja metsäviranomaiset ilmoittavat millaisia luontotyyppejä kullakin alueella etsitään suojelukohteeksi, ja pyytävät metsänomistajia tekemään tarjouksia soveliaista maistaan ja niistä hinnoista, joilla he ovat halukkaita tarjoamaan näitä kohteita suojeluun. Tarjousten pohjalta viranomaiset hyväksyvät ne kohteet, jotka parhaiten täyttävät luonnonsuojelun tarpeet.

Maisematyölupa. Maisematyölupa koskee maisemaa muuttavaa maanrakennustyötä, puiden kaatamista tai muuta näihin verrattavaa toimenpidettä. Maisematyöluvan ratkaisee kunnan rakennusvalvontaviranomainen tai kunnan määräämä joku muu viranomainen. Lupaa ei tarvita, jos hankkeen vaikutukset ovat vähäiset tai hanke on tarpeen esimerkiksi asemakaavan toteuttamiseksi tai sillä on muu voimassa oleva lupa, kuten rakennuslupa.

Markowitz-ratkaisu. Antaa päätössäännön valitun riskitason ja odotetun hyödyn (voiton) välille: jokaista valittua riskitasoa vastaa yksikäsitteinen suurin mahdollinen odotettu hyötytaso.

Matkakustannusmenetelmä (travel cost method). Käytetään erityisesti arvottamaan virkistys- tai suojelualueen virkistyskäyttöä. Perusajatus on, että alueella kävijöiden matkakustannukset ja ajanmenekki kertovat käyntikerran arvosta.

Metapopulaatio. Tietyn lajin isolla alueella esiintyvien toisistaan erillisten paikalliskantojen (paikallispopulaatioiden) muodostama joukko, jossa yksilöt tai perimäaines voivat siirtyä paikalliskantojen välillä. Yksittäisen paikalliskannan häviämisriski on yleensä huomattavasti suurempi kuin koko metapopulaation häviämisriski. Metapopulaation säilyminen elinympäristölaikkujen muodostamassa verkostossa edellyttää, että paikalliskantojen syntyminen ja häviäminen ovat tasapainossa.

Metsäalue, metsämaisema. Laajahko metsäinen alue (esim. 100--100 000 ha) joka sisältää eri kivennäismaan kasvupaikkatyyppejä sekä usein suo- ja vesistöalueita.

Metsäekosysteemi. Metsän eliöyhteisön ja sen fysikaalisten ympäristötekijöiden muodostama vuorovaikutteinen kokonaisuus. Metsäekosysteemillä ei ole ennalta määrättyä mittakaavaa, vaan sillä voidaan tarkoittaa muusta metsästä erottuvaa puustokuvio-

ta, laajempaa metsäaluetta tai jopa laajaa maantieteellistä aluetta (boreaalinen havumetsäekosysteemi). Usein puhutaan yleistäen myös vallitsevan puulajin mukaan esimerkiksi mäntymetsä- ja kuusimetsäekosysteemeistä.

Metsämanner. Laaja ja suhteellisen yhtenäinen, pääasiassa eritasoisesti suojeltujen metsien muodostama aluekokonaisuus, jossa metsien rakenne ja häiriödynamiikka on mahdollisimman lähellä luonnontilaa.

Metsien monikäyttö. Metsiä käytetään puuntuotannon ohella esimerkiksi maisema-arvojen tuottamiseen, virkistykseen, marjojen ja sienten keräilyyn, metsästykseen, vesistöjen kunnon ylläpitämiseen, hiilensidontaan ja luonnon monimuotoisuuden suojeluun ja ylläpitoon.

Metsikkö. Metsäekonomiassa ja metsätieteissä laajemminkin metsiköllä tarkoitetaan yleensä tasaikäistä, tietyllä kasvupaikalla kasvavaa ja tiettyä puulajia tai lajeja sisältävää puustoa.

Monimuotoisuus, ks. biodiversiteetti.

Normiohjaus. Perustuu yleensä suoraan hallinnolliseen säätelyyn, jossa käyttäytymiselle asetetaan normi, velvoite tai kielto. Esimerkiksi metsätaloudessa metsänomistaja on avohakkuun jälkeen velvollinen turvaamaan metsän uudistumisen. Toinen esimerkki normiohjauksesta ovat teollisuudelle asetetut päästörajat, jotka määrittelevä esimerkiksi vesistöpäästöjen sallitut haitta-ainepitoisuudet.

Ohjauskeino. Vero, maksu tai normityyppinen määräys, jolla julkinen valta pyrkii ohjaamaan kansalaisten käyttäytymistä yhteiskunnan haluttavana pitämän tavoitteen saavuttamiseksi. Ohjauskeinot jaetaan tavallisesti normiohjaukseen ja taloudelliseen ohjaukseen.

Olemassaoloarvo. Hyödykkeen tai luonnonvaran olemassaolon kansalaisille tuottama hyöty. Henkilö, joka ei koskaan käy kansallispuistoissa, voi kokea hyötyä tietoisuudesta niiden olemassaolosta.

Panos--tuotos-analyysi. Analyysissä selvitetään mm. sitä, minkä suuruiset ovat kansantalouden jonkin sektorin tuotannon muutoksesta koituvat heijastusvaikutukset muissa sektoreissa.

Pirstoutuminen. Yhtenäisen elinympäristön väheneminen ja jakautuminen toisistaan eristyneiksi saarekkeiksi (elinympäristölaikuiksi). Sekä elinympäristön väheneminen että jäljelle jääneiden saarekkeiden eristyminen lisäävät ko. elinympäristöstä riippuvaisten lajien todennäköisyyttä hävitä pirstoutuneelta alueelta.

Polveutumishierarkia. Kuvaa eliökunnan historiasta periytyvää lajien ja korkeampien taksonomisten tasojen sukulaisuutta ja sisäkkäisyyttä. Esimerkiksi lähisukuiset lajit muodostavat ryhmiä, jotka on myös polveutumisen kautta erotettavissa muista ryhmistä yhteisen kantamuodon perusteella.

Rakenteellinen hierarkia. Luonnossa havaittava eliökunnan historian tuloksena syntynyt sisäkkäinen järjestys eliöiden rakenteissa, missä myöhemmin kehittyneiden eliöiden rakenteessa on havaittavissa edeltävien muotojen rakenteita.

Reunavaikutus. Metsikön pienilmaston, rakenteen ja/tai lajiston muutos lähellä metsän suohon, vesistöön, peltoon, tiehen, hakkuualaan, taimikkoon, kuloalueeseen tms. rajoittuvaa reunaa (Käytetään myös suoekologiassa kuvaamaan soiden ympäristöstä tulevaa lisäravinnevaikutusta.).

Sukkessio. Sukkessiolla tarkoitetaan kasviyhdyskunnan, ja siihen liittyvän eliöyhteisön ajassa tapahtuvaa suuntautunutta kehitystä.

Sukupuutto. Lajin tai sen kannan häviäminen joko paikallisesti tietyltä alueelta tai pysyvästi koko maapallolta.

Suojavyöhyke. Ydinaluetta ympäröivä vaihtelevan levyinen vyöhyke, jonka avulla pyritään torjumaan ympäröivien alueiden haitallisen reunavaikutuksen (pienilmaston muuttuminen, soiden kuivuminen, lajiston muuttuminen) ulottuminen suojelualueelle. Suojavyöhykkeen metsät voivat yleensä olla ainakin rajoitetussa metsätalouskäytössä.

Suojelualueverkko. Toisiinsa kytkeytyneiden ydinalueiden, niiden suojavyöhykkeiden, ekologisten yhteyksien ja tukialueiden muodostama alueellinen kokonaisuus, jolla pyritään turvaamaan alueen luonnon monimuotoisuuden säilyminen. Suojelualueverkkoa täydentää olennaisesti sitä ympäröivien talousmetsien luonnonhoito.

Suorat investoinnit. Tuotannolliseen toimintaan tähtääviä yrityksiin kohdistuvia investointeja.

Taloudellinen ohjaus. Valtiovalta pyrkii vaikuttamaan verojen, tukien ja maksujen avulla hyödykkeiden suhteellisiin hintoihin niin, että ne kannustavat taloudenpitäjiä käyttäytymään yhteiskunnan haluamalla tavalla. Esimerkiksi metsien suojelua voidaan kannustaa valtion maksamilla tuilla, tai energian kulutusta voidaan hillitä polttoaineille asetetuilla veroilla.

Talousmetsä. Metsä, jonka ensisijainen käyttömuoto on puuntuotanto. Luonnon monimuotoisuus turvataan metsälain, metsänhoitosuositusten, sertifioinnin kriteerien ja metsänomistajien vapaaehtoisten toimien avulla.

Tasaikäisrakenteinen metsä. Tasaikäisrakenteisella metsällä tarkoitetaan metsää, jonka vallitseva puusto on syntynyt tietyn melko lyhyen ajan, esim. 1--10 vuoden kuluessa voimakkaasta häiriöstä. Tasaikäisrakenteisen metsän puiden ei kuitenkaan tarvitse olla täsmälleen samanikäisiä (ks. eri-ikäisrakenteinen metsä).

Tasakokoisrakenteinen metsä. Tasakokoisrakenteisessa metsän puut ovat melko samankokoisia, eikä puustossa ole tapahtunut vertikaalista eriytymistä. (ks. erikokoisrakenteinen metsä).

Tiukasti suojeltu metsä. Lakisääteisesti suojeltu metsä, jolle ei aseteta puuntuotannollisia tavoitteita. Ennallistaminen tai hoito ovat tarpeen mukaan mahdollisia toimenpiteitä. Tiukasti suojeltuja ovat mm. kansallis- ja luonnonpuistojen ja useimpien muiden suojeluohjelmien metsät.

Toimenpiderajoitus. Oikeustila, jonka vallitessa maisematyöluvan tarve on arvioitava. Toimenpiderajoitus on voimassa 1) asemakaava-alueella, 2) yleiskaava-alueella, jos yleiskaavassa niin määrätään, 3) alueella, jolla on voimassa rakennuskielto asemakaavan laatimiseksi tai jolle yleiskaavan laatimista tai muuttamista varten on niin määrätty.

Tukialue. Suojelualueverkon osa, jolla täydennetään ja yhdistetään ydinalueita. Näiden alueiden avulla pyritään lisäämään uhanalaisille tai vaateliaille lajeille soveliaan elinympäristön määrää, ilman että metsien muista käyttötavoitteista tarvitsisi välttämättä luopua. Ainakin rajoitettu metsätalous on yleensä mahdollista tukialueiden metsissä.

Vaihtoehtoiskustannus (opportunity cost). Se, mitä jokin panos ansaitsisi vaihtoehtoisessa käytössä. Vaihtoehto, josta täytyy luopua, kun jotakin tuotetaan tai hankitaan. Usein metsien suojelussa joudutaan luopumaan varsinkin puuntuotannosta.

Valintakoemenetelmä (choice experiment CE). Markkinattomien hyötyjen tai haittojen taloudellisen arvon määrittämiseen käytetty menetelmä. Menetelmässä kyselyn tai haastattelun vastaajaa tekee useita valintoja erilaisten vaihtoehtojen väliltä. Valinnat tuottavat tietoa ympäristön ja siihen vaikuttavien hankkeiden ominaisuuksien arvosta.

Valtakunnalliset alueidenkäyttötavoitteet. Valtioneuvosto hyväksyy. Tavoitteet koskevat asioita, joilla on aluerakenteen, alueiden käytön tai liikenne- ja energiaverkon kannalta kansainvälinen tai laajempi kuin maakunnallinen merkitys, tai asioita, joilla on kansallista kulttuuri- tai luonnonperintöä.

Vanha metsä. Metsä, jonka vallitseva puusto on selvästi ylittänyt metsätaloudellisesti suositeltavan uudistusiän. Suojelunarvoinen vanha metsä on puolestaan määritelty seuraavasti (Vanhojen metsien suojelutyöryhmä 1992): ”Metsän puusto on yleensä selvästi ylittänyt metsätaloudellisesti suositeltavan uudistusiän. Puusto on usein eri kokoista ja muodostunut useammasta latvuskerroksesta ja puulajista, tai on myöhäisen sukkessiovaiheen kuusikko. Vanhat kannot tai muut vähäiset ihmistoiminnan jäljet eivät välttämättä vähennä alueen suojeluarvoa. Vanhuuden tai kilpailun seurauksena puustossa on runsaasti luonnonpoistumaa ja usein vikaisuutta, ja metsässä on usein runsaasti päällyskasvillisuutta”.

Ydinalue. Tiukasti suojeltu yhtenäinen alue, joka muodostaa suojelualueverkon tärkeimmän, ns. ydinosan.

HAKEMISTO

aaltoseppä 91
aarnisammal 90
Agenda 21, 135
alfa-diversiteetti 23
alue-ekologia 234
    hierarkkinen suunnittelu 237
    mittakaavat 237
    suunnittelu 241,247 ,250
aluerakenne 147
aluevalintamallit 345
arinakääpä 92
arvokkaat elinympäristöt 136,262
arvottaminen 326
arvottamismenetelmät 326
arvottamistutkimus 329,333
ASIO-malli 181
avainbiotooppi 103,147,262,264,330,344,359
    lajistotutkimus 269
avainlaji 25,98
beta-diversiteetti 23
biodiversiteettisopimus 196
biomassa 78
delta-diversiteetti 23
detrivori 80
diversiteetti-vakaushypoteesi 23
dynamiikka 49, 85
ekologinen
    kestävyys 137
    vaste 103
    yhteys 151
ekolokeroteoria 38
elinkierto 53
elinympäristöt
    arvokkaat 136,262,268
    hoito 157,165
    kartoitus 263
    luonnonsuojelulaki 264
    merkitys monimuotoisuudelle 264
    metsälaki 264
eliölajit
    käsitteet 25
    tietokanta 307
eliöyhteisöt 79
ennallistaminen 157
    käyttöalueet 160
    menetelmät 161
    mittakaavat 160
    suot 291
    tavoitteet 160
    ympäristövaikutukset 164
epifyyttilaji 82
epsilon-diversiteetti 23
erityisalueet 203
eränkäynti 116
eräviljely 116
evoluutio 28
FIBRE-tutkimusohjelma 138
FIN-LANDIS 71
fossiiliaineisto 30
gamma-diversiteetti 23
Gyldén 119
haapa 33,53,260,274,277
hajottajayhteisöt 80
hakkuumenetelmät 175,122
harjaskääpä 87
harjusinisiipi 307
harmoyökköset 94
harsinta 123
havumetsävyöhyke 36
havutikaskuoriainen 91
herbivori 79
heterogeenisuus 39,51,55,59,61,173
hierarkiatasot 50
hierarkkisuus 50,145
hiilimaljakas 87
hirvi 41
hitupihtisammal 88
hoitotuki 367
HSS-hypoteesi 41
huhtakaski 116
huhtakurjenpolvi 86
hypoteesi
    diversiteetti-vakaus 23
    HSS 41
    keskimääräisten häiriöiden 44
    niitti 24
    redundanssi 24

vararengas24
hyppyhäntäiset 80
hyvinvointi 316
hyytelöjäkälät 88
häiriödynamiikka 56
merkitys monimuotoisuudelle 145
metsänkäsittelymallit 181
häiriöt 52,55,61
häviämisriski 95
idiosynkraattisuus 24
ikäjakauma 169
indikaattorilaji 25,348
informaatio-ohjaus 370
investointituki 367
isokelokärsäkäs 87
isokeuhkosammal 86
isokoskelo 296
isomustakeiju 88
jokihelmisimpukka 246
jätkäjäärä 91
jäärät 91
kaarnakuoriaiset 91
kaavoitus 253
kalasääski 308
kangasvuokko 86,165
kannanvaihtelu 93,94
kansallinen metsäohjelma 138,220
ympäristövaikutusten arviointi 221
kantokääpä 92
kaskenpoltto 116
kaskiviljely 116
kasvillisuusvyöhykkeet 33
kasvupaikka 42
kehittämisohjelmat 216
kehitysvaiheet 62
kellotalvikki 88
keltakerroskääpä 87
keltavästäräkki 132
kemera 215
kestävyys
ekologinen 133
sosiaalinen 133
taloudellinen 133
kestävä kehitys 210
periaate 210
soveltaminen 211
kiiltokuusijäärä 91
kiistat 354, 338
kirjanpainaja 92
kiuru 132
kivennäismaat 42,128
kliimaksi-vaihe 48
kohdelaji 25
koivu 33,53,62,79,118,274,277
konnanmarjat 81
korpikiitäjäinen 91
korpikolva 87,91
kotitarvekäyttö 120
kotka 308
kulosammal 86
kulot
luonnonmetsissä 56, 283
talousmetsissä 284
kulotus 284
kunnostusojitus 290
kuoripunkit 80
kuplamörsky 87
kustannustehokkuus 343,348
kuusenkynsikääpä 92
kuusi 33,34,53,68,79,88,118,274
kydöttäminen 116
kynnysarvo 103
kytkeytyneisyys 151
käsitemallit 147
kääväkkäät 82
lahopuu 77, 280
kovakuoriaistutkimus 275
lajiston sukkessio 91
merkitys metsäekosysteemissä 60
määrä luonnonmetsissä 273
määrä talousmetsissä 274
sukkessio 59
-dynamiikka 57
lainsäädäntö 214
lajidiversiteetti 23
lajien suojelu
ohjeet ja suositukset 306
säädökset 306
lajimäärä 29,134
suhde pinta-alaan 31
lajit
erityisesti suojeltavat 200
luontodirektiivin liite IV (a) 200
rauhoitetut 196
suojelu 196
uhanalaiset 196,197
lakka 129
latikat 87
lehtikuusi 33
lehtipuu 271,277,280
lehtipuuvaltaisuus 276
leppä 33,278
leviämiskyky 151
liekohärkä 91
liito-orava 38,83,89,136,200,277
liito-oravankirppu 83

lippulaivalaji 25
loiset 83
lovisammalet 88
luonnonarvokauppa 368
luonnonhoito
    laadun seuranta 271
    suunnitelma 243
    tutkinto 230
luonnonmetsä
    erot talousmetsään 167
    tiedon hyödyntäminen 166
luonnonmukaisuus 170
luonnonsuojelu
    -alueverkosto 201
    -hallinto 195
    -lainsäädäntö 214
    -laki 195,203,215
luonnontilainen metsä
    dynamiikka 85
    rakenteet ja vaihtelevuus 65, 85
    vertailukohtana 49
    väheneminen 100
luonnonvarasuunnittelu 247
luontotyypit suojellut 203
lupporustojäkälä 88
maaperä 80
maisema
    heterogeenisuus 179
    kytkeytyneisyys 179
majava 55
makrofauna 80
makroloiset 83
maksuhalukkuus 331
MERA 131
merikotka 308
mesofauna 80
metapopulaatio 96,147,238,369
metsikkö
    rakenteellinen vaihtelevuus 173
    -rakenteet 65
metso-toimintaohjelma 223
metsäaluerakenteet 69
metsäasetus 215
metsähallitus 217,308
metsäkeskustelu 136,361
metsälaidunnus 116,121
metsälainsäädäntö 214
metsälajit lukumäärä 76
metsälaki 136,215
metsäluonto 19
    peruspiirteet 34
    vaihtelevuus 49
metsänhoito
    koulutus 226
    neuvonta 226
    ohjeistus 226,280
    suositukset 137,226
metsänkäsittely
    monimuotoisuutta turvaava 168
    -suositukset 260
metsänomistajat 115,124,217,228,242,316,364
metsäohjelma
    alueellinen 222
    kansallinen 220
    kehittämistarpeet 226
metsäojitus 132,286
metsäpalot 56,58,283
metsäpeura 244
metsäpolitiikka 138
metsäsertifiointi 217,281
metsäsodat 361
metsäsuunnittelu 234
    alue-ekologinen 236
    alueellinen 257
    jokihelmisimpukka 246
    luonnon monimuotoisuus 242
    monitavoitteisuus 234,235
    yksityismetsät 241
metsät
    kuusivaltaiset 68
    käsittely 114
    käyttö 114
    mäntyvaltaiset 67
metsätalous
    alueellisten tavoiteohjelmien kehittäminen 238
    harsinta 122
    kestävyyden käsite 320
    kestävä 210
    tehostettu 124
    toimija 210
    toimija ja monimuotoisuustiedon hallinta 231
    vaikutukset rantoihin 297
    vaikutukset vesiin 297
    ympäristönhoito 227
    ympäristöohjelma 216
    ympäristöpolitiikka 217
    ympäristövaikutukset 133
metsäteollisuusyritykset 257
metsätyyppiteoria 42
metsäverot 367
mikrobivori 80
mikrofauna 80
mittakaavat 61,65

mittakaavatasot 143
moniarvoisuus 134
monimuotoisuus 19
    ekologia 76
    ekologisena ilmiönä 19
    elementit 20
    historiaa ja maantiedettä 28
    häiriöiden merkitys 44
    kasvissyöjien vaikutus 41
    kehityskulut 37
    lajistollinen 37
    maksimointi 345
    merkitys ekosysteemien toiminnalle 23
    mittaaminen 21
    määritelmät 19
    petojen vaikutus 41
    -ohjelma MTK 224
    -ohjelma UPM-Kymmene Oyj 225
    -tiedon hallinta 231
mustikka 130
mutualismi 79
myrskyt 54
myyrät 83
mänty 32,53,67,79,118,125,274
mäntykukka 84
nahkajäkälät 88
nahkuri 87
natura 2000 137,201
niittihypoteesi 24
niittykirvinen 132
nunnamittari 81
nuokkuvarstasammal 86
ojitus 131,138,286,290
osallistava suunnittelu 355
paanusammalet 88
paju 33
pakurikääpä 88
palautuvuus 50
palohelokka 87
palosirkka 307
paloympäristöt 283
perustuotanto 78
pesimäalueet 308
petolinnut 308
pienvedet 292
pienvesiekosysteemi 180
pihtakuusi 33
pikikärsäkkäät 91
pikipallosieni 87
pikkutikka 88
pirstoutuminen 104,126,151
pohjantikka 98
poppeli 33
populaatiodynamiikka 93,143,
populaatioekologia 93
prosessit 37
puupiirtäjät 92
puustosukkessio 59
pyrstötiainen 88
päästäiset 83
raidankeuhkojäkälä 51
raita 90
raja-alueet 308
rakennepiirteet 88
rakenteet 65
rakenteet
    metsikkö 65, 85
    metsäalue 69, 85
rantametsät 292,295,300
ravinteet huuhtoutuminen 290
ravintoverkot 79
redundanssihypoteesi 24
reunavaikutukset 105
riekonkääpä 120
riippunaava 88
riskit 181
rustikka 88
sarjatalvikki 86
sarvikeräpallokas 91
sateenvarjolaji 25
seuranta 184,187
siirtoistutukset 307
silokääpä 88
SILVA-projekti 298
simulaatiomalli 70
sirppikääpä 120
sitkokääpä 88
sopeutuminen 85
sovittelu ristiriidat 358
sukkessio 52,59,61,62,86,128
sukupuuttokustannus 101
sukupuuttovelka 101
suojavyöhykkeet 155
    mitoitus 298
suojelu
    keskittäminen 103
    kustannukset 334, 335
    lajit 307
    metsät Etelä-Suomi 222
    ohjauskeinot 323,364
    pienvesiekosysteemi 180
    suuntaaminen 152
    taso 260,322
    uudet keinot 367, 223
suojelualueet 142,200
    alueellinen osuus ja jakautuminen 205

puutteet 208
verkko 149
yleispiirteet 208
suojeluohjelmat 201
suojelupinta-ala 205,329
suometsät 68
suot 285
luokittelu 285
merkitys monimuotoisuudelle 288
suunnittelu
alue-ekologinen 247
mukautuva 184
osallistava 355
sysipimikkä 86
säästöpuut 177,271,280,281
ekologiset tavoitteet 278
takkuhankajäkälä 88
takkutiera 88
talousmetsät
käsittely 249
monimuotoisuuden lisäämisen arvo 332
talousteoria 316
tarjouskilpailu 368
taulakääpä 88,92
telkkä 296
tervanpoltto 116,120
tikaskuoriaiset 92
toimenpiderajoitukset 264
tropiikki 30
tukialueet 155
tukkijäärät 92
tuotoskyky 40
täpläpöllö 338
uhanalaisuus
-kriteerit 197
-luokat 197
uivelo 296
ulkoisvaikutukset 334
UNCED 26
vadelma 130
valkoselkätikka 88
vararengashypoteesi 24
vesiensuojelu 299
vesiensuojelu tavoiteohjelma 2005 218,220
vesipolitiikka 219
vesipuitedirektiivi 219
viiruliekolyhytsiipinen 106
virkistyskäyttö 333
VMI 78
voimavarat 339
YK 26
yleiskaava 255
ylipalokaski 116
Ympäristö- ja kehityskonferenssi 134
änkyrimadot 80

Osien aloituskuvat
I: Timo Kuuluvainen
II-IV: UPM-Kymmene/Pertti Puranen



Metsä ja sen monimuotoisuus on aina ollut tärkeä osa suomalaisten elämää sekä aineellisesti että henkisesti. Metsä on tarjonnut paitsi ravinnon, lämmön ja rakennusmateriaalin, myös antanut pohjan koko suomalaisen kulttuurin ja talouden kehittymiselle. Metsän kätköissä – Suomen metsäluonnon monimuotoisuus on teos, joka on tehty yhteistyönä tutkijoiden ja tutkimustietoa käyttävien tahojen kanssa.

Kirjan teemoja ovat metsäluonnon monimuotoisuuden ekologia ja ihmisen toiminnan vaikutukset monimuotoisuuteen, käytännön menetelmien ja yhteiskunnallisten ohjauskeinojen soveltaminen metsäluonnon monimuotoisuuden turvaamisessa sekä monimuotoisuuden turvaamiseen liittyvät taloudelliset hyödyt ja kustannukset.

Kirja on suunnattu kaikille Suomen metsäluonnosta kiinnostuneille ja se soveltuu hyvin myös ammattilaisten ja opiskelijoiden käyttöön.

KIRJASARJAN MUUT OSAT:
Elämää pellossa – Suomen maatalousluonnon monimuotoisuus
Veden varassa – Suomen vesiluonnon monimuotoisuus

ISBN 951- 37-3849-3
56.9

9 789513 738495

Edita Publishing Oy
PL 800, 00043 EDITA, vaihde 020 450 00
Asiakaspalvelu:
puhelin 020 450 05, faksi 020 450 2380
Edita-kirjakauppa Helsingissä:
Annankatu 44, puhelin 020 450 2566