METSÄNTUTKIMUSLAITOKSEN TIEDONANTOJA 800, 2001

02.06.01



Metsän eri käyttömuotojen arvottaminen ja yhteensovittaminen

Jyrki Kangas & Ari Kokko (toim.)

KANNUKSEN TUTKIMUSASEMA

METLA

METSÄNTUTKIMUSLAITOKSEN TIEDONANTOJA 800, 2001

Metsän eri käyttömuotojen arvottaminen ja yhteensovittaminen

Jyrki Kangas & Ari Kokko (toim.)

METSÄNTUTKIMUSLAITOS
Kirjasto

KANNUKSEN TUTKIMUSASEMA

Kangas, J. ja Kokko A. (toim.). 2001. Metsän eri käyttömuotojen arvottaminen ja yhteensovittaminen. Metsän eri käyttömuotojen yhteensovittamisen tutkimusohjelman loppuraportti. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 800. 366 s. ISBN 951-40-1770-6. ISSN 0358-4283.

Toimituskunta: Jyrki Kangas (pj.), Ari Kokko, Ville Ovaskainen, Pentti Sepponen, Tuija Sievänen

Julkaisija: METLA, Kannuksen tutkimusasema.

Hyväksynyt: Tutkimusjohtaja Kari Mielikäinen 19.02.2001.

Kannen kuvat: Erkki Oksanen Metla Vantaan tutkimuskeskuksen Helsingin toimipaikka.
Esa Heino, Esko Jaskari ja Ari Kokko Metla Kannuksen tutkimusasema.

Toimittajien yhteystiedot: Metsäntutkimuslaitos, Kannuksen tutkimusasema, PL 44, 69101 Kannus, puh. 06-8743211, e-mail: jyrki.kangas@metla.fi, ari.kokko@metla.fi.

Julkaisun myynti: Metsäntutkimuslaitoksen kirjasto, puh. 09-85705580, faksi 09-85705582, e-mail kirjasto@metla.fi, tai Metsäntutkimuslaitos, Kannuksen tutkimusasema, puh. 06-8743211, faksi 06-8743201

Copyright : Metsäntutkimuslaitos

Gummerus Kirjapaino Oy
2001

Sisällys

Lukijalle 8

1 Suomen metsät ja niiden käyttömuodot 9
1.1 Suomen metsät 9
1.1.1 Luontaistaloudesta metsien loppumispelon kautta kestävään kehitykseen 9
1.1.2 Metsätaloudellisia perustietoja metsistä 10
1.1.3 Metsien kunto 14
Ikkuna: Metsien omistus Suomessa 16
1.2 Metsien käyttö ja merkitys nykyään Suomessa 18
1.2.1 Metsällä on monia merkityksiä 18
1.2.2 Hyötyjen mittaaminen ei aina ole helppoa 18
1.2.3 Puuntuotanto 19
1.2.4 Poro- ja riistatalous 20
1.2.5 Marjastus ja sienestys 21
Ikkuna: Satoennusteita seuraamalla poimija tietää, milloin marjat ovat kypsiä poimittaviksi 22
1.2.6 Muut tuotteet 24
1.2.7 Metsien muu virkistyskäyttö 25
1.2.8 Ympäristönsuojelu 27
1.2.9 Metsien kulttuurisia merkityksiä 29
1.3 Metsän käyttömuotojen yhteensovittamisen perusteita 31
1.3.1 Näkökulmien ja tavoitteiden kirjoa 31
1.3.2 Metsän käyttömuotojen suhteet 32
1.3.3 Metsän eri käyttömuotojen yhteensovittamisen tutkimusohjelma 34
Ikkuna: Kansalaismielipide Suomen metsistä 37
Ikkuna: Onko metsien käytöllä merkitystä kalakannoille ja kalastukselle? 39

2 Luonnon virkistyskäytön laajuus ja arviointi 40
2.1 Virkistyskäytön käsitteet ja tutkimus 40
2.2 Virkistyskäytön tutkimusmenetelmät 43
2.2.1 Erilaiset mittausmenetelmät 43
2.2.2 Virkistyskäytön inventoinneissa mitattavia tekijöitä 45
2.2.3 Luonnon virkistyskäytön inventointi 46
2.2.4 Virkistyskysynnän ja ulkoilukäyttäytymisen selittäminen 48
2.3 Virkistyskysyntä Suomessa 52
2.3.1 LVVI –kysyntätutkimus 52
2.3.2 Väestön ulkoiluharrastaminen 53
2.3.3 Ulkoilun useus 55
2.3.4 Ulkoilun harrastajat ja ulkoilun esteet 55
2.3.5 Tyypillinen ulkoilukerta 57
2.3.6 Ulkoiluun käytetyt alueet ja reitit 57
2.3.7 Ulkoiluun käytettävissä olevat varusteet 59

2.4 Virkistysmahdollisuuksien tarjonta 62
2.4.1 Mitä ovat virkistysalueet, ulkoilureitit ja virkistyspalvelut 62
2.4.2 Virkistysmahdollisuuksien tarjoajat 64
2.4.3 Virkistysmahdollisuuksien tarjonnan tutkimus 64
2.4.4 Virkistystarjonnan tiedonkeruumenetelmät 66
2.4.5 GIS-tekniikan käyttö LVVI-tarjontatutkimuksessa 67
Ikkuna: GIS-paikkatieto 68
2.4.6 Pirkanmaan virkistysmahdollisuudet – tapaustutkimus 72
2.4.7 Virkistysalueiden laatuluokitus 72
Ikkuna: Suomalaisen liikunnan tietopankki 74
2.5 Virkistysmahdollisuuksien kysynnän ja tarjonnan kohtaaminen 76
2.5.1 Kysynnän ja tarjonnan vertailu 76
2.5.2 Virkistysalueiden ROS–järjestelmä ja sen soveltaminen Suomessa 79
2.6 Virkistysalueiden kävijälaskennat ja kävijätutkimukset 81
2.6.1 Kävijälaskentojen ja –tutkimusten tarve 81
2.6.2 Kävijälaskennan ja kävijätutkimusten menetelmät 81
2.6.3 Kävijälaskenta 83
2.6.4 Kävijätutkimus 84
2.7 Virkistysympäristön laatu 90
2.7.1 Virkistysympäristön kantokyky 90
2.7.2 Maisemaominaisuudet 92
2.7.3 Kulkukelpoisuus 92
2.7.4 Saavutettavuus 92
2.7.5 Palvelu- ja varustetaso 93
2.7.6 Ohjeita virkistysympäristön suunnitteluun ja hoitoon 93

3 Luonnonsuojelu- ja erämaa-alueiden käyttö 95
3.1 Metsäluonnon suojelu Suomessa 95
3.1.1 Metsän suojelun taustaa 95
3.1.2 Metsiensuojelualueet 97
3.1.3 Suojelu talousmetsissä 97
3.1.4 Suojelualueiden edustavuus 102
Ikkuna: Mitä ovat metsäluonnon suojelun taloudelliset hyödyt? 107
Ikkuna: Metsästys suojelualueilla 109
Ikkuna: Kansallispuistojen metsästyskäyttö: metsästys Savukoskella Urho Kekkosen kansallispuistossa 1997–1998 109
3.2 Erämaat Suomessa 111
3.2.1 Suomalainen erämaakäsite ja erämaiden käyttö 111
Ikkuna: Suomen erämaiden tunnuspiirteet 118
3.2.2 Kolme erämaata – erämaa yhteiskunnallisena puhetapana 120
3.2.3 Suomalainen erämaatutkimus: lähtökohtia ja tutkimusteemoja 124
Ikkuna: Lakisääteinen erämaa: Yhdysvaltain ja Suomen erämaalain sisältämät erämaan määritelmät ja lain tavoitteet 128

3.3 Erämaiset alueet luontomatkailun kohteena 129
3.3.1 Luontomatkailu osana metsien käyttöä 129
3.3.2 Kestävä matkailu ja kantokyky 134
Ikkuna: Matkailun kehityskaari: matkakohteen elinkaarimalli 142
3.3.3 Saariselän matkailu: erämaasta matkailukaupungiksi 146
Ikkuna: Saariselän matkailun tulo- ja työllisyysvaikutukset 154
3.3.4 Virkistyskäytön ristiriidat erämaisilla alueilla 155

4 Metsien maisemalliset arvot 161
4.1 Maiseman havaitseminen, arviointi ja kokeminen 161
4.1.1 Maiseman määritelmät 161
4.1.2 Maisema-arvostusten merkitys ja syntyminen 162
4.1.3 Ympäristön havaitseminen, arviointi ja kokeminen 165
4.2 Luonnonympäristöjen elvyttävät vaikutukset 169
4.2.1 Luontoympäristö elvyttää kaupunkiympäristöä enemmän 169
4.2.2 Elvyttävä kokemus 170
4.2.3 Elvyttävyyden tutkimuksen teoreettiset päälinjat 171
4.2.4 Mielipaikat luonnonympäristössä 173
4.3 Maisema-arvostukset ja niiden tutkimus 175
4.3.1 Maisema-arvostusten tutkimusotteet 175
4.3.2 Millaisista maisemista pidetään? 178
Ikkuna: Metsänhoitovaihtoehtojen arvostus ulkoilualueilla 183
4.3.3 Metsänuudistamisen kokeminen 186
Ikkuna: Maiseman merkitys maatilamatkailun kehittämisessä 188
4.4 Metsämaiseman hoito ja suojelu 191
4.4.1 Maisemanhoidon merkitys 191
4.4.2 Metsämaiseman hoitosuosituksia 191
4.4.3 Maisemaa koskeva lainsäädäntö ja yhteiskunnan ohjauskeinot 195
4.4.4 Maisemanhoidon tulevaisuuden mahdollisuudet 196
Ikkuna: Maisemanhoidon eurooppalainen ulottuvuus 198

5 Metsien markkinattomien hyötyjen taloudellinen arvottaminen 201
5.1 Ympäristöhyötyjen rahamääräisen mittaamisen tarve 201
Ikkuna: Ympäristöhyötyjen taloudellisen arvottamisen historiikki 202
5.2 Markkinattomien hyötyjen arvottamismenetelmät 205
5.2.1 Mitä arvottamismenetelmät mittaavat 205
5.2.2 Epäsuorat, paljastettujen preferenssien menetelmät 207
5.2.3 Suorat, ilmaistujen preferenssien menetelmät 210
5.3 Retkeilyalueiden ja kansallispuistojen virkistyskäytön arvo 215
5.3.1 Onko maksuton palvelu myös arvoton? 215
5.3.2 Virkistyskäytön arvo matkakustannus-menetelmällä arvioituna 216
5.3.3 Virkistyskäytön arvo hypoteettisten markkinoiden menetelmän mukaan 220
5.3.4 Eri menetelmien tulosten vertailu 224

5.4 Taajamametsien taloudellinen arvo 229
5.4.1 Tausta ja tavoitteet 229
5.4.2 Asuntojen hinnat ja viheralueiden arvo 230
5.4.3 Taajamametsien virkistyskäyttöarvo 235
5.4.4 Johtopäätökset 240
5.5 Metsän ominaisuuksien arvottaminen virkistysalueilla 242
5.5.1 Mitä virkistysalueiden metsiltä odotetaan? 242
5.5.2 Tutkimusasetelma, aineisto ja menetelmät 243
5.5.3 Mieltymykset yksittäisten tekijöiden perusteella 244
5.5.4 Metsän eri ominaisuuksien vaihtosuhteet 246
5.5.5 Loppupäätelmiä 247
5.6 Esimerkkejä ympäristöhyötyjen rahamittojen soveltamisesta 249
5.6.1 Valtion alueiden virkistyskäytön kustannus–hyötyanalyysi 249
5.6.2 Viheralueiden kustannus–hyötyanalyysi ja maankäyttö 252

6 Metsäsuunnittelu käyttömuotojen yhteensovittamisessa 256
6.1 Monitavoitteinen metsäsuunnittelu: mitä ja miksi 256
6.1.1 Suunnittelu on päätöksenteon tukemista 256
6.1.2 Metsäsuunnittelun keskeisiä lähtökohtia ja käsitteitä 257
6.1.3 Monitavoitteisen metsäsuunnittelun vaiheet 259
Ikkuna: Taajamametsät suunnittelun kohteena 260
6.2 Monitavoitteinen vertailu metsäsuunnittelun lähestymistapana 263
6.2.1 Vaihtoehtojen tuottamisesta kokonaisvaltaiseen arviointiin 263
6.2.2 Monitavoitteinen vertailu yksityismetsälön suunnittelussa 264
6.2.3 Muita sovelluksia ja kokemuksia 267
Ikkuna: Tilastotieteen työkaluja suunnitelmien monitavoitteiseen vertailuun 268
6.3 Matemaattiset mallit, ennusteet ja optimointi 271
6.3.1 Numeeriset menetelmät suunnittelun arkipäivää 271
6.3.2 Mallien virheet ja ennustamisen epävarmuus 271
6.3.3 Laskelmien epävarmuuden vaikutus metsäsuunnitteluun 273
Ikkuna: Asiantuntemus numeroiksi: esimerkkinä monimuotoisuusindeksi 274
6.4 Paikkatietomenetelmät metsäsuunnittelun tukena 278
6.4.1 Metsäsuunnittelun tietotarpeet ovat muuttuneet 278
6.4.3 Paikkatietomenetelmät ja metsäsuunnittelu 279
6.4.4 Eläinten elinympäristöjen paikkatietoanalyysit 282
6.4.5 Tulevaisuuden paikkatietonäkymiä 285
Ikkuna: Kartografinen mallinnus ja monikriteerinen arviointi elinympäristöjen sopivuuden arvioinnissa 286
6.5 Metsäsuunnittelun sovelluksia 289
6.5.1 Alue-ekologisten tarkastelujen integrointi metsäsuunnitteluun 289
Ikkuna: Maisemarakenteen ja metsokannan kehityksen yhteys 294
6.5.2 Osallistavan ja vuorovaikutteisen suunnittelun soveltaminen eri omistajaryhmien metsissä 296
Ikkuna: Tavoitemittari monitavoitteiseen metsäsuunnitteluun 298
6.5.3 Maisema-analyysi kylätason suunnittelussa 302

6.6 Metsäsuunnittelun tutkimus- ja kehittämishaasteita 309
6.6.1 Edelleen monitavoitteisuutta ja käyttömuotojen yhteensovittamista 309
6.6.2 Tehokas tietotekniikka jokapäiväiseen käyttöön 311
6.6.3 Suunnitteluun lisää monimuotoisuutta 311
6.6.4 Muita kehittämis- ja tutkimustarpeita 313

7 Metsätalouden kestävyys 315
7.1 Metsätalouden sosiaalisen kestävyyden käsite Suomessa ja maailmalla 315
7.1.1 Johdanto 315
7.1.2 Kansainvälisiä tulkintoja metsien hyödyntämisen kestävyydestä 315
7.1.3 Kotimaisia tulkintoja metsätalouden sosiaalisesta kestävyydestä 317
7.1.4. Pohjois-Amerikkalaisia näkemyksiä 319
7.1.5. Tulevaisuuden näkymiä 320
Ikkuna: Sosiaalisen kestävyyden arktisia opetuksia 322
7.2 Metsien käytön sosioekonomisia ulottuvuuksia 325
7.2.1 Metsäsektorin työllisyys 325
7.2.2 Metsään perustuva yrittäjyys maaseudun elinvoimaisuuden turvana 332
Ikkuna: Virkistyskäyttö ja luontoon perustuva matkailu aluetaloudessa 336
7.2.3 Tasa-arvo metsäsektorilla 338
Ikkuna: Naiset puunmyyjinä 343
7.2.4 Perhemetsätalous sosiaalisen kestävyyden kivijalkana 344
7.2.5 Metsällisten ympäristökonfliktien käsittely ja sosiaalinen kestävyys 347
Ikkuna: Osallistava ja yhteistoiminnallinen suunnittelu keinona kohti sosiaalista kestävyyttä 349
7.3 Metsien käytön ekologisesta kestävyydestä 350
7.3.1 Luonnonarvoja ja tuotantokykyä 350
Ikkuna: Pirstoutumisen ja runsaan virkistyskäytön vaikutus taajamametsien kasvillisuuteen 351
Ikkuna: Virkistyskäytössä kuluneiden metsäalueiden kunnostaminen 353
7.3.2 Tarkastelumittakaava ja palautuvuus 355
Ikkuna: Metson tulevaisuus Suomessa 356
7.3.3 Alue-ekologinen näkökulma metsäeliöstön suojeluun 360
Ikkuna: ESC-strategia ("Everywhere, Somewhere and in Conservation areas") ekologisten tavoitteiden rationalisointiin talousmetsissä 360
7.3.4 Käytännön keinoja luonnonkirjon turvaamiseksi 362
Ikkuna: Luppopuuhakkuu – monitavoitteista puusadon korjuuta 364

Lukijalle

Kirja, jota luet, on Metsäntutkimuslaitoksen tutkimusohjelman "Metsän eri käyttömuotojen yhteensovittaminen" tuotos. Se palvelee paitsi yleisesityksenä metsän merkityksistä ja niiden yhteensovittamisen näkökulmista Suomessa, myös tutkimusohjelman loppuraporttina. Tarjolla on viimeaikaisen metsäntutkimuksen tuottamia tietoja ja keinoja hyödynnettäviksi metsän merkitysten selvittämiseen, arvottamiseen ja kokonaistarkasteluun.

Otsikko antaa hyvän kuvan kirjan sisällöstä ja keskeisimmästä annista. Se myös kertoo, minkälaisiin asioihin tutkimusohjelma pureutui. Rooli tutkimusohjelman loppuraporttina näkyy kirjan sisällön painotuksissa. Pääluvuille 2 – 7 nimetyt teemat heijastavatkin jo päättyneen tutkimusohjelman tutkimuksellisia painoaloja.

Suurin osa tässä kirjassa esiteltävistä tutkimustuloksista on jo julkaistu aikaisemmin eri yhteyksissä. Monista niistä on kirjoitettu kansainvälisissä tieteellisissä aikakauslehdissä. Kirjaan on koottu tuloksista keskeisimpiä sekä niitä, joilla on välitöntä käytännön merkitystä tai joiden on arveltu muutoin kiinnostavan metsä- ja ympäristöalalla toimivaa väkeä tai muita metsätiedonjanoisia kansalaisia. Kirjassa on pyritty yhtenäiseen esitystapaan ja kokoavaan otteeseen niin, että kyseessä ei olisi pelkkä sikermä sekalaisia selostuksia erinäisistä selvityksistä. Toivon mukaan se voi palvella myös käsikirjamaisena alan perusteoksena ja eri koulutusasteiden oppimateriaalina.

Rakenteellisesti kirja koostuu läpi opuksen juoksevasta runkotekstistä pää- ja alalukuineen. Siitä irrallisissa, lyhyissä ns. ikkunoissa esitellään yksityiskohtaisemmin joitakin tutkimustuloksia ja tutkimuksissa käytettyjä tai tuotettuja menetelmiä; osin "tieteellisemmin" ja teknisemmin kuin runkotekstissä. Kunkin alaluvun ja ikkunatekstin kirjoittajat on mainittu erikseen heti otsikon jälkeen. Kirjaan viitattaessa tulisikin mainita kirjoittajineen se alaluku tai ikkuna, johon viittaus kohdistuu. Jokaisella pääluvulla on oma toimittajansa.

Kirjan kirjoittamiseen ja toimittamisprosessiin on osallistunut lukuisa joukko aihepiirin tutkijoita niin Metsäntutkimuslaitoksesta kuin yhteistyötahoistammekin. Tässä yhteydessä haluan lausua lämpimät kiitokset kaikille kirjan valmistumiseen panoksensa antaneille. Samoin osoitan kiitokset kaikille niille lukuisille - lähes lukemattomille - hyville kumppaneille, joiden kanssa tutkimusohjelman väen on ollut ilo tehdä yhteistyötä. Yhteistyö käytännön metsä- ja ympäristötalouden, metsäopetuksen ja metsäntutkimuksen kesken oli Metsän eri käyttömuotojen yhteensovittamisen tutkimusohjelman puitteissa varsin mutkatonta ja tuottoisaa. Toivottavasti se näkyy ja tuntuu myös tässä kirjassa.

Jyrki Kangas

Tutkimusohjelman koordinaattori

1 Suomen metsät ja niiden käyttömuodot

Jyrki Kangas (toim.)

1.1 Suomen metsät

Jyrki Kangas ja Annika Kangas

1.1.1 Luontaistaloudesta metsien loppumispelon kautta kestävään kehitykseen

Suomessa on runsaat metsävarat. Säännöllisten metsäninventointien, kattavan metsäsuunnittelun ja tehokkaan metsäntutkimuksen ansiosta metsien nykytila ja metsien kehitys viimeisen 80 vuoden ajalta tunnetaan varsin hyvin. Samoin tiedossa on metsien metsätaloudellinen käyttö. Muiden lähteiden kautta tunnetaan aikaisempaakin metsähistoriaa, joskaan tietämys varhaisemmasta metsänkäytöstä ei ole yhtä täydellistä. Tietomme eräistä muista tärkeistä seikoista kuin metsätaloudesta, kuten luonnon virkistyskäytön laajuudesta ja metsien ekologisista merkityksistä, ovat vielä osin puutteelliset nykyhetkenkin osalta.

Kun Suomi jääkauden jälkeen vähittäin asutettiin, metsiä käytettiin monenlaisten hyödykkeiden lähteenä. Metsistä saatiin monipuolisesti eläin- ja kasvisravintoa sekä materiaaleja asusteisiin, työkaluihin, aseisiin, yösijaan, rakenteisiin, jne. Kun kaupankäynti kehittyi, metsistä saatavat turkikset olivat ensimmäiset vaihdannassa käytetyt kotimaiset tuotteet, joilla saatiin hankittua tuontitarvikkeita kuten suolaa ja jalokiviä. Metsä palveli jo varhain myös karjan laitumena. Metsiä kaskeamalla taas saatiin viljelyskelpoista maata pariksi vuodeksi kerrallaan.

Suomen tärkeimmät vientitavarat 1500-luvulta lähtien tuotettiin tervanpoltossa ja laivanrakennuksessa. Kaskeaminen ja tervanpoltto hiipuivat vasta varsinaisen puunjalostuksen alkamisen myötä 1800-luvun lopulla. Niiden jäljet näkyvät paikoin vieläkin metsäluonnossamme, esimerkiksi Savon ja Karjalan kaskimaille syntyneinä koivikkoina. Puun tärkein käyttötarkoitus – käyttömäärillä mitaten – oli 1900-luvun alkuun asti kuitenkin lämmönlähde. Rautaruukkeihin, lasihytteihin, höyrysahoihin ja myöhemmin laajamittaiseen sahaukseen ja paperintuotantoon pohjautuneesta metsäteollisuuden huimasta kehityksestä huolimatta puun kotitarvekäyttö oli aina 1950-luvulle asti suurempi kuin puun teollinen käyttö.

Jo 1900-luvun alussa, ennen Suomen itsenäistymistä, puu- ja puunjalostusteollisuus tuottivat noin 70 % viennin arvosta. Korkeimmillaan osuus oli heti toisen maailmansodan jälkeen, jolloin se nousi jopa 90 %:iin. Sittemmin tuo lukema on pienentynyt ollen nykyään selvästi alle puolet vientituloista. Suomi on ollut pitkään ja on edelleen taloudellisesti enemmän riippuvainen metsistään kuin mikään muu teollisuusmaa.

Kaskeamisen ja tervanpolton takia puun käyttö Suomessa 1800-luvulla oli ajoittain selvästi suurempaa kuin metsien puuston kokonaiskasvu. Pelättiin metsien loppumista. Vuonna 1859 kutsuttiinkin Saksasta kuninkaallinen ylimetsäneuvos Edmund von Berg selvittämään Suomen metsien tila. Hän kuvaa Suomen metsiä seuraavasti "Nyt ovat Suomenmaan metsät siinä tilassa, että jos vielä kehnommiksi kävisivät, niin olisi se suuresti kamoitava asia, sillä ei ilmanlaatukaan silloin olisi huonommaksi muuttumatta" (von Berg 1988). Raportissaan von Berg painottaakin metsien kestävää käyttöä. Pelko metsien loppumisesta toimi pontimena myös nykyisen metsähallituksen perustamiselle ja metsäopetuksen aloittamiselle, samoin kuin se on ollut monien metsien hoito-ohjeita ja metsäneuvonnan järjestämistä koskevien päätösten taustalla viime aikoihin saakka.

Puuston poistuma on viimeksi ylittänyt kasvun 1960-luvun alkupuolella. Sen jälkeen kasvu on ollut selvästi poistumaa suurempi, ja siten puuston määrä Suomen metsissä on lisääntynyt. Pelko taloudellisesti hyödynnettävän puuston loppumisesta onkin väistynyt ja ongelmaksi onkin enemmän mielletty puun vajaakäyttö. Samalla metsäkeskustelun polttopisteeseen ovat nousseet huolet metsien terveydentilan rapistumisesta ja metsäympäristön monimuotoisuuden vähenemisestä. Ekologisten ja taloudellisten näkökohtien ohessa myös metsänkäytön sosiaaliset ja kulttuuriset vaikutukset ovat saamassa lisää painoarvoa yhteiskunnallisessa päätöksenteossa. Kestävän kehityksen vaatimukset on ulotettu myös metsätalouden ekologisiin ja sosiaalisiin näkökohtiin.

Huoli luonnon ekologisesta köyhtymisestä on maailmanlaajuinen. Samoin ilmakehän saastuminen ja ilmaston lämpeneminen ovat globaaleja uhkia. Kaikki nämä uhat ovat sidoksissa toisiinsa ja niillä voi pitkällä tähtäimellä olla vakavat vaikutukset metsien kaikkiin käyttömuotoihin. Kansainvälisin sopimuksin ja suosituksin, jotka Suomikin on hyväksynyt, pyritään aikaansaamaan yhteisiä ponnistuksia ekologisten uhkien torjumiseksi.

1.1.2 Metsätaloudellisia perustietoja metsistä

Suomen metsät on inventoitu vuosina 1921–1994 kahdeksan kertaa, ja vuonna 1996 alkoi jo yhdeksäs inventointi. Metsäntutkimuslaitoksen toteuttama valtakunnan metsien inventointi (VMI) perustuu systemaattiseen otokseen suomen metsistä. Kolmessa ensimmäisessä inventoinnissa koealat sijoitettiin halki Suomen lounaasta koilliseen kulkeville linjoille, ja seuraavissa inventointi on perustunut 8–21 koealan rypäisiin (Tomppo ym. 1998b).

Toistaiseksi viimeisimmässä eli 9. inventoinnissa koealat on sijoitettu 15 koealan rypäisiin, joita on sijoitettu maastoon 7 km välein (Tomppo ym. 1998a, Tomppo

Taulukko 1.1-1. Metsätalouden maan osuus kokonaismaa-alasta metsäkeskuksittain 1986-1997 (Metsätilastollinen vuosikirja 1998).

Metsäkeskus	Metsä-maa, %	Kitu-maa, %	Jouto-maa, %	Tiet yms., %	Yhteensä, %	Koko maa-ala, 1000 ha
Ahvenanmaa	47,5	13,3	17,7	0,2	78,7	153
Rannikko	62,4	5,4	4,0	0,2	71,9	1367
Lounais-Suomi	59,1	3,5	2,1	0,3	65,0	1723
Häme-Uusimaa	65,5	1,7	0,7	0,5	68,3	1433
Kymi	72,0	1,5	1,2	0,4	75,1	1078
Pirkanmaa	74,1	2,4	0,7	0,5	77,7	1274
Etelä-Savo	83,3	1,9	1,0	0,7	87,0	1443
Etelä-Pohjanmaa	65,5	5,2	4,7	0,5	75,9	1945
Keski-Suomi	82,0	2,2	0,9	0,8	85,9	1625
Pohjois-Savo	79,3	1,4	1,5	0,6	82,8	1651
Pohjois-Karjala	78,7	4,8	3,4	0,8	87,7	1778
Kainuu	77,0	10,3	6,6	0,7	94,7	2157
Pohjois-Pohjanmaa	66,6	10,6	10,5	0,6	88,3	3530
Lappi	53,2	19,7	24,1	0,3	97,4	9306
Koko Suomi	65,9	9,6	10,2	0,5	86,2	30 459

Taulukko 1.1-2. Puuston keskitilavuus (m^3/ha) vallitsevan puulajin mukaan sekä puuston keskimääräinen kasvu metsäkeskuksittain 1986-1997 (Metsätilastollinen vuosikirja 1998).

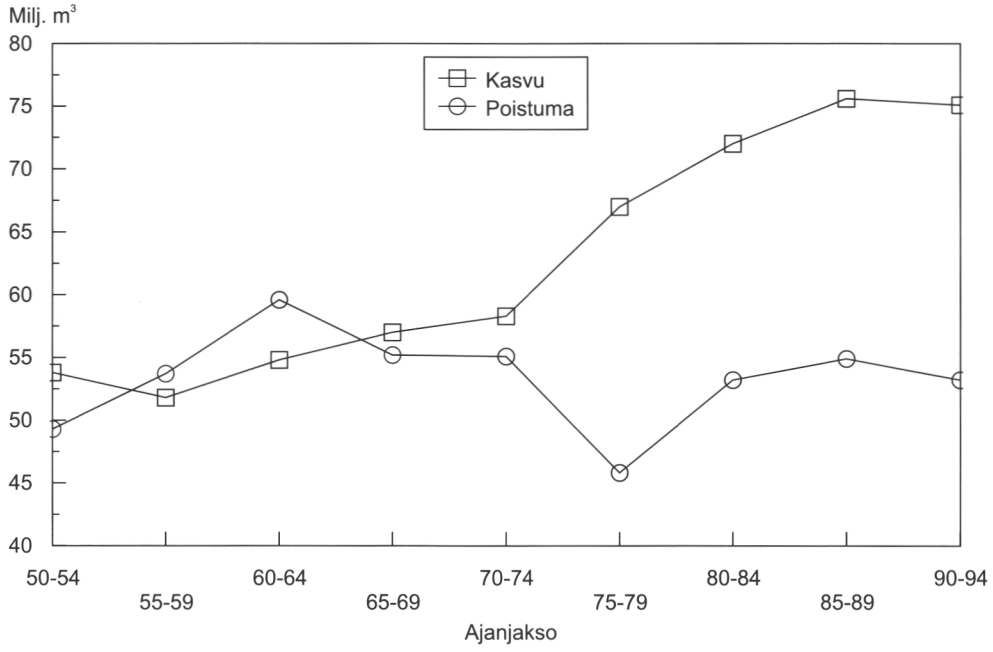
Metsäkeskus	Mänty	Kuusi	Lehtipuu	Kaikki	Kasvu
Ahvenanmaa	118	177	121	126	3,9
Rannikko	92	164	106	118	4,9
Lounais-Suomi	101	164	109	121	5,4
Häme-Uusimaa	111	177	130	146	6,7
Kymi	102	160	122	122	6,1
Pirkanmaa	90	175	103	124	5,5
Etelä-Savo	120	158	132	133	6,0
Etelä-Pohjanmaa	84	165	99	96	3,8
Keski-Suomi	97	175	91	119	5,0
Pohjois-Savo	93	164	84	116	5,1
Pohjois-Karjala	84	137	86	96	4,4
Kainuu	63	124	60	71	2,6
Pohjois-Pohjanmaa	66	113	73	73	2,9
Lappi	52	69	52	55	1,5
Koko Suomi	76	144	84	92,7	3,8

ym. 1999). Tämä tarkoittaa, että koealoja on mitattu yksi noin 330 hehtaaria kohti. Tällaisella maasto-otoksella saadaan luotettavat tiedot metsävaroista suuraluetasolla, eli metsäkeskusten alueella ja valtakunnallisesti. Sen sijaan kuntakohtaisten tulosten laskemiseksi tarvitaan maasto-otoksen lisäksi myös satelliittikuvilta ja kartoista saatavaa informaatiota (Tomppo ym. 1998b). Metsätaloudellisten tietojen lisäksi VMI:ssa kerätään informaatiota metsien kunnosta ja ekologisesta monimuotoisuudesta (Tomppo ym. 1999).

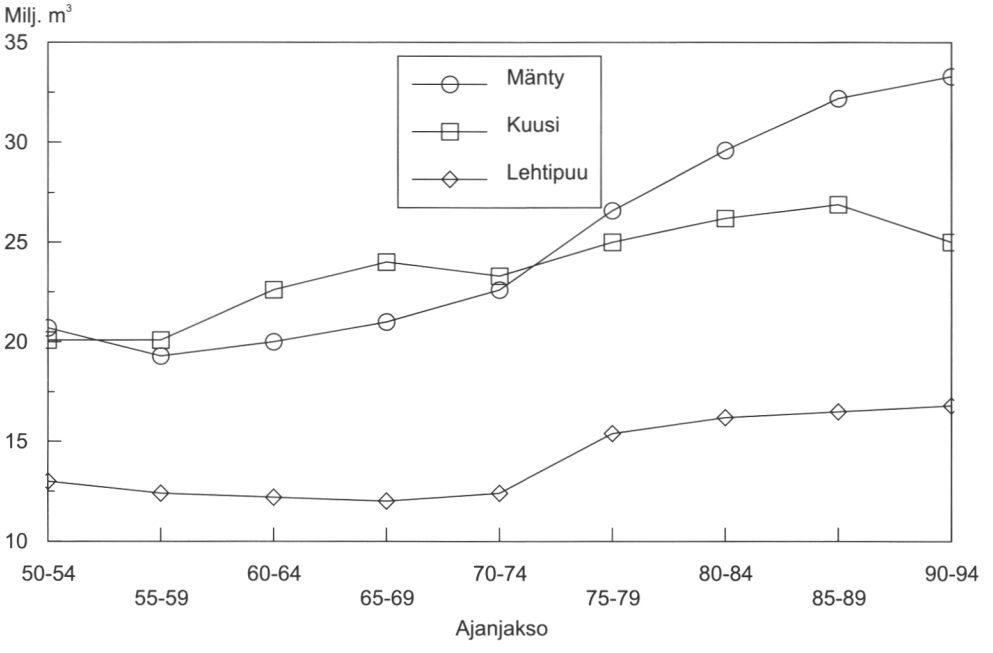
Suomen kokonaismaa-alasta (30 459 hehtaaria) keskimäärin 86 % luokitellaan metsätalouden maaksi, ja 66 % edelleen metsämaaksi. Metsämaata on maa, jossa puuston pitkän ajan keskimääräinen kasvu voi olla vähintään 1 m^3/ha/v. Etelä-Suomessa metsämaan osuus on noin 72 %, ja vähän kasvavan kitumaan ja lähes puuttoman tai puuttoman joutomaan osuus noin 5 %. Pohjois-Suomessa tätä vähäkasvuista kitu- tai joutomaata on keskimäärin 35 %, ja metsämaata noin 60 %. (Metsätilastollinen ... 1998).

Suomen koko puuston tilavuuden arvioitiin viimeisimmässä inventoinnissa olevan noin 1 900 miljoonaa kuutiometriä. Tästä määrästä 46,3 % on mäntyä, 35,7 % kuusta ja 14,8 % koivua. Muiden puulajien, kuten haavan, lepän tai raidan, osuus puuston tilavuudesta on siis melko pieni. Kuusimetsät painottuvat Etelä-Suomeen, jossa kuusen osuus on noin 42 % ja männyn 40 %. Pohjois-Suomessa kuusen osuus on selkeästi vähäisempi, vain noin 22 % kun männyn osuus on 60 %. (Metsätilastollinen ... 1998).

Keskimäärin puuston tilavuus on Suomessa 92,7 m^3/ha. Suurimmat puuston keskitilavuudet ovat Hämeessä, Uudellamaalla ja Etelä-Savossa, pienimmät Lapissa. Samaten suurin keskimääräinen kasvu (6,7m^3/ha/v) on Häme-Uusimaan metsäkeskuksen alueella, ja pienin Lapin metsäkeskuksen alueella (2,7m^3/ha/v). Vuosina 1950–1990 puuston kokonaiskasvu on noussut koko ajan, 54 miljoonasta kuutiometristä lähes 76 miljoonaan kuutiometriin. Viimeisimmässä mittauksessa kasvun havaittiin kui-



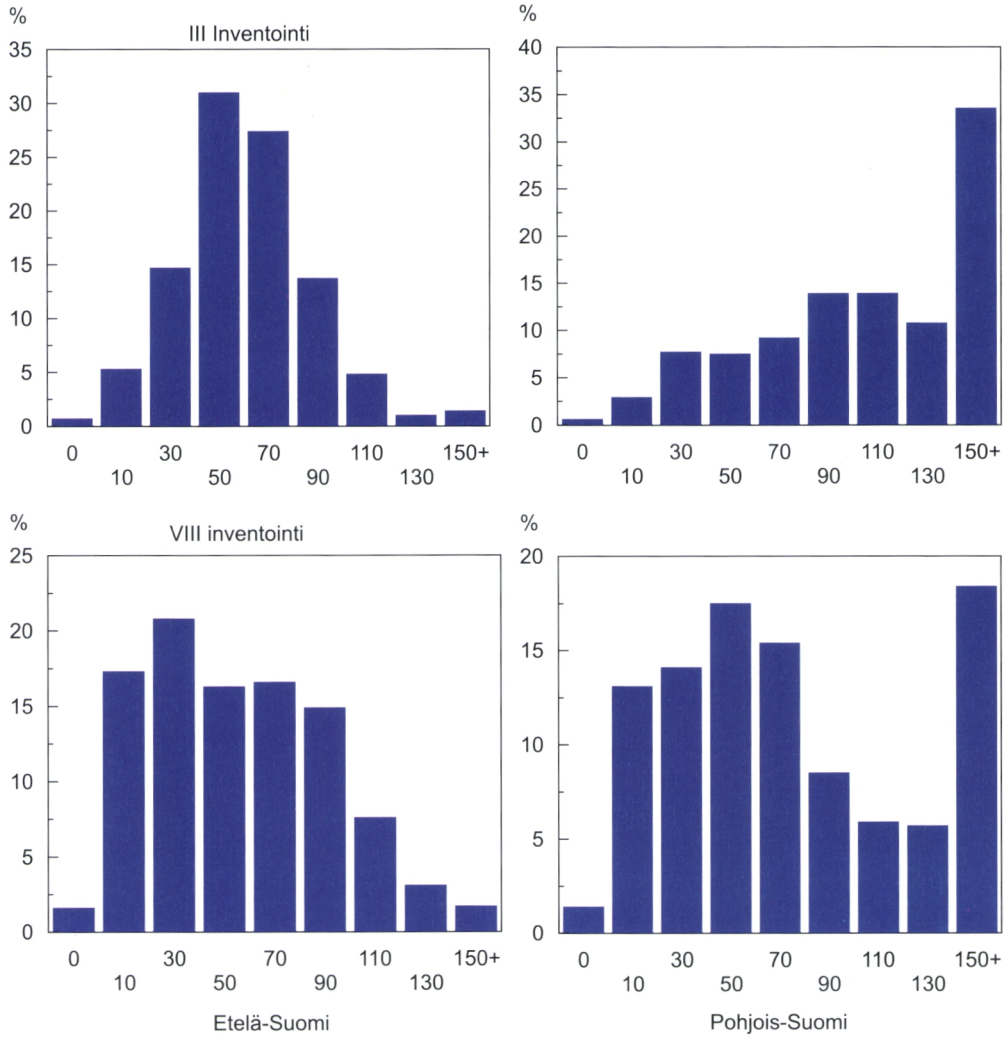
Kuva 1.1-1. Metsätase eli puuston kasvun ja poistuman suhde 1950-luvulta 1990-luvulle (Metsätilastollinen vuosikirja 1998).



Kuva 1.1-2. Metsiemme pääpuulajien kasvu 1950-luvulta 1990-luvulle (Metsätilastollinen vuosikirja 1998).

tenkin kääntyneen lievään laskuun, ja se oli noin 75 miljoonaa kuutiometriä. Lievän laskusuunnan selittää lähinnä kuusen kasvun vähentyminen erityisesti Etelä-Suomessa. Männyn ja lehtipuiden kasvu on sen sijaan edelleen lisääntynyt. Puuston poistuma on vuosia 1955–64 lukuunottamatta pysynyt koko ajan kasvua pienempänä.

Vaikka kokonaiskasvu onkin lisääntynyt, yksittäisten puitten kasvu ei ole viime vuosikymmeninä sen kummemmin lisääntynyt kuin vähentynytkään. Vuotuisia heilahteluja on kuitenkin runsaasti. (Mielikäinen 1996, Mielikäinen ym. 1996). Kokonaiskasvun muutos selittyy pääasiassa kahdella seikalla: kasvukunnossa olevan maa-alan lisääntymisellä (esimerkiksi soiden ojituksen ja pellon metsityksen vuoksi) sekä puuston rakenteen muutoksilla (ikärakenteen ja tiheyden muutokset). Taimina puut kasvavat hitaasti, nuorina niiden kasvu kiihtyy ja puiden vanhetessa jälleen hidas-



Kuva 1.1-3. Metsien ikäluokkarakenteen muutos 1950-luvulta (III inventointi) 1990-luvulle (VIII inventointi) Etelä- ja Pohjois-Suomessa (Vertailukelpoisuuden vuoksi III inventoinnin ikäluokka 120-160 vuotta jaettu luokkiin 120-140 ja 140-) (Metsätilastollinen vuosikirja 1998).

tuu. Siksi suurin kokonaiskasvu saavutettaisiin, jos koko maan puusto olisi parhaassa kasvuiässä olevaa metsää. Jos metsät olisivat kauttaaltaan hyvin vanhoja tai hyvin nuoria, kokonaiskasvu olisi vääjäämättä pienempi.

Metsämaan osuus on vuosista 1951–53 vuosiin 1986–97 noussut lähes 16 %; ja kitu- sekä joutomaan osuus on vastaavasti laskenut (kitumaa 35 % ja puuton joutomaa 30 %). Maatalouden maan osuus on myös laskenut ja rakennetun sekä liikenteen maan määrä noussut. Soiden osuus koko maassa on keskimäärin 34,2 % metsätalousmaasta. Pohjoisessa osuus on selvästi suurempi (40,6 %) kuin Etelä-Suomessa (26,6 %). Yli puolet soista on 1986–1997 inventointitietojen mukaan ojitettu, etelässä jopa 76,2 %.

Myös puuston ikäluokkajakauma on viimeisten vuosikymmenien saatossa selkeästi muuttunut. Etelä-Suomessa keskiikäisten metsien osuus on vähentynyt ja vanhojen sekä nuorien metsien osuus lisääntynyt, Pohjois-Suomessa taas vanhojen metsien osuus on vähentynyt ja nuorten osuus lisääntynyt. (Metsätilastollinen ...1998, Ilvessalo 1956).

Vaikka iältään vanhojen puustojen osuus on Etelä-Suomessa lisääntynyt, luonnontilaisten tai niiden kaltaisten vanhojen metsien määrä on vähentynyt. Tämä on johtanut vanhojen metsien suojelutarpeeseen. Luonnonsuojelullisesti arvokkaassa vanhassa metsässä on tyypillisesti paljon eriasteista lahopuuta, useita puulajeja ja eriikäisiä puita. Lisäksi vanhan metsän tulisi olla riittävän laaja-alainen ja yhtenäinen. Tehokkaassa talouskäytössä olleista metsistä tällaiset piirteet yleensä puuttuvat.

1.1.3 Metsien kunto

Metsien kunto heijastaa luonnonympäristön tilaa yleisemminkin. Suurin uhka metsien kunnolle tulee ilman epäpuhtauksista. Happamoittavista päästöistä rikkidioksidi ja typen oksidit ovat tärkeimmät, mutta myös raskasmetallikuormitus voi vaikuttaa negatiivisesti metsien kuntoon. Samoin ilmakehän lisääntyvällä kasvihuonekaasujen määrällä voi olla pitkällä tähtäimellä vakavat seuraukset metsille ja niiden käyttömahdollisuuksille. Maapallon keskilämpötilan arvioidaan nousevan 1–3 °C seuraavan 40 vuoden aikana, jos kohta ilmaston kehityksen ennustaminen on varsin epävarmaa. Ilmaston lämpeneminen seurausilmiöineen voisi huonontaa monella tapaa metsien kuntoa esimerkiksi ravinnetalouden muutosten ja tuholaisten yleistymisen kautta.

Suomessa on vuodesta 1986 lähtien arvioitu vuosittain metsien kuntoa. Arviointi toteutetaan kansainvälisesti sovituin menetelmin, ja se pohjautuu VMI:n pysyviin koealoihin. Metsien kunnon arvioinnissa selvitetään muunmuassa puuston harsuuntuneisuus eli suhteellinen neulas- tai lehtikato, aluskasvillisuuden ja epifyyttijäkälien esiintyminen, sekä metsäsammalten raskasmetallipitoisuudet. Lisätietoa metsien kunnosta antaa VMI:n yhteydessä kerättävä metsätaloudellinen informaatio, esimerkiksi metsien kasvun mittaukset. VMI:ssa on perinteisesti arvioitu myös puuston tuhot ja vauriot.

Suomen metsät ovat vähemmän harsuuntuneita kuin metsät useimmissa muissa Euroopan maissa. Vuosien 1986–1995 aikana harsuuntuneisuus lisääntyi männyllä keskimäärin 2 % ja kuusella 3 % (Mälkönen 1998). Harsuuntuneisuuden lisääntyminen tapahtui seurantajakson alkupuolella, minkä jälkeen muutokset ovat olleet vähäisiä. Puiden harsuuntuminen on Suomessa ollut siinä määrin vähäistä, että sen perusteella ei vielä ole syytä suureen huoleen.

Kahdeksannessa VMI:ssa havaittiin puustossa tuhoja kaikkiaan 41 %:lla metsämaasta, eli noin 8,3 milj. ha:lla. Tuhonaiheuttajat ovat mitä moninaisimpia, ja kuuluvat paljolti normaaliin metsän elämään. Havaittavat tuhot alentavat puuston kasvua ja aiheuttavat usein puiden teknisen laadun huonontumista. Vanhat puustot ovat yleensä nuoria alttiimpia tuholaisille: ennestään heikentyneeseen puuhun iskevä tuholainen tappaa helposti koko puun. Tuholaisten ta-

kia saattaa kuitenkin kuolla nuoriakin puita. Esimerkiksi vuodesta toiseen toistuva mäntypistiäistuho seuralaistuholaisineen voi olla kuolemaksi kokonaisille metsiköille ja laajemmillekin alueille. Kun puita tarkasti tutkitaan, niin täydellisen tervettä puuta ei löydy, aivan kuten täydellistä ihmisyksilöäkään ei ole.

Puuston tuhoilla voi olla vaikutusta metsien monikäyttöönkin. Pystyynkuollut tai silminnähden kärsivä puusto ei erityisemmin houkuttele metsien virkistyskäyttäjiä, ja luontomatkailulle metsätuhoilla voisi olla vaikeat seuraamukset. Metsien kunto ei kuitenkaan ole Suomessa heikentynyt siinä määrin, eikä näköpiirissäkään sellaista ole. Ajoin ja paikoin on kuitenkin kannettu huolta ravinnoksi käytettävien metsäntuotteiden radioaktiivisuudesta, raskasmetallipitoisuuksista ja muista vahingollisista epäpuhtauksista. Vaikka tämä huoli ei keskimäärin tarkastellen ole akuutti, niin päästölähteiden, vilkkaiden teiden yms. välittömästä läheisyydestä ei marjoja eikä etenkään sieniä kannata poimia. Tshernobylin ydinvoimalaonnettomuuden – Lapissa paikoin vielä myös entisen Neuvostoliiton ydinkokeiden – jäljet näkyvät hieman edelleen Suomen luonnossa, mutta terveydelle vahingollisia määriä radioaktiivisuutta ei ole havaittu.

Metlan Metsien terveydentilan tutkimusohjelman loppuraportissa (Mälkönen 1998) arvioitiin Suomen metsien kunto kaiken kaikkiaan tyydyttäväksi. Yleispäätelmänä todettiin lisäksi, että välitöntä riskiä metsien kunnon heikkenemisestä ilman epäpuhtauksien vuoksi ei ole. Maailmanlaajuisiin metsä- ja muuhun luontoon kohdistuviin uhkiin on kuitenkin syytä suhtautua vakavasti. Vain metsien kunnon säilyminen hyvänä takaa mahdollisuudet hyödyntää niitä monipuolisesti myös tulevaisuudessa: ekologinen kestävyys on pitkällä aikavälillä taloudellisen ja sosiaalisen kestävyyden välttämätön edellytys.

Metsäkasvillisuuden lajisuhteissa on tapahtunut selkeitä muutoksia vuosikymmenten saatossa (Reinikainen ym. 2000). Muutoksiin syinä ovat olleet muunmuassa tehostunut metsätalous ja metsien käsittely, poronhoito sekä ilman epäpuhtaudet. Kasvillisuuden peittävyys on kaiken kaikkiaan vähentynyt 1950-luvulta nykypäivään, ja peittävyyden aleneminen koskee kaikkia kasvumuotoryhmiä. Suurinta on ollut varpujen väheneminen. Varvut ovat joutuneet luovuttamaan aluskasvillisuuden vallitsevan aseman aitosammalille. Selvä lasku on tapahtunut myös esimerkiksi jäkälän peittävyydessä. (Reinikainen ym. 2000). Kasvaneiden porokarjojen laidunnus on johtanut porojäkälän hälyyttävään vähenemiseen Lapissa. Kasvillisuuden suurilla muutoksilla on epäilemättä ollut vaikutuksia eläimistöön. Esimerkiksi mustikkavarvuston vähenemisen on uumoiltu olevan mahdollisesti osasyynä metsäkanalintukantojen heikkenemiseen.

Kirjallisuus

von Berg, E. 1988. Kertomus Suomenmaan metsistä 1859. Julkaistu uudelleen 1988. Esipuhe M. Leikola: Edmund von Berg ja hänen kertomuksensa Suomenmaan metsistä. Helsingin yliopiston metsänhoitotieteen laitoksen tiedonantoja N:o 63. 63 s.

Hotanen, J-P., Korpela, L., Mikkola, K., Mäkipää,R., Nousiainen, H., Reinikainen, A., Salemaa, M., Silfverberg, K., Tamminen, M., Tonteri, T. ja Vanha-Majamaa, I. 2000. Metsä- ja suokasvien yleisyys ja runsaus 1951-95. Julkaisussa: Reinikainen, A., Mäkipää, R., Vanha-Majamaa, I. ja Hotanen, J-P. (toim.). 2000. Kasvit muuttuvassa metsäluonnossa. Kustannusosakeyhtiö Tammi. s. 84–301.

Ilvessalo, Y. 1956. Suomen metsät vuosista 1921-24 vuosiin 1951-53. Kolmeen valtakunnan metsien inventointiin perustuva tutkimus. Communicationes Instituti Forestalis Fenniae 47(1):1–227.

Metsätilastollinen vuosikirja 1998. SVT Maa- ja metsätalous 1998:3. Metsäntutkimuslaitos.

Mielikäinen, K. 1996. Kasvun vaihtelu ja kasvutrendit Euroopassa. Julkaisussa: Pohjoisten metsien kasvu - ennen, nyt ja tulevaisuudessa. Metsäntutkimuspäivä Rovaniemellä 1996. Hökkä, H., Salminen, H. ja Varmola, M. (toim.).

Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja. 589. s. 6–15.

Mielikäinen, K., Timonen, M. ja Nojd, P. 1996. Männyn ja kuusen kasvun vaihtelu Suomessa 1964-1993. Metsätieteen aikakauskirja - Folia Forestalia 4/1996:309–320.

Mälkönen, E. (toim.). 1998. Ympäristömuutos ja metsien kunto. Metsien terveydentilan tutkimusohjelman loppuraportti. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 691. 278 s.

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

Tomppo, E., Henttonen, H., Korhonen, K.T., Aarnio, A., Ahola, A., Heikkinen, J., Ihalainen, A., Mikkelä, H., Tonteri, T. ja Tuomainen, T. 1998a. Etelä-Pohjanmaan metsäkeskuksen alueen metsävarat ja niiden kehitys 1968-1997. Metsätieteen aikakauskirja - Folia Forestalia 2B/1998:619–839.

Tomppo, E., Katila, M., Moilanen, J., Mäkelä, H. ja Peräsaari, J. 1998b. Kunnittaiset metsävaratiedot 1990-1994. Metsätieteen aikakauskirja - Folia Forestalia 4B/1998:619–839.

Tomppo, E., Henttonen, H., Korhonen, K.T., Aarnio, A., Ahola, A., Ihalainen, A., Heikkinen, J. ja Tuomainen, T. 1999. Keski-Suomen metsäkeskuksen alueen metsävarat ja niiden kehitys 1967-1996. Metsätieteen aikakauskirja 2B/1999:309–387.

Metsien omistus Suomessa

Annika Kangas ja Jyrki Kangas

Suurin osa Suomen metsistä on yksityishenkilöiden omistuksessa. Yksityisiä metsälöitä oli Suomessa vuoden 1998 alussa noin 439 000. Koko maassa yksityiset omistavat (1986–1994) noin 54 % kaikesta metsätalousmaasta, 62 % kasvullisesta metsämaasta ja 69 % puuston tilavuudesta (taulukko 1.1-3). Valtion omistusosuus metsätalousmaasta on noin kolmannes, yhtiöiden vajaat 8%. Muut, kuten seurakunnat ja eri yhteisöt, omistavat noin 5 % Suomen metsistä. (Metsätilastollinen vuosikirja 1998).

Puuston kokonaiskasvusta yksityismetsänomistajien osuus on vielä suurempi kuin pinta-alasta tai puuston määrästä, lähes 72 % (taulukko 1.1-3). Tämä johtuu siitä, että valtion omistamat metsät sijaitsevat suureksi osaksi Pohjois-Suomessa: kun yksityiset omistavat Etelä-Suomessa noin 74 % metsistä ja valtion osuus on 8,5 %, Pohjois-Suomessa valtion osuus on 56 % ja yksityisten noin 36 %. Myös suurin keskitilavuus ja keskikasvu mitattiin yksityisten metsistä (taulukko 1.1-4). Suurin kasvuprosentti, 4,9, mitattiin kuitenkin yhtiöiden metsistä.

Muiden kuin maanviljelijöiden osuus yksityismetsänomistuksesta on viime vuosikymmeninä jatkuvasti kasvanut. Etenkin perinnönjakojen kautta on metsää siirtynyt enenevässä määrin taajamissa asuville. Samalla metsälöiden keskikoko on pienentynyt. Maanviljelijöiden osuus metsänomistajien lukumäärästä oli vuonna 1990 noin 32 %, eläkeläisten 36 %, palkansaajien 27 % ja yrittäjien 5 %. Koska maanviljelijöiden omistama metsäpinta-ala on keskimäärin suurempi kuin muiden yksityismetsänomistajaryhmien, on heidän osuutensa pinta-alasta suurempi kuin metsänomistajien lukumäärästä. Yksityismetsien metsämaan

Taulukko 1.1-3. Eri omistajaryhmien osuus metsätalousmaasta, metsämaasta, kokonaistilavuudesta sekä kokonaiskasvusta (Metsätilastollinen vuosikirja 1998).

Omistajaryhmä	Metsätalousmaa	Metsämaa	Kokonaistilavuus	Kokonaiskasvu
Yksityiset	54,2	61,7	68,9	71,6
Yhtiöt	7,7	8,7	8,0	9,6
Valtio	33,4	24,7	18,2	13,9
Muut	4,7	4,9	4,9	4,9

Taulukko 1.1-4. Keskitilavuus, keskikasvu ja kasvuprosentti eri omistajaryhmittäin (Metsätilastollinen vuosikirja 1998).

Omistajaryhmä	Keskitilavuus	Keskikasvu	Kasvuprosentti
Yksityiset	104,0	4,4	4,2
Yhtiöt	84,9	4,2	4,9
Valtio	64,0	2,0	3,1
Muut	92,0	3,8	4,1

alasta maanviljelijät omistivat samana vuonna 42 %, eläkeläiset 29 %, palkansaajat 24 % ja yrittäjät 5 %. (Ripatti 1994).

Nykyään noin joka viides perhe omistaa metsää. Voidaankin sanoa, että Suomessa vallitseva metsätalouden muoto on perhemetsätalous. Jos jaetaan yksityismetsänomistus perhemetsänomistukseen, yhtymäomistukseen ja perikuntaomistukseen, omistus jakautuu metsämaan alan suhteen seuraavasti: perhemetsänomistus 76 %, yhtymäomistus 6 % ja perikuntaomistus 18 %. (Ripatti 1994). Naisia metsänomistajista oli vuonna 1990 28 % (Ripatti 1998). Osuus on ollut kasvussa: 70-luvun alussa naisia oli metsänomistajista vain noin 10 % ja 2020 osuuden arvioidaan olevan jo 40 %.

Yksityismetsät ovat ratkaisevassa asemassa paitsi metsäteollisuuden myös esimerkiksi Suomen metsäluonnon ekologisen kestävyyden kannalta. Etenkin Etelä-Suomessa, missä valtion omistamia metsiä on vähän, yksityismetsien virkistyskäytöllinenkin merkitys on suuri. Juuri Etelä-Suomessa korostuu myös niiden merkitys metsien monimuotoisuuden näkökulmasta.

Kirjallisuus

Metsätilastollinen vuosikirja 1998. SVT Maa- ja metsätalous 1998:3. Metsäntutkimuslaitos.

Ripatti, P. 1994. Yksityismetsien omistusrakenteen muutokset. Julkaisussa: Ovaskainen, V. ja Kuuluvainen, J. (toim.). Yksityismetsänomistuksen rakennemuutos ja metsien käyttö. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 484. s. 12–27.

Ripatti, P. 1998. Naiset metsänomistajina. Julkaisussa: Ripatti, P. (toim.). Naiset metsäsektorilla. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 697. s. 27–37.

1.2 Metsien käyttö ja merkitys nykyään Suomessa

Jyrki Kangas ja Arto Naskali

1.2.1 Metsällä on monia merkityksiä

Suomen metsät ovat monikäytössä. Maasta tuskin löytyy montaakaan metsähehtaaria, jolla olisi vain yksi käyttömuoto. Jo jokamiehen oikeudet takaavat sen, että valtaosaa metsistä – omistussuhteista riippumatta – hyödynnetään maisemallisesti, ulkoiluun, keruutuotteiden poimintaan, muuhun virkistykseen. Niiden lisäksi suurin osa metsistä on hakkuutuloihin tähtäävän puuntuotannon piirissä. Luonnonsuojelualueetkin ovat monikäytössä. Niillä on paitsi luonnonsuojelullista myös virkistyksellistä ja tieteellistä käyttöä. Ne ovat tärkeitä myös matkailuelinkeinolle ja monet kansallispuistot ovatkin ahkerassa matkailukäytössä.

Kaikilla metsillä on myös oma ekologinen merkityksensä. Ne ylläpitävät monipuolista eläin-, kasvi- ja sienilajistoa. Metsän käyttö vaikuttaa aina metsän ominaisuuksiin ja eloyhteisöön. Metsän ominaisuudet taas vaikuttavat sen otollisuuteen eri käyttömuotojen kannalta. Ihminen ja metsäluonto muodostavatkin toisiinsa kietoutuneen kokonaisuuden, missä ihminen vaikuttaa luontoon ja luonto ihmiseen. Ihmisten toiminnalla on ollut vaikutusta Suomenkin kaikkien metsien nykyiseen tilaan suoraan tai välillisesti. Välillisiä vaikutuksia metsiin on muunmuassa ilmaston muutosten ja ilmansaasteiden kautta.

Suomen metsien käyttöä voidaan tarkastella jaoteltuna käyttömuotoihin ja merkityksiin seuraavasti: puuntuotannon tuotteet; poro- ja riistatalous; marjastus ja sienestys; muut tuotteet; metsien muu virkistyskäyttö; ympäristönsuojelu; metsän kulttuuriset merkitykset. Seuraavassa on tarkoitus antaa yleiskuva laajasta käyttömuotojen ja merkitysten kirjosta. Kirjan muissa luvuissa syvennytään lähemmin niin taloudellisiin, ekologisiin, sosiaalisiin kuin kulttuurisiinkin ulottuvuuksiin.

1.2.2 Hyötyjen mittaaminen ei aina ole helppoa

Metsän eri käyttöjä ja hyötyjä voidaan mitata kovin eri tavoin. Luonnolliset mittayksiköt eri merkityksille ovat erilaiset. Lisäksi useimpien käyttömuotojen hyötyjä ei voi yksiselitteisesti ilmaista yhdellä ainoalla mittarilla. Metsän kaikilla käytöillä on myös taloudelliset ja muut kerrannaisvaikutuksensa. Eri käyttömuotojen ja merkitysten arvojen ja tärkeyksien vertailu onkin vaikeaa. Se, että näkemykset metsän merkityksistä ja eri käyttöjen arvoista vaihtelevat henkilöittäin, hankaloittaa edelleen "totuuden" löytämistä metsän merkityksistä ja niiden keskinäisistä tärkeyksistä.

Muunmuassa elämysmatkailun hyötyjä voidaan ilmaista liiketaloudellisilla tunnusluvuilla, mutta toiminnan koko hyötyarvoa ne eivät kerro. Elämyksen muut hyödyt voivat ilmetä välillisesti esimerkiksi parantuneen työkyvyn ja -motivaation tai alentuneiden terveydenhoitokustannusten kautta. Elämyksen tuottama mielihyvä sinänsä on metsän hyöty, joka ei välttämättä näy kokonaisuudessaan elämyksen kauppa-arvossa ja kustannuksissa.

Eri käyttömuotojen ja tuotteiden arvottamisen vaikeutta havainnollistaa myös vaikkapa sienenpoiminnan arvon määrittäminen. Poimittujen sienten kokonaiskauppahinta kertoo yleensä vain vähäisen osan sienenpoiminnan kokonaisarvosta. Taloudellisia vaikutuksia koituu myös mm. matkakustannuksista. Ja ennenkaikkea: sienenpoiminnan virkistyksellinen ja elämyksellinen arvo ylittää huimasti kauppahintojen perusteella lasketun arvon. Sienenpoiminnan kokonaisarvo sisältää muutakin kuin koituneet kustannukset ja kauppahinnan. Jos sen tärkeys johdetaan pelkästään suoraan markoissa mitattavista tunnuksista, joudutaan harhateille. Jos sienenpoiminnan yhteiskunnallinen merkitys suhteessa esimerkiksi puuntuotannon vastaavaan määri-

tetään suoraviivaisesti käyttömuotojen liikevaihdon mukaisesti, sienenpoiminnan suhteellisesta merkityksestä saadaan aliarvio. Tämä johtuu siitä, että sienenpoiminnan kokonaisarvo sisältää puuntuotannon arvoa suhteellisesti enemmän muita kuin suoraan rahassa ilmaistavia elementtejä.

Tuotteiden ja palvelujen määriin ja toiminnassa reaalisoituneisiin raha-arvoihin pohjautuvat tilastoinnit eivät siten ilmaise suoraan metsän eri käyttömuotojen ja hyötyjen kaikkia merkityksiä, eikä niitä ole syytä tulkita esimerkiksi eri käyttömuotojen tärkeyksien kuvaajina. Kun käyttömuotojen, tuotteiden ja palvelujen tärkeyksiä määritellään sekä asetetaan tavoitteita metsäpolitiikkaa ja metsäsuunnittelua varten, on muistettava arvioida kokonaisvaltaisesti kaikki merkitykset - ei pelkästään tilastojen tunnusluvut. Jälleen esimerkki: riistan markkinahintoihin perustuva lihaarvo selittää vain murto-osan metsästyksen hyödyistä ja siten metsästyksen tärkeydestä metsän käyttömuotona.

Metsän eri tuotteiden ja palvelujen tärkeydet riippuvat myös tarkastelukulmasta. Jokaisella yksittäisellä metsänomistajalla on yksilölliset tavoitteensa metsätilansa hoidolle ja käytölle. Puunmyyntitulot ovat tärkeitä valtaosalle metsänomistajista. Toisaalta useimmat metsänomistajat haluavat myös vaalia luonnonarvoja omassa metsässään, vaikka se jonkin verran alentaisi puunmyyntituloja. Näin ollen metsänomistajankaan kannalta optimaalista metsänkäyttöä ei voi johtaa pelkästään välittömien nettotulojen maksimoinnilla, tai ylipäätään markkoihin ja kuutioihin nojaamalla.

Seuraavassa kuitenkin tarkastellaan metsän eri käyttömuotoja lähinnä tilastoitavissa olevin määrällisin tunnusluvuin. Tavoitteena on antaa yleiskuva metsien käytöstä Suomessa. Tämän kirjan muissa luvuissa pohditaan syvällisemmin metsän merkitysten arvottamista sekä niiden keskinäisten tärkeyksien tilanteittaista määrittämistä. Muissa luvuissa myös kerrotaan mahdollisuuksista eri mittayksiköin ilmaistavien käyttömuotojen ja ominaisuuksien yhteismitalliseen tarkasteluun.

1.2.3 Puuntuotanto

Puuntuotannon tuotteet ovat raaka-ainetta metsäteollisuudelle ja muulle puuta käyttävälle tuotantotoiminnalle. Yleisimmät puutavaralajit ovat mänty-, kuusi- ja koivutukit, samojen puulajien kuitupuut sekä polttopuu. Vähäisessä määrin hakataan myös muita Suomessa kasvavia puulajeja. Tukeille ja kuitupuulle on tietyt järeys- ja laatuvaatimukset: tukki on järeämpää ja yksikköhinnaltaan arvokkaampaa kuin kuitupuu.

Hakkuumäärä ja puun käyttö sekä siten puuntuotannon taloudellinen merkitys vaihtelevat vuodesta toiseen. Vuonna 1998 Suomessa käytettiin raakapuuta siihen asti ennätykselliset 73,3 milj.m^3. Siitä metsäteollisuuden puunkäyttöä oli 67,7 milj.m^3. Tuontipuuta raakapuun kokonaiskäytöstä oli 10,9 milj.m^3, joten kotimaista raakapuuta käytettiin 62,5 milj.m^3 (luvut pyöristetty lähimpään kymmenesosaan). (Suihkonen ja Kulju 1999). Puun kokonaiskäyttö vaihteli vuosina 1985 – 1997 noin 51,6 milj.m^3:sta 69,6 milj.m^3:een (Metsätilastollinen vuosikirja 1998).

Vuoden 1997 markkinahakkuista 89 % tehtiin yksityismetsissä, yhtiöiden omissa metsissä runsaat 3 % ja loput valtion metsissä. Yksityismetsien osuus hakkuista oli siten huomattavasti suurempi kuin niiden osuus pinta-alasta tai puuston kasvusta. Hakkuin käsitelty ala on kolmen viimeisen vuosikymmenen aikana vaihdellut 237 000 hehtaarista 666 000 hehtaariin. Metsänhoito- ja perusparannustöiden kustannukset olivat vuonna 1997 yhteensä runsas miljardi markkaa.

Puuvarojen käytöllä on suuret vaikutukset kansantalouteen. Metsäsektorin osuus tavaroiden ja palveluiden viennistä oli 35 % vuonna 1993. Puuntuotantoon perustuvien tuotteiden merkitystä Suomelle kuvaa se, että viennin ja tuonnin erotus metsäsektorilla oli samana vuonna lähes 8 500 markkaa asukasta kohti, kun se ns. laajalla metallisektorilla jäi alle 2 000 markan ja muilla toimialoilla miinuksen puolelle. (Toropainen 1998). Suomi on maailman

johtavia metsäteollisuustuotteiden viejiä. Erityisesti korkean jalostusasteen papereissa Suomella on suuri osuus maailmankaupasta.

Puun käyttö myös energiantuotannossa on lisääntynyt viime vuosikymmeninä. Lisääntymisen selittää lähinnä metsäteollisuuden puutähteiden ja puunjalostusteollisuuden jätelienten jatkuvasti kasvanut hyödyntäminen energiantuotannossa. Viime vuosina polttopuun käyttö myös kotitalouksissa on hieman lisääntynyt, vaikkakaan ei vielä esimerkiksi 1960-luvun tasolle. Puun osuus energian kokonaiskulutuksesta oli vuonna 1997 noin 18,5 %. (Energiakatsaus 1/98).

1.2.4 Poro- ja riistatalous

Maan pohjoisosissa, poronhoitoalueella, porotalous on paikallisesti tärkeä elinkeino. Porotalouden merkitys on kuitenkin suurempi kulttuurisesti kuin taloudellisesti. Pohjoisimman Suomen poromiehistä ja -naisista valtaosa on saamelaisia, joiden kulttuurissa porolla ja poronhoidolla on perinteisesti keskeinen asema. Siten porotalouden edellytysten huomioonottaminen metsien hoidossa ja käytössä on tärkeämpää kuin elinkeinon taloudelliset tunnusluvut osoittavat.

Viime aikoina poronlihan vuotuinen tuotos on ollut 2,0–4,2 miljoonaa kiloa ja sen taloudellinen arvo 70–100 miljoonaa markkaa. Poronhoidon aluetaloudelliseksi arvoksi on arvioitu noin 200 miljoonaa markkaa vuodessa, mistä teurasarvo on vajaa puolet, ja työllisyysvaikutukseksi noin 1 400 henkilötyövuotta. (Saastamoinen ym. 1998). Lisäksi poroilla ja poronhoidolla on matkailullista vetovoimaa. Kautena 1997/98 telvehtineiden porojen, ns. eloporojen, määrä Suomessa oli 196 100 ja vuotuinen lihantuotos 2,0 miljoonaa kiloa (Metsätilastollinen vuosikirja 1998). Sekä porojen määrä että lihantuotos ovat nykyään selvästi pienemmät kuin vuosikymmen sitten.

Metsästys on eräs suosituimmista harrastuksista Suomessa. Ammattimainen pyynti sen sijaan on harvinaista, vaikka sivuelinkeinona esimerkiksi riekonpyynnillä Lapissa voi olla paikallista merkitystä. Metsästykseen liittyvät aktiviteetit ovat syksyaikaan tärkeä osa luonto- ja elämysmatkailua. Suomessa on lähes 300 000 metsästyskortin lunastanutta henkilöä.

Riistasaaliin liha-arvo on parin viime vuosikymmenen aikana vaihdellut 176 (metsästysvuosi 1987/88) ja 294 miljoonan markan (1994/95) välillä. Saalisarvotilastojen perusteella taloudellisesti merkittävin riistaeläin on hirvi. Hirvieläinten saalismäärä kiloina laskettuna vuonna 1998 oli noin 3,8 miljoonaa kiloa ja vastaava liha-arvo noin 115 miljoonaa markkaa. (Metsätilastollinen vuosikirja 1999). Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitoksen selvitysten mukaan metsästäjäkunnan keskuudessa arvostetuinta on kuitenkin metsäkanalintujahti.

Saaliin liha-arvo on paha aliarvio metsästyksen kokonaisarvosta. Esimerkiksi kanalintujen metsästyksen kustannukset (tarvikkeet, matkat, majoitus- ja muut palvelut, yms.) ylittävät saaliin liha-arvon moninkertaisesti, mikä osoittaa metsästykseen liittyvien muiden hyötyjen olevan saaliin merkitystä suuremmat. Metsästykseen voi liittyä myös esteettisiä nautintoja. Mainio esimerkki niiden tuottajasta on seisovan kanakoiran elegantin ja jalon mutta samalla tulisen tehokkaan toiminnan seuraaminen, missä saalis helposti jää sivuseikaksi. Metsästyksen motiiveista saaliin saaminen ei useinkaan ole tärkein.

Metsästysharrastukseen kulutettaneen Suomessa vuosittain lähes miljardi markkaa. Metsästyksen virkistyksellisten seikkojen arvoa on vaikea määrittää, mutta silti ne pitäisi pystyä ottamaan huomioon myös metsien käytössä. Metsästyksellä ja eränkäynnillä on Suomessa myös huomattavat kulttuuriset arvot, joita ei pystytä sisällyttämään saaliin arvoon ja harrastuksen kustannuksiin perustuvaan arvonlaskentaan. Metsästyksellä on lisäksi ekologista merkitystä lajisuhteiden säilymisen kannalta. Toisaalta biosentrisen ympäristöetiikan omak-

Taulukko 1.2-1. Riistasaaliit "hyvänä" (1994/95) ja "huonona" saalisvuonna (1987/88) sekä vuosina 1997 ja 1998, tuhatta yksilöä (Metsätilastollinen vuosikirja 1998).

Metsästysvuosi	Hirvieläimet	Jänikset	Turkiseläimet	Vesilinnut	Metsäkanalinnut	Peltolinnut
1987/88	56	242	300	745	293	99
1994/95	52	432	276	919	456	201
1997	23	497	261	653	321	152
1998	30	507	237	614	272	81

suneet henkilöt näkevät metsästyksessä kielteisiäkin seikkoja; onhan eläinten tappaminen kuitenkin sen olennainen osa, vaikka kysymys olisikin enemmän aseen ulkoiluttamisesta. Kaiken kaikkiaan metsästykseen liittyy paljon ristiriitaisia tunteita.

1.2.5 Marjastus ja sienestys

Marjojen ja sienten poimiminen kuuluu Suomessa jokamiehen oikeuksien piiriin. Suomalaisista peräti 87 % poimii marjoja tai sieniä joskus tai usein (Kangas ja Niemeläinen 1995). Suomessa on 37 syötävää villiä marjaa. Niistä kuitenkin vain 16 poimitaan syötäväksi. Taloudellisesti tärkeimmät metsämarjalajit ovat mustikka, puolukka ja hilla (eli lakka eli suomuurain eli lintti eli ...). Noin 2 000 sienilajista syötäviä on kymmenesosa, mutta vain noin 30 lajia käytetään ruokasieninä. Niistä 22 sienilajia on hyväksytty yleisiksi kauppasieniksi. Toisaalta 23 sienilajia Suomessa tunnistetaan erittäin myrkyllisiksi. Kauppasieniksi on hyväksytty yleisiä lajeja, joilla on markkina-arvoa ja jotka on helppo tunnistaa. (Salo 1995).

Marja- ja sienisadot vaihtelevat vuosittain suuresti säiden myötä. Esimerkiksi hyvänä sienisatovuonna 1981 kokonaissienisato arvioitiin runsaaksi 2,1 miljoonaksi kiloksi, mutta huonona sienivuonna sato voi jäädä viidesosaan tästä (Salo 1995). Salo (1994) on arvioinut, että vastaavasti hyvänä marjavuonna metsämarjojen kokonaissato voi nousta yli 1,1 miljoonan kilon, kun se huonona vuonna saattaa jäädä noin

Marjasatojen vaihtelut ovat suuret

Metsien keruutuotteiden sadot vaihtelevat vuodesta toiseen. Poimintakelpoisen sadon vaihtelut voivat olla vielä suurempia kuin kokonaissadon vaihtelut. Sääolojen vaihtelujen takia myös sadot samana vuonna maan eri osissa voivat olla kovin erilaiset. Oheisessa asetelmassa on esitetty arvioita tärkeimpien marjojen vuotuisista sadoista Suomessa hyvänä ja huonona satovuonna (Salo 1994). Sadot on ilmaistu miljoonina kiloina. Muiden kuin asetelmassa mainittujen marjojen suhteellinen merkitys on vähäinen. Niistä tärkeimmät ovat metsämansikka, tyrni ja katajanmarja.

Taulukko 1.2-2. Arviot tärkeimpien marjalajien vuotuisista sadoista hyvänä ja huonona satovuonna (Salo 1994).

Marjalaji	Sato hyvänä satovuonna	Sato huonona satovuonna
Puolukka	500	200
Variksenmarja	250	150
Mustikka	200	150
Juolukka	50	20
Pihlajanmarja	50	10
Hilla	30	20
Karpalo	20	10
Vadelma	10	5

Satoennusteita seuraamalla poimija tietää, milloin marjat ovat kypsiä poimittaviksi

Kauko Salo

Metsäntutkimuslaitoksessa alkoi vuonna 1997 valtakunnallinen luonnonmarjojen ja kauppasienten satotutkimus. Tutkimukseen otettiin mukaan tärkeimmät luonnonvaraiset talousmarjat (puolukka, mustikka ja suomuurain) sekä 22 kauppasienilajia, mm. tatit, haperot, rouskut sekä joukko muita hyviä ruokasieniä.

Tutkimusverkoston alueellisuudesta vastasivat Metlan toimihenkilöt keskuspaikkanaan tutkimusasemat, tutkimusalueet ja kansallispuistot yhdessä yliopistojen (Helsinki, Turku, Oulu, Joensuu) ja eräiden maatalous- ja metsäopistojen kanssa. Tutkimuksen valtakunnallinen koordinaatio, satoennusteitten ja teemakarttojen laadinta tehtiin MASI-tiimin toimesta Joensuun tutkimusasemalla. Vuonna 1998 satotutkimus laajeni merkittävästi, jolloin mukaan tuli Suomen 4H-liitto. Tutkimusmetsiä ja -soita oli mukana 440 kpl, joissa oli 2 120 koeruutua. Tutkimuksessa oli mukana 118 kuntaa ja 184 henkilöä. Vuonna 1999 valtakunnallinen luonnonmarjojen ja kauppasienten satotutkimusverkosto täydentyi alueellisesti, sillä mukaan tulivat Pohjois-Savon, Lounais- ja Keski-Suomen 15 4H-yhdistystä. Tutkimusmetsien ja soitten lukumäärä pysyi edellisvuoden tasolla.

Koeruutujen perustaminen

Jokaiselle puolukka- ja mustikkametsäkuviolle perustetaan viisi neliömetrin suuruista pysyvää koeruutua eri puolille marjakasvustoon. Samoilta pysyviltä koeruuduilta seurataan satojen kehittymistä ja satotasoja useamman vuoden ajan. Jokaiselta koeruudulta lasketaan kasvukauden aikana kukkien, raakileitten ja kypsien marjojen lukumäärät. Kauppasienilajit tunnistetaan maastossa, merkitään lomakkeille ja lasketaan lajin itiöemien lukumäärä koko metsäkuviolta. Sienilajien ja satotasojen inventointia kehitetään seuraavien vuosien aikana.

Tutkimusmetsän perustamisvaiheessa täytetään metsä- tai suolomake, jossa esitetään yksityiskohtaisesti kasvupaikan yleistiedot sekä täyteään erikseen jokaisesta marjalajista satolomake. Sienilajeista täytetään oma lomake, jossa on samat kasvupaikan yleistiedot kuin mustikka- ja puolukkametsälomakkeessa.

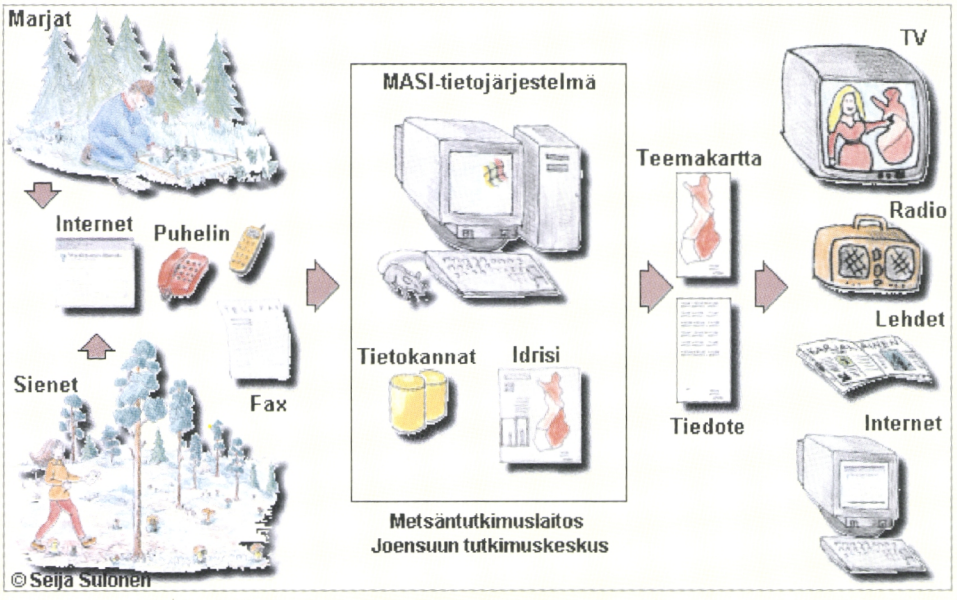
Mustikan ja puolukan satomallit

Vuosina 2001–2002 selvitetään mustikan ja puolukan otannan ja estimoinnin ongelmia tilastotieteellisestä näkökulmasta tarkasteltuna sekä laaditaan alustavat satomallit mustikalle ja puolukalle. Tutkimusverkoston laajuus ja alueellisuus selvitetään siten, että se tämän hetkisen käsityksen mukaan tuottaa riittävän tarkkaa tietoa sadon määristä maan eri osissa. Tutkimusmetsiköissä mittaukset kohdistuvat ”marjovaan osaan” metsikön pinta-alasta.

Teemakartat ja tiedotteet

Marja- ja sienitiedot lähetetään välittömästi koeruuduilla käynnin jälkeen internetin (mikrossa netscape-selain), faksin tai puhelimen välityksellä Metlan Joensuun tutkimuskeskukseen (kuva 1.2-1). Tallennetut satotiedot käsitellään MASI-atk-järjestelmällä, jossa on tietokanta- ja Idrisi-karttaohjelmisto. Kasvukauden aikana laaditaan 4–5 kirjallista tiedotetta sekä tietokoneella laadittuja teemakarttoja mm. eri marjalajien kukinnan tai kypsymisen aikataulusta sekä satotasoista eri puolilla Suomea.

Suomalaisista noin 2 miljoonaa ihmistä poimii vuosittain luonnonmarjoja tai sieniä, minkä vuoksi tulosten esittäminen teemakarttoina on tärkeää. Tällöin



Kuva 1.2-1. Luonnonmarjojen ja kauppasienten satotiedot siirtyvät lomakkeilta internetin, faxin tai puhelimen välityksellä Joensuun tutkimuskeskukseen, jossa kerätty tieto käsitellään MASI:lla. Tiedotteet ja teemakartat lähetetään median käytettäväksi. Piirros: Seija Sulonen.

poimijoita voidaan informoida välittömästi, milloin mustikka tai puolukka on kypsää ja metsään kannatta lähteä. Kirjallisessa tiedotteessa selvitetään myös, minkälaisille kasvupaikoille sato muodostuu, mitkä tekijät (mm. hallat, pölytyksen onnistuminen, kuivuus) ovat vaikuttaneet sadon kehittymiseen ja mikä on vuotuinen satotaso (erittäin runsas, runsas, keskinkertainen, melko heikko, heikko) valtakunnallisesti ja maakunnittain.

Satotiedotteet ja teemakartat välitetään sanomalehdistölle, radioasemille ja televisiolle (kuva 1.2-1). Kasvukauden aikana ilmestyvät satotiedotteet ja teemakartat ovat luettavissa myös internetissä osoitteessa: **http://www.metla.fi/tiedotus/tiedotteet.html.**

Johtopäätöksiä

Viime vuosina suomalaiset ovat poiminneet noin 10 % puolukan, mustikan ja suomuuraimen kokonaissadosta ja 4–5 % kauppasienten kokonaissadosta. Tiedotteiden ja teemakarttojen tuottaman tiedon avulla voisi tulostavoitteeksi asettaa kansalaisten poiminta-aktiivisuuden lisääntyvän luonnonmarjojen ja kauppasienten suhteen muutamalla prosentilla vuosien 2001–2005 aikana.

Satoennusteiden esittäminen perusteluineen lisää kansalaisten poiminta-aktiviteettia ja samalla poimittavia luonnonmarja- ja sienimääriä, hyödyntää kotimaista ja ulkomaista marja- ja sienikauppaa, jalostustoimintaa harjoittavia yrityksiä ja maatilamatkailua (maaseudun työllistäminen) sekä kansalaisten halua oppia käyttämään ravintonaan puhtaita ja aromirikkaita luonnontuotteita. Luonnonmarjojen ja sienten poiminnan ohessa marjastaja tai sienestäjä saa hyötyliikuntaa. Opetuksellisia osioita ovat terveellisempien ravintotottumusten edistäminen ja ympäristökasvatuksen lisääminen.

puoleen siitä. Kokonaissatoa tarkasteltaessa on huomattava, että siitä vain osa on riittävän helposti poimittavissa. Mitä suurempi on marja- tai sienisato hehtaarilla, sitä suurempi osa siitä on myös taloudellisesti kannattavasti poimittavissa.

Marjasadoista poimitaan arviolta vain vajaa kymmenesosa, kun poimintakelpoiseksi voidaan sadoista arvioida keskimäärin 30 %. Poimitusta määrästä kaupataan noin neljännes valtaosan jäädessä suoraan kotitalouksien käyttöön. Kaupallisesti luonnonmarjoja poimii noin 50 000 kotitaloutta Suomessa. Nämä kotitaloudet saavat poiminnasta hyvänä satovuonna lisäansioita keskimäärin yli 2 000 markkaa. Itä- ja Pohjois-Suomesta löytyy kotitalouksia, jotka saavat jopa kymmeniätuhansia markkoja luonnonmarja-ansioita, joten poimintatulot voivat olla merkittävä ansionlisä. (Moisio 1999). Huonoina satovuosina poimintatulot jäävät kuitenkin vähäisemmiksi. Hyvänä vuonna 1994 luonnonmarjojen poimintatulot olivat runsaat 136 miljoonaa markkaa.

Syötävien sienten hyödyntämisaste on vielä selvästi pienempi kuin marjojen. Salon (1994) arvion mukaan Suomessa poimitaan luonnonsieniä vuosittain 5–10 miljoonaa kiloa. Elintarviketieto Oy:n tilastojen mukaan sienten poiminnan tulot ovat 1990-luvulla vaihdelleet 3 miljoonasta yli10 miljoonaan markkaan vuodessa (Elintarviketieto Oy 1997).

Moision (1999) mukaan luonnonmarja-alan jalostusarvo on runsas 1,5 miljardia markkaa ja se merkitsee kaikkiaan lähes 7000 ympärivuotista työpaikkaa. Viime aikoina mustikan ja puolukan ulkomaankauppa on vilkastunut: sekä vienti että tuonti ovat lisääntyneet. Suomeen tuodut marjat ovat kuitenkin kasvattaneet markkinaosuuttaan kotimaisen marjan kustannuksella. Eräs syy tähän on se, että vientihinta on ollut suurempi kuin tuontihinta. Mustikan ja puolukan kaikki hinnat ovat pudonneet, eniten kotimaisen marjan hinta kotimaassa. (Kangas 1999).

Marjojen ja sienten poiminta ovat merkittäviä loppukesän ja alkusyksyn virkistyksen lähteitä suomalaisille.

1.2.6 Muut tuotteet

Paitsi edellä mainitut, tunnetuimmat tuotteet metsät tarjoavat lukuisan joukon muita hyödykkeitä. Muita metsän tuotteita ovat muunmuassa jäkälä, yrtit, joulukuuset, lehdekset, pihka, tervan ja puuhiilen ainekset, tuohi, muut eri puulajien kuoret, kävyt ja eri puunosat koristeiksi, ja mahla. Niiden taloudellinen merkitys on Suomessa kuitenkin melko vaatimaton. Lisäksi virkistykselliset motiivit eivät yleensä ole yhtä tärkeitä jäkälien, yrttien ja muiden tuotteiden hyödyntämisessä kuin marjojen ja sienten poiminnassa, puhumattakaan metsästyksestä. Kulttuurisia merkityksiä niistä monella kyllä on.

Jäkälää nostetaan sekä koristeeksi että rehuksi. Sitä nostetaan maantieteellisesti varsin rajatulta alueelta poronhoitoalueen ulkopuolella, lähinnä Pohjois- ja Keski-Pohjanmaalta. Poronhoitoalueella jäkälä on tärkeää porojen ravintoa. Hirvenjäkälää käytettiin nälkävuosina myös ihmisravintona, ja ns. kansanlääkinnässä jäkäliä käytetään vieläkin lääkinnällisiin tarkoituksiin. Koristejäkälää viedään etenkin Saksaan ja muualle Keski-Eurooppaan. Rehuksi jäkälää taas nostetaan jonkin verran Pohjois-Suomeen poronruuaksi myytäväksi. Koristejäkälä on huomattavasti arvokkaampaa ja käsittelyn suhteen vaativampaa kuin rehujäkälä.

Jäkälän vientimäärät ovat vähentyneet 1980-luvulta, mutta vientihinnat ovat nousseet. Vientimäärät ovat tippuneet kolmasosaan. Vuonna 1997 jäkälää vietiin yhteensä 298 000 kiloa, ja viennin arvo oli 8,6 miljoonaa markkaa (Metsätilastollinen vuosikirja 1998). Vain kaikkein parhaimmilla jäkälän kasvupaikoilla jäkäläntuotannon arvo voi ylittää puuntuotannon arvon. Jäkälän keruu ei kuulu jokamiehen vaan maanomistajan oikeuksiin.

Metsissä ja soilla kasvaa myös muita kasveja, joilla on käyttöä yrtteinä ja rohdosaineina. Verrattuna marjoihin ja sieniin yrttien keruulla on melko vähäinen taloudellinen merkitys. Kuitenkin esimerkiksi katajanmarjojen, koivunlehtien, kuusen-

kerkkien, kihokkien ja kanervan kukkien keruusta ja myynnistä voi saada huomattaviakin lisäansioita. Suomalaisen yrttikaupan ja kotitarvepoiminnan arvo on ollut arviolta 20 miljoonaa markkaa vuodessa, ja talteenoton arvo on nousussa. Viime vuosina on perustettu useita yrttien keruuseen, kuivaamiseen ja pussittamiseen erikoistuneita yrityksiä.

Suomen luonnon eliöstöön liittyviä potentiaalisia lääketieteellisiä ja terveyttä edistäviä hyötyjä tunnetaan toistaiseksi huonosti. Pohjoinen luonto ei ole geneettisten resurssien suhteen erityisen runsas, mutta geneettisten resurssiemme todellinen taloudellinen merkitys voi paljastua vasta intensiivisen tutkimus- ja kehitystyön kautta.

1.2.7 Metsien muu virkistyskäyttö

Luonnon virkistyskäytön kansanterveydellinen merkitys on suuri. Metsien virkistyskäytöllä on positiiviset sekä fyysiset että henkiset vaikutuksensa ihmisiin. Luonnon virkistyskäytön määrästä ei valitettavasti ole vielä kattavia tilastoja käytettävissä. Jokamiehen oikeuteen perustuva ulkoilu on Suomessa joka tapauksessa laajaa ja sen taloudellisetkin vaikutukset ovat huomattavat. Juuri aloitettu Luonnon Virkistyskäytön Valtakunnallinen Inventointi (LVVI) -tutkimus tuottaa informaatiota virkistyskäytön kysynnästä ja tarjonnasta. LVVI-tutkimus ja sen tuloksia esitellään tarkemmin luvussa 2.

Metsien virkistyskäytön kannalta erityisesti luonnonsuojelu- ja retkeilyalueet, erämaat sekä taajamien lähimetsät ovat tärkeitä. Maisemallisesti kauniit ja eri harrastusten erityisvaatimusten kannalta soveliaat metsäalueet ovat monesti suosittuja käyntikohteita. Suosituilla virkistyskohteilla on tärkeää antaa painoarvoa metsien virkistyskäytön tarpeille myös metsänhoidossa ja metsäsuunnittelussa. Ongelmana tässä kuitenkin on se, että jokamiehen oikeuteen perustuvat hyödyt koituvat pääsääntöisesti muille kuin metsänomistajalle, joka ei siten välttämättä halua ottaa niitä päätöksenteossa omaehtoisesti huomioon. Sama ongelmahan pätee ekologisten tavoitteiden suhteen.

Suomessa on lakiin perustuvia retkeilyalueita, jotka on nimenomaisesti tarkoitettu kansalaisten virkistykseen. Vuonna 1995 kaikkiaan seitsemällä retkeilyalueella, joiden yhteispinta-ala on runsaat 38 000 hehtaaria, kävi 352 000 asiakasta (Valtion alueiden... 1996). Valtion mailla on Metsähallituksen omalla päätöksellä perustettuja muita retkeilyalueita noin 100 eri puolilla maata. Virkistyskäytön tavoitteet pyritään niiden metsien käsittelyssä ottamaan painokkaasti huomioon.

Kansallispuistot ovat ahkerassa virkistyskäytössä, samoin eräät muut luonnonsuojelualueet. Suosituimmat kansallispuistot ovat tilastojen mukaan Koli ja Pallas-Ounastunturi. Jokseenkin yhtä suosittuja käyntimäärällä mitattuna ovat Aulangon ja Punkaharjun luonnonsuojelualueet. Kansallispuistoihin, luonnonsuojelualueisiin ja retkeilyalueisiin tehdään vuosittain lähes 1,5 miljoonaa käyntiä. Eri kohteiden suosiota arvioitaessa on käyntimäärän ohella otettava huomioon käynnin keskimääräinen kesto. Esimerkiksi Lapin kansallispuistoissa se on selvästi pidempi kuin vaikkapa Kolilla. Kaikenkaikkiaan tilastot ovat eri alueiden suosion suhteen vielä melko epävarmalla pohjalla. Lisäksi kävijäarviot on tehty eri menetelmin eri alueilla.

Lailla perustettuja erämaita on kaikkiaan 12 ja niiden yhteenlaskettu pinta-ala on 1,49 miljoonaa hehtaaria. Erämaat ovat monikäyttöalueita, joissa sekä luonnonsuojelulliset että virkistyskäytön näkökohdat ovat tärkeitä. Lakisääteiset erämaat sijaitsevat Lapissa, mutta erämaisia alueita toki löytyy etelämpääkin.

Luontomatkailu voidaan periaatteessa rajata yleisestä ulkoilukäytöstä määrittelemällä se kaupallistetuksi ulkoilukäytöksi. Suomen matkailussa luonto on tunnetusti tärkein vetovoimatekijä. Matkailu kokonaisuudessaan on taloudellisesti varsin mittava elinkeino, erityisesti Lapissa ja Itä-Suomessa. Suomen matkailutulon on arvioitu ole-

van noin 20 miljardia markkaa ja elinkeinon työllistävän välittömästi noin 73 000 henkilöä. Ulkomaalaisten Suomeen tuoma matkailutulo on kokonaistulosta noin kolmannes, 6–7 miljardia markkaa. Matkailu ja eritoten luontomatkailu on kasvava elinkeino.

On vaikea arvioida, mikä on nimenomaan metsien merkitys matkailussa ja miten esimerkiksi metsien käsittely vaikuttaa matkailijamääriin eri kohteissa. Silvennoisen ym. (1997) tutkimuksen johtopäätös oli, että maisema on maatila- ja luontomatkailussa tärkeämpi matkailutekijä kuin esimerkiksi majoitustaso ja yhtä tärkeä kuin hyvä ruoka ja ystävällinen palvelu. Luontokohteen metsäalueilta toivottiin metsänäkymien vaihtelevuutta, vanhaa ja järeätä puustoa, reheviä metsiä ja luonnonvaraisuutta.

Lapin matkailusta on kerätty mielenkiintoisia tilastoja. Matkailijat toivat Lappiin vuonna 1994 noin 1,7 miljardia markkaa välittöminä tuloina (Kajala 1996). Lisäksi matkailuelinkeinolla on merkittävät kerrannaisvaikutukset alue- ja kansantalouteen. Matkailun tuoteryhmistä suurimmat tulonlähteet olivat maastohiihto, kiertomatkailu, sekä kokous- ja työmatkailu (Suomen Matkailun ... 1995).

Eri selvitysten mukaanhiihtoa harrastaa melkeimpä joka toinen ja laskettelua vajaa viidennes suomalaisista. Kävelyä ja lenkkeilyä harrastaa valtaosa suomalaisista. Kävelyretket suuntautuvat pääasiassa lähivirkistysalueille. Erämaavaelluksia tai muuta vastaavaa luonnossa vaeltelua harrastaa joka kolmas. Melko suosittuja ovat myös patikoini ja retkeily. Esimerkiksi vaellusmatkailu rakennetuilla ja merkityillä reiteillä lisääntyy edelleen. Myös pyöräilyn suosio on kasvanut. Vaikka varsinaisen maastopyöräilyn harrastajia on vähän, metsämaisemilla on epäilemättä merkitystä useimpien ”tavallistenkin” pyöräilijöiden harrastuskokemukseen.

Taulukko 1.2-3. Arvio eri tuoteryhmien välittömästä matkailutulosta Lapissa vuonna 1994 (Suomen Matkailun ... 1995).

Tuoteryhmä	Välitön matkailutulo, miljoonaa markkaa
Teemamatkailu talvella	
Maastohiihto	380
Laskettelu	190
Moottorikelkkailu	100
Koiravaljakko- ja porosafarit	9
Joulumatkailu	63
Autotestaus	20
Teemamatkailu kesällä ja syksyllä	
Matkailukalastus	35
Ruskamatkailu	100
Muu luontomatkailu	30
Kiertomatkailu	330
Kylpylämatkailu	70
Kokous- ja työmatkailu	275
Kongressimatkailu	18
Kannustematkailu	55
Yhteensä	1.675

LVVI tuo lisävalaisua metsien virkistyskäytön kysyntään ja tarjontaan sekä tarkentaa niihin liittyviä tilastollisia tunnuslukuja (katso luku 2.).

Metsillä on merkitystä myös kalastukselle, varsin suositulle harrastukselle. Jokien ja purojen varsien metsänkäsittelyllä on vaikutusta kalakantoihin. Se vaikuttaa myös maiseman ominaisuuksien kautta kalastuspaikan valintaan (esim. Kangas 1995). Suomessa on aktiivisia kalastuksen harrastajia lähes 400 000, silloin tällöin kalastavia vajaa miljoona ja harvoin kalastavia yli miljoona. Kaiken kaikkiaan vähintään joskus kalastavia on yhteensä lähes kolmatta miljoonaa henkilöä.

Muita metsien virkistyskäyttötapoja ovat muunmuassa moottorikelkkailu, hevosharrastus ja koiravaljakkotoiminta. Luonnon tarkkailu on osa lähes kaikkia metsässä harrastettavia virkistystoimintoja, mutta sitä voidaan pitää myös omana harrastuksenaan silloin, kun nimenomaan havaintojen tekeminen on metsässä käynnin päämotiivi. Eläinten tarkkailuun liittyviä retkiä tekee lähes joka viides suomalainen. Noin 10 % väestöstä ilmoittaa olevansa lintu-, kasvi- tai luontokuvauksen harrastaja.

1.2.8 Ympäristönsuojelu

Metsien ja metsänkäytön vaikutukset muun ympäristön tilaan ovat moninaiset. Viime vuosina ovat Suomessa esillä olleet erityisesti metsien merkitys harvinaisille eliölajeille ja maapallon ilmaston hiilitaseeseen, metsätalouden vesistövaikutukset sekä metsien esteettiset hyödyt. Metsien suojavaikutukset etenkin eroosiota, tuulta ja melua vastaan voivat paikallisesti olla tärkeitä. Esimerkiksi Raahen kaupungin metsien osallistavassa suunnittelussa metsien merkitys mereltä tulevan puhurin suojana osoittautui tärkeäksi (Tikkanen 1996).

Suomessa uhanalaisiksi luokitelluista eliölajeista suuri osa, lähes puolet, on metsä- tai suolajeja. Erityisesti vanhojen kangas- tai lehtometsien uhanalaisia lajeja on paljon. Samoin lehdot ylipäätään, vaikka puusto ei välttämättä kovin vanhaa olisikaan, ovat tärkeitä elinympäristöjä lajien moninaisuuden kannalta. Harvinaisten lajien elinmahdollisuuksia pyritään turvaamaan sekä varsinaisilla luonnonsuojelualueilla että ottamalla ekologiset tavoitteet huomioon talousmetsien käsittelyssä. Metsälainsäädäntö ja voimassa olevat metsänhoito-ohjeistot korostavat luonnonsuojelullisia näkökohtia.

Suomessa on tiukasti suojeltua metsä- ja kitumaata yhteensä yli 1,5 miljoonaa hehtaaria eli noin 6,6 prosenttia. Suojeltuja tai rajoitetussa metsätalouskäytössä olevia metsiä on kaikkiaan lähes 2,5 miljoonaa hehtaaria, mikä on 10,6 % koko metsä- ja kitumaan alasta. Kaikesta maa-alasta noin 3,2 miljoonaa hehtaaria on suojeltu. Esimerkiksi erämaa-alueista valtaosa on metsätalouden näkökulmasta joutomaata eikä siten kuulu metsä- ja kitumaiden suojelualaan. (Metsien suojelupinta-alat 1999). Suojelualueiden kokonaispinta-ala on edelleen kasvussa. Koko maata koskevat luvut eivät kuitenkaan kerro koko totuutta luonnonsuojelun tehokkuudesta Suomessa. Metsäluonnon suojelu painottuu nykyään voimakkaasti maan pohjoisosaan.

Luonnon monimuotoisuuden arvoa on yritetty selvittää erilaisten kysely- ja maksuhalukkuustutkimusten avulla. Eri tutkimuksia vertailemalla voidaan päätellä, mitä suuruusluokkaa suomalaisten maksuhalukkuus harvinaisten eliölajien suojelusta voisi olla. Veistenin ym. (1993) mukaan norjalaiset kotitaloudet olivat valmiita maksamaan kaikkien välittömästi uhanalaisten metsälajien suojelusta keskimäärin 761 Norjan kruunua vuodessa, jos lajien säilyminen voitaisiin siten taata 100 %:n todennäköisyydellä. Jos norjalaisten maksuhalukkuus yleistetään sellaisenaan Suomeen, se merkitsisi noin 1,16 miljardin markan arvoa Suomen uhanalaisille metsälajeille (Saastamoinen 1995).

Kankaan ja Niemeläisen (1995) mukaan noin kolmasosa suomalaisista oli valmiita maksamaan lisää veroja metsien monimuotoisuuden ylläpitämiseksi. Keskimääräinen maksuvalmius oli 180 markkaa

vuodessa. Jos yleistetään tämä lukema koskemaan kaikkia aikuisia, saadaan kokonaismaksuvalmiudeksi noin 700 miljoonaa markkaa. Voidaan olettaa, että lupaamalla 100 %:n varmuus kaikkien eliölajien säilymiselle maksuvalmius olisi suurempi, kenties norjalaisen tutkimuksen lukuja vastaava. Lisäksi on huomattava, että jo maksettavistakin veroista osa käytetään luonnonsuojeluun. Ovaskaisen ym. (1996) mukaan eri maksuvalmiustutkimusten tuloksia yhdistämällä voidaan päätyä arvioon, että aikuiset suomalaiset olisivat valmiita satsaamaan keskimäärin 200 markkaa vuodessa metsien monimuotoisuuteen.

Suomen metsillä on suuri merkitys hiilinieluina, koska ne kasvavat enemmän kuin niistä poistuu puuta. Kasvavaan puuvarantoon sitoutuu hiiltä. Hiiltä sitoutuu myös puutuotteisiin, kunnes ne käytöstä poistettuina lahoavat. Myös puun käyttö energiantuotannossa on omiaan vähentämään ilmaston hiilidioksidipitoisuuden nousua ja sitä kautta ilmaston lämpenemistä, jos sillä voidaan korvata fossiilisten polttoaineiden käyttöä.

Metsien taloudellista merkitystä hiilinieluina on tutkittu Pohjoismaissa, jotka kaikki ovat ns. hakkuusäästömaita eli niissä metsien puuvaranto lisääntyy. Laskelmat viittaavat hyvin suureen taloudelliseen merkitykseen. Tosin ne ovat vielä melko epävarmalla pohjalla. Esimerkiksi Seppälän ja Siekkisen (1993) arvio Suomen metsien hiilinieluefektin taloudellisesta arvosta vuonna 1990 oli peräti 3,36 miljardia markkaa. Vielä puuston hiilivarastoa selvästi suurempi määrä hiiltä on sitoutunut maaperään, erityisesti turvemaihin. Metsänkäsittelyn ja esimerkiksi soiden ojituksen vaikutuksia maaperään sitoutuneen hiilen kiertokulkuun ei vielä tunneta riittävän tarkasti.

Metsien suojavaikutukset ovat yleismaailmallisesti hyvin tärkeä osa metsien hyötyjä ja monissa maissa suojaavat ominaisuudet kuuluvat tärkeimpiin metsätalouden motiiveihin. Suomessa eroosio ei ole erityisen suuri ongelma topografisen tasaisuuden ansiosta, ja muidenkin suojavaikutusten merkitys on meillä pienempi kuin useimmissa muissa maissa. Pohjoisten metsänrajametsien varjelemiseksi perustettu suojametsäalue on konkreettinen esimerkki metsien suojaaville vaikutuksille annetusta merkityksestä Suomessa. Metsätaloudesta pidättymisen tarkoitus suojametsäalueella on estää metsänrajan siirtyminen etelämmäs tai rinteellä alemmas. Metsillä on suojaavia vaikutuksia myös muunmuassa taajamissa, rannikolla ja saaristoissa.

Puustolla ja metsätaloudella on merkityksensä myös vesien laadulle. Metsätalouden vesistöhaitat muodostuvat yleensä pienistä ja joskus lähes näkymättömistä yksittäisistä vaikutuksista. Metsätaloudella voi olla vaikutusta veden määräänkin. Esimerkiksi metsäojitus voi sekä vähentää lähteen vesimäärää että huonontaa sen laatua. Metsätalous vaikuttaa veden laadun ja määrän kautta välillisesti juomaveden saatavuuteen ja laatuun, kalastoon ja vesistöjen muuhun eliöstöön, kalastukseen sekä muuhun virkistykseen. Paikallisesti ja alueellisesti haitat voivat olla merkittäviä. Käyttökelpoisen veden tuotanto on maailmanlaajuisesti yksi tärkeimmistä metsien ekosysteemipalveluista.

Esteettisiäkin arvoja voidaan pitää metsien ympäristöhyötyinä. Kulttuuriympäristöjä on perinteisesti arvostettu esteettisesti Suomessa enemmän kuin metsiä. Metsien esteettisten hyötyjen arvostus on kuitenkin ollut kasvussa. 1990-luvulla ovat useat työryhmät ja komiteat korostaneet metsien maisemallisia merkityksiä ja niiden huomioon ottamisen tärkeyttä.

Esteettisiä arvoja, jos mitä, on vaikea mitata. Esteettinen hyöty on perimmältään laadullinen eikä määrällinen. Lisäksi se on varsin subjektiivisesti määritettävä. Maisemanhoidon hyötyvaikutukset ovat kuitenkin ilmeiset. Siitä hyötyvät yleinen viihtyvyys, virkistyskäyttö ja matkailu. Kansalaisten metsänäkemyksissä maiseman kauneus on korkealla sijalla (Kangas ja Niemeläinen 1995). Maisemanhoidon kustannukset eivät välttämättä ole suuret, koska sen tavoitteet ovat monin paikoin saavutettavissa rinnan muiden tavoitteiden kanssa. Esimerkiksi hyvin suunnitelluin hakkuin

saatetaan jopa parantaa maiseman kauneutta ja samalla saada tuloja. Toisaalta myös otollinen suojelukohde voi olla esteettisesti arvokas.

Ensimmäiset luonnonsuojelualueet Suomessa perustettiin paljolti maisema-arvojen säilyttämisen takia. Suomen arvokkaimmiksi valituista 27 kansallismaisemasta pääosa on kulttuurimaisema- ja kaupunkikohteita, mutta niihin sisältyy myös metsäalueita. Kansallisesti arvokkaiksi määriteltyjen 156 maiseman pinta-alasta noin 30 % on metsää. Lisäksi on valittu kaikkiaan 171 maakunnallisesti arvokasta maisemaa. Maisema-arvot pyritään valituilla alueilla säilyttämään suunnittelun, neuvonnan ja taloudellisen tuen keinoin.

1.2.9 Metsien kulttuurisia merkityksiä

Metsien kulttuurinen olemus heijastuu ihmisten metsäkäsityksissä. Toisaalta metsän määritelmä on sopimuksenvarainen ja kulttuurisidonnainen. Käsitykset siitä, millainen paikka metsä on, miten siellä voi toimia ja millainen metsä on suotava, muuttuvat alati ja ovat sidoksissa muuhun kulttuurin kehitykseen.

Metsät ovat vaikuttaneet suomalaisiin ja käsitykseen suomalaisuudesta, ja täällä asuvat ihmiset puolestaan ovat vaikuttaneet metsien kehitykseen. Lopputulokset kummankin suhteen ovat sidoksissa toisiinsa, ja sitä enemmän ne vaikuttavat toisiinsa mitä tiiviimmässä vuorovaikutuksessa ne kulkevat. Aikojen saatossa vaikutusten voimakkuussuhteet ovat muuttuneet: nykyään metsät ovat enemmän ihmisten armoilla kuin ihmiset metsän.

Metsän kulttuuristen merkitysten taustalla on niiden vuosituhantinen historia ihmisten jokapäiväisen elämän keskeisenä resurssina. Ihmisten toimeentulo Suomessa on riippunut tavalla tai toisella metsistä.

Metsät kaikkine tuotteineen ja hyötyineen onkin koettu ikäänkuin kansallisomaisuutena ja samalla eräänlaisena elämän vakuutuksena epävarmassa maailmassa. Kyselytutkimusten mukaan 90 % suomalaisista on edelleen sitä mieltä, että ”Suomi elää metsästä”. Iskulause sisältää metsien paitsi taloudellisen myös kulttuurisen ja henkisen merkityksen. Metsien tärkeys kulttuuriperinteessä näkyy myös taiteissa ja viihteessä: musiikissa, elokuvissa, arkkitehtuurissa, tauluissa, jne.

Monet metsiin liittyvät uskomukset ja tavat ovat edelleen perua metsästys- ja keräilytalouden ajoilta. Myös jokamiehen oikeus heijastaa osaltaan vanhaa metsäkäsitystä ja -kulttuuria. Jokaisella on vapaa oikeus esimerkiksi kävellä, hiihtää, poimia marjoja ja sieniä, jopa tilapäisesti yöpyä metsässä riippumatta omistussuhteista. Jokamiehen oikeus on metsien virkistyskäytön ja siitä koituvan kaikkinaisen hyvän tärkeä kivijalka.

Metsien runsaus ja tärkeys heijastuvat suomalaisten henkisissäkin ulottuvuuksissa. Metsät ovat tarjonneet suojaa vihollisia ja lainkouraa vastaan, samoin pakopaikan surussa ja yksinäisyyden rauhan. Eräs keskeinen teema suomalaisessa kansanrunoudessakin on yksinäinen, hylätty ihminen, joka surussaan menee yksin metsään itkeäkseen puille, jotka ovat hänen ainoat ystävänsä ja paras lohtunsa. Metsien virkistyskäyttö tarjoaa nykypäivän suomalaisille tunteen vapaudesta ja rauhasta sekä lievitystä stressiin ja paon yhteiskunnan ikävistä velvotteista. Edelleen kolmeneljäsosaa suomalaisista pitää metsiä suojaavana ja muutenkin turvallisena ympäristönä, jonka helmassa on hyvä olla (Reunala 1994).

Saamelaisia pidetään Suomen ainoana alkuperäiskansana, minkä vuoksi heidän perinteisen kulttuurinsa säilyttäminen nähdään tärkeäksi. Metsät ja erämaat ovat keskeinen elementti saamelaisten elämässä. Etenkin poronhoitoa harjoittavien saamelaisten elämä on säilynyt ”luonnonläheisenä”, luonnosta välittömästi riippuvaisena ja sen ehdoilla toimivana pidempään kuin heidät elinpiiriään laajentaessaan kohti pohjoista työntäneiden suomalaisten. Saamelaisten metsäkäsityksissä voidaan havaita enemmän vanhoja arkkityyppisiä myyttejä ja mielikuvia. Poronhoidon ja muun

saamelaiskulttuurin edellytysten huomioon ottaminen on tärkeä osa esimerkiksi valtion metsien hoidon ja käytön suunnittelua Lapissa.

Metsien käyttö heijastaa aina tiedostamattakin sille annettavia kulttuurisia merkityksiä, metsäkäsityksiä. Erityiset kulttuuriset näkökohdat voidaan ottaa myös yksilöidysti huomioon metsien hoidossa ja käytössä. Sellaisia ovat esimerkiksi muinaisjäänteet ja niitä ympäröivät ns. muinaismaisemat sekä muut historiallisesti arvokkaat kohteet. Metsien käytön kulttuurinen kestävyys on tiiviisti kytköksissä sosiaaliseen kestävyyteen: jokamiehen oikeuksiin nojaavien ja muiden perinteisten käyttömuotojen vaaliminen on keskeinen osa kulttuuristen näkökohtien huomioon ottamista.

Kirjallisuus

Elintarviketieto Oy. 1997. MARSI 1996. Metsämarjojen ja -sienten sekä puutarhamarjojen kauppaantulomäärät vuonna 1996. 12 s.

Energiakatsaus 1/98. 1998. Kauppateollisuusministeriö, energiaosasto.

Kajala, L. (toim.). 1996. Lapin metsästrategia. MMM:n julkaisuja 2/1996. 129 s.

Kangas, J. 1995. Supporting the choice of the sports fishing site. Journal of Environmental Management 43:219–232.

Kangas, J. ja Niemeläinen, P. 1995. Kansalaismielipide Suomen metsistä sekä niiden hoidosta ja käytöstä. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 561. 24 s.

Kangas, K. 1999. Trade of main wild berries in Finland. Silva Fennica 33:159–168.

Metsien suojelupinta-alat. 1999. Suojelupinta-ala-projektin raportti. Maa- ja metsätalousministeriö - Ympäristöministeriö. Suomen Ympäristö 300. 43 s.

Metsätilastollinen vuosikirja 1999. SVT Maa- ja metsätalous 1999:6. Metsäntutkimuslaitos.

Moisio, S. 1999. Luonnonmarja-ala tarvitsee elvytystä. Helsingin Sanomat 8.7.1999. s. 2.

Reunala, A. 1994. Turvallisuuden tunne metsän henkisenä arvona. Julkaisussa: Metsä ja metsän viljaa. Kalevalaseuran vuosikirja 73. Helsinki. s. 170–176.

Saastamoinen, O. 1995. Kohti Suomen metsien kokonaisarvoa: Teoreettinen kehikko ja kokeellisia laskelmia. Joensuun yliopisto. Metsätieteellinen tiedekunta. Tiedonantoja 36:1–39.

Saastamoinen, O., Kangas, J., Naskali, A. ja Salo, K. 1998. Non-wood forest products in Finland: Statistics, expert estimates and recent development. EFI Proceedings 23:131–146.

Salo, K. 1994. Luonnonmarjat ja -sienet, yrttikasvit sekä palleroporonjäkälä tuovat rahaa ja virkistystä. Julkaisussa: Sulonen, S. ja Kangas, J. (toim.). Näkökohtia metsien monikäyttöön. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 488. s. 19–35.

Salo, K. 1995. Non-timber forest products and their utilization. Julkaisussa: Hytönen, M. (toim.). Multiple-use forestry in the nordic countries. s. 117–156.

Suihkonen, V. ja Kulju, I. (toim.). 1999. Raakapuun käyttö Suomessa 1998. Metsätilastotiedote 489, 5.7.1999. Metsäntutkimuslaitos. 2 s.

Suomen Matkailun Kehitys Oy ja Matkailun koulutus- ja tutkimuskeskus. 1995. Lapin matkailufakta 1994 - käsikirja matkailuyrittäjille, rahoittajille, päättäjille ja kehittäjille. MKTK C:7. 113 s.

Tikkanen, J. 1996. Taajamametsien osallistava suunnittelu. Kokemuksia MetsäRaahe -suunnitteluprojektista. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 603. 31 s.

Toropainen, M. 1998. Metsäsektori kansantaloudessa. Julkaisussa: Hänninen, H. (toim.). Puuvarojen käyttömahdollisuudet. Metsäntutkimuslaitos ja Metsälehti Kustannus. s. 154–157.

1.3 Metsän käyttömuotojen yhteensovittamisen perusteita

Jyrki Kangas

1.3.1 Näkökulmien ja tavoitteiden kirjoa

Metsän merkitykset ovat moninaiset ja ne ovat vaihdelleet aikakaudesta toiseen. Ihmisten käsitykset ja tarpeet ovat puolestaan heijastuneet metsien käyttöön ja kehitykseen. Metsiä, metsätaloutta ja metsien muuta käyttöä ei voikaan kokonaan irrottaa muusta yhteiskunnasta. Yhteiskunnan murrokset ovat aina jättäneet jälkensä myös metsiin.

Nykyajalle tyypillistä on moniarvoisuus. Metsillä nähdään samanaikaisesti monia merkityksiä, ja metsien käytölle asetetaan vastaavasti useita tavoitteita. Näkemykset ja tavoitteet toki vaihtelevat henkilöittäin ja tarkastelukulmittain, mutta yleinen piirre on, että metsissä halutaan samanaikaisesti tuottaa ja hyödyntää useita erilaisia aineellisia ja aineettomia hyödykkeitä; monenlaisia tuotteita ja palveluja. Yleisesti ottaen suomalaiset ovat myös kiinnostuneita metsistä, metsäluonnosta ja metsien käytöstä. Heillä on myös käsityksiä siitä, mitä metsissä pitäisi vaalia ja miten metsiä tulisi hoitaa. Kansalaisille suunnattujen mielipidekyselyjen (esim. Kangas ja Niemeläinen 1995) mukaan metsien tulisi olla elinvoimaisia, kauniita ja monimuotoisia sekä samalla myös hyviä ulkoilumetsiä ja luonnontuotteiden poimintapaikkoja. Lisäksi niiden pitäisi tuottaa puuta metsäteollisuuden käyttöön, antaa työtä ja hakkuutuloja, ja tarjota mahdollisuuksia monenkirjavalle elinkeinotoiminnalle.

Myös useimmat metsänomistajat asettavat omille metsilleen useita samanaikaisia tavoitteita. Valtion metsissä monitavoitteisuutta pidetään jo lähestulkoon itsestään selvänä, samoin muiden julkisyhteisöjen omistamien metsien käytössä. Metsäteollisuusyhtiötkin haluavat korostaa, että ekologinen ja sosiaalinen kestävyys otetaan huomioon niiden omistamien metsien hoidossa ja käytössä.

Jo lainsäädäntö ja muut metsien käyttöä säätelevät määräykset, ohjeistot yms. asettavat vaatimuksia metsän eri merkitysten huomioon ottamisesta (katso luku 7). Niiden kautta on pyritty turvaamaan sekä suojaa, virkistystä että välitöntä hyötyä tuottavat metsän toiminnot. Lisäksi metsäneuvonnassa ja koulutuksessa parannetaan valmiuksia vastata monitavoitteisen metsätalouden haasteisiin. Olivatpa motiivit kestävän ja metsän moniarvoisuutta kunnioittavan metsätalouden harjoittamiseen mitkä tahansa, pääasia on, että käytännön metsätalous Suomessa on monitavoitteista ja metsät ovat monikäytössä.

Hytönen (1992) on määritellyt metsien monikäytön tietyn metsäalueen tuottamien hyödykkeiden tietoiseksi käytöksi samanaikaisesti useampaan kuin yhteen tarkoitukseen. Käyttömuotoluokitteluja voidaan tehdä monenlaisia. Saastamoinen (1995) listasi käyttömuodot Suomen oloihin soveltuvaan ryhmittelyyn pyrkien seuraavasti: puun kasvatus ja korjuu, puun sivutuotteiden hankinta, riistanhoito ja metsästys, marjastus ja sienestys ja muu luonnonkasvien keräily, poronhoito ja muu laiduntaminen sekä laidunten hoito, maaperän ainesten käyttö, virkistyskäyttö, maisemanhoito, luonnonsuojelu, ympäristövaikutusten tuotanto ja käyttö, sekä vesivarojen hoito ja suojelu.

Kullekin käyttömuodolle voidaan asettaa tapauskohtaisesti omat tavoitteensa. Näkemykset tavoitteista ja niiden painoarvoista vaihtelevat alueittain, tiloittain, metsänomistajittain, kansalaisittain, jne; ylipäätään tapauksittain ja tarkastelukulmittain. Metsänkäytön optimaalisuus riippuu myös siitä, onko näkökulma yksilön, yhteisön vai koko maapallon. Paikallisväestöön kuuluva henkilö voi esimerkiksi haluta tietyn marjapaikan säilymisen puustoisena, metsänomistaja puolestaan vaikkapa samasta kohteesta hakkuutuloja, kunta työtilaisuuksia kuntalaisille, valtakunnallisesti tarkastellen kohde voi olla ekologisesti ar-

vokasta vanhaa metsää, globaalisti ajatellen pitäisi kohteen käsittelyä ajatella myös kasvihuoneilmiön estämisen kannalta.

Se, kuinka metsiä olisi suositeltavaa hoitaa ja käyttää, riippuukin täysin siitä, mitä käyttömuotoja ja tavoitteita halutaan vaalia. Yleispätevää hyvän metsänhoidon mallia ei ole olemassa, vaan "hyvyys" on määriteltävä tapauskohtaisesti lähtien metsien käytön päämääristä. Sellainen metsänhoito on "parasta", joka täydellisimmin toteuttaa kulloisetkin metsien käytölle asetetut tavoitteet. (Kangas 1991).

Sovitettaessa monikäytön ideaa käytännön metsätalouteen keskeisiä kysymyksiä ovat: mitä käyttömuotoja halutaan harjoittaa, mitkä ovat tuotantomahdollisuudet niiden suhteen, mitkä ovat tavoitteet ja niiden tärkeydet kussakin käyttömuodossa, ja mitkä ovat eri käyttömuotojen keskinäiset painoarvot. Jotta metsän monikäyttöä voitaisiin tarkastella yhtenä kokonaisuutena eikä vain yksittäisinä käyttömuotoina, on eri käyttömuodot kyettävä rinnastamaan keskenään. Eri tavoitteet on saatettava tavalla tai toisella yhteismitallisiksi. Vain sitä kautta on metsän monikäytön päätöstilanteessa mahdollista tehdä perusteltuja valintoja.

Jokaista mahdollista päätöstä ja vaihtoehtoista metsänkäsittelyohjelmaa vastaa tietty tavoitteiden ja niiden painoarvojen yhdistelmä. Vastaavasti jokaiselle tavoiteyhdistelmälle on löydettävissä optimaalinen tuotanto-ohjelma. Eri käyttömuotojen yhteensovittamisen tutkimuksen tärkeä tehtävä on tuottaa tietämystä ja menetelmiä monitavoitteisen päätöksenteon tueksi. Pyrkimyksenä tulee olla, että metsänkäyttöohjelma voitaisiin valita kulloinkin määritettyjen tavoitteiden mukaisesti. Mitä monipuolisempi, luotettavampi ja täsmällisempi päätöstuki voidaan tarjota, sitä parempi pohja on tehdä hyviä valintoja, joiden todennäköiset seuraamukset ymmärretään etukäteen. Ellei eri käyttömuotojen rinnastamiseen ja yhteismitallistamiseen kyetä analyyttisessä päätöstuessa, tehtävä jää yksin suunnittelijoiden, konsulttien ja päätöksentekijöiden työn ja aivokapasiteetin varaan.

1.3.2 Metsän käyttömuotojen suhteet

Metsän eri käyttömuodot voivat olla toisensa poissulkevia, toisistaan riippumattomia, kilpailevia tai toisiaan täydentäviä. Käyttömuotojen keskinäiset suhteet määräävät sen, miten eri käyttömuodot voivat toteutua tietyllä metsäalueella. Päällekkäiskäytössä niitä voidaan harjoittaa samalla alueella samanaikaisesti. Peräkkäiskäytössä eri käyttömuotoja harjoitetaan alueella käyttömuotoa ajassa vaihtaen. Rinnakkaiskäytössä eri käyttömuotoja toteutetaan tarkasteltavan alueen eri osa-alueilla, jolloin alue voidaan jakaa käyttömuotojen mukaisiin vyöhykkeisiin. Metsän monikäytössä on yleensä kysymys päällekkäis- tai rinnakkaiskäytöstä.

Käyttömuotojen kesken on monesti yhtä aikaa havaittavissa keskenään sekä kilpailevia, täydentäviä että riippumattomia piirteitä. Käytännössä eri käyttömuodot ovat lähes aina enemmän tai vähemmän kilpailevia, mutta vain erittäin harvoin toisensa kokonaan poissulkevia tai toisistaan täysin riippumattomia. Kilpailevasta suhteesta ajankohtainen esimerkki on biodiversiteetin sekä puun kasvatuksen ja korjuun suhde. Poronlihan tuotanto ja koristejäkälän keruu Lapissa taas ovat lähestulkoon toisensa poissulkevat.

Toisiaan täydentävässä suhteessa olevilla käyttömuodoilla tai hyödykkeillä on toisiinsa positiiviset vaikutukset. Suhde voi myös olla toiseen suuntaan täydentävä, mutta samalla vastakkaiseen suuntaan riippumaton tai kilpaileva. Esimerkiksi puuainetta lahottava, elävään puuhun iskevä uhanalainen sieni hyötyy puusta (käyttömuoto luonnonsuojelu), mutta sientä voidaan samalla pitää kilpailijana elävälle puulle puuntuotannollisesta näkökulmasta. Jos taas kysymyksessä on jo lahonneeseen puuhun elämään siirtyvä sieni, sillä ei ole puuntuotannon kannalta enää merkitystä ja suhde tässä mielessä on riippumaton. Mykorritsasienten ja puiden väliset symbioottiset suhteet puolestaan ovat molemminpuoleisia. Näin puun kasvatuksen ja sienten

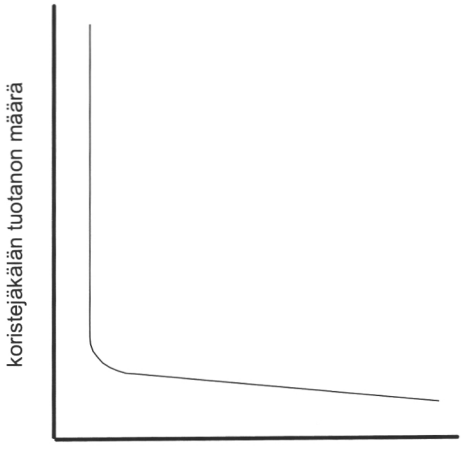
tuotannon suhde voi olla molempiin suuntiin toisiaan täydentävä. Mykorritsasieni auttaa puiden elintoimintoja, ja sieni on riippuvainen puustosta. Kun puusto kaadetaan, sienikin kärsii ja saattaa lopulta kuolla kokonaan.

Yhtä lailla on mahdollista tarkastella tavoitteiden tai hyödykkeiden välisiä suhteita yhdenkin käyttömuodon sisällä. Virkistyskäytössä eri harrastuspalvelujen väliset suhteet voivat olla kilpailevia. Tällainen tilanne voi olla vaikkapa moottorikelkkailun ja luonnonrauhaa hakevan hiihtovaelluksen kesken. Puun kasvatuksessa ja korjuussa puolestaan esimerkiksi lehtipuun ja havupuun tuotantomäärät ovat keskenään kilpailevat tavoitesuureet. Hieman monimutkaisempi sen sijaan on tukki- ja kuitupuun tuotantojen suhde. Sopivasti kuitupuukokoista puustoa harventamalla ja samalla kuitupuuta talteen ottamalla voidaan nopeuttaa ja toisinaan lisätäkin tukkipuun tuotantoa; mutta kun harvennusvoimakkuutta riittävästi lisätään, tukkipuun tuotanto vähenee.

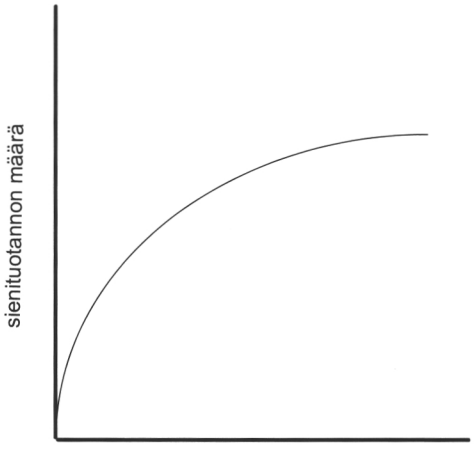
Yhden käyttömuodon sisällä tavataan yleisesti myös yhteistuotantoa. Yhteistuotteista on kysymys silloin, kun tuotteet ovat saman tuotantoprosessin tuloksia. Koivun kasvatuksessa voidaan samanaikaisesti ja samassa metsikössä ja peräti samassa puussa tuottaa monia eri tuotteita: esimerkiksi tuohta, koivukuitua, vanerikoivua ja mahlaa. Yhteistuotteet voivat olla vaihtelevassa suhteessa toisiinsa ja niiden hyödyntäminen voi vaatia tarkkaa tuotannon järjestelyä. Tuohen irrottaminen pystypuusta johtaa ajanmittaan puutavaran laadun heikkenemiseen tai peräti puun kuolemaan. Sama pätee mahlan juoksuttamiseen. Kaadetusta puusta taas ei enää voi mahlaa sanottavasti saada, mutta tuohen siitä voi irrottaa.

Yhteistuotantoa voi tavallaan olla myös eri käyttömuotojen kesken. Sama puuston kasvun prosessi, mikä tuottaa kauniin maiseman, yleensä myös parantaa metsän ulkoiluarvoa. Oikeastaan tällöin onkin kysymys toisiaan täydentävistä käyttömuodoista: maisemanhoito ja virkistyskäyttö. Esimerkki osoittaa, että joskus voi olla määritelmällisesti hankalaa arvioida tuotantosuhteiden perimmäistä luonnetta.

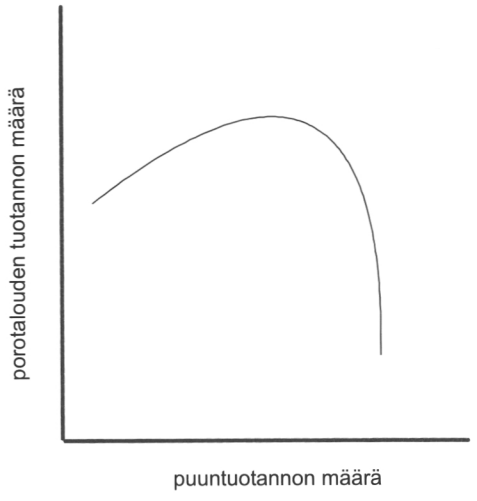
Niistä perusasetelmista, että ihmisten ja sidosryhmien näkemykset metsän käyttömuotojen ja tavoitteiden tärkeyksistä vaihtelevat ja että käyttömuodot ovat keskenään kilpailevassa suhteessa, syntyy otollinen pohja metsänkäytön konflikteille.



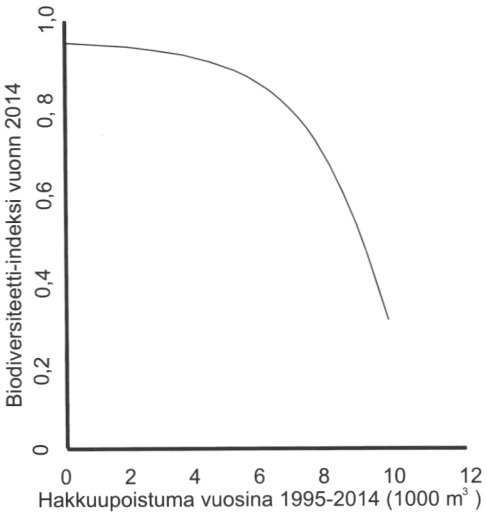
Kuva 1.3-1. Periaatteellinen oletettu esimerkki kahden tuotannon toisensa poissulkevasta suhteesta (Kauppi ym. 1980).



Kuva 1.3-2. Periaatteellinen oletettu esimerkki kahden tuotannon täydentävästä suhteesta (Kauppi ym. 1980).



Kuva 1.3-3. Periaatteellinen oletettu esimerkki kahden tuotannon aluksi täydentävästä ja sitten kilpailevaksi muuttuvasta suhteesta (Kauppi ym. 1980).



Kuva 1.3-4. Esimerkki tapauskohtaisesta biodiversiteetin ja hakkuupoistuman tuotantomahdollisuuksien rajasta (Kangas 1998).

Erimielisyydet käyttömuotojen tärkeyksistä ja käyttömuotojen kilpailevat suhteet ovat metsätaloudessa väistämättömiä. Siten konfliktejakaan ei voida täysin välttää. Kysymys on enemmän siitä, kuinka pahoiksi ne kehittyvät tai niiden annetaan kehittyä. Konfliktin hallinta edellyttää perusasetelmien tapauskohtaista tuntemista.

1.3.3 Metsän eri käyttömuotojen yhteensovittamisen tutkimusohjelma

Metsäntutkimuslaitoksen tutkimusohjelmassa "Metsän eri käyttömuotojen yhteensovittaminen"(MEK-tutkimusohjelma) tuotettiin tietämystä ja menetelmiä, joiden avulla voidaan entistä paremmin arvioida metsäalueita ja niiden vaihtoehtoisia käsittelyohjelmia eri käyttömuotojen, arvojen ja ominaisuuksien kannalta. Tutkimusohjelma aloitettiin vuonna 1995 ja sen tutkimushankkeet päättyivät vuoden 1999 lopussa. Vuoden 2000 aikana vielä viimeisteltiin keskeneräiset tutkimukset loppuun ja julkaisukuntoon. Tutkimusohjelmassa tarkasteltiin metsiä ja metsätaloutta niin sosiaalisen, ekologisen kuin taloudellisenkin kestävyyden näkökulmasta - ja erityisesti niiden muodostaman kokonaisuuden kannalta.

MEK-tutkimusohjelma oli jatkoa aikaisemmalle Metsien monikäytön tutkimusohjelmalle. Tämän vuonna 1994 päättyneen tutkimusohjelman jälkimmäisen puoliskon aikana näytti selvältä, että metsätalouden tavoitteet ja niiden myötä metsien hoidon ja käytön linjaukset muuttuvat. Väistämätön murros kohti aikaisempaa moniarvoisempaa metsätaloutta oli jo tuolloin alkanut. Metsien monikäytön tutkimusohjelman evaluoinneissa arvioitiinkin aihepiirin tutkimuksen tulevan entistä tärkeämmäksi (Driver ja Peterson 1992). Nyt puolestaan on nähtävissä, että tuo arvio oli oikeaan osunut; ja pätee edelleen.

MEK-tutkimusohjelma painottui ympäristötalous- ja yhteiskuntatieteelliseen tutkimukseen: biologinen perustutkimus rajattiin ohjelman ulkopuolelle. Johtotähtenä oli pyrkimys integroivaan otteeseen, missä eri käyttömuotoja tarkastellaan samanaikaisesti sekä pystytään arvioimaan eri käyttömuotojen keskinäisiä tuotantosuhteita ja vertailemaan päätösvaihtoehtoja metsien monikäytön kannalta. Metsälö- ja metsä-

aluetasolla tällainen integroiva ote toteutui selvimmin monitavoitteisen metsäsuunnittelun tutkimuksissa. Taloustieteellisesti suuntautuneissa tutkimuksissa periaatteessa samaa problematiikkaa tarkasteltiin teoreettisemmin ja yleisemmällä tasolla.

Käyttömuotojen yhteensovittamisen perusedellytyksiä on myös riittävä tietous yhteensovitettavista seikoista. Monen käyttömuodon suhteen on toistaiseksi pulaa luotettavasta perustiedosta. MEK-tutkimusohjelmassa pureuduttiin perustiedon hankinnan osalta erityisesti luonnon virkistyskäytön kysynnän ja tarjonnan selvittämiseen. Tutkimusohjelmassa kehitettiin valtakunnallisesti kattava metsien virkistyskäytön inventointisysteemi (Luonnon Virkistyskäytön Valtakunnallinen Inventointi, LVVI), jota on toteutettu useiden toimijoiden yhteistyöhankkeena ohjelman aikana ja sen jälkeen. LVVI:n tulokset ovat tärkeitä luonnonvarojen käytön kestävyyden arvioinnissa, perustuvathan monet kestävyyttä kuvaavat indikaattorit erilaisten käyttömuotojen tilastointiin. Erityistä huomiota kiinnitettiin myös metsien suhteellisen uuden käyttömuodon, luontomatkailun perusteiden tutkimukseen ja luontomatkailun integrointiin osaksi metsän käytön kokonaisuutta.

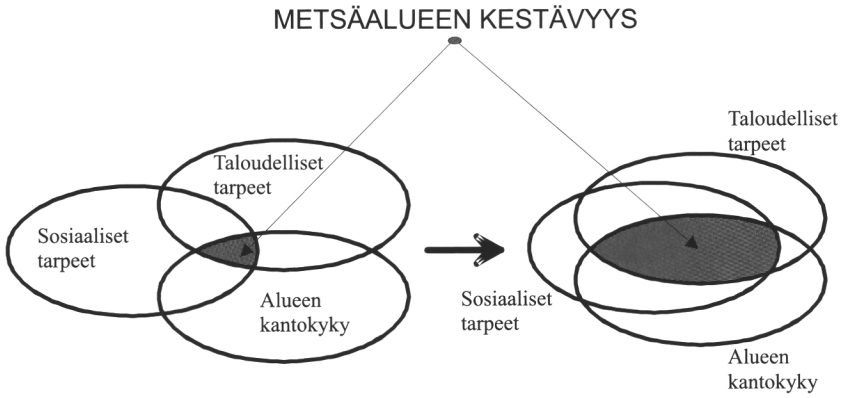
Menetelmien kehittäminen metsän eri käyttömuotojen ja tavoitteiden yhteismitalliseen, kokonaisvaltaiseen arviointiin oli tutkimusohjelman metsäsuunnittelututkimusten keskeinen tehtävä. Erityyppisten hyötyjen ja haittojen rinnastamisen keinot auttavat tekemään kokonaisuuden kannalta hyviä valintoja; kulloisiakin tavoitteita kunnioittaen, olivatpa tavoitteet mitä tahansa. Metsäsuunnittelututkimusten yksi erikoistehtävä oli kehittää tekniikoita puutteellisen perustiedon paikkaamiseksi alan asiantuntijoiden tietämyksellä ja käsityksillä. Asiantuntemuksen mallinnusta sovellettiin erityisesti yhtensovittamisen ekologisten perusteiden vankistamiseen.

Eräs olennainen ongelma käyttömuotojen yhteismitallisessa tarkastelussa on markkinahyödykkeiden ja markkinattomien hyötyjen rinnastaminen toisiinsa. Taloustieteen teorioihin pahjautuvissa tutkimuksissa haettiin tähän haasteelliseen tehtävään helpotusta kehittämällä siihen sopivia menetelmäsovelluksia sekä tuottamalla markkinattomille hyödyille rahamittoja. Erityisesti virkistyskäytöllisten ja luonnonsuojelullisten hyötyjen rahamitat olivat tutkimuskohteena.

MEK-tutkimusohjelma toimi uranuurtajana myös metsätalouden sosiaalisen kestävyyden tutkimuksessa. Monissa metsätaloutta koskevissa kansainvälisissä asiakirjoissa metsien käytöltä edellytetään sosiaalista kestävyyttä. Ongelmana on ollut jäsentää, mitä näillä vaatimuksilla oikeastaan tarkoitetaan. "Kaikkea hyvää ja kaunista" ei riitä sosiaalisen kestävyyden määritelmäksi, vaikka ihmisten hyvinvoinnista onkin paljolti kysymys. MEK-tutkimusohjelmassa selvitettiin sosiaalisen kestävyyden vaatimusten huomioon ottamisen perusteita, sosiaalisten seikkojen arvottamista ja myös sosiaalisen kestävyyden tarkastelua metsäsuunnittelun tehtävissä.

Eri käyttömuotojen yhteensovittaminen on usein ongelmallista myös suojelualueilla. Lähes kaikilla suojelualueillakin näet on useita käyttömuotoja ja tavoitteita. Erityisesti kansallispuistot ja erämaa-alueet ovat varsinaisessa monikäytössä. Suosituilla suojelualueilla matkailun ja virkistyskäytön, pohjoisessa myös porotalouden, kilpailuasetelma luonnonsuojelun kanssa on joskus vaikea hallita. Erämaa-alueilla taas on toistuvasti kiistoja yksittäisistä hakkuista ja niiden vaikutuksista muihin käyttömuotoihin, kuten porotalouteen ja matkailuun. Kompromissien löytäminen voi olla tuskaista ristiriitaisten intressien kohdatessa, olipa kyseessä sitten "normaali" talousmetsä tai suojeltu alue. MEK-tutkimusohjelman erämaa- ja luonnonsuojelututkimuksissa etsittiin keinoja yhteensovittaa eri käyttömuotojen tarpeita ja hallita konflikteja myös erämaa- ja suojelualueilla.

Tässä kirjassa paitsi selostetaan metsän eri käyttömuotoja ja niiden yhteensovittamisen perusteita myös perehdytään laajemmin eräisiin keskeisiin yhteensovittamisen ongelmiin. Jälkimmäisessä näkö-



Kuva 1.3-5. Metsän eri käyttömuotojen yhteensovittamisessa pyritään parantamaan sekä taloudelliset, ekologiset että sosiaaliset kestävyysvaatimukset tyydyttävän metsänkäytön edellytyksiä.

kulmassa kirja palvelee MEK-tutkimusohjelman loppuraporttina, sillä siihen on koottu tutkimusohjelman tärkeimpiä tuloksia. Tämä myös on ollut pohjana kirjan sisällön painotuksille. Jatkossa perehdytään metsän eri käyttömuotojen yhteensovittamisen aihealueelta syvällisemmin erityisesti MEK-tutkimusohjelman tutkimuksissa esillä olleisiin teemoihin: metsien virkistyskäytön laatu ja laajuus, erämaa-alueiden matkailu- ja muu käyttö, metsän aineettomien hyötyjen taloudellinen arvottaminen, metsän maisemalliset arvot, metsien monikäytön suunnittelu, ja eri käyttömuotojen yhteensovittaminen sosiaalisen kestävyyden kontekstissa. Nämä teemat ovat samalla niitä, joista tutkimuksella on nyt eniten uutta kerrottavaa.

Kirjallisuus

Driver, B. L. ja Peterson, G. L. 1992. Evaluation of the multiple-use research program of the Finnish Forest Research Institute. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 438. 71 s.

Hytönen, M. 1992. Metsien monikäyttö ja sen peruskoulutuksen kehittäminen Helsingin yliopistossa. Helsingin yliopiston metsäekologian laitoksen julkaisuja 2. 135 s.

Kangas, J. 1991. Hyvä metsänhoito - mitä se on ja onko sitä? Metsänhoitaja 2/1991:45–46.

Kangas, J. 1998. Perusteita metsän eri käyttömuotojen yhteensovittamiseen. Metsätieteen Aikakauskirja 2/1998:241–244.

Kangas, J. ja Niemeläinen, P. 1995. Kansalaismielipide Suomen metsistä sekä niiden hoidosta ja käytöstä. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 561. 24 s.

Kauppi, P., Kellomäki, S. ja Saastamoinen, O. 1980. Metsäaapinen. Luonto-Liitto ry ja Suomen Luonnonsuojeluliitto ry. Luonnonsuojelujulkaisuja Sarja A, n:o 3. Toinen painos. 160 s.

Saastamoinen, O. 1995. Metsien monikäytön ekonomia. Julkaisussa: Tapion Taskukirja. 22. uudistettu painos. Kustannusosakeyhtiö Metsälehti. s. 322–332.

Kansalaismielipide Suomen metsistä

Jyrki Kangas

Metsän eri käyttömuotojen tutkimusohjelman aluksi selvitettiin kyselytutkimuksella, mitä mieltä kansan syvät rivit ovat metsien hoidosta ja käytöstä Suomessa. Tärkeää tutkimuksenkin, mutta erityisesti metsäpolitiikan näkökulmasta oli selvittää, mitkä ovat kansalaisten mielestä tärkeimmät metsätalouden tavoitteet ja mitä he toivovat Suomen metsien käytöltä jatkossa. Erityishuomiota kiinnitettiin näkemyksiin metsien suojelusta sekä avohakkuun hyväksyttävyydestä metsänkäsittelyn menetelmänä. Kyselyn tulokset julkaistiin vuonna 1995 (Kangas ja Niemeläinen 1995). Tuloksia nyt tarkasteltaessa on hyvä muistaa, että sen jälkeen mm. suojelualueiden pinta-ala on lisääntynyt ja ekologiset näkökohdat ovat saaneet entistäkin suuremman painoarvon metsänkäsittelyn ohjeistoissa ja metsäsuunnittelussa. Myöhemmin tehdyissä alueellisissa mielipidemittauksissa on kuitenkin saatu samansuuntaisia tuloksia (esim. Loikkanen 1997, Pykäläinen ja Rantala 1997, Mäntymaa 1998).

Nuoret kannattavat, vanhat karsastavat lisäsuojelua

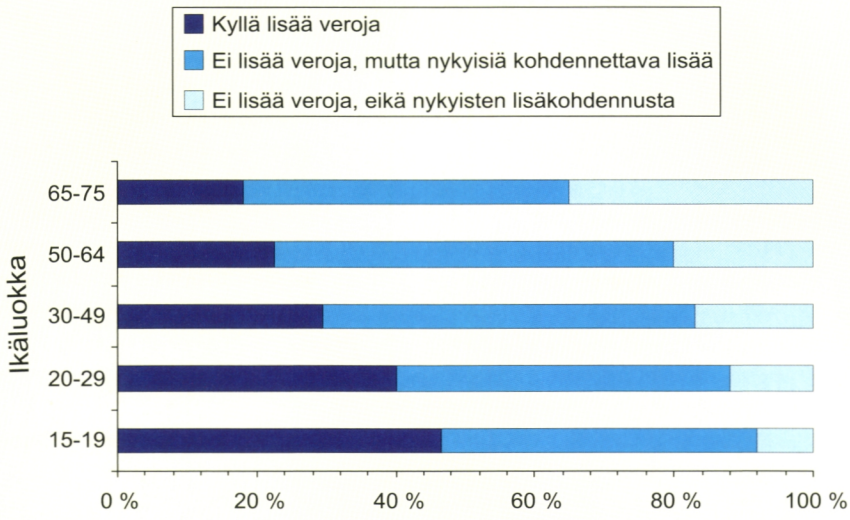
Metsämaan suojelualueiden lisäämisen kannalla oli niukka vähemmistö kansalaisista. Noin kuusi prosenttia halusi osan suojelualueista palautettavan takaisin metsätalouden käyttöön. Eteläisimmän ja muun Suomen välillä oli selvä ero. Vähiten metsien suojelua kannatettiin Pohjois-Karjalan, Keski-Suomen ja Oulun lääneissä. Mitä kaupunkimaisemmin vastaaja asui sitä enemmän hän halusi lisää luonnonsuojelualueita. Metsänomistajista joka kolmas oli metsämaan lisäsuojelun kannalla. Ikä jakoi kansan kahteen suojeluleiriin: alle 30-vuotiaista selvä enemmistö toivoi lisää metsien suojelualueita, kun taas tätä vanhemmat olivat enimmäkseen tyytyväisiä suojelutilanteeseen.

Vanhojen metsien suojelukiistat ovat paikoin kärjistyneet lähes käsirysyn asteelle. Peräti vajaa kolmannes suomalaisista suhtautui myönteisesti metsien hakkuita estävään suoraan toimintaan. Metsäaktivistien tempauksia taas karsasti 42 prosenttia kansalaisista. Suurimman ymmärryksen aktivistien toimet saivat nuorilta, naisilta ja kaupunkilaisilta.

Metsien terveys ja elinvoimaisuus tärkeintä

Kansalaisten näkemys metsien monimuotoisuuden painoarvosta metsien hoidon ja käytön ohjenuorana vaihteli suuresti henkilöittäin. Kansalaiset näkivät sen keskimäärin tärkeämpänä kuin puuntuotannon tai työllisyyden. Tärkein yksittäinen metsänhoidon tavoite tulisi kansan mielestä olla metsien terveyden ja elinvoiman ylläpito. Tästä kansalaiset olivat perin yksimielisiä. Myös maiseman kauneuden vaaliminen päihitti monimuotoisuuden kansalaismielipiteessä. Yleisenä linjana voidaan jälleen sanoa, että nuoret, naiset ja kaupunkilaiset painottaisivat metsäpolitiikassa muita enemmän metsien luonnonsuojelullisia ja aineettomia arvoja.

Metsänomistajat yhtyivät yllättävän pitkälti muun kansan näkemykseen metsien käyttömuotojen ja merkitysten tärkeyksistä. Monimuotoisuus ja maisemallinen kauneus katsottiin omissakin metsissä tärkeiksi. Metsänomistajien massiivinen ympäristövalistus oli ilmiselvästi saavuttanut kohteensa. Tosin metsien hoidon ja käytön tavoitteet riippuivat metsäomaisuuden suuruudesta. Yli sata hehtaaria metsää omistavilla puuntuotanto ja hakkuutulot olivat edelleen metsällisten päätösten tärkeimmät vaikuttimet. Mitä vähäisempi oli metsäomaisuus, sitä tärkeämpänä omistaja piti metsämaisemaa.



Kuva 1.3-6. Eri ikäluokkien suomalaisten halukkuus maksaa lisää veroja metsien monimuotoisuuden vaalimiseksi (Kangas ja Niemeläinen 1995).

Vaikka metsien monimuotoisuuden vaaliminen oli kansalaismielipiteenkin valossa tärkeää, vain vajaa kolmannes olisi ollut valmis maksamaan lisää veroja sen eteen. Halukkaimpia maksamaan olivat nuoret, joiden maksukyky toisaalta lienee vähäisin. Niistä, jotka eivät haluaisi kaivaa kuvettaan monimuotoisuuden ylläpitämiseksi tai lisäämiseksi, enemmän kuin kaksikolmannesta olisi halunnut verokertymästä käytettävän enemmän metsien monimuotoisuuden hyväksi.

Mielenkiintoinen ja merkittävä piirre kansalaismielipiteessä Suomen metsistä ja niiden käytöstä oli monitavoitteisuus. Myös metsänomistajille tämä tuntui olevan tyypillistä. Toisaalta henkilöittäiset erot metsänäkemyksissä olivat suuret. Kansalaisten näkemys Suomen metsistä ei ollut ristiriidassa metsäpolitiikan virtausten kanssa, mikä on helpottanut poliitikkoja sen huomioon ottamisessa. Viime vuosien muutokset suomalaisissa metsien hoidon ja käytön periaatteissa ovat olleet oikeaan osuneita kansalaismielipiteen valossa.

Kirjallisuus

Kangas, J. ja Niemeläinen, P. 1995. Kansalaismielipide Suomen metsistä sekä metsien hoidosta ja käytöstä. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 561. 24 s.

Loikkanen, T. 1997. Kainuun metsäkysely 1996. Metsähallituksen metsätalouden julkaisuja 6. 46 s.

Mäntymaa, E. 1998. Kainuulaisten metsäasenteet 1997. Oulun yliopisto, Kajaanin kehittämiskeskus. Research Reports 5. 166 s.

Pykäläinen, J. ja Rantala, E. 1997. Pohjoiskarjalaisten kansalaismielipide metsien hoidon ja käytön kehittämistarpeista. Joensuun yliopisto, Metsätieteellinen tiedekunta. Tiedonantoja 64. 23 s.

Onko metsien käytöllä merkitystä kalakannoille ja kalastukselle?

Pentti Sepponen

Metsien käsittely voi vaikuttaa kalastoon ja etenkin virkistyskalastukseen usealla tavalla. Kalastuksen virkistysarvoon vaikuttaa ympäristön kokonaisuus (esim. Kangas 1995): maisemat, veden laatu ja vesistön luonnontilaisuus sekä tietysti ennenkaikkea kalakannan rakenne. Metsätalous vaikuttaa periaatteessa kaikkiin näihin tekijöihin ja lisäksi joidenkin kalapaikkojen saavutettavuuteen metsäautoteiden kautta.

Virtaaviin pienvesiin metsätalouden vaikutukset ovat olleet suurimmat: uittoa varten tapahtuneet perkaukset sekä ojitetuilta soilta ja aurausalueilta tulevat ravinne- ja kiintoainevalumat ovat muuttaneet niitä monin paikoin etenkin luonnonkalakannoille epäedulliseen suuntaan. Yksistään Lapin ympäristökeskuksen alueella on eri kokoisia jokia ja puroja perattu uittoa varten n. 9 630 km. Uiton loputtua on entisöintityöt saatu hyvään vauhtiin ja lähes kaikille kunnostettaville virtavesille on vähintään suunnitelmat jo olemassa (Erkki Huttula, suullinen 17.6.1999, Lapin ympäristökeskus).

Ojitetuilta soilta valuvan raudan ja humuksen on todettu vaikuttavan haitallisesti mm. taimenen elintoimintoihin (esim. Vuorinen ym. 1993). Myös kyselytutkimuksella (Lappalainen ja Lilde´n 1993) on selvitelty kalastajien kokemia ojitusten aiheuttamia ympäristömuutoksia. Tulosten mukaan noin 8 % suomalaisista 18 vuotta täyttäneistä kalastajista piti ojituksia huomattavana kalastusvesiä pilanneena tekijänä ja 2 % katsoi ojitukset ainoaksi tähän suuntaan vaikuttaneeksi ympäristömuutokseksi. Eniten ojitukset vaikuttavat virtaaviin pienvesiin, joissa saattavat myös pohjasoraikot liettyä, jolloin kutumahdollisuudet heikkenevät. Toisaalta tutkijat katsovat, että haittojen estäminen tai poistaminen huomattaisiin kalastajien keskuudessa vesistön tilan paranemisena. Ojituksen haittoja voidaan estää riittävillä saostusaltailla ja riittävillä suojavyöhykkeillä vesien ympärillä. Metsäojien päättäminen suoraan vesistöihin onkin jo aikoja sitten lopetettu.

Maisemat vaikuttavat virkistyskalastuskohteen viihtyvyyteen. Rantojen hakkaamatta jättäminen tuo luonnonmukaisuuden tuntua mm. jokikalastukseen. Järville näkyvässä kaukomaisemassa on hyvä kiinnittää huomiota metsänuudistusalojen muotoon; epämääräiset muodot on todettu miellyttävämmäksi kuin geometrisen kaavamaiset (Karjalainen ja Komulainen 1997).

Metsäautoteiden vaikutus kalavesiin voi olla kahtalainen; toisaalta ne vähentävät erämaisuuden tuntua ja lisäävät kalastuspainetta, mutta tuovat kalavedet myös sellaisten kalastajien ulottuville, jotka eivät syystä tai toisesta pysty liikkumaan lihasvoimalla pitkiä matkoja. Siten ne parantavat kalastajien tasavertaisuutta.

Kirjallisuus

Kangas, J. 1995. Supporting the choice of the sports fishing site. Journal of Environmental Management 43:219–232.

Karjalainen, E. ja Komulainen, M. 1997. Uudistusalojen vaikutus kaukomaisemaan - tapaustutkimus Kainuussa. Metsätieteen aikakauskirja - Folia Forestalia 3/1997:423– 428.

Lappalainen, A. ja Lilde´n M. 1993. Virkistyskalastajien kokemat metsä- ja suoojitusten vesistöhaitat. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos. Kalatutkimuksia 69:102 –121.

Vuorinen, P.J., Peuranen, S., Vuorinen, M. ja Hollender, A. 1993. Raudan, humuksen ja happamuuden vaikutus taimenen (*Salmo trutta*) kiduksiin ja elintoimintoihin. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos. Kalatutkimuksia 69:13–32.

2 Luonnon virkistyskäytön laajuus ja arviointi

Tuija Sievänen (toim.)

2.1 Virkistyskäytön käsitteet ja tutkimus

Tuija Sievänen

Luonnossa virkistäytyminen kuuluu suomalaisten elämäntapaan. Tavanomaisimpia luonnon virkistyskäyttömuotoja ovat kävely, pyöräily, uiminen, marjastus, sienestys, hiihto ja kalastus. Kaikki väestöryhmät – nuoret, keski-ikäiset ja vanhat, miehet ja naiset, sekä hyvätuloiset että pienituloiset – harrastavat luonnossa virkistäytymistä tavalla tai toisella. Ulkoilu on osa arjen ajankäyttöä, ja tapahtuu useimmiten asunnon läheisillä alueilla, ulkoilualueilla tai talousmetsissä. Ulkoiluharrastuksiin osallistuminen on myös merkittävä loma-ajan käyttömuoto. Silloin ulkoilu suuntautuu usein asuinpaikkakunnan ulkopuolelle loma-asuntojen ympäristöön, retkeily- ja luonnonsuojelualueille, erämaihin sekä vesistöalueille, rannoille ja saaristoon. Metsä on olennainen osa virkistysympäristöä.

Luonnon virkistyskäyttö ja ulkoilu -käsitteitä käytetään usein rinnakkain tarkoittaen samaa asiaa mutta hieman eri näkökulmista. "Luonnon virkistyskäyttö" -käsitettä käytetään painotettaessa luonnonvarojen tai alueiden käyttämistä virkistystarkoitukseen. "Ulkoilu" –käsitettä käytetään tavallisesti puhuttaessa väestön vapaa-ajan käytöstä ja ulkoiluharrastamisesta yleensä.

Ulkoilun käsite on määritelty Virkistysaluekomitean mietinnössä (1973) seuraavasti: "*Ulkoilulla ymmärretään ensisijassa ulkosalla (luonnossa) jalan, hiihtäen, pyöräillen, veneillen tai näihin verrattavalla tavalla vapaa-ajan viettämistarkoituksessa tapahtuvaa liikkumista sekä tilapäistä oleskelua, uimista, lyhytaikaista telttailua, marjojen ja sienien poimimista, onkimista, joutenoloa, ja yleistä luonnonharrastusta sekä muuta näihin verrattavaa toimintaa.*"

Ulkoilu ja kaikki muu virkistyskäyttö ovat ensisijaisesti monipuolista vapaa-ajan toimintaa. Elannon hankintaan liittyvä toiminta luonnossa (esim. metsurin työ metsässä) ei ole ulkoilua tai luonnon virkistyskäyttöä. Monet ulkoiluharrastukset ovat liikunnallisia kuten kävely, hiihto ja pyöräily. Luonnossa virkistäytymiseen liittyy kuitenkin usein runsaasti sellaisia piirteitä, jotka eivät ole liikuntaa kuten luonnonläheisyydestä nauttiminen, luonnontarkkailu, lepäily ja oleskelu luonnonympäristössä ja maisemien ihailu. Ulkoilu tapahtuu pääsääntöisesti lihasvoimin liikkuen, joskin kulkuvälineitä käytetään siirryttäessä virkistysalueille.

Luonnon virkistyskäyttö on kohdistuu monenlaisille alueille. Erilaisia virkistyskäyttömuotoja harrastetaan kodin läheisillä alueilla, varsinaisilla ulkoilu- ja retkeilyalueilla, kansallispuistoissa sekä kaikkialla luonnonmukaisessa ympäristössä, missä on mahdollista liikkua jokamiehenoikeudella. Jonkun alueen virkistyskäyttäjiä voivat olla yhtä hyvin paikalliset asukkaat kuin kotimaiset tai ulkomaiset matkailijat.

Kunnat ja valtio tarjoavat virkistyspalveluja, jotka kustannetaan suurelta osin verovaroin kuten muutkin hyvinvointipalvelut. Kunnat ovat asukkailleen tärkein virkistyspalvelujen tuottaja. Puistot, ulkoilualueet sekä kävelytiet, ladut ja muut ulkoilureitit tarjoavat lähivirkistysmahdollisuuksia. Valtion virkistyspalvelut koostuvat pääasiassa valtion retkeilyalueista, vaellusreiteistä sekä luonnonsuojelualueiden virkistyspalveluista. Virkistyskalastus- ja metsästysmahdollisuuksien tarjoaminen valtion alueilla perustuu maksullisiin lupiin. Jokamiehenoikeudella virkistäydytään erityisesti maaseudulla, vakinaisen ja loma-asutuksen lähiympäristön tavallisissa talous-

metsissä sekä muuallakin sellaisilla alueilla, jotka tarjoavat marjastus- ja sienestysmahdollisuuksia tai ovat muuten vetovoimaisia käyntikohteita kuten ranta-alueet tai näköalapaikat.

Luonnossa virkistäytyminen on nykyajan ihmiselle osa vapaa-ajan viettoa, jonka puitteissa tyydytetään tarpeita rentoutumiseen, lepäämiseen, ympäristönvaihtoon sekä uusiin kokemuksiin ja elämyksiin (Driver ym. 1999). Ulkoiluun osallistumisen seurauksena saatavia, osin jo tutkimuksinkin todennettuja terveydellisiä ja sosiaalisia hyvinvointivaikutuksia ovat esimerkiksi terveyden ja työkyvyn ylläpitäminen, perhesiteiden ylläpitäminen ja ystävyyssuhteiden solmiminen. Myös yhteiskunnalle luonnon virkistyskäytöstä koituu monenlaisia hyötyjä. Yhteiskunnan tasolla vaikutukset voivat näkyä esimerkiksi luontomatkailupaikkakunnilla sekä taloudellisena (matkailutulo) että sosiaalisena (yhteisötunne ja paikkakuntaylpeys) hyvinvointina. Kun yhteiskunta panostaa ulkoilumahdollisuuksien tarjoamiseen, on tärkeää hankkia tietoa virkistyskäytön hyvinvointi- ja muista hyötyvaikutuksista, ja toisaalta haitoista, joita luonnolle virkistyskäytöstä mahdollisesti aiheutuu.

Virkistyskäytön tutkimus tuottaa tietoa ulkoilupolitiikan ja luonnonvarojen käytön poliittisten tavoitteiden asettelua ja keinojen valintaa varten. Virkistyskäyttöä tulee tarkastella yhteiskuntatieteellisen tutkimuksen lähtökohdista osana väestön elämäntapaa. Yksilön kiinnostus ja päätös käyttää vapaa-aikaansa, varojaan ja tietojaan ulkoiluun ovat ulkoilukysynnän perusta. Virkistyspalvelut ovat yhteiskunnan tarjoamia hyvinvointipalveluja ja siten, ulkoilureitit ja muut virkistyspalvelut sekä virkistysalueet ovat osa yhteiskunnan infrastruktuuria. Yhteiskunnan tarjoamat alueet ja palvelut tarjoavat yksilölle virkistysmahdollisuuden. Virkistyskäyttö realisoituu ulkoilukysynnän ja virkistysmahdollisuuksien kohtaamisesta.

Virkistyskäytön tarvitsemista voimavaroista tärkein on luonnonympäristö maa- ja vesialueineen. Virkistyskäytön voimavarojen suunnittelu tapahtuu sekä maankäytön suunnittelun että luonnonvarojen (metsä- ja vesivarojen) käytön suunnittelun yhteydessä. Valtiot ja kunnat varaavat ulkoilun ja muun virkistyskäytön tarvitsemia alueita ja tuottavat virkistyspalveluja. Maankäytön suunnittelun ohjaamiseen ja rakennettavien palvelujen kehittämiseen tarvitaan tietoa (1) nykyisen virkistyskäytön määrästä ja laadusta ja (2) niistä tekijöistä, jotka vaikuttavat virkistyskäytön kysynnän muutoksiin ja (3) virkistysmahdollisuuksien tarjonnan nykytilanteesta. Luonnonvarojen kestävä käyttö edellyttää virkistyskäytön ja luontomatkailun ympäristövaikutusten luonnontieteellistä tutkimusta.

Ulkoilun kysyntä pohjautuu väestön tarpeeseen ulkoilla. Ulkoilukysyntää tutkitaan tarkastelemalla tapahtunutta ulkoilukäyttäytymistä. Ulkoiluharrastuksiin osallistuminen tarkoittaa sitä kuinka moni harrastaa tiettyä lajia tietynä aikana. Väestön osallistumisosuus on tunnusluku, jolla tarkoitetaan sitä mikä osuus väestöstä kuuluu kunkin ulkoiluharrastuksen osallistujajoukkoon. Toinen ulkoilukysyntää kuvaava tunnus on harrastuskertojen eli ulkoilukertojen lukumäärä. Väestötasolla voidaan mitata ulkoilukertojen kohdistumista erilaisille virkistysaluetyypeille eli ulkoilupuistoihin, ulkoilualueille, retkeilyalueille, kansallispuistoihin tai erämaa-alueille. Ulkoilukysyntää voidaan selvittää mittaamalla myös yksittäisellä virkistysalueella kävijöiden, käyntikertojen tai harrastuskertojen määriä.

Virkistyskäytön tutkimukseen kuuluu myös ulkoilukäyttäytymistä selittävien tekijöiden tutkiminen. Selittäviä tekijöitä ovat esimerkiksi ikä- ja koulutus, vapaa-ajan määrä ja asuinpaikkakunta ja sen kaupungistumisaste. Ulkoilukäyttäytymistä kuvaavien tekijöiden avulla laaditaan kysyntämalleja, joiden avulla voidaan ymmärtää kysynnässä tapahtuvia muutoksia ja ennustaa ulkoilukäyttäytymistä tulevaisuudessa. Kysyntämalleja voidaan laatia erilaisille ulkoilu- ja luontoharrastuksille, jolloin kuvataan erilaisiin harrastuksiin osallistumisosuutta ja -useutta tulevaisuudessa. Kysyntämalleilla voidaan selvittää

Luonnon virkistyskäytön ja ulkoilun käsitteet

Ulkoilulla ymmärretään ensisijassa lihasvoimin kuten jalan, hiihtäen, pyöräillen, soutaen tai näihin verrattavalla tavalla vapaa-aikana tapahtuvaa liikkumista sekä oleskelua, yleistä luonnonharrastusta sekä muuta näihin verratavaa harrastustoimintaa ulkoilmassa.

Luonnon virkistyskäyttö sisältää kaiken vapaa-ajan viettämistarkoituksessa luonnonympäristössä tapahtuvan oleskelun ja liikkumisen jalan, hiihtäen, pyöräillen tai moottoriajoneuvolla tarkoituksena liikunta, maisemien ihailu, luonnon harrastaminen, retkeily, telttailu, metsästys, virkistyskalastus, veneily, virkistysluonteinen kotitarvemarjastus ja -sienestys. Myös loma-asuminen ja matkailu siltä osin kun niihin liittyy edellä mainittua virkistystoimintaa kuuluu luonnon virkistyskäytön piiriin. Luonnon virkistyskäyttö sisältää täten kaikki jokamiehenoikeudella luonnossa tapahtuvat ulkoilutoiminnot ja näiden lisäksi metsästyksen sekä osan jokamiehenoikeuden ulkopuolelle jäävästä virkistyskalastuksesta. Myös motorisoitunut liikkuminen luonnossa kuten moottorikelkkailu tai moottoriveneily ovat virkistyskäyttömuotoja samoin kuin esimerkiksi autosta, näköalatornista tai maisemaikkunasta tapahtuva maisemien katselu.

Virkistys- (tai ulkoilu)alue on erityisesti ulkoiluun tai muuhun virkistäytymiseen varattu alue.

Virkistys- (tai ulkoilu) ympäristöllä tarkoitetaan sitä ympäristöä, missä virkistäytyminen tai ulkoilu tapahtuu. Virkistysympäristö voi olla metsä- ja peltoalue, vesi- ja ranta-alue, kulttuuri-, perinne- tai luonnonmaisema-alue, asuntoalueen kevyen liikenteenväylä ja sen ympäristö, luonnonmukainen liikuntapaikka, kaupunkipuisto, erityinen ulkoilu- ja/tai retkeilyalue, luonnonsuojelualue, tai mikä tahansa luontoympäristö, missä voidaan ulkoilla. Hoidettu kaupunkipuisto ja erämaa ovat molemmat virkistysympäristöä.

Virkistys- (tai ulkoilu)palvelu on tuotettu virkistyskäyttöä varten. Kyseisillä palveluilla tarkoitetaan rakennettuja reittejä, viittoja, opastustauluja, tulipaikkoja, polttopuuhuoltoa, autiotupia, ulkoilukeskuksia, luontokeskuksia, virkistyskalastuspaikkoja ja muita rakenteita ja palveluja, joita on valtion ja kuntien ylläpitämillä ulkoilu-, retkeily- ja luonnonsuojelualueilla sekä monikäyttöalueilla.

ulkoilun kohdistumista erilaisiin luonnonvaroihin kuten lähivirkistysalueisiin tai luonnonsuojelualueisiin. Kysyntämalleilla tutkitaan erilaisten alueiden ja palvelujen tarvetta tulevaisuudessa.

Virkistyskäytön tutkimus tuottaa tietoa myös virkistyskäytön taloudellisista hyödyistä. Taloudelliset kysyntämallit mahdollistavat ulkoilun hyötyjen arvioimisen rahamääräisenä. Tällöin keskeinen ulkoilun kysyntää selittävä tekijä on ulkoilukerran ulkoilijalle aiheuttamat kustannukset. Kun ulkoilumahdollisuuksien tarjontaan liittyvät panokset ovat tavallisesti rahassa mitattavia, hyötyjen yhteismitallistaminen mahdollistaa hyötyjen ja kustannusten vertailun. Julkisen sektorin tarjoamien virkistysalueiden ja ulkoilupalvelujen arvioimiseksi ja perustelemiseksi tarvitaan tietoa siitä, mitkä ovat niiden aiheuttamat kustannukset ja hyödyt.

Tutkimuksella pyritään hankkimaan tietoa myös terveyteen ja hyvinvointiin liittyvistä hyödyistä. Näitä hyötyjä voidaan tutkia selvittämällä yksilöiden kokemuksia ulkoilun hyvinvointivaikutuksista.

Koko väestöä koskevalla kysyntätutkimuksella saadaan tietoa erilaisten väestöryhmien profiloitumisesta erilaisten ulkoilupalvelujen käyttäjiksi ja tarvitsijoiksi.

Suhtautuminen ulkoiluun sekä harrastamisen vaatimat tiedot ja taidot opitaan usein jo lapsena ja nuorena, ja opittuja taitoja käytetään koko elämänkaaren ajan. Väestön ulkoilukäyttäytymisen ymmärtäminen antaa perustietoa tulevaisuuden kysynnän ennustamiselle, ja edelleen ulkoilupalvelujen tarjonnan suunnittelulle.

Virkistyskäytön tutkimus kohdistuu myös virkistysmahdollisuuksien tarjonnan selvittämiseen. Tarjontatutkimuksessa kerätään tietoa yhteiskunnan tarjoamista virkistysalueista, reiteistä ja muista virkistyspalveluista, jotta voitaisiin arvioida miten virkistysmahdollisuudet vastaavat väestön ulkoilutarvetta. Tarjontatutkimuksen tavoitteena on selvittää virkistykseen käytettävissä olevien voimavarojen sekä määrä että laatu.

Kirjallisuus

Driver, B. L., Douglas, R.W. ja Loomis, J.B. 1999. Outdoor recreation and wilderness in America: Benefits and history. Julkaisussa: Cordell, H.K. (toim.). 1999.Outdoor recreation in American life: A national assessment of demand and supply trends. Sagamore Publishing. s. 1–30.

Virkistysaluekomitean mietintö. Komiteanmietintö 1973: 143. Helsinki 417 s.

2.2 Virkistyskäytön tutkimusmenetelmät

Tuija Sievänen ja Eija Pouta

2.2.1 Erilaiset mittausmenetelmät

Vapaa-aikaa ja virkistäytymistä koskevat tutkimusmenetelmät ovat monelta osin samanlaisia koskipa tutkimus kulttuuriharrastuksia tai ulkoilua (Burton ja Noad 1968). Virkistyskäyttötutkimuksissa käytetään aineiston keruumenetelminä erilaista havainnointia, dokumenttien käyttöä, kyselyjä tai haastatteluja. Väestöä koskevissa tutkimuksissa käytetään yleisemmin kyselyjä ja haastatteluja. Virkistysalueilla tehtävissä selvityksissä käytetään usein kaikkia menetelmiä (katso luku 2.6).

Havainnointi

Burton ja Noad (1968) määrittelevät havainnoinnin tarkoituksenmukaiseksi ja valikoivaksi tutkittavan ilmiön silmävaraiseksi tarkkailuksi ja laskemiseksi silloin, kun ilmiö parhaillaan tapahtuu tai on olemassa. Systemaattisena tutkimusmenetelmänä siitä on etua esitutkimusmenetelmänä aiheeseen, josta tutkija on vasta kiinnostunut ja perusjoukon ja otoksen suuruuden arvioimisessa. Systemaattisesti tehtynä havainnointi täyttää myös luotettavan ja objektiivisen menetelmän vaatimuksen.Virkistyskäyttötutkimuksissa havainnointia käytetään esitutkimusmenetelmänä sekä virkistysalueilla kävijälaskennoissa ja tiedonkeruuseen kävijöiden perusjoukosta kyselyjä ja haastatteluja varten. Havainnointiin liittyy usein fyysisten todisteiden ja dokumenttien sekä mekaanisten ja elektronisten apuvälineiden käyttö.

Dokumenttien käyttö

Dokumenteilla tarkoitetaan erityyppistä kirjallista materiaalia, joita ovat jatkuvat tilastot kuten väestö-, syntymä- ja kuolematilastot, päivitettävät kehittämissuunnitelmat ja maankäyttöselvitykset jne. sekä epäjatkuvat tilastot tai todisteet, jotka voivat olla joko institutionaalisia (palkansaajien vuosilomatilastot) tai henkilökohtaisia (päiväkirjat, kirjeet, muistelmat). Koska tutkija ei itse kerää tietoja vaan tiedot on kerätty tai tallennettu johonkin muuhun tarkoitukseen, voi dokumenttien käyttö olla ongelmallista. Tieto voi vaihdella valikoidusti ajallisesti ja maantieteellisesti.

Ajankäyttötutkimuksissa, joissa mitataan vapaa-ajan käyttöä erilaisiin toimintoihin, käytetään menetelmänä henkilökohtaista aikabudjettipäiväkirjaa. Se on päiväkirjan ja itsetäytettävän kyselyn välimuoto. Aikabudjettipäiväkirjassa päivä jaetaan tunnin pituisiin jaksoihin. Vastaaja merkitsee päiväkirjaan kaikki jakson aikana tehdyt ensisijaiset ja toissijaiset toiminnot. Päiväkirjaan merkitään myös kunkin toiminnon alkamis- ja päättymishetki, tapahtumapaikka sekä kenen kanssa on toimittu. Aikabudjetointiin osallistuminen on työläs tehtävä, ja siten osanottajien määrä on rajoitettu. Päiväkirjan aikaperiodin valinta, ajankohta ja pituus, samoin kuin rekisteröitävän ajanjakson (tunti, puoli tuntia) pituus vaikuttavat aikabudjetoinnin tarkkuuteen. Toimintojen ryhmittely ja koodaaminen on eräs vaikeus, joka rajoittaa aikabudjetti menetelmän hyödyllisyyttä vapaa-ajan tutkimukselle. Ulkoilututkimuksissa menetelmää on käytetty hyvin vähän.

Kyselyt

Kyselymenetelmä on yleisin nykyisin käytössä olevista tutkimusmenetelmistä (Dillman 1978). Etenkin postikyselyn hyviä puolia ovat aineiston keruun kustannusten edullisuus. Strukturoidun kyselyn etu on standardi mittaaminen, joka mahdollistaa tilastolliset analyysit ja vertailun. Tulosten luotettavuutta voidaan myös arvioida. Tärkeä etu on mahdollisuus kattaa laajoja maantieteellisiä alueita ja tavoittaa suuri joukko ihmisiä. Vaikein ongelma on riittävän korkean palautusprosentin saavuttaminen, ja siten aineiston edustavuuden turvaaminen.

Haastattelut

Haastattelun käyttö aineiston keruumenetelmänä on tuottaa yleensä parhaan aineiston, mutta on yleensä kustannuksiltaan kallein. Haastattelun suurin etu on siinä, että haastattelija voi varmistaa, että vastaaja on ymmärtänyt kysymyksen oikein. Haastattelu mahdollistaa tiedonkeruun joustavuuden tilanteissa, joissa kysymysten järjestystä ja määrää vaihdellaan edellä annetun vastauksen perusteella. Haastattelutilanteen standardisoimisaste voi vaihdella kvalitatiivisesta tutkimusotteesta (vapaamuotoinen keskustelu) kvantitatiiviseen strukturoituun (etukäteen valmistettu lomake kysymyksineen) mittaamiseen. Haastattelupaikka voi olla haastateltavan asunto, jossa haastattelija käy tai soittaa puhelimella, tai haastattelu tapahtuu virkistysalueella maastossa, luontokeskuksessa tai muualla, sovitussa paikassa. Haastattelun vaikeudet ja heikkoudet vaihtelevat käytetyn haastattelutekniikan mukaan. Haastattelijan ammattitaito vaikuttaa etenkin vapaamuotoisen haastattelun laatuun.

Luonnon virkistyskäytön inventointitutkimuksissa on jossain määrin sovellettu kaikkia edellä lueteltuja menetelmiä, eniten havainnointia, kyselyä ja haastattelua. Tyypillistä on, että monissa tutkimuksissa on käytetty kahta tai jopa kolmea menetelmää yhtäaikaa joko rinnakkaisesti tai toisiinsa tukeutuen. Fyysisten todisteiden ja dokumenttien käyttö on vakiintunut täydentämään havainnointi-, kysely- tai haastattelumenetelmillä kerättyjä aineistoja. Erilaista havainnointia on kokeiltu runsaasti. Suomessa mekaanisten ja elektronisten havainnointimenetelmien käyttö on ollut tähän asti vähäistä, mutta niiden edelleen kokeilu ja kehittäminen on saatujen kokemus-

ten mukaan ilmeisen suositeltavaa (Horne ym.1998). Kyselemällä tai haastattelemalla tehtyjä tutkimuksia on puolestaan täydennetty havainnoinnilla. Kysely- ja haastattelumenetelmiä on käytetty sekä itsenäisesti että erilaisina yhdistelminä.

2.2.2 Virkistyskäytön inventoinneissa mitattavia tekijöitä

Ulkoiluun osallistuminen

Ulkoiluun osallistumisella kuvataan sitä kuinka moni harrastaa tavalla tai toisella jotakin virkistyskäyttömuotoa eli ulkoiluharrastusta. Suomalaisten ulkoiluun osallistumista on tähän mennessä mitattu muutamissa kotimaisissa tutkimuksissa (Ulkoilututkimus 1979, Sievänen 1995, Liikkanen ym. 1993). Ulkoiluun osallistumisen muutoksia ja trendejä ovat selvittäneet esimerkiksi tanskalaiset (Jensen ja Koch 1997), kanadalaiset (DuWors ym. 1999) ja amerikkalaiset (Cordell 1999) toistuvilla väestökyselyillä.

Ulkoilukerrat, käynti/käyttökerrat, käynti/käyttöpäivät, virkistystunnit

Ulkoilukertojen, käynti/käyttökertojen, käynti/käyttöpäivien ja virkistystuntien mittaamisella kuvataan virkistyskäytön määrää ja ulkoilijoiden ulkoiluaktiivisuutta. Ulkoilukerta on se tapahtuma, jonka aikana henkilö käyttää vapaa-aikaansa osallistuakseen johonkin ulkoiluharrastukseen. Ulkoilukerroilla mitataan osallistumisfrekvenssejä harrastuksittain. Käyntikerta on taas kuvaa sitä tapahtumaa, kun henkilö käyttää jotakin aluetta ulkoiluun. Käyttökerta vastaavasti jonkun virkistyspalvelun, esimerkiksi ulkoilunreitin, käyttämistä virkistystapahtumaan. Käyntikertojen (käyttökertojen) määrien mittaaminen on tavallisin tapa kuvata virkistysalueen (virkistyspalvelun) käyttöä. Käynti/käyttöpäivällä tarkoitetaan kokonaista päivää tai sen osaa, jolloin ulkoilija käy virkistysalueella tai käyttää virkistyspalvelua. Käytön mitattaamiseen se sopii silloin, kun käyntikertoja vaikea laskea. Tälläinen tilanne voi olla esimerkiksi jonkun matkailukeskuksen (esim. rantakohde, hiihtokeskus) ympäristön käytön mittaaminen, kun sama henkilö käy alueella monta kertaa, mutta lyhytkestoisesti, ja osallistuu useisiin erilaisiin harrastuksiin. Virkistystunti on tunnin ajanjakso, joka on käytetty johonkin harrastukseen osallistumiseen, tai joka vietetty alueella. Virkistystunnit (eli viipymätunnit) ovat usein paras mittari kuvaamaan jonkin alueen käytön intensiteettiä. Näin on erityisesti silloin, kun käyntikertojen kesto vaihtelee suuresti, esimerkiksi päiväkävijän 15 minuutin pistäytymisestä retkeilijän usean vuorokauden kestävään vaellukseen tai leiriytymiseen.

Ulkoilukertojen, käyntikertojen tai käynti/käyttöpäivien laskentamenetelmiä ja ennustusmalleja on on kehitetty monilla tahoilla (esim. Dauite 1966, van Lier 1973, Sievänen 1984, Stynes 1986). Mallien selittävinä tekijöinä ovat väestöön liittyvät ominaisuudet (matkustusetäisyys, liikkumistapa, väestön sosioekonomiset taustatekijät) sekä alueeseen liittyvät tekijät (sijainti, saavutettavuus, maisema- ym. ominaisuudet).

Virkistyskäytön alueellinen jakautuminen

Virkistyskäytön alueellista jakautumista voidaan tarkastella 1) maantieteellisellä perusteella, 2) virkistysaluetyyppien perusteella ja 3) virkistysalueen sisäisen käytön perusteella. Virkistyskäytön alueellisen jakautumisen tunteminen on tärkeää ulkoilualueiden sosiaalisen ja ekologisen kapasiteetin arvioimiseksi. Ulkoilun alueellista jakautumista ovat tarkastelleet monet tutkijat (esim. Plumley ym. 1978, Lucas 1980).

Virkistyskäytön ajallinen vaihtelu

Ulkoilun ajallista vaihtelua on tutkittu vähän. Se on kuitenkin tarpeen virkistysalueen palvelujen tarjonnan suunnittelemiseksi. Kävijöiden saapuminen alueelle on luonnollisesti riippuvainen heidän käytettävissä olevasta vapaa-ajasta. Ruuhkautumisen välttämiseksi, ja oikeiden aukioloaikojen järjestämiseksi ajallista vaihtelua pitää seurata. Virkistyskäytön ajallisen vaihtelun tarkastelussa käytetään vuoden aikana tapahtuvia muutoksia kuvamaan vuodenaikojen ja kuukausien, viikon ajalta viikonpäivien, ja päivän ajalta tunnin pituisia jaksoja. Suomessa virkistyskäytön ajallista vaihtelua on selvitetty käyttämällä maastohavainnointia sekä haastattelua että postikyselyä aineistonkeruumenetelminä (Saastamoinen ja Sievänen 1981, Sievänen 1993a).

Ulkoilukäyttäytymistä selittävät sosioekonomiset tekijät

Ulkoilijoiden ja virkistyspalvelujen käyttäjien ominaisuuksien tunteminen on tärkeää siksi, että virkistyspalvelujen tarjontaa voidaan kehittää kysynnän mukaan. Virkistysalueella palveluja voidaan suunnata "oikeille" kävijäryhmille. Siksi on tunnettava, ketä virkistysalueella kävijät ovat tai minkälaisia eri harrastajaryhmät ovat. Koko väestön tasolla on tarpeen tietää, miten eri väestöryhmät tai harrastajaryhmät harrastavat ulkoilua, ja siten löytää perusteluja yhteiskunnan virkistyspalvelujen tuottamiselle. Miten yhteiskunnan panoksia tulisi suunnata, jotta ne hyödyttäisivät eniten koko yhteiskuntaa? Virkistyskysynnän muutoksia on seurattava väestöryhmittäin.

Monet varhaiset väestötason virkistyskäyttötutkimukset selvittivät lähinnä ulkoiluun osallistumista ja siihen liittyviä väestön taustatekijöitä. Tärkeimmät taustatekijät ovat ikä, tulot, ammatti, koulutus, asuminen ja perhevaihe. On havaittu esimerkiksi ammatin ja ulkoiluaktiivisuuden välinen riippuvuus, tai tulotason ja koulutuksen yhteydet ulkoiluun osallistumiseen (ORRRC 1962, Manning 1986). Viimeisen amerikkalaisen koko väestöä koskevan ulkoilututkimuksen tulokset vahvistavat ennestään tunnettuja ulkoiluun osallistumisen ja sosioekonomisten taustatekijöiden väliä riippuvuussuhteita (Cordell 1999). Suomessa useimmat ulkoilututkimukset ovat kohdistuneet tiettyyn ulkoiluympäristöön tai virkistysalueseen sekä tiettyjen ulkoilumuotojen harrastajiin, ja ne kuvaavat kävijärakennetta ja harrastajaprofiilia (esim. Saastamoinen 1972, Jaatinen 1973, Sievänen 1995, Ovaskainen ym. 1999a ja 1999b).

2.2.3 Luonnon virkistyskäytön inventointi

Aluekohtaiset kävijälaskennat ja –tutkimukset

Virkistysalueiden suunnittelu ja ylläpito edellyttävät kattavaa tietopohjaa siitä, miten virkistysalueita ja -palveluja käytetään ja ketkä ovat käyttäjiä. Yksittäisen virkistysalueen käyttöä ja kävijätyytyväisyyttä selvitetään alueella (maastossa) tehtävillä kävijälaskennoilla ja kävijätutkimuksilla (katso luku 2.6).

Ensimmäisiä Suomessa tehtyjä luonnon virkistyskäyttöä selvittäviä tutkimuksia on Saastamoisen (1972) Saariselän-Itäkairan alueen virkistyskäyttö. Menetelminä käytettiin haastattelua ja kyselyä. Tärkeimpinä tutkimustuloksina saatiin arviot kävijöiden ja käyntikertojen (käynti/käyttöpäivien) määristä (v. 1970), virkistäytyjien asennoituminen hakkuisiin ja muihin luonnon alkuperäisyyttä muuttaviin toimenpiteisiin, retkeilijöille ja lomanviettäjille käynnistä aiheutuneet kustannukset, kävijöiden sosioekonomisia taustatietoja sekä tietoja lomanviettotottumuksista. Vuosina 1970–1978 olivat eräät Helsingin kaupungin metsäiset ulkoilualueet laajan tutkimuksen kohteena. Aineisto kerättiin maastossa suoritetuilla haastatteluilla sekä postikyse-

lyllä. Tutkimuksella selvitettiin ulkoilualueiden virkistyskäytön kysyntään vaikuttavia ulkoilijoiden sosioekonomiseen taustaan ja asuinympäristöön liittyviä tekijöitä. Tärkeimpinä tuloksina saatiin kävijärakennetietoja eli ulkoilijoiden sukupuoli-, ikä-, siviilisääty-, sosiaaliryhmä-, koulutustaso-, tulotasojakaumat sekä ulkoiluharrastuksiin osallistuminen, ulkoilun kesto ja kuljetut matkat keskimäärin, käyntikertojen useus eri ulkoilualueilla (Jaatisen (1973). Vastaavia kävijätutkimuksia on sittemmin tehty muiden kaupunkien ulkoilualueilla (esim. Sievänen 1992) sekä valtion retkeilyalueilla ja kansallispuistoissa (esim. Sievänen 1993b, Ovaskainen ym. 1999a ja 1999b).

Harrastuspohjaiset inventoinnit

Yksi ulkoilututkimuksen lähestymistapa on kohdistaa tutkimus ulkoiluharrastuksiin eli virkistysalueen virkistyskäyttömuotoihin. Tämä lähestymistapa on soveltuu erityisesti kävijä- tai käyttäjätyytyväisyyden tutkimiseen. Yhteen harrastus- tai harrastajaryhmään keskittymällä pystytään pureutumaan parhaiten ko. harrastusta tukevien palvelurakenteiden määrä- ja laatuvaatimuksiin sekä ympäristön laatuun liittyviin tekijöihin. Harrastuspohjaisia inventointeja voidaan tehdä sekä väestötason että aluekohtaisina tutkimuksina.

Reittiharrastamista koskenut kyselytutkimus sisälsi myös inventointityyppisen tiedon keruuta (Sievänen 1995). Suomalaisten kiinnostusta erilaisiin harrastuksiin, joissa reitit ovat ensisijainen virkistyspalvelujen kysynnän kohde, tutkittiin koko väestöön kohdistuvalla postikyselyllä. Kävely ja patikointi, maastohiihto ja pyöräily olivat lajit, joiden harrastamista selvitettiin. Keskeisiä kysymyksiä olivat 1) kuinka usein harrastetaan (harrastuskertoja vuodessa), 2) miten pitkiä matkoja harrastetaan, 3) mitkä ovat harrastamisen kannalta tärkeitä virkistysympäristön sekä reittivarusteiden ja -rakenteiden laatuominaisuuksia.

Kuntakohtainen ulkoilututkimus

Seudun, kunnan tai muun alueellisesti rajatun väestön virkistystarpeita voidaan tutkia väestöön kohdistuvalla kyselyllä. Suomesta on joitakin kokemuksia kaupunkiväestöön kohdistuvista ulkoilututkimuksista (Sievänen 1993a). Keskeisiä kysymyksiä ovat miten kuntalaiset käyttävät kunnan tai taajaman alueita ulkoiluun, ja mitä mieltä he ovat tarjolla olevista virkistyspalveluista, niiden puutteista sekä mitä tulevaisuuden toiveita he tuovat esiin. Väestökyselyllä saadaan kartoitettua kokonaiskuva kunnan virkistyspalvelujen kysynnästä. Tärkein väestökyselyllä saatava etu on siinä, että sillä tavoitetaan myös sellaisia väestöryhmiä ja virkistyspalvelujen käyttäjiä, joita on vaikea tavoittaa aluekohtaisilla kävijätutkimuksilla. Väestökyselyllä voidaan kartoittaa myös potentiaalista kysyntää. Hämeenlinnan (Sievänen 1993a) kaupunkiväestöön kohdistuneilla tutkimuksilla selvitettiin mm. ulkoiluun osallistumista, ulkoiluun käytettyä osuutta vapaa-ajasta sekä ulkoilun jakautumista asutuksen lähialueille sekä kauempana sijaitseville ulkoilualueille ja talousmetsiin.

Luonnon virkistyskäytön valtakunnallinen inventointi (LVVI)

Virkistysvoimavarojen suunnittelua ja hoitoa varten tarvitaan sekä väestötason ulkoilututkimuksia että aluekohtaisia kävijätutkimuksia. Väestötason kyselytutkimuksilla saadaan tietoa harrastusten kehityksestä ja ulkoiluaktiivisuuden tasosta sekä tietoa niistä ulkoilun harrastajista, joita on vaikea tavoittaa maastossa tehdyillä tutkimuksilla (Manning 1986).

Ulkoilututkimus 1979 oli ensimmäinen koko Suomen väestöön kohdistunut selvitys, jossa mitattiin ulkoiluun osallistumista sekä ulkoilumahdollisuuksien tarjontaan liittyviä tekijöitä. Tilastokeskuksen vapaa-ajan ja ajankäyttötutkimuksista on mitattu joihinkin ulkoiluharrastuksiin osallistumista sekä ulkoiluun ja liikuntaan käy-

tettyä aikaa kahdesti, vuosina 1981 ja 1991 (Niemi ja Pääkkönen 1989, Liikkanen ym. 1993).

Luonnon virkistyskäytön valtakunnallisen inventointi (LVVI) -tutkimuksessa selvitetään vv. 1997–2000 virkistyskäytön valtakunnallisen seurantajärjestelmän perustamisedellytyksiä ja kehitetään sitä varten toimintamalleja (Sievänen 1998). Seurantajärjestelmä tarkoittaa tilastoaineistojen kokoamista ja tietokantojen rakentamista joko jatkuvasti tai säännöllisin väliajoin toistuvin mittauksin. LVVI –tutkimus tuottaa tilastoja ja tietokantoja, jotka tarjoavat väestötason ja koko maan kattavaa tietoa. Seurantatutkimus tuottaa tulevaisuudessa tietoa ulkoiluharrastamisen ja virkistyspalvelujen kysyntään vaikuttavien tekijöiden muutoksista. Mahdollisia muutospaineita aiheuttavat esimerkiksi työn ja vapaa-ajan suhteiden, liikkumisen, ympäristöarvojen ja väestörakenteen muutokset.

Koko Suomen väestön kattavalla kysyntätutkimuksella kerätään tietoa suomalaisten ulkoilun ja muun virkistäytymisen määrästä ja laadusta luonnonmukaisessa ympäristössä. Selvityksen kohteena on, mitä suomalaiset harrastavat luonnonmukaisessa ympäristössä vapaa-aikanaan, kuinka paljon vapaa-ajasta ja käytettävissä olevista vapaa-ajan voimavaroista kohdistuu luonnon virkistyskäyttöön sekä mikä merkitys ulkoilulla ja muulla virkistäytymisellä luonnossa on suomalaisten elämässä. Samoin tutkitaan, miten paljon ja missä maantieteellisessä fyysisessä ympäristössä ulkoiluharrastaminen tapahtuu. Tutkittavina ovat myös harrastamisen sosiaalinen ympäristö sekä ulkoiluharrastamisen ja muun virkistyskäytön osuus ja merkitys kansantaloudessa, aluetaloudessa ja yksityistaloudessa. Tutkimuksen aineistot palvelevat virkistyskäytön taloudellisten, sosiaalisten ja terveydellisten hyötyjen tutkimusta.

Virkistysmahdollisuuksien tarjonnan tutkimuksessa selvitetään erilaisia yhteiskunnan (kunnat ja valtio) sekä yhdistyksien ja yksityisten tarjoamia, virkistykseen osoitettuja alueita: miten paljon erilaisia virkistysalueita on, miten ne sijaitsevat käyttäjiinsä nähden sekä mitä rakenteita, varusteita ja palveluja ne tarjoavat käyttäjilleen. Lisäksi kerätään tietoa ulkoilureiteistä ja erityyppisistä virkistyspalveluista, kuten uimapaikoista ja veneilyn tukikohdista. LVVI-tutkimus tähtää luonnon virkistyskäytön kysynnän ja tarjonnan arvioimiseen ja vertailuun. Kysynnän ja tarjonnan saaminen tasapainoon on pitkällä aikavälillä ulkoilupolitiikan keskeisiä tavoitteita.

2.2.4 Virkistyskysynnän ja ulkoilukäyttäytymisen selittäminen

Ulkoilukäyttäytymisen selittäminen

Virkistyskäytössä on kysymys ihmisten vapaa-ajan käyttäytymisestä, jota on tarpeen ymmärtää ja jäsentää myös käyttäytymistieteiden lähtökohdista. Myös ulkoilukäyttäytymisen tutkiminen tukeutuu vapaa-ajan antropologian, sosiologian, sosiaalipsykologian, psykologian ja taloustieteen piirissä kehitettyihin teorioihin. Monissa maissa vapaa-ajantutkimusta tapahtuu kulttuurin, liikunnan ja matkailun tutkimuksen alueilla. Mittaamisessa käytetään käyttäytymistieteiden metodologiaa kuten kyselylomakkeita ja haastattelutekniikoita, ja analysoitaessa tarkastellaan virkistysalueiden kävijöitä tai eri harrastajaryhmiä sosioekonomisten taustamuuttujien avulla. Luonnon virkistyskäytön tutkimuksen taustalla on usein luonnonvarojen käytön suunnittelun tietotarpeet. Siksi lähestymistapa on usein suunnittelu- ja taloustieteellinen.

Ensimmäinen vaihe virkistyskäytön tutkimuksessa onkin kuvaileva tutkimus, jolla muodostetaan kokonaiskuvaa mitä tapahtuu, missä ja kenen toimesta. Tarkastellaan harrastuksiin osallistumisen prosenttiosuuksia ja lasketaan ulkoilukertojen määriä eri väestöryhmissä. Käyttäytymistieteellistä selittämistä voidaan tehdä yksinkertaisimmillaan ristiintaulukoilla ja laskemalla keskilukuja. Monimutkaisempien riippuvuussuhteiden selvittämiseksi käytetään monimuuttajamenetelmiä (esim. fak-

tori-, erottelu- ja ryhmittelyanalyyseja) ja mallintamista (esim. logit-malleja).

Ulkoilukäyttäytymisen selittämiseen tarvitaan käyttäytymistieteen teorioita, jotka ohjaavat tilastollisia analyyseja ja joihin tukeutuen tilastollisista analyyseista saatuja tuloksia voidaan tulkita. Luonnon virkistyskäytön tutkimuksessa ei toistaiseksi ole ollut vahvaa omaa teorian muodostusta, mutta hyviä viitekehyksiä ulkoilukäyttäytymisen selittämiselle löytyy mm. elämäntapa-ja -tyyliteorioista, elämänkaariteorioista sekä rationaalisen valinnan teorioista. Niiden avulla voidaan luonnossa virkistäytyjiä ja virkistysalueilla kävijöitä luokitella tyyppeihin. Typologioiden avulla nähdään selvemmin, minkälaisia kävijät ovat ja mitä palvelutarpeita ja odotuksia eri kävijäryhmillä käyntiin liittyy. Väestöä ryhmittelemällä ja käyttäytymistä selittämällä saadaan tietoa virkistyspalveluista saatavien hyötyjen jakautumisesta väestössä.

Kysyntämallit

Luonnon virkistyskäytön kysyntää kuvaavia malleja on kehitetty ennenkaikkea tavoitteena löytää kysyntään vaikuttavat tekijät ja ymmärtää ulkoilukäyttäytymistä. Muita tavoitteita ovat olleet virkistyskäytön ennustaminen, virkistysalueiden tai alueiden ominaisuuksien arvottaminen. Kysyntämallin valinta tapahtuu sen mukaan mitä ilmiötä tarkastellaan. Malli voidaan rakentaa kuvaamaan osallistumista tai osallistumisen määrää. Toisaalta mallintaminen voi kohdistua ulkoiluun yleensä tai tiettyyn harrastukseen tai harrastuksen valintaan. Mallien avulla voidaan selittää käyntikertoja tietyllä virkistysalueella tai tarkastella virkistysalueen valintaa. Rakennettaessa virkistyskysyntää kuvaavaa mallia taloustieteen näkökulmasta, mallilla selitetään ulkoilukertojen määrää ulkoilukerran kustannuksilla.

Osallistumismallit

Ulkoiluun ja ulkoiluharrastuksiin osallistumista on selitetty yksilön sosioekonomisella taustalla, virkistysalueiden tarjontaa kuvaavilla tekijöillä sekä ulkoilukerran että korvaavien harrastusten kustannuksilla (esim. Cordell 1999, Walsh ym. 1992). Selittäviä muuttujia voivat olla sukupuoli, ikä, koulutus, ammattiasema, kaupunkilaisuus, sekä asuinkuntaa kuvaavat muuttujat esim. väkiluku, maantieteellinen sijainti (etelä/pohjoinen, itä/länsi) ja kunnan luonnonoloja kuvaavat muuttujat esim. järvien määrä, metsän suhteellinen osuus pinta-alasta ja virkistysalueiden ja -palveluiden määrä.

Osallistuja/ei osallistuja dikotomian selittämiseen soveltuu logit-malli. Vastaavasti kuin yleensä ulkoiluun osallistumista voidaan selittää logit -mallilla, voidaan selittää myös yksittäiseen harrastukseen osallistumista. Mallintamisen kohteena voi olla esimerkiksi se, kuinka vastaajat jakautuvat tietyn virkistysaluetyypin tai omistajaryhmän alueiden käyttäjiin ja ei-käyttäjiin.

Osallistumismäärää selittävät mallit

Kysynnän mallittamisessa ollaan kiinnostuneita osallistumisen lisäksi myös ulkoilukertojen määrästä. Tällöin mallinnetaan sitä, mitkä tekijät vaikuttavat siihen, kuinka paljon henkilö harrastaa ulkoilua tai sen eri muotoja. Keskeistä mallintamisessa on, että ulkoilukertojen määrä voi saada vain ei-negatiivisia kokonaislukuarvoja, jolloin kysymykseen tulevat ns. count data-mallit (Poisson ja negative binomial regression models). Virkistyskysynnän mallintamisessa count data-malleja ovat käyttäneet mm. Haab ja McConnel (1996), Feather ym. (1995), Parson ja Kealy (1995).

Virkistysalueen käyttöä kuvaavat mallit

Matkakustannusmallin avulla voidaan tarkastella tietyn virkistysalueen käyttöön vaikuttavia tekijöitä (Loomis ja Walsh 1997).

Mallin avulla voidaan myös määrittää ulkoilukerran keskimääräinen markkamääräinen hyvinvointivaikutus ja summata se virkistysalueen vuotuiseksi arvoksi virkistyskäytössä. Virkistyskysynnän matkakustannusmallissa selitettävänä muuttujana on käyntikertojen määrä tiettynä ajanjaksona tietyllä alueella. Tärkeimpänä selittäjänä on alueen käytön kustannukset, pääasiasssa matkakustannukset, sekä joko yksilön sosioekonominen tausta tai vaikutusalueen väestön ominaisuudet. Matkakustannusmallit pohjautuvat yleensä virkistysaluekohtaisiin alueella kerättyihin (on-site) aineistoihin. Matkakustannusmalleja voidaan toteuttaa joko summattuina vyöhykemalleina tai yksilötason malleina (katso luku 5).

Alueiden valintamallit

Alueen valintamalleilla voidaan tarkastella sitä, mitkä alueen ominaisuudet vaikuttavat siihen, että ulkoilijat valitsevat tietyn virkistysalueen kohteekseen kaikkien virkistysalueiden joukosta. Alueen valintaa tarkastelevia malleja on käytetty alueiden ominaisuuksien, esim. veden laadun, arvottamiseen. Alueen ominaisuuksilla, vastaajan sosioekonomisella taustalla ja alueen käytön kustannuksilla on selitetty valintakäyttäytymistä (Herriges ja Kling 1999).

Ennusteet

Virkistyskysynnän ennusteita voidaan perinteisesti laatia käyttäen useita erilaisia menetelmiä. Markkinatutkimusten tapaan voidaan tehdä haastatteluja tai kyselyjä kansalaisten aikomuksista ulkoilla luonnossa. Mikäli kysymykset aikomuksista kohdistetaan tiettyyn aikaan, paikkaan ja asiayhteyteen, voidaan päästä lyhyellä tähtäimellä tarkkoihinkin ennusteisiin ulkoilukäyttäytymisestä. Hieman pidemmän tähtäimen virkistyskysynnän ennustamisessa on käytetty trenditarkasteluja. Tällöin on pitkän aikavälin seurantatutkimuksin muodostettu trendejä, joiden oletetaan jatkuvan tulevaisuudessa. Trendien laventaminen tulevaisuuteen on toimiva menetelmä, jos ulkoilijoiden käyttäytymistottumuksissa ei ole odotettavissa voimakkaita muutoksia. Kysyntämalleilla pyritään virkistyskäytön tulevaisuutta ennustamaan käyttäytymistä selittävien tekijöiden avulla (Walsh ym. 1992, Cordell 1999). Niitä voidaan tuottaa joko poikkileikkaus- tai aikasarja-aineistoista. Regressioanalyysilla rakennettuihin kysyntämalleihin voidaan sijoittaa väestöennusteiden tuottamaa tietoa kysyntää selittävistä tekijöistä.

Kysyntämalleihin pohjautuvat ennusteet ovat kuitenkin heikkoja ottamaan huomioon epävarmuutta esim. sellaisten muutostekijöiden suhteen, joihin poliittiset päätökset vaikuttavat suuresti. Tälläisiä muutostekijöitä ovat esimerkiksi vapaa-ajan määrä ja tulonjaon tasaisuus. Skenaariomenetelmän avulla voidaan tarkasteluun liittää enemmän epävarmuutta sekä määritellä ennusteiden sijaan vaihtoehtoisia kehityssuuntia (esim. Sievänen ja Pouta 1999).

Kirjallisuus

Burton, T.L. ja Noad, P.A. 1968. Recreation research methods. A review of recent studies. Centre of Urban and regional studies, University of Birmington. 78 s.

Cordell, H.K. (toim.). 1999. Outdoor recreation in American life: A national assessment of demand and supply trends. Sagamore Publishing. 449 s.

Dauite, R.J. 1966. Methods of determination of demand for outdoor recreation. Land Economics 42(3):327–338.

Dillman, D.A. 1978. Mail and Telephone Surveys – The Total Design Method. New York, Wiley. 321 s.

DuWors, E. Villeneuve, M., Filion, F.L., Reid, R., Bouchard, P., Legg, D., Boxall, P., Williamson, T., Bath, A. ja Meis, S. 1999. The Importance of Nature to Canadians: Survey Highlights. 55 s.

Feather, P., Hellerstein, D. ja Tomasi, T. 1995. A discretecount model of recreational demand.

Journal of Environmental Economics and Management 29:214–227.

Haab, T. C. ja McConnel, K.E. 1996. Count data models and the problem of zeros in recreation demand analysis. American Journal of Agricultural Economics 78:89–102.

Herriges, J. ja Kling, C. (toim.). 1999. Valuing recreation and the environment: Revealed preference methods in theory and practice. Edward Elgar Publishing, Cheltenham.

Horne, P., Sievänen, T. Alenius, A., Iisalo, H. ja Friman, T. 1998. Kävijälaskentaopas. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja Sarja B No 45. 68 s.

Jaatinen, E. 1973. Recreation utilization of Helsinki's forests. Folia Forestalia 186. 45 s.

Jensen, F.S. ja Koch, N.E. 1997. Friluftsliv i skovene 1976/77 – 1993/94. Den Kgl. Veterinaer- og Landbohojskole, Miljo-og energiminiseriet Forskningscentret for Skov ja Landskab. Forskningserien Nr. 20. 215 s.

Loomis, J. ja Walsh, R. 1997. Recreation economic decisions: Comparing benefits and costs. Second edition. Venture Publishing, Inc. 440 s.

van Lier, H.N. 1973. Determination of planning capacity and layout criteria of outdoor recreation projects. Agricultural Research Reports 795. Centre for Agricultural Publishing and Documentation, Wageningen.

Liikkanen, M., Pääkkönen, H., Toikka, A. ja Hyytiäinen, P. 1993. Vapaa-aika numeroina 4. Liikunta, ulkoilu, järjestö- ja muu osallistuminen, loma, huvit. Tilastokeskus. Kulttuuri ja viestintä 1993:6.

Lucas, R.C. 1980. Use patterns and visitors characteristics, attitudes and preferences in nine wilderness and other roadless areas. USDA Forest Service Paper INT-253.

Manning, R.E. 1986. Studies in outdoor recreation. A review and synthesis of social science literature in outdoor recreation. Oregon State University Press. 166 s.

Niemi, I. ja Pääkkönen, H. 1989. Ajankäytön muutokset 1980-luvulla. Tilastokeskus. Tutkimuksia 153. 117 s.

ORRRC, 1962. (Outdoor Recreation Resources Review Commission). Outdoor recreation for America. Study reports 1-27. Washington, D.C., U.S. Government Printing Office.

Ovaskainen, V., Horne, P. ja Sievänen, T. 1999a. Evon ja Teijon retkeilyalueiden kävijät ja kävijätyytyväisyys kesäkaudella 1996. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 726. 78 s.

Ovaskainen, V., Horne, P. ja Sievänen, T. 1999b. Nuuksion ja Seitsemisen kansallispuistojen virkistyskäyttö kesäkaudella 1996: kävijät ja kävijätyytyväisyys. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja Sarja A No 107. 77 s.

Parson, G.R. ja Kealy, M.J. 1995. A demand theory for number of trips in a random utility model of recreation. Journal of Environmental Economics and Management 29:357–367.

Plumley, H.J., Peet, H.T., Leonard, R.E. 1978. Records of backcountry use can assist trail managers. USDA Forest Service Research Paper NE-414.

Saastamoinen, O. 1972. Saariselän –Itäkairan alueen virkistyskäyttö. Summary: The recreational use of Saariselkä-Itäkaira area. Moniste. Metsäntutkimuslaitos. 171 s.

Saastamoinen, O. ja Sievänen, T. 1981. Keravan ja Rovaniemen lähimetsien virkistyskäytön ajallinen vaihtelu. Summary: Time patterns of recreation in urban forests in two Finnish towns. Folia Forestalia 473:1–24.

Sievänen, T. 1984. Comparison of different methods in the inventory of urban forest recreation. Julkaisussa: Saatamoinen, O, Hultman S-G, Koch, N.E., Mattson, L. (toim.). Multiple-use forestry in the Scandinavian countries. Communicationes Instituti Forestalis Fenniae 120:64–72.

Sievänen, T. 1992. Aulangon ja Ahveniston ulkoilualueiden käyttö ja kävijät. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 415. 70 s.

Sievänen, T. 1993a. Kaupunkiväestön ulkoilukäyttäytyminen ja ulkoilualueiden käyttö. Hämeenlinnan ulkoilututkimus. Summary: Outdoor recreation household survey in the city of Hämeenlinna. Folia Forestalia 824:1–62.

Sievänen, T. 1993b. Kolin kansallispuistonkävijät. Metsäntutkimslaitoksen tiedonantoja 465. 53 s.

Sievänen, T. 1995. Reittiharrastaminen Suomessa. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 577. 92 s.

Sievänen, T. (toim.). 1998. LVVI-tutkimus 1997-2000. Esitutkimusraportti. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 702. 109 s.

Sievänen,T. ja Pouta, E. 1999. Luonnon virkistyskäytön skenaariot. Julkaisussa: Nuutinen,T. ja Suokas, A. (toim.). MELA ja metsätalouden suunnittelu. MELA-käyttäjäpäivä ja tutkimusseminaari 11.-12.5.1999, Majvik, Kirkkonummi. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 752. s. 106–114.

Stynes, D.J. 1986. Recreation forecasting methods. Julkaisussa: A literature review President's Commission on Americans Outdoor. Washington, D.C. Government Printing Office. s. Demand -33–49.

Ulkoilututkimus 1979-1980. Sisäasiainministeriön ympäristönsuojeluosaston julkaisu, No 5. 45 s.

Walsh, R., Kun, J. ja Hof, J. 1992. Effect of price on forecasts of participation in fish and wildlife recreation: An aggregate demand model. Journal of Leisure Research, Vol. 24:140–156.

2.3 Virkistyskysyntä Suomessa

Eija Pouta ja Tuija Sievänen

2.3.1 LVVI –kysyntätutkimus

Luonnon virkistyskäytön valtakunnallinen inventointi (LVVI)- kysyntätutkimuksen väestökysely tuottaa ensimmäisen kerran koko suomalaista väestöä kuvaavia tunnuslukuja eri ulkoiluharrastuksiin osallistumisesta sekä kuvausta ulkoilukerroista, luontomatkoista sekä virkistyskäytön kohdistumisesta erilaisille virkistysalueille. Väestökyselyn otos on noin 12 000 satunnaisesti valittua suomalaista, joista noin tuhatta henkilöä on haastateltu puhelimitse joka toinen kuukausi kahden vuoden ajan elokuusta 1998 toukokuuhun 2000. Haastatelluille, suostumuksensa antaneille henkilöille on lähetetty vielä postikyselylomake.

Puhelinhaastattelussa kerättiin tiedot eri ulkoiluharrastuksiin osallistumisesta ja harrastusfrekvensseistä. Postikyselyssä hankittiin tietoja siitä, minkälainen on tyypillinen lähiulkoilukerta ja minkälaisia kotimaan matkoja ulkoilun takia tehdään. Lisäksi kartoitettiin virkistyskäytön alueellista jakautumista siten, että vastaajia pyydetään arvoimaan ulkoilukertojensa määrää valtion, kuntien ja yksityisten alueilla sekä mainitsemaan useimmin vierailtujen alueiden nimi ja kunta.

Tässä esitellään väestökyselyn ennakkotuloksia noin 8 000 puhelinhaastattelun ja noin 2 000 postikyselyvastauksen perusteella, jotka on kerätty syksystä 1998 syksyyn 1999. Varsinaisia tuloksia esitellään LVVI-tutkimuksen loppuraportissa v. 2001 ja muissa julkaisuissa lähivuosina.

2.3.2 Väestön ulkoiluharrastaminen

Väestön osallistuminen ulkoiluun

Tietoja aikuisväestön osallistumista ulkoiluun kerättiin LVVI –väestökyselyssä puhelinhaastattelulla. Haastattelussa mitataan ensisijaisesti erilaisiin ulkoilu- tai luontoharrastuksiin osallistumista ja harrastuskertojen useutta. Mittauksenkohteena on 23 harrastusryhmää, joissa on 90 erilaista harrastusta. Jos vastaaja ilmoittaa osallistuneensa johonkin ulkoiluharrastukseen viimeisen 12 kuukauden aikana, hänet luokitellaan ulkoiluun osallistuvaksi henkilöksi. Taulukosta 2.3-1 voidaan nähdä, että ulkoiluun osallistuminen näin määriteltynä kuuluu lähes jokaisen suomalaisen elämänpiiriin vuoden aikana. Miesten ja naisten osallistumisessa on erittäin pieni ero, ja ikäryhmittäin tarkasteltuna vain tutkimuksessa mukana olleessa vanhimmassa ikäryhmässä (65–75 –vuotiaat) on hieman vähemmän ulkoilevia henkilöitä kuin muissa.

Väestön osallistuminen eri ulkoiluharrastuksiin on keskeinen tapa kuvata ulkoilun ja muun luonnon virkistyskäytön laajuutta ja muotoja. Taulukkoon 2.3-2 on valittu vain osa niistä ulkoiluharrastuksista, joista LVVI- väestökyselyssä on kerätty tietoja. Esitetyt prosenttiluvut ovat alustavia ja saattavat muuttua jonkin verran kun laskenta tehdään koko aineistosta ja korjataan vastamaan koko väestöä, ei vain kyselyyn osallistuneita.

Tässä tarkasteltujen ulkoiluharrastusten osallistumisosuudet vaihtelevat lähes 70 prosentista alle 10 prosenttiin. Yleisimpiä ulkoiluharrastuksia ovat kävely ja patikointi eri muodoissaan. Kävelylenkkeilyä harrastaa kaksi kolmesta suomalaisesta. Naisista ja keski-ikäisistä ihmisistä useammat harrastavat kävelyä kuin miehistä sekä nuorimmista ja vanhimmista ikäluokista. Kuitenkin kävely on yleisin vanhimpien ikäryhmien ulkoiluharrastus. Pyöräilyä harrastaa yli puolet väestöstä. Perinteisistä luontoon liittyvistä liikunnallisista harrastuksista maastohiihto on edelleen laajan joukon suosiossa. Maastohiihtäjiä (40 %) on kaksi kertaa enemmän kuin laskettelijoita (17 %).

Toiseksi suosituin harrastus on luonnon vesissä uinti, jota myös harrastaa kaksi kolmesta suomalaisesta. Uinti on suosittua etenkin nuorimpien ikäryhmien keskuudessa. Marjastusta harrastaa yli puolet suomalaisista. Naisista hieman useampi kuin miehistä, keski-ikäisistä ja vanhemmista ryhmistä useampi kuin nuoremmista sekä maaseudulla asuvista useampi kuin kaupungissa asuvista käy marjastamassa. Sienestystaidot ovat myös monen suomalaisen hallussa, sillä kaksi viidestä sienestää. Kesämökillä oleskelu, lyhyetkin vierailut mukaan lukien, on yli puolelle suomalaisista tapa olla lähellä luontoa. Kesämökillä käyntiä ei mittauksessa sidottu omaan vapaa-ajan asuntoon, joka on kuitenkin lähes joka toisen käytettävissä (kuva 2.3-7).

Taulukko 2.3-1. Ulkoiluun osallistuvan väestön osuus 15–74 vuotiaasta väestöstä.

		Ulkoiluun osallistuva % osuus*)
Koko väestöstä		96
Sukupuolen mukaan	Miehet	95
	Naiset	97
Iän mukaan	15-24 vuotiaat	96
	25-44 vuotiaat	98
	45-64 vuotiaat	97
	Yli 65 vuotiaat	87
Asuinpaikan mukaan	Kaupunkilaiset	97
	Maaseudulla asuvat	95

*) korjaamaton väestöestimaatti, N=7012

Taulukko 2.3-2. Ulkoiluharrastuksiin osallistuminen ja frekvenssit.

Harrastus	Osallistumis-osuus %	Kertoja vuodessa	Osallistumisosuus sukupuolen mukaan %		Osallistumisosuus asuinpaikan mukaan %		Osallistumisosuus iän mukaan %			
			Miehet	Naiset	Kaupunki	Maaseutu	15-24	25-44	45-64	65-75
Ulkoilu metsissä ja puistoissa										
Kävelylenkkeily	68	112	59	76	69	66	62	69	71	63
Pyöräily	55	50	53	58	55	56	59	58	53	45
Juoksulenkkeily	16	50	20	13	19	13	35	19	8	2
Koiran ulkoiluttaminen	26	243	23	27	24	28	36	27	23	9
Lasten kanssa ulkoilu	30	43	26	33	30	30	20	45	23	15
Pelit ja leikit ulkona	14	20	12	15	14	12	21	19	7	3
Kesämökkeily	56	30	56	56	64	46	62	60	55	38
Telttailu	12	6	14	10	13	11	27	13	5	1
Auringonotto, oleskelu, eväsretket	50	21	45	54	54	44	64	60	39	19
Luonnonhoitotyöt	36	27	43	29	30	44	22	35	44	35
Vapaa-ajan metsätyö	10	9	15	4	7	13	6	10	11	9
Metsästys	8	22	15	1	4	13	6	9	8	5
Marjastus	57	8	50	64	52	64	39	57	67	56
Sienestys	41	7	35	45	40	42	20	39	53	43
Luonnontarkkailu ja luonnosta nauttiminen	26	87	25	27	27	24	19	27	30	24
Ulkoilu vesillä										
Uinti	66	26	66	66	68	63	80	72	60	35
Veneily	44	23	50	39	45	43	47	49	43	27
Kalastus	44	31	57	33	43	47	43	48	45	31
Ulkoilu lumella ja jäällä										
Hiihto	40	19	42	39	37	45	35	43	46	22
Laskettelu	17	9	19	14	18	16	32	20	8	1
Luistelu	20	15	23	18	22	18	41	28	6	1
Mäenlasku, potkukelkkailu	16	14	12	20	16	15	22	25	6	5
Moottorikelkkailu	10	12	14	7	8	14	16	13	7	3

Metsään liittyviä harrastuksia ovat erityisesti metsästys ja vapaa-ajan metsätyöt. Yksi viidestä kerää polttopuuta metsästä tai harrastaa metsänhoitotöitä vapaa-ajallaan.

Metsästys on perinteinen harrastus maaseudulla, joka tulee selvästi esiin osallistumisosuuksissa. Maaseudun asukaista 13 % metsästää, kaupunkilaisista vain 4 %. Heistäkin suurin osa on miehiä, sillä vain yksi prosentti naisista ilmoittaa harrastavansa metsästystä.

Osallistumistrendit

Vapaa-aikatilastoista vuosilta 1981 ja 1991 löytyy osallistumisosuustietoja muutamista ulkoiluharrastuksista kuten metsästys, kalastus ja marjastus, joita voidaan vertailla LVVI- väestökyselyn tuottamiin lukuihin (taulukko 2.3-3). Liikunnallisia ulkoiluharrastuksia ei ole mitattu vapaa-ajan tilastoissa yhteensopivasti, joten kävelyn, uinnin ja hiihdon osallistumisosuuksien vertailua ei voida tehdä. Metsään liittyvistä perinteisistä harrastuksista metsästys ja marjastus näyttävät menettäneen jonkin verran suosiotaan. Sienestys ja kalastus ovat pysyneet yhtä suosittuina. Veneilyn suosio on lisääntynyt viimeisen kymmenen vuoden aikana.

2.3.3 Ulkoilun useus

Suomalaiset ulkoilevat kodin lähialueilla keskimäärin 144 kertaa vuodessa, mikä tarkoittaa ulkoilua noin 2–3 päivän välein (taulukko 2.3-4). Naiset ovat aktiivisempia arkiulkoilijoita kuin miehet. Lähivirkistyskertojen määrä kasvaa iän myötä. Ulkoilukertojen määrä maalla ja kaupungissa asuvien välillä ei juurikaan poikkea toisistaan.

Luontomatkoja tehdään vuodessa keskimäärin 7 kertaa (keskiarvo), vaikkakin puolet ulkoilevasta väestöstä tekee vain kaksi matkaa tai sitä vähemmän. Matkapäiviä kertyy kaikkiaan keskimäärin 20. Miesten ja naisten luontomatkapäivien välillä ei ole suurta eroa. Ikäryhmä 45–65 käyttää eniten aikaa ulkoilun vuoksi tehtyihin matkoihin. Nuorten matkustaminen ulkoilun vuoksi on vähäistä, ainakaan he eivät itse koe matkustavansa ulkoilun vuoksi. Maaseudulla asuville matkapäiviä kertyy keskimäärin 17 ja kaupungissa asuville 23.

2.3.4 Ulkoilun harrastajat ja ulkoilun esteet

Tässä eri ulkoiluharrastuksiin osallistujia tarkastellaan sen mukaan miten aktiivisesti he osallistuvat harrastukseensa. Aktiivisiksi harrastajiksi luokitellaan se neljännes joukosta, joka on ilmoittanut eniten harrastuskertoja (taulukko 2.3-5).

Taulukko 2.3-3. Ulkoiluun osallistumisen trendejä. Vapaa-aika tutkimuksen prosentit koskevat 10–74 vuotiasta väestöä.

Harrastus	Osallistumisosuudet		
	1981*)	1991*)	1998-1999
Metsästys	10	9	8
Kalastus	45	47	44
Marjastus	69**)	65	57
Sienestys	-	41	41
Veneily	-	34	44

*) Liikkanen, M., Pääkkönen, H., Toikka, A. ja Hyytiäinen, P. 1993. Vapaa-aika numeroina 4. Liikunta, ulkoilu, järjestö- ja muu osallistuminen, loma, huvit. Tilastokeskus, Kulttuuri ja viestintä 1993:6.

**) marjastus ja sienestys

Taulukko 2.3-4. Ulkoilun useus.

		Ulkoilukertoja vuodessa keskimäärin (ka)[1]	Lähivirkistys-kertoja vuodessa keskimäärin (ka)[2]	Luontomat-kapäiviä vuodessa keskimäärin (ka)[2]
Koko väestö		151	144	21
Sukupuolen mukaan	Naiset	159	154	20
	Miehet	141	131	21
Iän mukaan	15-24 vuotiaat	135	134	10
	25-44 vuotiaat	145	141	21
	45-64 vuotiaat	158	149	24
	Yli 65 vuotiaat	175	159	19
Asuinympäristön mukaan	Kaupunkilaiset	149	141	23
	Maaseudulla asuvat	153	144	17

1) Puhelinhaastattelun viimeisen ja seuraavan ulkoilukerran pohjalta lasketut keskiarvot

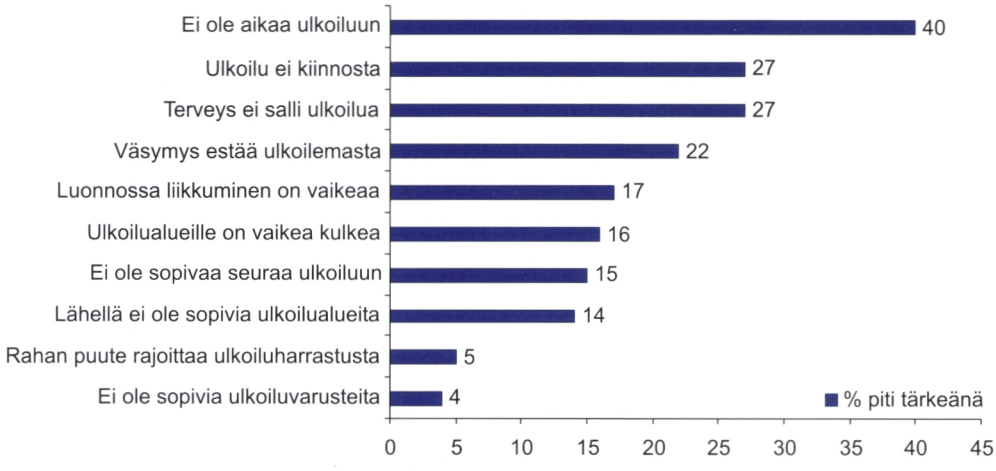
2) Postikyselyn pohjalta lasketut keskiarvot ulkoilevalle väestölle

Taulukko 2.3-5. Ulkoiluharrastuksiin osallistuvien aktiivisin neljännes.

	Miesten osuus	Naisten osuus	Kaupunkilaisten osuus	Maalla asuvien osuus	Keski-ikä
Osuudet koko vastaajajoukossa	49,2	50,8	60,6	39,4	42
Kävelijät	36	64	57	43	47
Hiihtäjät	57	43	48	52	45
Marjastajat	37	63	46	54	48
Sienestäjät	40	60	57	44	48
Metsästäjät	99	1	24	76	40
Moottorikelkkailijat	76	24	33	67	35
Vapaa-ajan metsätyön tekijät	83	18	30	70	46

Aktiivisten kävelyn harrastajien joukossa on naisten osuus selvästi suurempi kuin koko vastaajajoukossa. Aktiiviset marjastajat ja sienestäjät ovat myös enimmäkseen naisia. Metsästyksen aktiiviset harrastajat on hyvin maaseutuväestö- ja miesvoittoinen ryhmä. Moottorikelkkailussa aktiivisten ryhmässä kolme neljästä on miehiä, ja enemmistö maalla-asuvia. Moottorikelkkailun harrastajat ovat lisäksi hieman nuorempia kuin monien muiden ulkoilumuotojen harrastajat. Maaseudulla asuvat miehet ovat myös vapaa-ajan metsätöiden aktiivisia harrastajia.

Ulkoilemattoman tai harvoin ulkoilevan väestön osuus on noin kolme prosenttia. Heidän keski-ikänsä on 50 vuotta, ja 53 % heistä on miehiä. Tärkeimmät syyt ulkoilemattomuuteen ovat ajan puute ja vähäinen kiinnostus sekä terveydelliset syyt (kuva 2.3-1)



Kuva 2.3-1. Tavallisimmat ulkoilun esteet.

2.3.5 Tyypillinen ulkoilukerta

Kysymällä tietoja vastaajan viimeisimmäksi tapahtuneesta ulkoilusta, voidaan kuvata ulkoilutapahtumaa kuvaavia tyypillisiä ominaisuuksia. Seuraavassa kuvataan tyypillistä ulkoilukertaa, joka kestää korkeintaan yhden päivän, sekä ulkoilun vuoksi tehtyä matkaa, joka sisältää vähintään yhden yöpymisen.

Tyypillisesti viimeisin lähiulkoilukerta on tapahtunut noin 2 päivää ennen kyselyyn vastaamista. Lähiulkoilukertaa kuvaa tyypillisesti, että noin 40 % ulkoilijoista harrastaa kävelyä, ulkoilu kestää 1,5 tuntia, ja se tehdään jonkun perheenjäsenen seurassa. Kaupungeissa ulkoilu suuntautuu useimmin kunnan ulkoilualueille, ja maaseudulla alueille, jotka eivät ole erityisesti virkistyskäyttöön varattuja kuten talousmetsiin. Ulkoilemaan lähdetään kotoa käsin useimmiten jalkaisin (65 % vastaajista) tai alueelle siirrytään omalla autolla (20 % vastaajista). Lähiulkoilukerta ei useimmiten (80 % tapauksista) aiheuta kustannuksia. Siinä kohteessa, missä kyselyä edeltänyt viimeisin ulkoilukerta on tapahtunut, vuoden aikana käydään tyypillisesti noin 20 kertaa vuodessa.

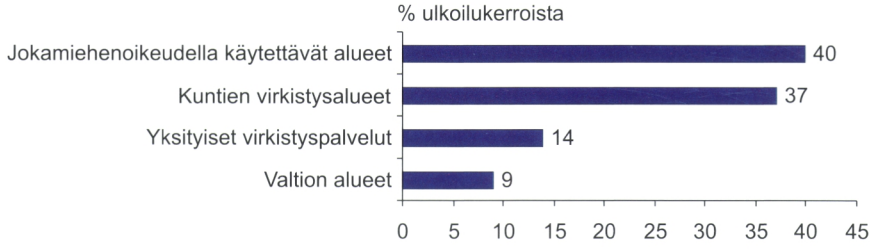
Neljäkymmentä prosenttia vastaajista on tehnyt useamman vuorokauden matkan kotimaassa ulkoilutarkoituksessa. Tyypillinen luontomatka on tapahtunut 3–4 kuukautta ennen kyselyyn vastaamista. Tyypillisen luontomatkan pääasiallisena ulkoiluharrastuksena on kesämökkeily, kävely, hiihto tai erävaellus, joka tapahtuu perheen seurassa. Seurueeseen kuului keskimäärin neljä henkilöä. Matka kestää keskimäärin neljä vuorokautta (mediaani), ja suuntautuu useimmin muille kuin varsinaisille virkistysalueille, esimerkiksi kesämökille. Kohteeseen matkustetaan tyypillisesti omalla autolla. Siirtyminen matkakohteeseen kestää noin kolme tuntia, ja matkan pituus on 145 km (mediaani). Matka aiheuttaa kokonaisuudessaan keskimäärin 450 mk kustannukset osallistujaa kohti. Samassa kohteessa on viimeisen viiden vuoden aikana käyty keskimäärin neljä kertaa.

2.3.6 Ulkoiluun käytetyt alueet ja reitit

Seuraavassa on tarkasteltu kuntien, valtion ja yksityisten virkistysalueiden sekä jokamiehenoikeudella käytettävien metsäalueiden virkistyskäyttöä (kuvat 2.3-2 ja 2.3-3). Kolme neljästä ulkoilijoista on käyttänyt metsäalueita jokamiehenoikeudella ulkoiluun. Näille alueille kohdistuu 40 % ulkoi-



Kuva 2.3-2. Eri omistajaryhmien virkistysalueiden ja muiden alueiden käyttäjien osuus kaikista ulkoilijoista.

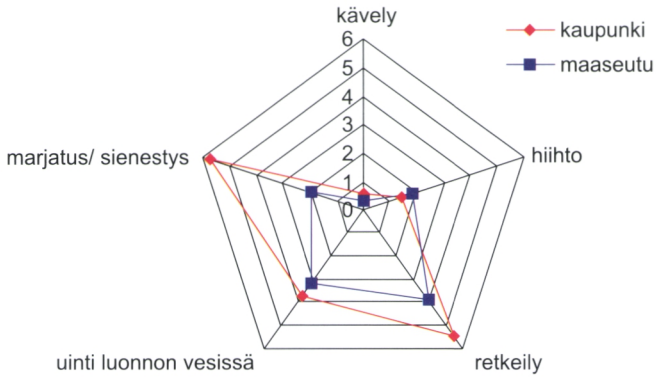


Kuva 2.3-3. Ulkoilukertojen jakautuminen eri omistajaryhmien alueille.

lukerroista. Kunnan virkistysalueita puolestaan käyttää 41 % ulkoilijoista. Kolmannes ulkoilukerroista kohdistuu kuntien virkistysalueille. Yksityisiä virkistysalueita ja toisaalta valtion retkeilyalueita, erämaa-alueita ja kansallispuistoja käyttää vuosittain noin viidesosa ulkoilevasta väestöstä.

Valtaosalla väestöä ulkoiluun sopivat alueet sijaitsevat hyvin lähellä asuntoa (kuva 2.3-4). Puisto, metsä tai ulkoilualue sijaitsee puolella vastaajista 200–300 metrin päässä tai sitä lähempänä. Kävelyyn soveltuvat reitit lähtevät vielä lähempää. Puolella vastaajista hiihtoon soveltuva alue on 500 m päässä tai sitä lähempänä. Retkeilyyn, marjastukseen ja sienestykseen soveltuvat alueet sijaitsevat puolella korkeintaan 1-2 km etäisyydellä, joskin näiden alueiden etäisyyden keskiarvo on n. 4–5 km. Kaupungin ja maaseudun ulkoilumahdollisuudet poikkeavat erityisesti marjastus- ja sienestysmahdollisuuksien osalta. Maaseudulla puolella vastaajista marjastus- ja sienestysalueet sijaitsevat alle 200 metrin etäisyydellä, kaupungissa taas alle kahden kilometrin etäisyydellä.

Viimeisimmän, korkeintaan yhden päivän kestäneen ulkoilukerran ja viimeisimmän luontomatkan kohdealueiden ominaisuuksista kerättiin myös tietoja. Tässä kuvataan hyvin yleisesti sitä, mitä luonnon ominaispiirteitä ja virkistyspalveluja ulkoilijat ovat havainneet käyttämillään alueilla. Lähivirkistykseen käytetyistä alueista 85 % on metsäisiä alueita, noin puolella käytetyistä alueista on myös peltoja, ja 45 % alueista rajoittuu järveen, lampeen tai mereen (kuva 2.3-5). Päiväkohteena olevat alueet tarjoavat vähemmän rakennettuja palveluja kuin luontomatkakohteet. Kävely-, pyörätai maantie on kolmessa neljästä lähivirkistysalueesta, ja noin kolmasosalla alueista on rakennettuja polkuja ja viitoituksia. Kuitenkin lähes kaikilla (87 %) kuntien ylläpitämillä virkistysalueilla on rakennettuja reittejä. Valtion tarjoamilla virkistysalueilla on muita alueita useammin luonnonnähtävyyksiä, tuntureita, vaaroja tai korkeita mä-



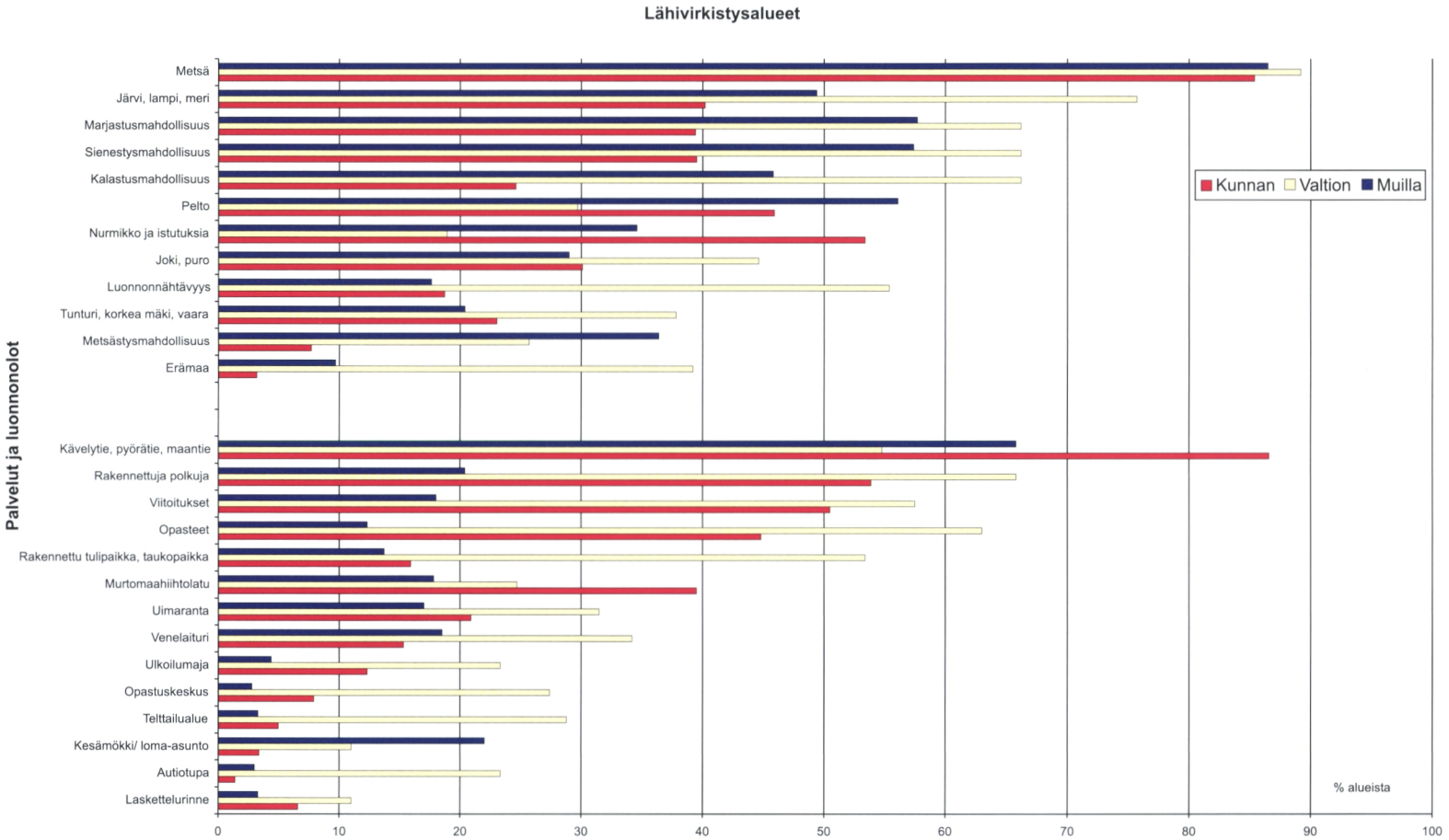
Kuva 2.3-4. Ulkoiluharrastuksiin soveltuvien alueiden ja asunnon välisen etäisyyden keskiarvo (km).

kiä sekä erämaa-alueita. Valtion virkistysalueilla on panostettu erityisesti opastuspalveluihin eri muodoissaan sekä tulentekomahdollisuuksiin.

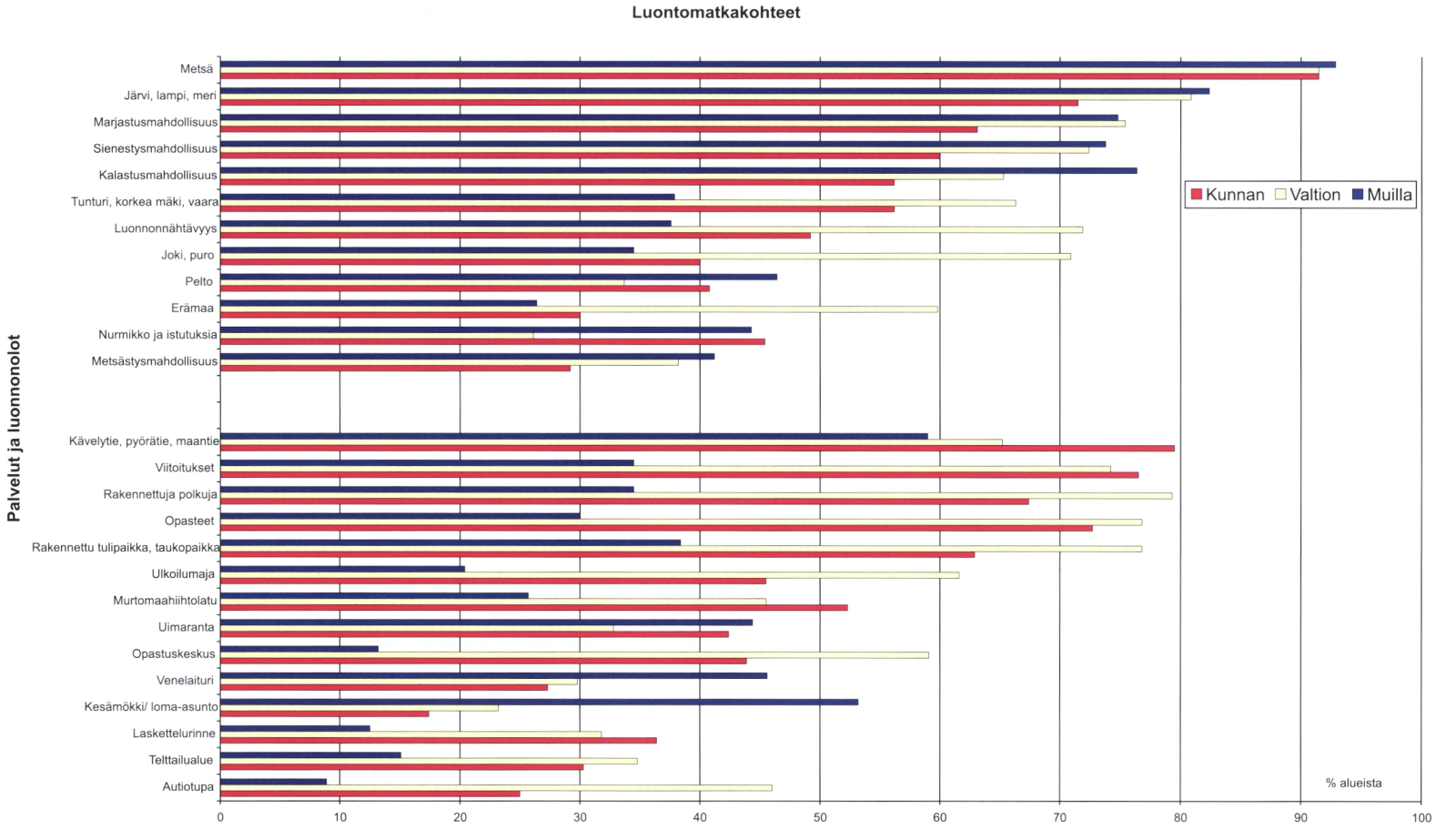
Yli 90 % luontomatkoista kohdistuu metsäisille alueille, ja lähes neljällä viidestä alueesta on vesistöä eli meren tai järven rantaa tai lampia (kuva 2.3-6). Noin puolella kohdealueista on rakennettuja polkuja, viitoituksia, opasteita ja rakennettu tuli- tai taukopaikka. Yli kolmannes luontomatkoista tehdään kesämökille.

2.3.7 Ulkoiluun käytettävissä olevat varusteet

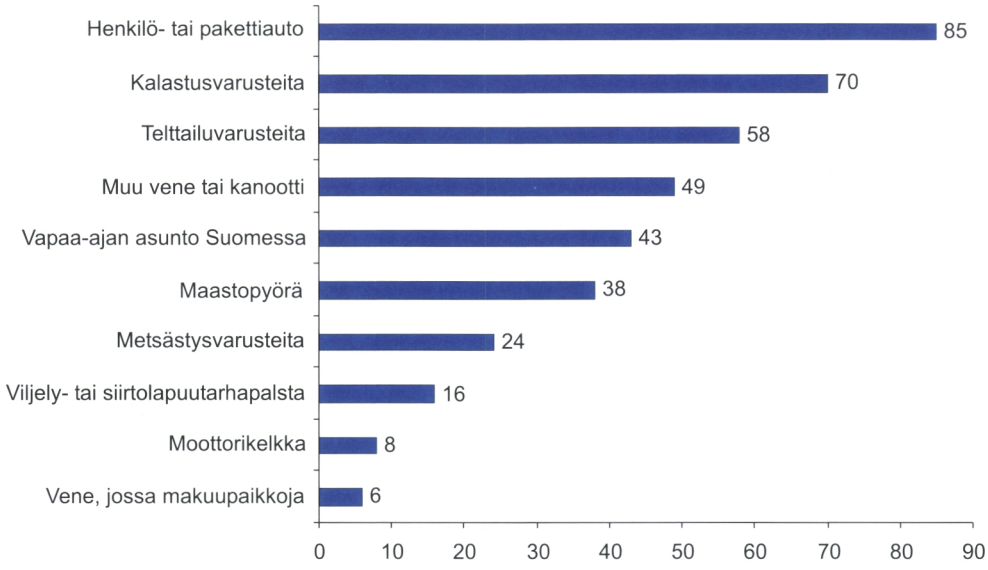
Luonnossa virkistäytymistä varten kotitaloudet hankkivat loma-asuntoja, veneitä, hiihtovarusteita, polkupyöriä, leiriytymis- ja retkeilyvarusteita, liikkumisvälineitä ym. Kuvassa 2.3-7 on esitetty ulkoilevien henkilöiden kotitalouksien käytössä olevien ulkoiluvarusteiden yleisyys. Useille virkistysalueille pääsyn kannalta on olennaista, että kotitaloudella on käytettävissään auto, jonka 85 % kotitalouksista omistaakin. Vapaa-ajanasunto on käytettävissä 43 prosentissa kotitalouksia, vaikkakin 56 % väestöstä ilmoitti viettävänsä aikaa kesämökillä. Kesämökit ovat näin ollen muidenkin kuin omistajien käytössä. Noin puolet kotitalouksista omistaa jonkinlaisen veneen tai kanootin. Kalastus- ja metsästysvälineiden käyttömahdollisuus on useammalla kuin kalastajien ja metsästäjien harrastajaosuudet väestöstä osoittavat. Osaa välineistä ei ehkä käytetä vuosittain, tai osa perheenjäsenistä ei niitä käytä vaikka käyttömahdollisuus olisikin.



Kuva 2.3-5. Kodin lähellä sijaitsevien virkistysalueiden laatutekijät omistajaryhmittäin.



Kuva 2.3-6. Luontomatkakohteiden laatutekijät omistajaryhmittäin.



Kuva 2.3-7. Ulkoiluvarusteiden omistajien osuus (%) ulkoilijoista.

2.4 Virkistysmahdollisuuksien tarjonta

Leena Kopperoinen ja Petri Shemeikka

2.4.1 Mitä ovat virkistysalueet, ulkoilureitit ja virkistyspalvelut

Luonnon virkistyskäyttö tapahtuu Suomessa pääasiassa jokamiehenoikeudella. Tämän oikeuden mukaan jokaisella on oikeus käyttää luontoa siitä riippumatta, kuka omistaa alueen tai on sen haltija, kunhan muille ihmisille tai ympäristölle ei tuoteta haittaa tai häiriötä. Luonnon virkistyskäyttöä varten on kuitenkin varattu myös erityisiä virkistysalueita, jotka on varustettu erilaisin palvelurakentein tai reitein. Myös useimmat suojelualueet ovat virkistyskäytössä. Luonnonsuojelu on niillä keskeisin käyttömuoto, mutta liikkuminen ja oleskelu on sallittua tietyin edellytyksin. Lisäksi maa- ja metsätalousvaltaiset alueet, joilla on virkistyskäyttöarvoa, ovat laajalti virkistyskäytössä. Virkistysalueita on luokiteltu mm. kaavoitusta sekä viheralueiden rakentamista ja hoitoa varten (esimerkiksi Virkistysaluekomitean mietintö 1973 sekä ympäristöministeriön Viheralueiden käsitteistöt 1992 ja Taajaman viheralueet – käyttö- ja hoitoluokitus 1992). Luonnon virkistyskäyttömahdollisuudet eli virkistystarjonta saadaan selville, kun tunnetaan maan virkistysalueet, ulkoilureitit ja virkistyspalvelut.

Kuntien vastuulla olevat virkistysalueet jaetaan lähipuistoihin, ulkoilupuistoihin, ulkoilualueisiin, retkeilyalueisiin ja monikäyttöalueisiin (taulukko 2.4-1). Muita virkistykseen käytettäviä alueita ovat matkailupalvelualueet ja luonnonsuojelualueet sekä valtion vastuulla olevat kansallispuistot, erämaa-alueet, retkeilyalueet ja monikäyttöalueet.

Ulkoilureitti on kartalle ja useimmiten myös maastoon merkitty reitti, joka tarjoaa pysyvästi käyttökelpoisen ja esteettömän kulkureitin sekä mielenkiintoisen ja viihtyisän ulkoiluympäristön (Karjalainen ja Verhe 1995). Ulkoilureitit on jaoteltu pääperiaatteessa neljään eri ryhmään: eräretkeilyreitit, retkeilyreitit, luontoreitit ja lähireitit (taulukko 2.4-2). Ulkoilureittejä voidaan luokitella myös ulkoiluharrastusten perusteella: kävely, pyöräily, retkeily,

Taulukko 2.4-1. Kuntien virkistysaluetyypit (vrt. Pouta ja Heikkilä 1998).

Virkistysalue-tyyppi	Etäisyys kävijästä	Pinta-ala min.	Käyttöajat	Tyypillisiä käyttömuotoja	Esimerkkejä varustustasosta	Ympäristön hoito
Lähipuisto	max 0,3 km	1,5-3 ha	päivittäin	leikki, oleskelu, kävely	ulkoilutiet, polut, penkit, leikkipaikat	puistomainen, voimaperäisesti hoidettu ympäristö
Ulkoilu-puisto	max 1 km	20-25 ha	päivittäin	kävely, kuntoilu, oleskelu, leikki, koiran ulkoilutus, uinti, pelit, tapahtumat	ulkoilureitit, reitit, polut, pysäköinti, opastus, viitoitus, penkit, pallokentät, leikkipaikat, uimapaikat	puistomainen, melko voimaperäisesti hoidettu ympäristö
Ulkoilualue	1-1,5 km	100-200 ha	päivittäin, viikonloppuisin	kävely, hiihto, lenkkeily, pyöräily, urheilu, uinti, vapaa-ajan viljely	reitit, polut, opastus, viitoitus, pienvenelaiturit, uimapaikat, piknikpöydät, tulipaikat, käymälät, kioskit, kahvilat	luonnonmukainen, osittain melko voima peräisesti hoidettu ympäristö
Retkeilyalue	lähin 15-20 km	n. 500 ha tai enemmän	viikonloppuisin, lomalla	retkeily, patikointi, hiihto, kalastus, marjastus, sienestys	reitit, polut, opastus, viitoitus, venelaiturit, uimapaikat, leiriytyminen, tulipaikat, käymälät, vuokraustoiminta, kalastusluvat, nähtävyys- ja kulttuuritarjonta, kioskit, kahvilat, majoituspalvelut, venesatamapalvelut, ohjelmapalvelut	luonnontilaisia osia, hoidettuja alueita, pienialaisia voimakkaan hoidon alueita
Monikäyttö-alueet	ei merkitystä	10-500 ha tai enemmän	päivittäin, viikonloppuisin, lomalla	retkeily, patikointi, marjastus, sienestys, metsästys, kalastus	reitit, polut, opastus, viitoitus, käymälät, piknikpöydät, tulipaikat, kalastusluvat	maisemien hoito, metsien hoito

Taulukko 2.4-2. Ulkoilureittityypit (Karjalainen ja Verhe 1995).

Reittityyppi	Käyttötarkoitus	Sijainti	Liikuntamuoto	Reittipohja	Ulkoilijan motiivi
Eräretkeilyreitti	loma-aikojen ulkoilu	kauempana taajamasta, virkistysalueet, kansallispuistot, valtion retkeilyalueet, talousmetsät	patikointi, hiihto, maas topyöräily (*ratsastus, moottorikelkkailu ja veneily omilla reiteillään*)	luonnonmukainen tai rakennettu polku, raivattu ura	virkistys, yksinäisyys, luonnonrauha, luontokokemukset, maisemat, suoritukset, itsensä kehittäminen, ulkoiluharrastus
Retkeilyreitti	viikonlopun ja loma-aikojen ulkoilu	kauempana taajamasta, virkistysalueet, kansallispuistot, valtion retkeilyalueet, talousmetsät	patikointi, hiihto, pyöräily, maastopyöräily (*ratsastus, moottorikelkkailu ja veneily omilla reiteillään*)	luonnonmukainen tai rakennettu polku, raivattu ura (ulkoilutie, kevyen liikenteen väylä, yleinen tie)	virkistys, yksinäisyys, luonnonrauha, luontokokemukset, maisemat, suoritukset, itsensä kehittäminen, ulkoiluharrastus, matkailu, historia, sosiaalinen kanssakäynti
Luontoreitti	ympäristö- tai luontokasvatus	luonnonsuojelualueet, kiinnostavat luontokohteet	patikointi, kävely (hiihto, pyöräily) (*ratsastus ja veneily omilla reiteillään*)	luonnonmukainen tai rakennettu polku (ulkoilutie)	luontoharrastus, opetus, luontokokemukset, maisemat, sosiaalinen kanssakäynti
Lähireitti	päivittäinen ulkoilu ja kuntoilu, asiointi- ja työmatkaliikenne	taajamien virkistysalueet, taajamat ja niiden lähialueet	kävely, hölkkä, juoksu, pyöräily, hiihto (*ratsastus omilla reiteillään*)	ulkoilutie, rakennettu tai luonnonmukainen polku, kuontorata, kevyen liikenteen väylä, yleinen tie, raivattu ura	työmatkat, asiointi, virkistys, ulkoiluharrastus, kuntoilu, terveys, sosiaalinen kanssakäynti

eräretkeily, hiihto (luistelu ja perinteinen tyyli), ratsastus, maastopyöräily, melonta, vesiretkeily (soutu ja melonta) ja moottorikelkkailu. Luontopolut ja pyörätuolireitit saavat lisäksi omat luokkansa.

Virkistyspalvelu on joko yhteiskunnan tai yksityisen yrittäjän tarjoama ihmisten virkistäytymistarpeita tyydyttävä palvelu. Luontoon perustuvia virkistyspalveluita ovat maastohiihtokeskukset, rinnehiihtokeskukset, kalastusalueet ja -paikat, veneilyn tukikohdat (pienvenesatamat, retkisatamat), uimarannat ja -paikat sekä retkeilykeskukset.

Virkistysaluejärjestelmällä tarkoitetaan virkistysalueiden, ulkoilureittien ja erilaisten vihervyöhykkeiden muodostamaa kokonaisuutta (Pouta ja Heikkilä 1998). Ulkoilureitit yhdistävät asuinalueet puistoihin ja ulkoilualueisiin sekä erilaiset virkistysalueet toisiinsa. Toimiva virkistysaluejärjestelmä mahdollistaa ulkoilun, liikunnan ja luonnon kokemisen taajaman ja sen lähialueen sisällä ilman autoa tai julkisia kulkuvälineitä.

2.4.2 Virkistysmahdollisuuksien tarjoajat

Virkistysmahdollisuuksien tarjoajina kunnat ovat tärkeässä asemassa, sillä niiden vastuulla on virkistyspalveluiden tuottaminen kansalaisille. Kunnat toimivat myös yhteistyössä virkistysmahdollisuuksien järjestämiseksi kuntalaisille: maassamme on neljä kuntien perustamaa virkistysalueyhdistystä (Uudenmaan, Hämeen, Päijänteen ja Saimaan virkistysalueyhdistykset), yksi säätiö (Etelä-Karjalan virkistysaluesäätiö) sekä yksi osakeyhtiö (Vapaa-ajankeskus Parra Oy). Virkistysalueiden seudullisesta suunnittelusta vastaavat maakuntien liitot, jotka ovat kuntien maakunnallisia yhteistyö- ja edunvalvontajärjestöjä.

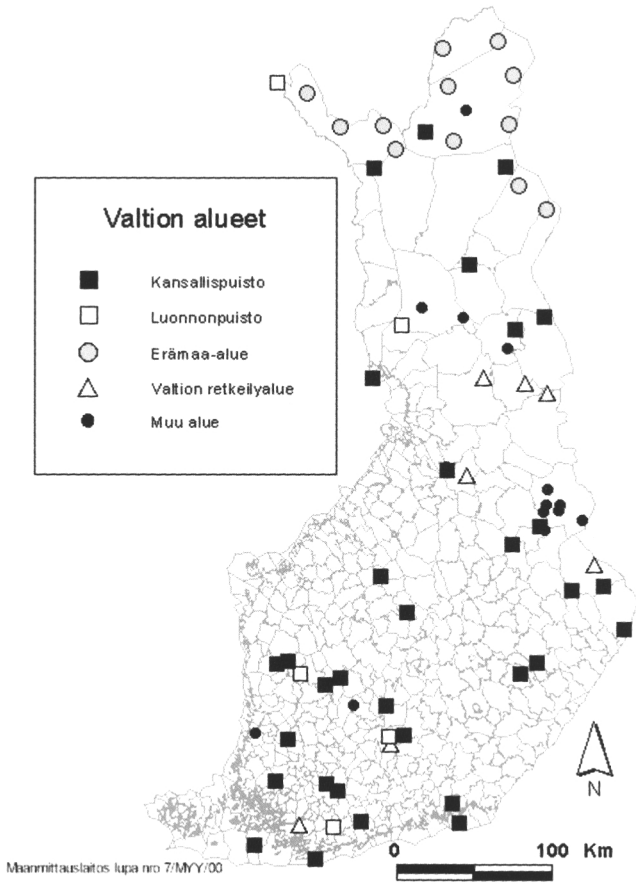
Valtion maiden ja luonnonsuojelualueiden virkistyskäytöstä puolestaan on vastuussa Metsähallitus. Metsähallituksen virkistyspalveluja hallinnoidaan luontopalvelualueittain, joita on seitsemän: Perä-Pohjola, Länsi-Suomi, Kainuu, Pohjanmaa, Ylä-Lappi, Itä-Suomi ja Etelärannikko. Metsähallituksen virkistyskäytössä olevat alueet voidaan jakaa kansallispuistoihin, valtion retkeilyalueisiin, erämaa-alueisiin, virkistysalueisiin, lähivirkistysalueisiin, retkeily- ja ulkoilualueisiin, virkistysmetsiin sekä metsätalousalueisiin, joilla on ulkoiluarvoja. Lisäksi Metsäntutkimuslaitoksella on hallinnassaan tutkimusmetsiä ja joitakin kansallispuistoja, joiden merkitys virkistysalueina on suuri. Tärkeimmät valtion virkistyskäytössä olevat alueet on esitetty kuvassa 2.4-1.

Joissakin tapauksissa virkistysalue, ulkoilureitti tai virkistyspalvelu voi olla myös yksityisomistuksessa.

2.4.3 Virkistysmahdollisuuksien tarjonnan tutkimus

Suomen virkistysalueiden, ulkoilureittien ja erilaisten virkistyspalveluiden sijainnista ja laadusta ei ole kattavaa tietoa. Virkistysaluevarauksia on tehty seutukaavoihin ja yleiskaavoihin, mutta virkistysalueiden toteutumisesta ei ole seurantatietoa. Ulkoilureittejä on merkitty ulkoilukartoille ja erilaisiin matkailuesitteisiin, mutta reiteistäkään ei ole yhtenäistä tietoa koko maasta. Virkistyspalveluista, kuten venesatamista ja golfkentistä, puolestaan on erilaisia koko maan kattavia rekistereitä. Rekisterit ovat kuitenkin hajallaan, minkä vuoksi koko virkistyspalvelutarjonnan selvittäminen tietyltä alueelta on ongelmallista.

LVVI-tarjontatutkimuksen tavoitteena on luoda koko maan kattava, jatkuvasti ylläpidettävä tietojärjestelmä luonnon virkistyskäyttömahdollisuuksista eli virkistysalueista, ulkoilureiteistä ja virkistyspalveluista. Koko tarjonnasta kerätään sekä sijainti- että ominaisuustieto. Sijaintitieto tallennetaan ympäristöhallinnon paikkatietojärjestelmään ja ominaisuustieto Suomalaisen liikunnan tietopankkiin. Sijainti- ja ominaisuustietokannat yhdessä muodostavat LVVI-tietojärjestelmän.



Kuva 2.4-1. Virkistyskäytössä olevat valtion erityisalueet.

Ympäristöministeriön yhdeksi tehtäväksi on määritelty luonnon virkistyskäytön turvaaminen kansalaisille kestävällä tavalla. Uusi maankäyttö- ja rakennuslaki vahvistettiin 5.2.1999 ja se astui voimaan 1.1.2000. Lain mukaan niin maakunta-, yleis- kuin asemakaavojenkin sisältövaatimuksiin kuuluu, että kaavoissa on varattava riittävästi virkistykseen soveltuvia alueita. Maakuntaliittojen ja kuntien on siis tiedettävä, mitä ovat virkistykseen soveltuvat alueet sekä mikä on riittävä määrä tällaisia alueita. Ympäristöministeriön tehtävänä on vahvistaa maakuntakaavat sillä ehdolla, että ne täyttävät laissa kaavalle asetetut sisältövaatimukset. Alueellisen ympäristökeskuksen on puolestaan annettava lausunto, jos rakennuslupaa haetaan alueelle, joka on maakuntakaavassa varattu virkistys- tai suojelualueeksi. Näin ollen sekä paikallisella, seudullisella että valtakunnan tasolla tarvitaan luonnon virkistyskäytöstä tutkimuksellista perustietoa, jollaista LVVI-tutkimus tuottaa.

Virkistysaluetiedon puute on tullut esille myös useissa tietojärjestelmähankkeissa. 1980-luvulla tuotettu maankäyttö- ja puustotulkinta-aineisto koko maasta todettiin vuonna 1996 vanhentuneeksi. Uuden maankäyttö- ja peitteisyysaineistojen luokitus- ja tiedonkeruujärjestelmiä suunnittelevan Slices-projektin loppuraportissa todettiin, että taajama-alueiden puistoja ei saatu eroteltua riittävällä tarkkuudella laskennallisesti (Mikkola ym. 1999). Kaupunkitaajamissa erottelu on hankalaa niin kauan kuin tarkkaa tietoa ulkoilualueista ja puistoista ei ole olemassa. Sama tiedon

puute virkistysalueista on tullut esille myös Suomen ympäristökeskuksessa toteutettavassa yhdyskuntarakenteen seurantajärjestelmähankkeessa sekä ympäristöministeriön alueidenkäytön tietojärjestelmähankkeessa. Kaikissa hankkeissa on tähän asti päädytty siihen, että virkistysalueita ei pystytä paikantamaan tai erottelemaan muusta aineistosta. Virkistysalueita on myös ehdotettu yhdeksi kansainväliseksi kestävän kehityksen indikaattoriksi, mikä ei kuitenkaan vielä ole mahdollista tiedon puutteen vuoksi.

Virkistysmahdollisuuksien tarjontatietoa käytetään hyväksi tutkittaessa virkistystarjonnan määrällistä ja laadullista riittävyyttä valtakunnallisesti, maakunnallisesti ja paikallisesti. Toisin sanoen se mahdollistaa koko virkistysaluejärjestelmän arvioinnin. Virkistysalueiden ja ulkoilureittien laatuluokitus, luonnonsuojelualueiden kestävä virkistyskäyttö, virkistysmahdollisuuksien korvattavuus eli virkistyspaineiden jakaminen ja käytön ohjaus sekä monet muut tutkimukset voidaan toteuttaa valtakunnallisen LVVI-tietojärjestelmän avulla.

Sekä valtionhallinnolle että kunnille on eduksi, että luonnon virkistyskäytön koko kenttä on yhdenmukaisesti tilastoituna, erilaisten alueyksiköiden välisen vertailun mahdollistavana valtakunnallisena tietokantana. LVVI-tietojärjestelmän avulla kuntien on helpompi osoittaa virkistykseen liittyvät tarpeet ja paineet sekä mahdolliset ristiriidat muiden maankäyttömuotojen kanssa. Tietojärjestelmän paikkatieto-ominaisuudet edesauttavat asioiden hahmottamista ja tarjoavat keinoja esitysten visualisoimiseen. Kuntaa suurempien alueyksiköiden ollessa tarkastelun alaisena voidaan LVVI-tietojärjestelmää hyödyntää mm. yhtenäisten suunnitelmien laadinnassa: tietojen poiminta, havainnollistaminen ja vertailu helpottuvat. Näin voidaan esimerkiksi maakunnallisissa liitoissa paremmin kehittää alueen kuntien välistä työnjakoa virkistykseen liittyvissä asioissa. Tiedot ovat myös helposti poimittavissa ja muokattavissa vaikkapa matkailukarttojen laatimista varten. Tietoja esitetään soveltuvin osin myös Internetissä erityisen käyttöliittymän ja tiedonhakujärjestelmän kautta.

LVVI-tietojärjestelmän laajuus eli sen koostuminen useista erilaisista alueellisista tietoaineistoista mahdollistaa luonnon virkistyskäytön tarkastelun kiinteästi muiden maankäyttömuotojen rinnalla. Niinpä se tehostuttaa maankäytön suunnittelua ja on aluetutkimukselle erityisen arvokas apuväline. Luontomatkailun ja siihen liittyvän virkistystarjonnan sovittaminen kysynnän ja luonnon kestokyvyn sekä alueiden muiden käyttötarpeiden mukaan on tärkeä tehtävä. LVVI-tietojärjestelmä antaa yhden työkalun lisää tämän tehtävän helpottamiseksi.

2.4.4 Virkistystarjonnan tiedonkeruumenetelmät

Valtakunnanlaajuisen tiedon kerääminen toteutetiin ensisijaisesti kyselyllä kaikkiin Suomen 452 kuntaan ja kuntien yhteisille virkistysalueyhdistyksille sekä valtion virkistysalueiden hallinnoijille eli Metsäntutkimuslaitokselle ja Metsähallitukseen. Myös yksityissektorin virkistyspalvelutietoja kysytiin kunnista. Virkistystarjontaa selvitetiin ensisijaisesti kirjallisella kyselyllä, joka sisältää lomakkeet ominaisuustiedon saamiseksi virkistysalueista, ulkoilureiteistä sekä virkistyspalveluista. Lisäksi näistä kerätiin peruskarttatasoinen sijaintitieto. Kyselyn avulla saadaan kattava, arvioinnin mahdollistava perustieto Suomen virkistystarjonnasta sekä suomalaisesta virkistysaluejärjestelmästä. LVVI-tietojärjestelmän perustiedot kerättiin vuosina 1997–2000, perustettuja tietokantoja pidetään yllä jatkuvin päivityksin.

Suomesta toistaiseksi kokonaan puuttuva virkistysalueiden paikkatietokanta rakennetaan Suomen ympäristökeskuksen ja Jyväskylän yliopiston yhteistyönä. LVVI-tietojärjestelmässä sijaintitiedot digitoidaan Suomen ympäristökeskuksen paikkatietopalvelimelle, kun taas ominaisuustieto sijaitsee Jyväskylän yliopiston palvelimella suomalaisen liikunnan tietopankissa (LI-

PAS-LIITO-LUOVI). Järjestelmien välille luotavan yhteyden avulla haluttavat tiedot siirtyvät tarvittaessa käyttäjän koneelle.

Ulkoilureitit ja virkistyspalvelut tunnetaan kunnissa varsin hyvin, virkistysalueita koskevan tiedon toimittaminen tuntuu olevan vaikeampaa. Kunnat ovat tuoneet tutkimuksen aikana esille seuraavanlaisia ongelmia:

- Alueiden luokittelu määriteltyihin virkistysaluetyyppeihin on vaikeaa.

- Luokittelussa lähipuiston ja ulkoilupuiston tai urheilupuiston ja ulkoilupuiston erottelu on vaikeaa.

- Virkistyskäytössä olevista taajamametsistä on vaikeaa kerätä tietoa, jos niitä ei virallisesti ole merkitty virkistysalueiksi.

- Kaupungeissa lähipuistoja pidetään liian pienenä tiedonkeruuyksikkönä.

- Kyselyssä käytetyt termit poikkeavat kunnassa käytetyistä.

- Vain suuria rajattuja ulkoilualueita pidetään virkistysalueina.

Kuntakyselyllä saadun virkistystarjontatiedon täydentäminen on tarpeen ja sen tekemiseen on useita vaihtoehtoja. Yksi mahdollisuus on lähteä liikkeelle seutukaavojen virkistysaluevarauksista ja maakuntaliittojen muusta mahdollisesta kuntien virkistystarjontatiedosta tai olemassa olevista yleiskaavoista, mutta tämä vaatisi runsaasti resursseja työhön ja alueiden toteutuneisuus olisi kuitenkin erikseen tarkistettava. Toinen mahdollinen menetelmä virkistystarjontatiedon keräämiseksi on olemassa olevien paikkatietoaineistojen luokittelu uudelleen niin, että saadaan tietyillä kriteereillä muodostettua uusi virkistystarjontaa kuvaava aineisto. Tämä on tosin osoittautunut toistaiseksi erittäin vaikeaksi muissa vireillä olevissa paikkatietojärjestelmähankkeissa.

2.4.5 GIS-tekniikan käyttö LVVI-tarjontatutkimuksessa

LVVI-tietojärjestelmä rakentuu GIS-järjestelmänä siten, että on olemassa virkistysalueita (polygoneja), ulkoilureittejä (viivoja) ja virkistyspalveluja (pisteitä). Kaikilla näillä on maantieteellinen sijainti ja ulottuvuus. Nämä voidaan ilmoittaa koordinaattipisteinä ja niiden välisinä viivoina tai alueina. Sijainnin lisäksi jokaisella kohteella on lukuisa määrä erilaisia ominaisuuksia (esimerkiksi alueen tyyppi, reitin päällyste tai uimapaikan kävijämäärä). Nämä tiedot voidaan tallentaa joko samaan tietokantaan tai taulukkoon tai ne voidaan pitää erillään, irrallisina tietovarastoina, jotka yhdistetään kohteeseen tai muihin ominaisuustietoihin tarvittaessa, joko pysyvästi tai väliaikaisesti. Tämän takia tietojen ei tarvitse sijaita fyysisesti samassa paikassa, vaan ne voidaan hakea mistä tahansa silloin, kun niitä tarvitaan. Yhdistäminen voi tapahtua vaikkapa kohteen nimen tai LVVI-tietojärjestelmässä jokaiselle kohteelle annetun yksilötunnuksen perusteella.

LVVI-tarjontatutkimuksessa rakennettava GIS-järjestelmä sulkee sisäänsä useita toisistaan riippumattomia paikkatietokantoja, joita voidaan käyttää myös muissa yhteyksissä. Luonnon virkistyskäyttöä koskevan aineiston suunnittelussa pitää ottaa huomioon kaikkien näiden aineistojen ominaisuudet ja niiden antamat mahdollisuudet mutta myös niiden rajoitukset. Periaatteessa kaikki Suomen ympäristökeskuksen käytössä olevat paikkatietoaineistot voivat olla käytettävissä LVVI-aineistojen rinnalla, mikä mahdollistaa monipuoliset analyysit LVVI-tietojärjestelmän tietosisällöstä. Aineistoja on monenlaisia ja –tasoisia; parhaimmillaan toimiva paikkatietojärjestelmä sallii useiden, hyvin erilaistenkin tietokantojen käytön osana järjestelmää. Tämän vuoksi paikkatietoaineistoa rakennettaessa on kiinnitettävä erityistä huomiota aineiston laatuun, jotta sen sisältämiä tietoja voidaan hyödyntää rinnan muiden aineistojen kanssa.

GIS-paikkatieto

Petri Shemeikka

GIS-paikkatietotekniikka

Lyhenne GIS tulee englannin kielen sanoista Geographical Information System. Se tarkoittaa suomeksi paikkatietojärjestelmää. GIS-tiedolla tarkoitetaan paikkaan liittyvää tietoa. Paikkatiedot ovat tietokonemuotoisia kartta- ja rekisteritietoja, jotka kuvaavat mm. luonnonvaroja, maan pinnanmuotoja, maankäyttöä ja maankäytön suunnitelmia, maanomistusta, asutusta ja elinkeinotoimintaa, liikenneverkkoja ja yhdyskuntahuollon verkkoja sekä ympäristön tilaa. Paikkatietovarastot ovat kartta- tai rekisteritietokantoja, joissa karttatieto on esitetty joko pisteinä (pienialaiset tai pistemäiset kohteet), viivoina (reitit ja muut linkit) tai polygoneina (alueet). Kuvatut kohteet ja ilmiöt on paikannettu karttakoordinaatein tai epäsuorasti jonkin tunnuksen, kuten osoitteen, välityksellä. Tunnus toimii yhteystietona muuhun tietoon, jonka sijainti tunnetaan. Tällainen muu tieto eli ns. ominaisuustieto voi olla sijoitettuna taulukoihin tai erillisiin tietokantoihin. Paikkatietoa voidaan havainnollistaa karttoina (Paikkatietotekniikan perusteet 1998).

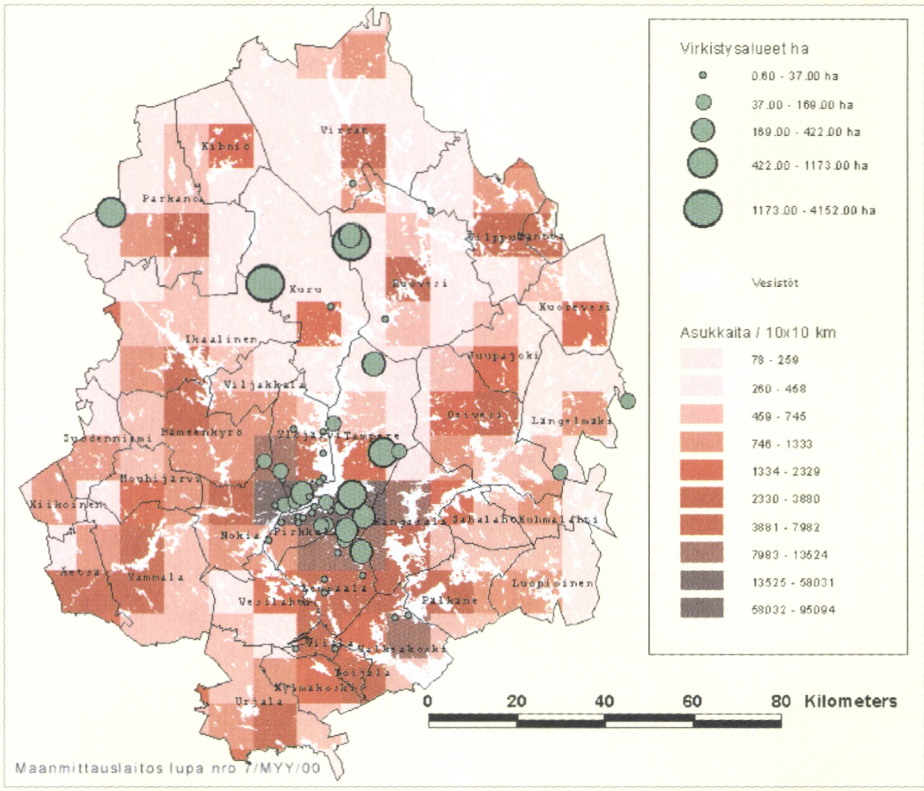
Paikkatietojärjestelmät soveltuvat hyvin monenlaisen tiedon tallennukseen. Lähes kaikella tiedolla voidaan sanoa olevan jonkinlainen sijainti tai alueellinen ulottuvuus. Yhdistämällä tavanomaisen tietokannan tarkasteltavasta kohteesta sisältämiin tietoihin sijaintitieto, saadaan vähäisellä informaation lisäyksellä aikaan tietovarasto, jonka käyttömahdollisuudet ovat laajentuneet huomattavasti. Tietojen yhdisteleminen esimerkiksi useiden taulukoiden välillä on verrattain helppoa. Myös muuten vaikeasti rinnastettavien ilmiöiden välinen ominaisuuksien ja vuorovaikutussuhteiden analysointi mahdollistuu alueellisen ulottuvuuden avulla.

Tutkittujen ilmiöiden esittäminen eli tietojen visualisointi GIS-ohjelmien avulla on yksi paikkatietojärjestelmien vahvuuksista. Erilaisten teemakarttojen luominen vaikkapa kuntapohjalle onnistuu helposti, jos käytössä on karttatietokanta kuntajaolla sekä taulukkomuotoista tietoa jostakin ilmiöstä, esimerkiksi väkiluvusta, kunnittain. Myös erikokoisten ruutumatriisien käyttö ilmiöiden tilastoinnin ja esittämisen pohjana on mahdollista (kuva 2.4-2).

Paikkatiedoista ja paikkatietotekniikasta saatavat hyödyt ovat monitahoisia ja jakaantuvat laajalle. Laajojen ja pitkävaikutteisten hankkeiden hyötyjä on vaikeaa, ellei jopa mahdotonta ennakoida tarkasti. Paikkatietojärjestelmien rakentamisessa on otettava huomioon, että niistä saatava hyöty lisääntyy vähitellen tietoaineistojen karttuessa. Paras tuotto niistä saadaan sitten, kun aineisto on kattava - kenties vasta monen vuoden päästä. Tämä on tyypillistä kaikille paikkatietojärjestelmille, ja se pitää ottaa huomioon suunniteltaessa niitä ja arvioitaessa järjestelmien tarjoamia hyötyjä.

GIS-tiedon käyttöoikeudet

LVVI-hankkeen tapaista paikkatietojärjestelmää luotaessa törmätään monenlaisiin käyttö- ja tekijänoikeudellisiin kysymyksiin. Laajan paikkatietojärjestelmän tehokas käyttö vaatii yleensä monenlaisten, usein ulkopuolisilta tahoilta hankittujen paikkatietoaineistojen yhdistelemistä. Näiden aineistojen käyttö ei ole täysin vapaata, vaan niiden käyttöoikeuksista on maksettu aineistojen tuottajille, mutta silti saadut oikeudet ovat usein melko rajalliset. Aineistojen käyttö esimerkiksi yhteistyöprojekteissa vaatii tavallisesti laajempia lisenssejä. Tämä rajoittaa merkittävästi aineistojen ja sitä kautta rakennettavan tietojärjestelmän potentiaalista käyttäjäkuntaa. Täyden hyödyn järjestelmästä saa näin ollen vain li-



Kuva 2.4-2. Ruutumatriisin käyttö karttatiedon ja tilastotiedon yhdistämisessä. Pirkanmaan alueen väestö 10 x 10 km ruuduilla ja virkistysalueet koon mukaan esitettynä.

senssinhaltija. Täysin vapaaseen levitykseen voidaan laittaa vain hyvin niukasti tietoa. Myös järjestelmän pohjana käytettävien tietokoneohjelmien (esimerkiksi ArcView) lisenssimaksut rasitavat sen käyttäjiä.

Huomionarvoinen kysymys on, miten erilaiset, jollakin tavoin ”arkaluonteisiksi” luokiteltavat asiat tulisi järjestelmässä esittää. Käytettävissä olevat aineistot sisältävät joitakin tietoja, joita ei ole aiheellista, joiltakin osin ei edes laillista antaa kenen tahansa käyttäjän selattavaksi. Tällaisia ovat esimerkiksi tietyt luonnonsuojelutiedot, vaikkapa harvinaisten lajien esiintymät tai pesimäpaikat. Virkistyskäyttöä ei myöskään ole syytä edes tahattomasti ohjata herkästi kuluville tai häiriintyville alueille. Samoin moottorikelkkaurista suuri osa on yksityisten kelkkailukerhojen hallinnassa, eikä näille saa ohjata kerhojen ulkopuolista liikennettä. Kaikki tämä on otettava tarkasti huomioon järjestelmää suunniteltaessa, etenkin jos tietoja on tarkoitus antaa laajan käyttäjäkunnan haltuun.

Kirjallisuus

Paikkatietotekniikan perusteet 1998 [online]. Maanmittauslaitos/Paikkatietokeskus. Päivitetty 04.02.1999 [viitattu 26.05.1999]. <http://www.nls.fi/ptk/perusteet/paikkatieto/>

Taulukko 2.4-3. Ympäristöhallinnon käytössä olevia paikkatietokantoja.

Ympäristöhallinnon paikkatietokannat	**Analyysiesimerkkejä**
Hallintorajat	**Hallintorajat:**
Suomen kuntarajat 1:100 000, 1:200 000, 1:1 milj., 1:1 600 000 Suomen maaraja 1:50 000 Suomen maaraja ja rantaviiva 1 : 1 milj. (Digital Chart of the World)	- aluekokonaisuuksien uudelleenluokittelu - esim. läänijaot, maakunnat, liitot - tausta- ja indeksikarttojen laatiminen eri mittakaavoissa ja projektioissa - tietojen poiminta esim. kuntien, läänien, maakuntien, aluekeskusten tai ruutumatriisien mukaan
Indeksit ja ruudut	**Indeksit ja ruudut:**
Pelastuspalveluruudut Napapiiri Ruudut 10 * 10 km Yleislehtijako yhtenäiskoordinaatistossa 1:20 000, 1:50 000, 1:100 000, 1:400 000 Asteruudukko Maantieteellisessä koordinaatistossa (lat/long) Lamberth Azimuthal koordinaatistossa Yhtenäiskoordinaatistossa 1 km x 1 km ruudukko yhtenäiskoordinaatistossa	- tietojen poiminta esim. kuntien, läänien, maakuntien, aluekeskusten tai ruutumatriisien mukaan - tausta- ja indeksikarttojen laatiminen eri mittakaavoissa ja projektioissa - aineistojen muunnos ja esittäminen eri projektioissa - tietojen esittäminen erilaisten ruutumatriisien avulla - esim. asukastiheys ruuduittain
Rasteritietokantoja	**Rasteritietokantoja:**
Taustakartat PerusCD – numeerinen peruskartta (MML) Tiekartta250 –tiekartta 1:250 000 (Geodata Oy) Yleistiekartta 1:1,6 milj. (Karttakeskus Oy) Korkeustieto Korkeusrasteri 25 m Korkeusrasteri 25 m (yleistetty jako 5 metrin välein, 0-5 m, 5-10 m ..) Vinovalovarjoste 25 m Korkeuskäyrät 5 metrin välein vektori Maankäyttö Maankäyttö-puustotulkinta 25 m, uusin versio Maankäyttö 25 m Maankäyttö 200 m Maaperä Maaperä 25 m Maaperä 85 m Maaperä 200 m	- tausta- ja indeksikarttojen laatiminen - käyttö digitoinnin taustakarttana - tietojen poiminta, analysointi ja esittäminen esim. korkeuden tai eksposition suhteen - esim. virkistysalueiden sijainti suhteessa korkeuteen tai paiste-/varjorinteeseen - näkyvyys- ja maisema-analyysit - käyttö taustakartalla digitoinnin apuna - tietojen poiminta, analysointi ja esittäminen alueen maankäytön elementtien suhteen - v-alueiden puuston määrän ja laadun arviointi, sijainti suhteessa eri maankäyttötyyppeihin - tietojen poiminta, analysointi ja esittäminen maaperän suhteen: - kulutusherkkyys - geomorfologiset erityispiirteet
Luonnonsuojelu	**Luonnonsuojelu:**
Luonnonsuojelualueet Luonnonsuojeluohjelma-alueet Natura 2000 alueet	- tietojen poiminta, analysointi ja esittäminen erilaisten luonnonsuojelukohteiden suhteen
Tiet	**Tiet:**
Mittakaava: 1:50 000 (Lähde: MML) Valtatiet, maantiet ja rautatiet	- tausta- ja indeksikarttojen laatiminen - saavutettavuusanalyysit
Vesi	**Vesi:**
Järvet ja joet Järvet ja joet (tiestön yleiskartta 1:1.6 milj.) Järvet ja joet (from Digital Chart of the World 1:1 milj.) Merijako Pohjavesialueet Rantaviiva , 1:20.000, 1:50.000, 1:250.000, 1:200.000, 1:400.000	- tausta- ja indeksikarttojen laatiminen - tietojen poiminta, analysointi ja esittäminen vesielementin suhteen: - esim. virkistysmahdollisuuksien sijainti suhteessa järviin niiden vedenlaatu huomioiden - virkistysmahdollisuuksien etäisyys rantaviivasta tai sijainti pohjavesialueisiin nähden

Syvyyskartat Valuma-alueet Merikartat	- tietojen poiminta valuma-alueiden, merialuejaon alueiden tai esim. järvien tai jokien tai rannikon etäisyyden perusteella
Muita tietokantoja	**Muita tietokantoja:**
Eliömaantieteellinen jako Kaupungit Kasvillisuusvyöhykerajat (YM versio) Kasvillisuusvyöhykerajat (Nordiska rådets version) Suokasvillisuuden aluejako Taajama Väkiluku	- tausta- ja indeksikarttojen laatiminen - tietojen poiminta, analysointi ja esittäminen eliömaantieteellisten aluejakojen suhteen - tietojen poiminta, analysointi ja esittäminen asukasluvun tai –tiheyden suhteen
Ympäristöhallinnon käyttöön saatavia tietokantoja	**Käyttöön saatavia tietokantoja:**
Yhdyskuntarakenteen seurantajärjestelmä Rakennus- ja huoneistorekisteri Slices (uusi tarkempi maasto- ja maankäyttötietokanta)	- dynaamiset aikavertailut ja ennusteet - tarkat analyysit rakennus-, kiinteistö- ja maankäyttö tietojen suhteen: - esim. talviasuttavat kesämökit tietyllä etäisyydellä tietyistä palveluista, majoituspalvelut, linja-autoasemat jne.

Tarjontatutkimuksessa tuotettava valtakunnallinen tieto virkistysalueiden, ulkoilureittien sekä muiden virkistyspalveluiden nykytilanteesta mahdollistaa mm. virkistysympäristöjen määrän ja laadun kokonaisarvioinnin sekä erilaiset analyysit järjestelmän sisältämien tietojen sekä niiden välisten suhteiden pohjalta. LVVI-tietojärjestelmän toteuttaminen paikkatietojärjestelmänä mahdollistaa tietokantaan tallennettujen alue-, reitti- ja palvelutietojen sekä niiden ominaisuuksien selaamisen, monipuolisten muuttujien avulla tehdyt haut sekä eritasoisten alueellisten analyysien tekemisen. Analyysimahdollisuudet moninkertaistuvat erilaisten rinnakkaisaineistojen käytön myötä.

Aronoff (1991) on kirjassaan esittänyt sijainti- ja ominaisuustietoihin kohdistuvien analyysien jaon neljään ryhmään:

- sijaintitiedon säilyttävä tiedonhallinta (haku, luokittelu, yleistys, mittaus)

- overlay-analyysit (eri ominaisuuksien alueellinen jakautuminen toistensa tai jonkin muun ominaisuuden suhteen jne.)

- naapuruusanalyysit (käsittely-yksikön ominaisuuksien vertailu ympäröiviin yksiköihin)

- yhdistävyysanalyysit (pisteiden tai alueiden väliset suhteet, esim. reittiverkoston välityksellä)

Tilastollisten menetelmien avulla LVVI-aineistosta voidaan laskea erilaisia tunnuslukuja kuvaamaan sen ominaisuuksia (esimerkiksi keskiarvoja, pinta-alojen, etäisyyksien, asukas- tai kävijämäärien suhteita). Paikkatietojärjestelmän mahdollistamia analyysejä ovat mm. tarkastelu virkistykseen käytettyjen alueiden suhteesta niitä ympäröivien seutujen väestöön esimerkiksi liikennereittien kautta, erilaisten luonnonsuojelualueiden ja suojeluohjelmaalueiden ominaisuuksien yhdistäminen muihin aineistoihin ja vaikkapa tietyn alueen virkistyskäytön ja suojelukäytön välisten ristiriitojen osoittaminen. Järjestelmällä voidaan helposti seurata myös seutukaavassa esitettyjen, suunniteltujen virkistysalueiden toteutumista ja ennakoida tulevaisuudessa erilaisten kasvuennusteiden ja suunnitteluratkaisujen mukanaan tuomia paineita virkistysalueiden käytölle.

Monenlaiset Suomen ympäristökeskuksen keräämät ja eri tahoilta ostamat paikkatietoaineistot monipuolistavat LVVI-tietojärjestelmän käyttöä eri tarkoituksiin (taulukko 2.4-3). LVVI-aineistoja voidaan siksi helposti tarkastella eri aluetasoilla (esimerkiksi lääneittäin, kunnittain, alue-

keskuksittain tai maakunnittain, tarkastelu voidaan myös tehdä peruskarttalehdittäin tai valuma-alueittain) suhteessa moniin muihin käytettävissä oleviin rinnakkaisaineistoihin (esimerkiksi maankäyttö- ja puustotulkinta-, maaperä-, vesistö-, pohjavesi-, valuma-alue-, liikenne-, väestö- ja asutusaineistoihin, luonnonsuojelualueisiin, kuten Natura-alueisiin, ja miksei myös kasvillisuusvyöhykkeisiin tai maanpinnan korkeustietoihin). Tulevaisuudessa Suomen ympäristökeskuksen aineistot vain lisääntyvät ja monipuolistuvat, esimerkiksi väestöaineisto tarkentuu entisestään rakennus- ja huoneistorekisterin käyttöön saannin jälkeen.

2.4.6 Pirkanmaan virkistysmahdollisuudet – tapaustutkimus

Koko Suomen kattavan aineiston keruuta on testattu ennalta työskentelemällä ensin pienellä koealueella. Koska aluetietoja on kertynyt esitutkimusvaiheen aikana eniten Pirkanmaalta, on se valittu tällaiseksi alueeksi. Pirkanmaan pilottialueen avulla on mahdollista selvitellä aineistosta saatavan tiedon käyttökelpoisuutta eri tarkoituksiin, erilaisille tiedon tarvitsijoille sekä kohdentaa tiedon käsittelyä myöhemmässä vaiheessa koko maan osalta näihin painopisteisiin.

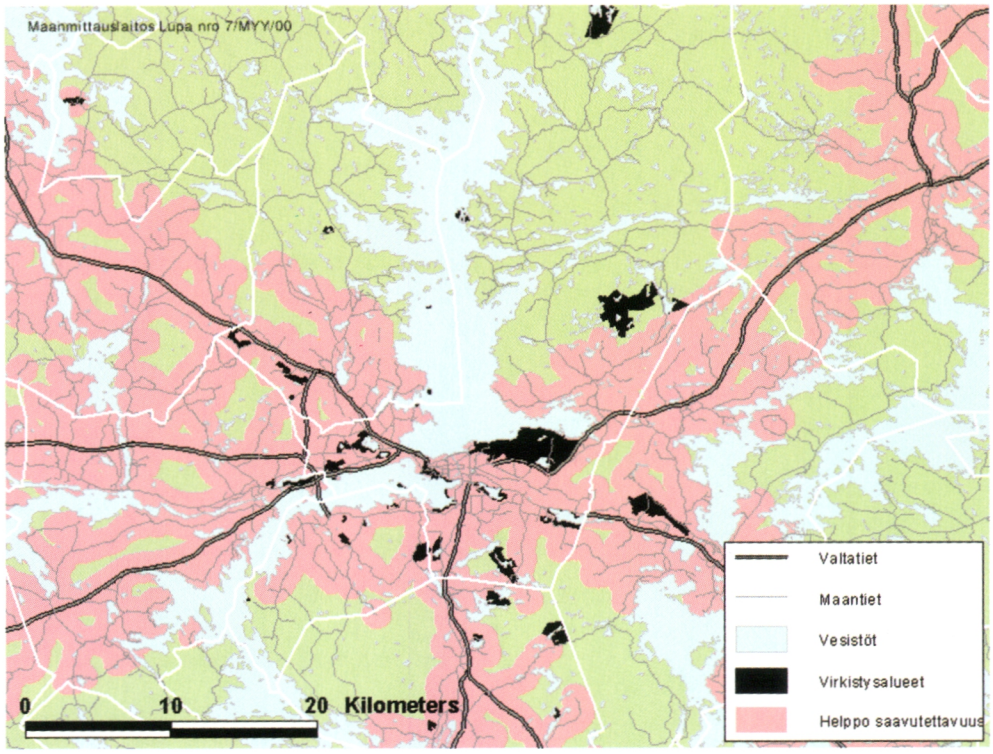
Kokeilussa on noussut esiin tiedon keruuseen, sen tallennukseen ja käyttöön liittyviä ongelmia. Reittitietojen tallennuksessa ongelmia seuraa etenkin suurten taajamien hierarkkisesti monimutkaisista, monikäyttöisistä ja risteilevistä reittiverkostoista, joiden luokitteluun on kehitettävä sopiva järjestelmä. Joidenkin reittien tietyt osat kuuluvat useaan eri reittijärjestelmään. Osa reiteistä on sidottuja vuodenaikaan (esimerkiksi hiihtoreitit ja moottorikelkkareitit, jotka ylittävät talvisin vesistöjä). Enemmistö reiteistä on yhdistettyjä kuntopolkuja tai -latuja, joiden sijainti tai ainakin käyttötarkoitus muuttuu toiseksi kesä- ja talviaikaan. Oman vaikeutensa muodostavat myös yksisuuntaiset reitit. Käyttötarkoituksensa tai vuodenajan takia ei siis samoilla alueilla risteilevien reittien voida automaattisesti olettaa kuuluvan samaan reittiverkostoon, mikä aiheuttaa GIS-järjestelmässä hankalan topologisen ongelman.

Pirkanmaan tietojen toimittamista on tehostettu henkilökohtaisin yhteydenotoin. Yhteyshenkilö on opastanut kuntia tietojen keruussa ja lomakkeiden täytössä. Alue-, reitti- ja palvelutiedot on tallennettu järjestelmään mahdollisimman kattavasti ja niitä käytetään alustavien kokeiluanalyysien aineistona (kuva 2.4-3). Tietojen paikkansapitävyyttä on tarkistettu maastokäyntien perusteella. Pirkanmaan kokemusten avulla helpotetaan valtakunnallisen aineiston tuottamisessa ja hyödyntämisessä vastaan tulevien ongelmien ratkaisua.

2.4.7 Virkistysalueiden laatuluokitus

LVVI-tarjontatutkimuksen yhtenä päämääränä on kehittää Suomen oloihin soveltuva virkistysalueiden laatuluokitus. Yhdysvalloissa virkistysalueiden inventointiin ja siten eräänlaiseen laatuluokitteluun on käytetty ns. ROS-menetelmää (ROS = Recreation Opportunity Spectrum), jonka periaatteita on käsitelty tarkemmin luvussa 2.5.

Toisenlainen lähestymistapa virkistysalueiden laatuluokitukseen on luotu Alankomaissa. Goossen ym. (1997) ovat soveltaneet laatuluokitukseen markkinointitieteen hierarkkista yhdistelmäanalyysia (hierarchical conjoint analysis). Tämän mukaan alueilla on erilaisia käyttöön ja mieltämiseen liittyviä ominaisuuksia eli laatuindikaattoreita, joiden tärkeys vaihtelee eri luonnon virkistyskäyttömuodoittain. Yhdistelmäanalyysissä oletetaan kuluttajan eli tässä tapauksessa virkistäytyjän arvioivan tuotteita eli virkistysalueita kahden tai useamman ominaisuuden perusteella. Yhdistelmäanalyysillä selvitetään, mikä tai mitkä ominaisuudet ovat tärkeimpiä otettaessa yhtäaikaisesti huomioon useiden eri ominaisuuksien vaikutusta. Analyysimenetelmässä rakennetaan sarja erilaisia virkis-



Kuva 2.4-3. Tampereen seudun helpoimmin saavutettavat alueet tiestön hierarkkisen tarkastelun mukaan. Kuvassa oletetaan, että ihmiset kulkevat autoillaan yleensä tuttuja valtateitä pitkin, eivätkä mielellään poikkea niiltä kovin kauaksi. Etäisyys tiestä kuvaa paikan saavutettavuutta. Helposti saavutettavaksi on rajattu alueet, jotka ovat alle 1 km:n päässä tiestä, mutta pienistä maanteistä on tarkasteluun otettu mukaan ainoastaan alle 5 km etäisyydellä valtatiestä olevat tiet.

tysalueprofiileja, jotka virkistäytyjä pisteyttää tietyn preferenssiasteikon mukaisesti. Pisteytyksiä käytetään laskettaessa ominaisuuksien suhteelliset tärkeydet sekä kunkin preferenssitason arvo. Koska ominaisuuksia ja preferenssitasoja on hyvin suuri määrä, on käytettävä hierarkkista yhdistelmäanalyysia, jossa ominaisuudet jaetaan alaryhmiin.

Eri ulkoiluharrastuksilla on Alankomaiden tutkimuksen mukaan alueille erilaisia ominaisuusvaatimuksia ja lisäksi vaatimukset jakautuivat eri tavalla suhteessa käyttö- ja mieltämislaatuun. Käyttölaatu tarkoittaa sitä, että aktiviteetti vaatii ympäristöltä tiettyjä toimintaedellytyksiä, kun taas mieltämislaadussa aktiviteetilla on suuremmat vaatimukset aistihavaintoihin perustuvaan laatuun. Kullekin aktiviteetille tärkeiden alueominaisuuksien selvittyä tutkittiin virkistäytyjien preferenssejä näiden suhteen. Kyselyssä esiteltiin vastaajille sarja alueita, joilla oli erilaisia ominaisuuksia. Näin saatiin selville kullekin ulkoiluharrastukselle tärkeimmät alueen ominaisuudet. Alankomaissa esimerkiksi kävelyssä ja pyöräilyssä mieltämislaatuun kuuluvat ominaisuudet osoittautuivat tärkeämmiksi kuin käyttölaadun ominaisuudet. Päinvastoin asia oli esimerkiksi uimisessa, kalastuksessa ja veneilyssä.

Kun virkistäytyjien mieltymykset ovat selvillä, voidaan alueiden vetovoimaisuutta mitata yhdistämällä preferenssitieto virkistysalueita tai muita virkistysmahdollisuuksia koskevan paikkatiedon kanssa.

Suomalaisen liikunnan tietopankki

Sinikka Hänninen

Suomalaisen liikunnan tietopankki muodostuu kolmesta valtakunnallisesta tietojärjestelmästä: LIPAS, LIITO ja LUOVI. Tietopankki on paikkatietojärjestelmä. Liikuntapaikkatietojärjestelmä (LIPAS) sisältää tietoja liikuntapaikoista, liikuntarakentamishankkeista ja kuntien liikuntatoimen taloudesta. Liikuntajärjestötietojärjestelmästä (LIITO) löytyvät tiedot urheiluseuroista ja –järjestöistä. Luonnon virkistystarjonnan tietojärjestelmästä (LUOVI) löytyvät jatkossa tiedot virkistysalueista, ulkoilureiteistä ja virkistyspalveluista (taulukko 2.4-4).

Liikuntapaikkojen tietojen ajantasaisuudesta vastaavat liikuntapaikkojen ylläpitäjät ja liikuntajärjestö- ja seuratietojen ylläpidosta liikuntaorganisaatiot. LUOVI-tietojärjestelmän tietojen ylläpidosta vastaavat virkistystarjonnan ylläpitäjät eli lähinnä kunnat ja valtion maiden hallinnoijat. Tietopankin teknisestä toteutuksesta ja jatkokehityksestä vastaa Jyväskylän yliopiston liikunta- ja terveystieteiden tiedekunta.

Tietopankin käyttö

Suomalaisen liikunnan tietopankki on tarkoitettu kaikkien liikunnasta, vapaa-ajan-

Taulukko 2.4-4. Suomalaisen liikunnan tietopankin osajärjestelmien tietosisältö.

LIPAS	LIITO	LUOVI
Liikuntapaikat • **perustiedot** nimi, tyyppi sijainti, valmistumisvuosi, peruskorjausvuosi, omistus, kunto, ylläpitäjä • **varustustiedot** • **käyttötiedot** kävijämäärät, käyttöajat • **kulutustiedot** sähkö, lämpö, vesi • **taloustiedot** käyttömenot ja –tulot • **palvelutiedot** aukioloajat, hinnat, harrastusmahdollisuudet, majoitusmahdollisuudet, oheispalvelut **Kunnan liikuntatoimi** ▪ **käyttömenot ja –tulot** vuodesta 1993 alkaen ▪ **pääomamenot ja –tulot** vuodesta 1996 alkaen **Liikuntarakentamishankkeet** (tiedot jäävät liikuntapaikan valmistuttua historiatietoina järjestelmään) • **vuosittainen valtakunnallinen rahoitussuunnitelma** • **läänien liikuntapaikkasuunnitelmat** • **rahoitusavustushakemukset**	**Urheiluseurat** • **yhteystiedot** seuran yhteystiedot, toimihenkilötiedot • **toimintatiedot** jäsenmäärät, toimintamuodot, toiminta-alueet • **taloustiedot** budjetti, varainhankintatavat, kunnan avustukset • **lajikohtaiset yhteys- ja toimintatiedot** ohjaajat/valmentajat, kansainvälinen toiminta, harrastajat, lisenssit, kilpailutoiminta **Valtakunnalliset ja alueelliset järjestöt** • **yhteys- ja organisaatiotiedot** hallitus, apuelimet • **jäsenjärjestöt ja –seurat** • **toiminnan tuloksellisuutta kuvaavat tiedot** (tulossa uutuutena)	**Virkistysalueet** • **perustiedot** nimi, sijainti, kaavataso, omistaja, perustaminen, ylläpito • **palvelut** • **reitit** • **vetovoimatekijät** luonto, kulttuuri, historia • **käyttötiedot** **Ulkoilureitit** • **perustiedot** nimi, reittityyppi, sijainti, maanomistus, perustaminen, ylläpito • **laatutiedot** • **palvelutiedot** • **käyttötiedot** **Muut virkistyspalvelut** maastohiihtokeskukset, rinnehiihtokeskukset, kalastusalueet/-paikat, veneilyn tukikohdat, uimarannat/-paikat, retkeilykeskukset • **perustiedot** nimi, sijainti, omistaja, perustaminen, ylläpito • **käyttötiedot** • **tyypin mukaiset tarkemmat kohdetiedot**

toiminnasta ja luonnon virkistystarjonnasta tietoa tarvitsevien käyttöön. Tietopankin tietojen katselua ja käsittelyä varten on rakennettu WWW-sovelluksia (**<http://www.sport.jyu.fi/>**), joilla voidaan käsitellä tietokannassa olevaa tietoa. Tietopankin tietojen päivittäjät samoin kuin tietojen hyväksikäyttäjät käyttävät näitä sovelluksia.Tietoa voidaan käsitellä myös kartan avulla. Samoin tulokset on mahdollista saada kartalla esitettynä tai teemakarttamuodossa.

Tietopankki on merkittävä työväline vapaa-aikasektorin päätöksenteossa, kehittämisessä ja suunnittelutehtävissä sekä liikunta- ja virkistyspaikkojen ja alueiden hallinnassa ja ylläpidossa.

Osa WWW-sovelluksista on avoinna kaikille Internet-käyttäjille, mikä antaa koko väestölle mahdollisuuden hyödyntää tietopankkia. Samalla se antaa kuntien matkailusektorille mahdollisuuden käyttää järjestelmää kunnan liikuntapaikkojen ja virkistystarjonnan markkinointiin.

Näin voidaan selvittää sopivimpien alueiden sijainti eri virkistyskäyttömuodoille tai niiden yhdistelmille. Kun sopivimmat alueet löydetään, voidaan niiden sijaintia ja määrää verrata olemassa oleviin kyseiseen harrastukseen tarjolla oleviin alueisiin. Vertailun tuloksena saadaan selville joidenkin alueiden muita huonomman soveltuvuuden syyt. Alankomaiden tutkimuksessa selvisi esimerkiksi, että neljäsosa uimapaikoista ei ollut puoleensavetäviä, koska niissä ei ollut käymälöitä ja suihkuja ja koska uimapaikan pohjamateriaali ei ollut kiinteä. Analyysin tuloksena virkistyskäyttöä ohjataan parhaiten tarkoitukseen sopiville alueille, ja alueiden laatua voidaan parantaa. Paikkatietojärjestelmän mahdollisuuksia voidaan käyttää avuksi selvitettäessä tiettyjä virkistysalueiden laatuun vaikuttavia tekijöitä, kuten teiden, rautateiden jne. melualueita tai maankäyttömuotoja, joita on pidetty kyseiseen ulkoiluharrastukseen joko hyvin tai huonosti sopivana. Suomessa voitaisiin hyvin soveltaa Alankomaiden tyyppistä virkistysalueiden laatuluokitusta, koska myös meillä käytetään hyväksi paikkatietojärjestelmää virkistysmahdollisuuksien tutkimuksessa.

Hierarkkisen yhdistelmäanalyysin tulosten perusteella on helppoa arvioida, mitä pitää tehdä eri alueiden laadun parantamiseksi tai laadun ylläpitämiseksi sekä mitkä ponnistukset alueen hyväksi tuottavat eniten hyötyä. Lisäksi on mahdollista arvioida sitä, kuinka suuresti alueen virkistyskäytöllinen laatu laskee, jos jollekin toiselle maankäyttömuodolle annetaan etusija. Menetelmällä saatua tietoa voidaan käyttää alueiden markkinoimiseen, jos niiden vetovoimaisuus eli laatu on korkea. Päättäjille menetelmä tuo työvälineen virkistysalueiden suunnitteluun, toteuttamiseen sekä hoitoon.

Kirjallisuus

Aronoff, S. 1991. Geographic Information Systems. A Management Perspective. WDL Publications, Ottawa. 294 s.

Cordell, H.K., Bergstrom, J.C., Hartmann, L.A. ja English, D.B.K. 1990. An analysis of the outdoor recreation and wilderness situation in the United States: 1989 – 2040. USDA Forest Service General Technical Report RM-189. Fort Collins, Colorado. 112 s.

Cordell, H.K., Betz, C.J., Bowker, J.M., English, D.B.K., Mou, S.H., Bergstrom, J.C., Teasley, R.J., Tarrant, M.A. ja Loomis, J. 1999. Outdoor recreation in American life: A national assessment of demand and supply trends. Sagamore Publishing. 449 s.

Goossen, C.M., Langers, F. ja Lous, J.F.A. 1997. Indicatoren voor recreatieve kwaliteiten in het landelijk gebied. Wageningen, DLO-Staring Centrum. Rapport 584. 132 s.

Karjalainen, E. ja Verhe, I. 1995. Ulkoilureitti - opas ulkoilureittien suunnittelijoille, rakentajille ja hoitajille. Opetusministeriö, ympäristöministeriö ja Suomen Latu. Helsinki. 208 s.

Mikkola, A., Jaakkola, O. ja Sucksdorff, Y. 1999. Valtakunnallisten maankäyttö-, peitteisyys- ja maaperäaineistojen muodostaminen. Suomen ympäristö, Alueiden käyttö 342. Ympäristöministeriö. 86 s.

Pouta, E. ja Heikkilä, M. (toim.). 1998. Virkistysalueiden suunnittelu ja hoito. Ympäristöopas (alueiden käyttö) 40. Ympäristöministeriö, alueidenkäytön osasto. 152 s.

Virkistysaluekomitean mietintö 1973. Komiteanmietintö 1973:143. Helsinki. 417 s.

Ympäristöministeriö, kaavoitus- ja rakennusosasto. 1992. Taajaman viheralueet – käyttö- ja hoitoluokitus. Selvitys 10. Helsinki. 32 s.

Ympäristöministeriö, kaavoitus- ja rakennusosasto. 1992. Viheralueiden käsitteistöt. Selvitys 10. Helsinki. 79 s.

2.5 Virkistysmahdollisuuksien kysynnän ja tarjonnan kohtaaminen

Tuija Sievänen, Eija Pouta ja Leena Kopperoinen

2.5.1 Kysynnän ja tarjonnan vertailu

Virkistysmahdollisuuksien arvioinnin keskeinen kysymys on, ovatko nykyiset virkistysalueet, ulkoilureitit ja muut virkistyspalvelut sekä virkistysmahdollisuudet jokamiehenoikeuksien perusteella riittäviä tyydyttämään kansalaisten ulkoilutarpeet eli vastaako nykyinen virkistysmahdollisuuksien tarjonta niiden kysyntää, ja edelleen miten tarjontaa tulisi kehittää vastaamaan tulevaisuuden kysyntää? Millä perusteilla yhteiskunnan voimavaroja ohjataan virkistyspalveluihin, joihin investoimisella on odotettavissa kestävän kehityksen mukainen hyvinvointivaikutus? Virkistyskäytön kysynnän ja tarjonnan tasapainolla (tai epätasapainolla) on monia vaikutuksia koko yhteiskuntaan, esimerkkeinä matkailu ja liikenne (ympäristönsuojelun näkökulma, elinkeinonäkökulma) tai syrjäseutujen työllisyys (aluepoliitiikka). Virkistysmahdollisuuksien kysynnän ja tarjonnan vertailulla etsitään tietopohjaa päätöksenteon tueksi näihin perustavaa laatua oleviin ulkoilupoliittisiin kysymyksiin.

Luonnon virkistyskäytön laajuuden ja käytettävissä olevien virkistysmahdollisuuksien arvioinnin tavoitteena on tuottaa tietoa maankäytön ja luonnonvarojen käytön suunnittelun tarpeisiin sekä tuottaa arviointiperusteita luonnonvarojen kestävän käytön seurantaan. Tästä seuraa, että inventointi- ja arviointityön tulee olla jatkuvaa, jotta seurantatutkimuksen luonne toteutuisi, ja että tulevaisuudessa saataisiin tietoa luonnon virkistyskäytössä ja virkistysmahdollisuuksissa tapahtuvista muutoksista. Sitä kautta voidaan pyrkiä ohjaamaan muutosta yhteiskunnan kannalta toivottuun suuntaan.

Luonnon virkistyskäytön ja virkistys-

mahdollisuuksien arvioinnissa on olennaista saada oikea käsitys siitä, miten hyvin väestön ulkoilutarpeet tulevat tyydytetyiksi nykyisillä virkistysalueilla ja –palveluilla ja mihin ulkoiluun käytettävissä olevat voimavarat tulisi suunnata, jotta tulevaisuuden ulkoilutarpeet tyydyttyisivät. Kysyntää ja tarjontaa kuvaavien tietojen tulee olla sellaisessa muodossa, että vertailu on mahdollista. Tarvitaan kehittyneitä teoreettisia ajatusmalleja, jotta tietoa osataan jalostaa vertailuun soveltuvaksi. Tässä luvussa kuvaillaan kysynnän ja tarjonnan vertailussa kysymykseen tulevia tutkimusaiheita, lähestymistapoja ja menetelmiä. Kysynnän ja tarjonnan vertaileva tutkimus tulee ajankohtaiseksi, kun kysyntää ja tarjontaa kuvaavat ensimmäiset LVVI - perusaineistot on koottu. Virkistyskäytön kysynnän ja tarjonnan vertailussa voidaan käyttää useita lähestymistapoja kuten fyysiset tunnusluvut, paikkatietopohjaiset tarkastelut, kysyntä- ja tarjontamallien käyttö, kustannushyöty analyysi ja asiantuntija-arviot.

Pinta-alakohtaiset tunnusluvut

Tarjontatutkimus tuottaa virkistysalueiden lukumäärät ja pinta-alat virkistysalueluokittain. Ulkoilukertojen jakautuminen näihin luokkiin voidaan arvioida, kun väestökyselyssä mitattujen lähivirkistyskerran ja luontomatkan kohdealueista tehdään vastaava luokittelu. Vertailtavina tunnuslukuina voidaan käyttää esimerkiksi ulkoilukertoja tai virkistystunteja per hehtaari. Tuloksena saadaan virkistyskäytön määrää kuvaavia tunnuslukuja 1) virkistysaluetyypeittäin koko maassa, 2) virkistysaluetyypeittäin maakunnissa, 3) virkistysaluetyypeittäin eri omistajaryhmien mukaan, 4) harrastusmuotojen mukaan luokiteltuina erilaisilla virkistysalueilla.

Aluekohtaisilla kävijälaskennoilla ja kävijätutkimuksilla tuotetaan myös tietoa virkistyskäytön määrästä. Kävijätutkimusten avulla on mahdollista tehdä analyysejä esimerkiksi alueiden ja reittien tungostumisesta ja korvautuvuudesta. Kokoamalla yhteen vertailukelpoisten kävijätutkimusten tietoa voidaan arvioida sitä, millaisilla pinta-alakohtaisilla kävijämäärillä ulkoilijat kokevat alueen tungostuneeksi. Korvautuvuudella puolestaan tarkoitetaan sitä, kuinka eri alueet ja reitit pystyvät korvaamaan toisiaan, jos jokin niistä poistuu käytöstä tai ruuhkautuu liikaa. Sitä mukaa kuin aluekohtaisia vertailukelpoisia tietoja saadaan koottua, voidaan myös tietoja virkistyskäytön alueellisesta jakautumisesta tarkentaa.

GIS–tietokannat väestön virkistyskäytön laajuudesta sekä virkistysmahdollisuuksista

LVVI-kysyntätutkimuksen aineistojen avulla voidaan tuottaa alueelliseen väestötietoon sidottuja ulkoilun osallistumismalleja sekä virkistysaluetyypittäisiä käyntimääriä kuvaavia malleja. Mallien avulla on mahdollista tuottaa virkistyskäytön kysyntää kuvaavia alueellisia esim. kunnittaisia tai maakunnallisia virkistysmahdollisuuksien kysyntäkarttoja. Kysyntäkarttoja voidaan edelleen vertailla virkistysmahdollisuuksiin eli tarjontakarttoihin, joita LVVI-tarjontatutkimus tuottaa. Nämä tietokannat tulevat mahdollistamaan monenlaisia paikkatietoanalyyseja. Tarkastelun kohteina voivat olla esimerkiksi 1) lähivirkistysalueiden tarjonnan ja kysynnän tasapaino erilaisissa kunnissa tai 2) onko joissakin kunnissa mahdollisia ruuhkaantumisongelmia verrattuna muihin kuntiin tai 3) onko joillakin alueilla vajaa-käyttöä. Myös erilaisten virkistyspalvelujen kuten reittien, satamien tai uimapaikkojen kysynnän ja tarjonnan suhdetta voidaan tarkastella seudullisella ja valtakunnallisella tasolla. Kunnittaisen tai maakunnittaisen vertailun avulla saadaan tietoa myös tarjonnan suhteellisesta riittävyydestä. Valtakunnan tasolla voidaan tarkastella, onko virkistysmahdollisuuksien sijoittumisessa kysyntään nähden suuren mittakaavan vääristymää vai vastaako Suomen virkistysaluejärjestelmä kokonaisuutena väestön tarpeita.

Kysyntä- ja tarjontamallit vertailussa

Kun taloustieteellisiä malleja käytetään kysynnän ja tarjonnan vertailuun, on tärkeää, että virkistyskäytön kysyntä ja tarjonta ilmaistaan samoina yksikköinä, yleensä ulkoilukertoina (Cordell ym. 1990, Cordell ja Bergstrom 1991). Kysynnän ja tarjonnan vertailu perustuu tällöin kotitalouden tuotantoteoriaan, jonka mukaan kotitalous on ulkoilukertojen tuottaja ja kuluttaja. Virkistysalueet ovat ulkoilukertojen tuotannon panoksia. Kotitalouden kysyntä- ja tarjontakäyriä käyttäen muodostetaan kuva kotitalouden luomista ulkoilukertojen markkinoista. Kotitalouden tuotantoteoriaa voidaan soveltaa myös käyttäen esim. kuntaa tarkasteluyksikkönä (Cordell ym. 1990). Kysyntämallilla voidaan tarkastella ulkoilukertojen ennustettua tulevaisuuden kysyntää tai kysyntää, jossa alueiden tarjonta ei muodosta rajoitetta ulkoiluun osallistumiselle ja verrata näin saatua ulkoilukertojen kysyttyä määrää nykyiseen tarjontaan (”gap” analysis). Näin saatu kysynnän ja tarjonnan vertailu tuotaa käyttökelpoista tietoa siitä, mille alueille virkistysalueiden tarjontaa tulisi suunnata. Menetelmän ongelma on kuitenkin se, että mallintamisessa tehtävien oletusten ja monimutkaisuuden vuoksi sen tuloksia on vaikea tulkita.

Kysynnän ja tarjonnan keskinäistä vuorovaikutusta voidaan lähestyä myös käyttäen pelkkiä kysyntää kuvaavia osallistumismalleja (Cordell 1999). Osallistumismalleihin kuuluu selittäjänä myös alueiden tarjontaa kuvaavia tunnuslukuja. Sijoittamalla kysyntämalleihin eri tarjonnan tasoja, malleilla voidaan analysoida tarjonnan muutosten vaikutusta ulkoiluun osallistumiseen. Tarkastelut voivat kohdistua tiettyyn harrastukseen, alueeseen tai väestöryhmään.

Kustannus-hyötyanalyysi

Virkistysalueiden riittävyyttä voidaan tarkastella myös taloustieteen kustannus-hyöty -analyysin pohjalta. Virkistysalueilla on julkishyödykkeiden piirteitä: poissulkemattomuus (non-exclusiveness) ja kilpailemattomuus (non-rivalness). Poissulkemattomuudella tarkoitetaan sitä, että mikään yksilö ei kykene tai hänellä ei ole lupaa estää muita ulkoilijoita käyttämästä virkistysaluetta. Kilpailemattomuus tarkoittaa, että useat ulkoilijat voivat yhtä aikaa käyttää samaa virkistysaluetta heikentämättä muiden kokemusta, mikä toteutuu siihen asti kunnes virkistysalue ruuhkautuu. Virkistysalueiden julkishyödykeluonteen vuoksi virkistysalueiden tarjonnan riittävä taso ei välttämättä toteudu markkinoiden puuttuessa. Virkistysalueiden riittävyyttä voidaan kuitenkin arvioida vertaamalla virkistysalueen tai useita virkistysalueita käsittävän ohjelman toteuttamisen hyötyjä ja kustannuksia. Virkistysalueiden kustannuksista kertovat markkinahinnoista arvioitavissa olevat maan hankinnan ja virkistyspalveluiden toteuttamisen kustannukset. Virkistysalueen toteuttamisen hyödyt ovat kuitenkin vaikeammin yhteismitallistettavissa. Taloustieteessä kehitettyjä menetelmiä virkistysalueiden arvottamiseen on käsitelty luvussa 5. LVVI-tutkimuksen kaltainen valtakunnallinen inventointi ei tarjoa tietoa yksittäisen virkistysalueen tuottamien hyötyjen arvosta. LVVI -aineiston avulla voidaan kuitenkin laskea keskimääräisiä virkistysaluetyyppikohtaisia ulkoilukerran arvoa kuvaavia estimaatteja, joita voidaan käyttää vertailukohtana ja tietolähteenä arvotettaessa uusia alueita (”hyötyjen siirtäminen” benefit transfer). Myös kävijätutkimusten yhteydessä toteutetut arvottamistutkimukset tarjoavat aineistoa hyötyjen siirtoon (vrt. luku 5).

Asiantuntija-arviot

Kaikki edellä mainitut menetelmät jättävät sijaa asiantuntija-arvioinnille luonnon virkistyskäytön kysynnän ja tarjonnan vertailussa. Kartta ja pinta-alapohjaiset tarkastelut jättävät sijaa asiantuntijan tekemälle yhteenvedolle eri tunnusluvuista. Mallit ja kustannus-hyötyanalyysi puolestaan vaati-

vat menetelmän tuntemusta ja kykyä arvioida saatujen tulosten luotettavuutta. Virkistysalueiden kysynnän ja tarjonnan vertailuun tarvitaan useiden lähestymistapojen tuottaman tiedon synteesiä.

2.5.2 Virkistysalueiden ROS–järjestelmä ja sen soveltaminen Suomessa

ROS (Recreation Opportunity Spectrum) on Yhdysvalloissa kehitetty teoria virkistysmahdollisuuksien luokittelemiseksi. ROS-järjestelmää on mahdollista soveltaa virkistysmahdollisuuksien inventoinnissa, muiden luonnonvarojen käyttömuotojen vaikutusten arvioinnissa, luonnon virkistyskäytön suunnittelussa, virkistysalueiden hoitopäätöksien vaikutusten arvioinnissa, virkistäytyjien haluamien kokemusten sovittamisessa saatavilla olevien virkistysmahdollisuuksien kanssa, standardien ja ohjeiden kehittämisessä erilaisia virkistysympäristöjä ja harrastusten seurantaa varten sekä pääosin laajemmassa, valtakunnallisessa tai maakuntatasoisessa, mutta myös alueittaisessa maankäytön ja luonnonvarojen käytön suunnittelussa (Driver ym. 1987, ROS Primer and Field Guide 1990).

ROS-ajattelussa virkistysmahdollisuuksien tarjonnan suunnittelu perustuu kysynnän ja tarjonnan rinnakkaiseen tarkasteluun. Perusolettamuksena on, että virkistys on ihmisen kokemus, joka perustuu itseisarvoiseen, palkitsevaan osallistumiseen johonkin toimintaan vapaaehtoisesti vapaa-aikana. Virkistys on siis psykologinen tila, joka voidaan saavuttaa monenlaisen toiminnan kautta erilaisissa ympäristöissä. Siten on olennaista tarjota ihmisille sellaisia virkistysmahdollisuuksia, jotka perustuvat luonnon toiminta-, harrastus- ja kokemusympäristöön.

Arvioitaessa virkistysmahdollisuuksia ROS-indikaattoreiden avulla voidaan virkistysmahdollisuudet jakaa kolmella tavalla eli 1) harrastusmahdollisuuksien mukaan (toiminta), 2) alueiden tai luonnonvarojen mukaan (ympäristö) ja 3) kokemusmahdollisuuksien mukaan (hyöty). ROS-teorian keskeinen ajatus on, että alueita tai luonnonvaroja (S_{ros}) tutkitaan harrastusmahdollisuuksien (A_{ros}) ja kokemusmahdollisuuksien (E_{ros}) suhteen eli $S_{ros} = f(A_{ros}, E_{ros})$.

Alueita tarkastellaan kolmesta näkökulmasta: 1) fyysinen ympäristö (luonnon ympäristö sekä ihmisen rakentama pysyvä infrastruktuuri kuten tiet, satamat ym.), 2) sosiaalinen ympäristö (kävijät, käyttäytyminen, lemmikit tms.) ja 3) hallinnollinen ympäristö eli institutionaaliset puitteet (henkilöstöpalvelut, tiedotus ja valistus, muuttuvat rakenteet). Kokemus- ja harrastusmahdollisuuksien arvioinnissa on tärkeää käyttää hyväksi kokeneiden alueella kävijöiden ja harrastajien kokemuksia. Lisäksi on tärkeää erotella alue- ja harrastusriippuvaiset kokemukset sellaisista, jotka ovat varsin yleisiä, ja jotka eivät erityisesti ole riippuvaisia alueen ominaisuuksista. Edelleen on kokemusmahdollisuuksia määriteltäessä otettava huomioon odotukset suhteessa alueeseen tai palveluun: ihmiset eivät odotakaan saavansa samanlaisia kokemuksia kaupungin keskuspuistossa kuin kaukana asutuksesta sijaitsevassa kansallispuistossa.

Virkistysympäristö vaihtelee eräänlaisena jatkumona kaupunkien rakennetusta ympäristöstä täysin luonnontilaiseen erämaahan (kuva ROS-jatkumosta). ROS-järjestelmällä kuvataan sitä, minkälainen kirjo erilaisia virkistysympäristöjä on olemassa. ROS-järjestelmän indikaattoreilla kuvataan sitä, mihin kohtaan virkistysmahdollisuuksien kirjoa jokin yksittäinen alue, reitti tai palvelu kuuluu tai pitäisi kuulua. Näitä indikaattoreita ovat 1) saavutettavuus (access), 2) etäisyys (remoteness), 3) luonnonmukaisuus (naturalness), 4) varustelutaso ja kohteen hoito (facilities and site management), 5) muiden ihmisten läsnäolo (social encounters), 6) virkistyskäytön ympäristövaikutukset (visitor impact) ja 7) virkistyskäytön ohjaus sekä informaatio (visitor management). ROS-järjestelmässä olevien virkistysalueiden, reittien ja muiden virkistyspalvelujen laatukriteerit ovat mai-

seman vetovoimaisuus, luonnon ainutlaatuisuus, rakennetun ympäristön ja palvelujen laatutaso, toimintaympäristön monipuolisuus ja erityisyys, käytön määrä ja laatu sekä hallinnolliset säännöt ja palvelut tai niiden puute.

ROS-järjestelmä tarjoaa luonnon virkistyskäytön suunnittelua ja hoitoa varten työvälineen, jolla arvioidaan alueen tai luonnonvaran potentiaali tarjota erilaisia virkistysmahdollisuuksia niin toiminnan, ympäristön kuin kokemusten suhteen. Tavoitteena on tarjota mahdollisuuksia erilaisille harrastustoiminnoille niihin sopivissa ympäristöissä, joissa toivotut kokemukset voivat realisoitua.

ROS-järjestelmää on sovellettu Yhdysvaltojen lisäksi esimerkiksi Norjan Huippuvuorilla, Uudessa Seelannissa sekä Britanniassa. Kukin maa on muokannut järjestelmää omiin oloihinsa soveltuvaksi. Yleensä ROS-järjestelmää on käytetty strategiseen suunnitteluun koko maan mittakaavassa, mutta Britanniassa sitä on sovellettu myös yhden ROS-jatkumolla kaupunkimaiseksi luonnonympäristöksi luokiteltavan alueen (Lee Valley Regional Park) sisäiseen suunnitteluun ja onnistuttu siinä hyvin (Ward ja Rich 1996). ROS-järjestelmä joustaa siis myös eri mittakaavoihin.

Virkistyspalvelujen tuottajat, kuten Metsähallituksen tai kunnan virkamiehet, jotka rakentavat ja ylläpitävät virkistysmahdollisuuksia, saavat ROS:sta uuden työkalun, jonka avulla virkistyspalvelujen käyttäjien odotuksiin ja tarpeisiin voidaan vastata aikaisempaa paremmin. LVVI-kysyntätutkimuksen yhdistäminen tarjontaaineiston kanssa antaa hyvät mahdollisuudet Suomen oloihin sovelletun ROS-järjestelmän luomiseen. Väestökyselystä saadaan tietoa siitä, minkälaisilla alueilla suomalaiset harrastavat erilaisia ulkoiluharrastuksia. Virkistykseen käytetyistä alueista kerätään tietoa luontoympäristön ominaisuuksista, palvelu- ja varustelutasosta, alueen hallinnollisesta asemasta sekä asunnon ja alueen välisestä etäisyydestä. Kävijätutkimusaineistoista saadaan lisäksi tietoa kävijöiden kokemuksista ja havainnoista suhteessa muihin kävijöihin ja ympäristöön. LVVI-tarjontatutkimus tuottaa puolestaan yksityiskohtaista sijainti- ja ominaisuus- eli paikkatietoa koko Suomen luonnon virkistyskäyttömahdollisuuksista eli virkistysalueista, ulkoilureiteistä ja virkistyspalveluista. ROS-järjestelmän soveltaminen auttaa virkistysaluejärjestelmän kehittämisessä niin, että se tyydyttää väestön ulkoilutarpeet mahdollisimman hyvin.

Kirjallisuus

Cordell, H.K. (toim.). 1999. Outdoor recreation in American life: A national assessment of demand and supply trends. Sagamore Publishing. 449 s.

Cordell, H.K., Bergstrom, J.C., Hartmann, L.A. ja English, D.B.K. 1990. An analysis of the outdoor recreation and wilderness situation in the United States: 1989-2040. A Tehnical Document Supporting the 1989 USDA Forest Service RPA Assessment. USDA Forest Service Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station General Technical Report RM –189.

Cordell, H.K. ja Bergstrom, J.C. 1991. A methodology for assessing national outdoor recreation demand and supply trends. Leisure Sciences Vol. 13:1–20.

Driver, B.L., Brown, P.J. , Stankey, G.H. ja Gregoire, T.G. 1987. The ROS Planning System: Evolution, basic concepts, and research needed. Leisure Sciences Vol. 9:201–212.

ROS primer and field guide 1990. US Government Printing Office.

Ward, R. ja Rich, J. 1996. Adapting the recreation opportunity spectrum for use in urban natural settings – a case study of Lee Valley regional park (U.K.). Paper for 4th WRLA Congress, Cardiff, 15th-19th July, 1996.

2.6 Virkistysalueiden kävijälaskennat ja kävijätutkimukset

Joel Erkkonen, Paula Horne ja Tuija Sievänen

2.6.1 Kävijälaskentojen ja –tutkimusten tarve

Luonnonsuojelu- ja virkistysalueiden käyntimäärien kasvaessa on yhä selvemmin tiedostettu se, että on tärkeää tuntea alueen hoidon ja käytön suunnitteluun vaikuttavat keskeiset sidosryhmät sekä kerätä järjestelmällisesti asiakaspalautetta (Lovén 1999). Metsähallituksen luonnonsuojeluyksikön toiminnassa asiakaslähtöisyys on noussut keskeiseksi tavoitteeksi. Siitä esimerkkinä voidaan mainita eri alueyksiköiden nimeäminen luontopalveluiksi sekä luontokeskusten yhtenäistäminen asiakaspalveluketjuksi (Below ja Vauramo 1999). Alueiden hoidon ja käytön suunnittelua sekä muita toimenpiteitä varten tarvitaan tietoja virkistyskäytöstä ja kävijöistä. Kävijälaskennalla saadaan tietoja kävijöiden ja käyntikertojen määrästä koko alueella ja sen eri kohteissa. Kävijätutkimuksella puolestaan hankitaan tietoja kävijöistä eli asiakkaista sekä käytön laadusta (ulkoiluharrastuksista, käyntien kestosta, kävijätyytyväisyydestä ym.).

Kävijälaskentaa ja -tutkimusta voidaan käyttää yhtenä osana osallistavan suunnittelun menetelmää, jossa kävijät osaltaan voivat vaikuttaa virkistyspalvelujen kehittämiseen. Ne eivät suinkaan korvaa muilla menetelmillä hankittua tietoa, vaan täydentävät suunnittelun vaatimaa tietoa. Kävijätutkimuksen etu piilee siinä, että sillä tavoitetaan usein suurempi määrä ja alueen käyttäjiä (kävijöitä) mahdollisesti paremmin edustava joukko kuin mitä tavoitetaan esimerkiksi yleisötilaisuuksissa. Yleisötilaisuuksiin saapuu yleensä aktiivisimmat kävijät, jotka siten saavat mielipiteensä paremmin kuuluviin kuin vähemmän aktiiviset tai kauempana asuvat alueen käyttäjät (esim. Ovaskainen ym. 1999). Toki myös kyselyihin liittyy omat ongelmansa. Kun alueen virkistyskäyttäjien perusjoukon suuruutta ei yleensä tunneta, on kysely- ja haastatteluaineistojen edustavuuden varmistaminen pysyvä ongelma (Burton ja Noad 1968).

Kävijälaskenta ja -tutkimus tuottavat tutkittavalla alueella käyttökelpoista tietoa erilaisten palveluiden kuten taukopaikkojen, jätehuollon ja uusien harrastusmahdollisuuksien kehittämistä sekä kulkuyhteyksien parantamista varten. Virkistys- ja suojelualueiden johtamisesta ja suunnittelusta vastaavat henkilöt tarvitsevat tietoa kävijöiden mielipiteistä ja käyttäytymisestä työvoiman ja muiden voimavarojen kohdentamista, markkinointia sekä viestintää varten (Dales ym. 1993). Kävijätieto antaa vankan perustan virkistyspalvelujen kehittämistä koskevan päätöksenteon tueksi. Tulevaisuudessa kävijälaskennat ja- tutkimukset muodostunevatkin rutiininomaiseksi toiminnaksi kaikilla virkistys- ja suojelualueilla.

2.6.2 Kävijälaskennan ja kävijätutkimusten menetelmät

Käyntimäärien ja kävijätiedon keräämiseen on olemassa useita erilaisia välineitä ja menetelmiä. Yleisimmin käyntimäärien laskennassa on käytetty havannointia ja kävijätietojen keräämisessä kyselyjä ja haastatteluja. Muita menetelmiä ovat esimerkiksi itserekisteröinti alueelle tultaessa tai lupien myynnin yhteydessä. Kävijälaskentoja pitäisi periaatteessa tehdä jatkuvasti, jotta voitaisiin seurata eri sesonkien vaihteluita, ja pitkällä aikavälillä voitaisiin seurata käytön kokonaismäärien muutoksia. Kävijätutkimuksia voidaan myös tehdä jatkuvasti, mutta käytännössä niitä kannattaa toteuttaa muutamien vuosien (3–5) väliajoin, sillä ne sitovat melkoisesti työvoimaa ja muita voimavaroja. Mitä paremmat tiedot alueen käyntimääristä on olemassa, sitä paremmat ovat edellytykset kävijätutkimuksen tekemiseen. Kävijälaskenta ja –tutkimus tuke-

vat ja täydentävät toisiaan hyvin. Seuraavassa kuvaillaan tavallisimpia kävijälaskentojen ja -tutkimusten menetelmiä.

Manuaalinen havainnointi

Havainnointi on yleinen tapa kerätä tietoja virkistysalueilla. Osallistuva, kontrolloimaton ja yksinkertainen havainnointi antaa yleiskuvaa siitä, mitä alueella tapahtuu. Systemaattinen ja kontrolloitu havainnointi on varteenotettava tutkimusmenetelmä, ja siitä on kokemuksia myös virkistystutkimuksessa. Sen käyttö täyttää kolme vaatimusta: havainnointiyksikön huolellinen määrittely, lopullisen aineiston valinta ja standardisoiminen. Havainnointi on hyödyllinen menetelmä silloin, kun tutkimuksen kohteesta on muuten vaikeaa saada tietoa kuten esimerkiksi pienten harrastajaryhmien kohdalla tai vaikkapa lasten leikkipuiston käyttö.

Yhdysvaltojen erämaa-alueilla on saatu kokemuksia mm. seuraavista kävijämäärien inventointimenetelmistä:

1. systemaattinen manuaalinen havainnointi reitin alussa
2. liikenteen havainnointi teillä tai pysäköintisalueilla
3. elektroniset laskimet reittien varsilla
4. automaattiset kamerat
5. vapaaehtoinen rekisteröityminen reitin alussa ja
6. pakollinen lupajärjestelmä.

Yhdysvalloissa pakollinen lupajärjestelmä on osoittautunut luotettavaksi tiedon hankintamenetelmäksi. Myös havainnointia on paljon käytetty reittien aloituspisteissä tai risteyksissä, usein yhdistettynä haastattelu- ja kyselytutkimukseen. Vapaaehtoista itse-rekisteröitymistä suositaan, mutta rekisteröitymisprosentti on usein alhainen. Liikennelaskentaa voidaan käyttää silloin, kun alueella on sopiva tiestö (Lucas 1990).

Mekaaniset ja elektroniset havainnointilaitteet

Mekaaniset ja elektroniset havainnointilaitteet ovat hyödyllisiä havainnoinnin apuvälineitä mitattaessa esiintymistiheyttä ja osanottoa. Laitteita käytetään tiedon keruuseen joko tukemassa tutkimuksen muita menetelmiä tai itsenäisenä vaihtoehtona. Laitteiden käyttöä rajoittaa niiden käytön epävarmuus luonnonympäristössä, esim. metsäalueilla, missä ei ole suojarakennuksia käytettävissä. Lisäksi laskureihin kohdistuva ilkivalta voi vaikeuttaa niiden käyttöä. Laitteiden keräämä tieto on luonteeltaan mekaanista. Laitteiden ehdoton etu on tietenkin se, että ne ovat väsymättömiä laskureita. Elektronisia laskureita on käytetty ulkoilualueiden kävijämäärien selvittämiseksi. Laskureiden manuaalinen kontrollointi on kuitenkin välttämätöntä (Horne ym. 1998, Yuan ym. 1995, Dales ym. 1993).

Fyysiset todisteet

Yksinkertaisimpia menetelmiä edustaa erilaisten fyysisten todisteiden havainnointi ja keräily. Fyysisiä todisteita on kahdenlaisia: eroosio sekä jäljet tai jätteet. Fyysiset todisteet ovat hyödyllisiä mittareita esiintymistiheydestä, frekvensseistä sekä käytön määrällisestä tasosta. Pääasiallinen etu on lähinnä tällä menetelmällä kerätyn aineiston objektiivinen luonne. Fyysisten todisteiden avulla ei ole mahdollista kerätä systemaattista aineistoa. Fyysisten todisteiden tarjoama tieto on täydentävää ja korvavaa tietoa muilla menetelmillä kerätylle aineistolle (Burton ja Noad 1968, Manning 1986).

Itserekisteröinti ja kyselyt

Käyntimäärien selvittämiseen käytetään itserekisteröintiä, jossa kävijä itse ilmoittaa tai merkitsee käyntiään koskevia tietoja joko vieraskirjaan, reittivihkoon tai rekisteröintikorttiin tai –lomakkeeseen. Kävijätutkimuksissa käytetään yleisemmin kyselyjä, jotka voidaan toteuttaa itsetäytettyinä, johdettuina tai seurantakirjekyselyinä. Johdetussa kyselyssä kyselylomake jaetaan kävijälle ulkoilualueella. Kävijää pyydetään vastaamaan heti, jolloin lomakkeen jakaja voi olla apuna ja antaa neuvoja lomaketta täytettäessä. Itsetäytettävä kysely viittaa siihen, että kyselylomakkeita on ulkoilualueella saatavilla, mutta kyselyyn vastaaminen on täysin kävijän oman aktiivisuuden varassa. Tälläistä kyselyä toteutetaan usein virkistysalueilla menettelytavan helppouden ja kustannusten edullisuuden takia, esimerkiksi kalastuslupien myynnin ohessa. Seurantakirjekyselyssä lomakkeita jaetaan kävijöille ulkoilualueella, mutta lomakkeen palautus tapahtuu postitse käynnin jälkeen. Toinen tapa on hankkia kävijän osoitetiedot ulkoilualueella, ja lähettää lomake palautuskuorineen jälkikäteen postitse.

Maastohaastattelut

Kävijöitä voidaan haastatella myös maastossa (ts. virkistysalueella). Haastattelun luonteeseen kuuluu, että tiedot saadaan haastattelijan ja kävijän välisen keskustelun kautta, eikä vastaajan itse tarvitse lukea ja kirjoittaa. Siitä on etua silloin, kun olosuhteet papereiden käsittelyyn ovat vaikeat tai vastaajalla oletetaan olevan vaikeuksia täyttää lomaketta (esim. tutkittaessa vanhuksia, lapsia tai vammaisia). Haastattelijan ja haastateltavan henkilökohtainen kontakti varmistaa sen, että vastaaja on ymmärtänyt kysymyksen oikein. Haastattelu voidaan tehdä standardoidulla lomakkeella tai vapaamuotoisesti. Haastattelun apuvälineinä voidaan käyttää erilaisia havainnollistavia kortteja, joissa on kuvia tai tekstejä sekä karttoja. Ongelmana on, että haastattelijan olemus tai käyttäytyminen sekä ulkopuolisten läsnäolo haastattelutilanteessa saattavat vaikuttaa vastauksiin.

2.6.3 Kävijälaskenta

Tieto virkistysalueen kävijöiden ja käyntikertojen määristä ja niiden muutosten seuranta auttaa alueen hoitajia hoidon suunnittelussa, kävijöiden ohjauksessa ja palveluiden kehittämisessä pitkällä aikavälillä. Käytön määrän mittaaminen perustuu yleensä tehtyjen käyntikertojen laskentaan tietyn ajanjakson aikana. Pitkällä laskenta-ajalla saatu käyntimäärä ei vielä kerro alueen kävijämäärää, vaan käyntimäärä on jaettava kävijöiden keskimääräisellä käyntiuseudella kyseisellä ajanjaksolla. Käyntikertojen määrä kuvaa siis alueen käyttömäärää, kun taas kävijämäärä (esim. vuoden aikana) kuvastaa sitä, kuinka monta henkilöä tai kuinka suuri osa väestöstä aluetta käyttää, ja toisaalta myös sitä miten suosittu tai tunnettu alue on.

Käyntimäärän laskentamenetelmän valintaan vaikuttavat useat, käytettävistä voimavaroista ja alueen luonteesta riippuvat seikat, sekä kerättävän tiedon laajuus- ja tarkkuusvaatimukset. Virkistysalueen käyntikertojen kokonaismäärän arviointiin tarvitaan 1) ns. pistelaskentaa, jota tehdään jatkuvasti tai säännöllisin väliajoin tietyn jakson ajan samassa paikassa sekä 2) kokonaislaskentaa, jossa laskentaa tehdään joidenkin päivien ajan samanaikaisesti kaikissa alueen sisääntulopaikoissa.

Pistelaskentaan soveltuvassa itserekisteröintimenetelmässä laskentapaikka sijoitetaan reitin alku- tai loppupäähän. Paikka varustetaan säänkestävässä suojassa (esimerkiksi postilaatikossa) olevilla merkintäviholla ja kynällä. Vihkossa annetaan selkeät merkintäohjeet. Vihkomerkintöjen avulla lasketaan alueen käyntimäärät haluttuna ajanjaksona. Kämppien ja luontokeskusten vieraskirjojen merkinnät ovat yleensä vapaamuotoisempia, joten niiden avulla käyntikertojen määrän laskenta on epätarkempaa. Itserekisteröinti reittivih-

koon tai vieraskirjaan sopii alueille, joilla ei ole vakituista henkilökuntaa, ja joilla kävijät ovat tottuneet merkitsemään käyntinsä (esimerkiksi pohjoiset kansallispuistot). Itserekisteröinti -menetelmällä voidaan kerätä muutakin tietoa kuin käyntikertoja, esimerkiksi kulkijan reittiä ja ryhmäkokoa.

Pistelaskennassa on elektroninen tai mekaaninen laskuri hyvä apuväline. Elektroninen laskurilaite koostuu yleensä valokennoanturista, heijastimesta, akusta ja/tai virtalähteestä, laskuriosasta mahdollisine viivesäätimineen, sekä laitekotelosta.

Laskennan valmisteluvaiheeseen kuuluu laskureiden sijoittamisen suunnittelu sekä laskureiden ja maastorakenteiden paikalleen asentaminen. Alueen käytön määrä ja jakautuminen ohjaa laskureiden sijoituspaikan valintaa. Sijoituspaikka valitaan niin, että mahdollisimman suuri osa kävijöistä ohittaa laskurit. Maastossa laskimen sopiva asennuspaikka on pitkos, maastoportaat, aidan portti tai muu polun kapea kohta, jossa kulkijat "pakotetaan" kulkemaan yksitellen, eli estetään kävely-minen rinnatusten, pysähtely ja anturin mittaussäteen kiertäminen. Maastorakenteita voidaan käyttää tarvittaessa kävijöiden kulun ohjaamiseen. Vahingonteon vaaraa ja tahallista häirintää voidaan vähentää asentamalla laskuri, anturi ja heijastin mahdollisimman huomaamattomaan paikkaan ja naamioimalla ne esimerkiksi maastokankaisella hupulla ja maalilla. Laskurin lukemat luetaan säännöllisin väliajoin ja samalla laskuri tarvittaessa huolletaan (esimerkiksi akun vaihto). Kävijälaskurit eivät kuitenkaan sido henkilökuntaa jatkuvasti. Laskurilaskenta soveltuu lähivirkistysalueille ja muille sellaisille alueille, joissa itserekisteröintiaste jäisi alhaiseksi.

Itserekisteröinnin tai laskurien antama luku antaa pohjatiedon käyntimäärästä. Tarkkuuden parantamiseksi menetelmät vaativat manuaalista havainnointia itserekisteröintiasteen tai laskuriarvion oikeellisuuden toteamiseksi (esimerkiksi rinnakkainkulku kirjautuu vain yhdeksi käynniksi). Tarkkailujakson aikana kirjataan ylös todelliset käynnit ja laskentamenetelmän antamat luvut. Näistä lasketaan ns. korjauskerroin, jota voidaan käyttää jatkossa laskurilukemien korjaamiseen. Tarkkailujaksoja tarvitaan useampia, jotta laskennan tarkkuuteen vaikuttavat olosuhteet tulisivat edustavasti katettua.

Vain harvassa tapauksessa kaikki kävijät ohittavat itserekisteröintipaikan tai kävijälaskurin. Alueen käyntikertojen kokonaismäärää voidaan arvioida käyttämällä yhdessä paikassa tehdyn pistelaskennan tuloksia perustana, johon lisätään muissa pistelaskentapaikoissa saadut luvut. Kokonaismäärien arvioinnin ongelmana on, että on pystyttävä arvioimaan 1) kuinka moni kävijä tulee yhteensä lasketuksi useassa pistelaskentapaikassa (päällekkäisyys), ja 2) mikä osa kävijöistä ei tule laskettua lainkaan mukaan. Kokonaiskäyntimäärään päästään joko kattamalla kaikki sisääntuloväylät jollain pistelaskentamenetelmällä tai suorittamalla kokonaislaskentapäiviä.

Kokonaislaskentapäivien aikana tarkkaillaan manuaalisesti kaikkia sisääntuloväyliä ja verrataan alueelle tarkkailujakson aikana saapuneiden määrää pistelaskentamenetelmän antamaan tulokseen. Useamman kokonaislaskentapäivän avulla voidaan laskea näin kokonaislaskentakerroin, joka korjaa pistelaskentamenetelmän antamaa lukemaa.

Kävijälaskentojen tekeminen on pitkäjänteistä ja jatkuvaa seurantaa. Kävijälaskenta ei sinänsä vaadi suurta työmäärää kerralla, mutta työpanoksia tarvitaan säännöllisin väliajoin. Kävijälaskennan tekemistä varten on laadittu opas Metsäntutkimuslaitoksen ja Metsähallituksen yhteistyönä (Horne ym. 1998).

2.6.4 Kävijätutkimus

Kävijätutkimuksessa kerättävät tiedot

Kävijätutkimuksella tarkoitetaan tietyn alueen kävijöihin kohdistuvaa kyselyä tai haastattelua, jolla pyritään keräämään ajankohtaista käyntiin liittyvää tietoa (taulukko

Taulukko 2.6-1. Kävijätutkimuksessa kerättävät tiedot.

Mitattava tieto	Tietoa kuvaavat muuttujat
• Kävijärakenne	Sukupuoli, ikä, asuinkunta, koulutus, seurueen koko ja koostumus
• Harrastukset	Harrastukset sekä kaikkein tärkein harrastus ko. käynnillä
• Alueellinen jakautuminen	Käyntikohteet alueella
• Käynnin kesto ja toistuvuus	Kesto (h/vrk), yöpyminen/päiväkäynti, käyntien useus
• Alueelle saapuminen	Vuodenaika, viikonpäivä, vuorokaudenaika, kulkuneuvo jne.
• Rahankäyttö	Kuinka paljon käyntiin käytetään rahaa
• Käynnin tarkoitus	Virkistysmotiivit (mitkä asiat ovat tärkeitä käynnillä virkistysalueella?)
• Kävijätyytyväisyys	Mielipiteet alueesta, palveluiden ja ympäristön laadusta; kuinka käynti vastasi ennakko-odotuksia; mitkä tekijät häiritsevät käyntiä
• Aluekohtaiset kysymykset	Alueeseen liittyviä erityiskysymyksiä

2.6-1). Sillä selvitetään käyntikertaa kuvaavia tietoja kuten käynnin kestoa ja käyntikohteita. Samoin kerätään tietoja kävijän harrastamista toiminnoista, käyntimotiiveista ja kävijätyytyväisyydestä. Lisäksi kävijätutkimuksella selvitetään kävijärakennetta eli kävijään ja kävijäryhmään liittyviä tunnuslukuja. Näitä tietoja ei ole juurikaan mahdollista kerätä muulla menetelmällä kuin kyselemällä tai haastattelemalla kävijöitä.

Kävijätutkimuksessa mitataan, miten paljon erilaisia virkistyspalveluja käytetään ja ketkä ovat niiden käyttäjiä. Palvelujen käytön määrää kuvaavia mittareita ovat käyttökerrat (kuinka monen käynnin yhteydessä eri palveluja käytetään) ja käyttötunnit (koko alueella tai esimerkiksi harrastuslajeittain). Kävijöitä kuvataan kävijärakennetiedoilla (ikä-, sukupuoli- ja seurueen koko ja koostumus, kotipaikkakunta- ym. tunnuksia). Kävijätyytyväisyyttä eli mielipiteitä ja arvioita palveluvarustuksesta, käyntiin liittyvien odotusten toteutumisesta sekä käyntiä häiritsevistä tekijöistä voidaan myös mitata yhtenäisillä mittareilla. Usein alueilla on myös omia aluekohtaisia kehittämistarpeita ja ongelmia, joiden ratkaisemiseksi hankitaan tietoa kävijätutkimuksilla. Lisäksi lähialueiden majoitus-, ruoka- ja ohjelmapalvelujen käyttöä voidaan kartoittaa kävijätutkimuksella.

Kävijätutkimuksen vaiheet

Kävijätutkimuksen tekeminen on prosessi, jossa on useita toisiaan seuraavia vaiheita. Toisinaan eri vaiheita voi olla vaikea tietoisesti erottaa toisistaan. Kävijätutkimuksen tekeminen voidaan karkeasti jakaa kahteen osaan: suunnitteluvaiheeseen ja käytännön toteutukseen.

Kävijätutkimuksen alkaessa pitää pohtia, mikä on oleellista kävijätietoa, jota voidaan hyödyntää käytännössä suunnittelun apuna. Kävijätieto kerätään yleensä joko ohjatulla kyselyllä tai haastattelemalla kävijöitä. Molemmissa tapauksissa voidaan käyttää samanlaista kyselylomaketta. Kaikilta alueen kävijöiltä on mahdoton kerätä mielipiteitä, joten kävijöistä valitaan otos, jonka oletetaan edustavan mahdollisimman hyvin alueen kaikkia kävijöitä tiettynä aikana. Alueen luonteesta, ennakkotiedoista ja käytettävissä olevista voimavaroista riippuen aineistonkeruussa voidaan soveltaa systemaattista otantaa, ositettua otantaa tai satunnaisotantaa.

Mikäli kyselylomake muotoillaan alusta lähtien itse, on sitä testattava huolellisesti ennen varsinaisen aineistonkeruun aloittamista. Kysymysten ymmärtämisen ja toisaalta tulosten tulkinnan kannalta on tärkeätä, että kysymykset rajataan selvästi tiettyyn kohteeseen, ajanjaksoon ja toimintaan. Jos taas käytetään standardoituja kysymyk-

Esimerkkejä kävijätutkimusten tuloksista

Tähän on koottu joitakin tuloksia viime vuosien kävijätutkimuksista. Kävijöiden pääasiallisia harrastuksia sekä kävijärakennetietoja vertaillaan Evon ja Syötteen retkeilyalueilta, Pallas-Ounastunturin, Seitsemisen ja Nuuksion kansallispuistoista sekä Helsingin kaupungin omistamalta Luukkaan ulkoilualueelta. Standardisoitujen kysymysten käyttäminen mahdollistaa tutkimustulosten vertailun eri alueiden välillä.

Taulukko 2.6-2. Kävijöiden tärkeimpinä pitämät harrastukset eri luonnonsuojelu- , retkeily- ja ulkoilualueilla. Mukana ovat harrastukset, joita vähintään 3 % kävijöistä piti kaikkein tärkeimpänä.

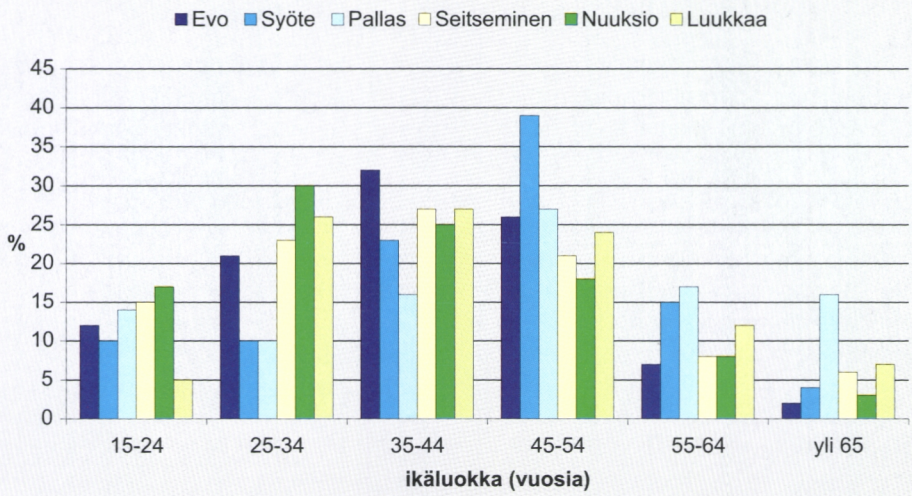
Tärkein harrastus	Evo[1]	Syöte[1]	Pallas[2]	Seitseminen[3]	Nuuksio[3]	Luukkaa[4]
				%		
• Kävely tai lenkkeily	8	7	20	32	41	48
• Retkeily	12	6	37	18	25	4
• Kalastus	42	-	-	9	-	-
• Maastohiihto *	-	46	-	-	-	17
• Luonnon tarkkailu	9	9	17	13	12	-
• Luontokeskukseen tutustuminen	-	-	10	8	-	-
• Opetukseen liittyvä käynti	-	-	3	-	4	-
• Laskettelu **	-	19	-	-	-	-
• Alueen erikoiskohteet	-	-	-	5	-	-
• Luontopolut	-	-	4	-	-	-
• Koiran ulkoiluttaminen	-	-	-	-	-	4
• Metsästys	-	3	-	-	-	-
• Eväsretki	3	-	-	-	-	-
• Telttailu	-	-	-	-	3	-
• Marjastus	3	-	-	-	3	-
• Sienestys	-	-	-	-	3	-

* Maastohiihto oli harrastusvaihtoehtona ainoastaan Syötteen ja Luukkaan kyselyissä.

** Laskettelu oli harrastusvaihtoehtona ainoastaan Syötteen kyselyssä

Kukin virkistyskäytössä oleva alue profiloituu kävijöiden harrastusten peruteella. Evolla, joka on Etelä-Suomessa sijaitseva valtion retkeilyalue, painottuu kalastusharrastus. Syötteellä maastohiihto nousee ykköseksi (tosin muualla ei tehty kyselyjä talvella). Pallas-Ounas-tunturin kansallispuisto on perinteinen retkeilyharrastuksen kohde. Sen sijaan Etelä-Suomen kansallispuistoissa Seitsemisessä ja Nuuksiossa kävelyharrastus on suosituin kuten Luukkaan ulkoilualueella, joka on luonteeltaan taajaman ulkopuolella sijaitseva retkeilyalue.

Myös eri alueiden kävijärakenteessa on mielenkiintoisia eroja. Evon retkeilyalue on miesten suosiossa, kun taas Pallas–Ounastunturin kansallispuisto on naisten ja keskiikäisten suosima alue. Nuuksiossa on muita alueita enemmän nuoria kävijöitä. Pohjois-Suomen kohteissa huomattava osa kävijöistä yöpyy, kun Etelän-Suomen kohteet ovat selvemmin päiväkäyntikohteita. Luukkaan ulkoilualueella ovat lähes kaikki käyneet aikaisemmin, kun taas kansallispuistoissa kävijöistä useampi on ensikertalainen. Valtion retkeilyalueillakin on paljon vakiokävijöitä.



Kuva 2.6-1. Kävijöiden ikäjakaumat eri luonnonsuojelu- , retkeily- ja ulkoilualueilla (yli 15 -vuotiaat kävijät).

Taulukko 2.6-3. Kävijöiden jakautuminen sukupuolen, yöpymisen ja käynnin toistuvuuden perusteella eri luonnonsuojelu-, retkeily- ja ulkoilualueilla.

Alue	Sukupuolijakauma		Yöpyjät	Käynyt aikaisemmin
	Mies	Nainen		
			%	
• Evo	69	31	59	70
• Syöte	65	35	85	79
• Pallas	38	62	62	52
• Seitseminen	50	50	41	65
• Nuuksio	53	47	25	77
• Luukkaa	51	49	1	95

Laatikon tulokset ovat seuraavista kävijätutkimuksista:

1. Evon ja Syötteen alueiden kävijätutkimukset 1998. Erkkonen, J. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja, sarja A115. 54 s.

2. Pallas-Ounastunturin kansallispuiston kävijätutkimus 1998. Erkkonen, J. Julkaisematon raportti, Metsäntutkimuslaitos, Rovaniemen tutkimusasema. 23 s. + liitteet

3. Nuuksion ja Seitsemisen kansallispuistojen virkistyskäyttö kesäkaudella 1996: kävijärakenne ja –tyytyväisyys. Ovaskainen, V., Horne, P ja Sievänen, T. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja, sarja A No 107, 1999. 77 s.

4. Nuuksion ulkoilualueiden kävijätutkimus 1998. Miettinen, A. ja Horne, P. Helsingin kaupungin rakennusviraston julkaisuja 1999:2. 39 s.

siä, niin testausvaihetta ei enää tarvitse erikseen suorittaa.

Aineistonkeruu ajoitetaan niin, että kerätyt havainnot kuvaavat alueen todellista käyttöä tiettynä ajanjaksona. Tällöin keruupäivät olisi hyvä jakaa esimerkiksi kesäaikana sesongista riippuen 3–4 kuukauden ajanjaksolle niin, että havaintoja saadaan eri viikonpäiviltä ja vuorokaudenajoilta kattavasti. Kävijät pystyvät antamaan perustellumpia vastauksia, jos heiltä kysellään silloin kun he ovat olleet alueella jo jonkin aikaa. Hyviä aineistonkeruupaikkoja ovat esimerkiksi levähdyspaikat (tulipaikat, laavut ja kämpät), joissa pysähdytään luontevasti — hiihtäjää ei helposti saa pysähtymään kesken hiihtolenkin lomaketta täyttämään. Kyselyaineiston kerääminen on koko kävijätutkimuksen suuritöisin ja aikaavievin vaihe. Mitä huolellisemmin alkuvalmistelut suoritetaan, sitä vähemmän ongelmia kohdataan myöhemmin.

Suunnitteluvaihe

1. Oleellisen kävijätiedon määrittäminen
2. Sopivan kyselytekniikan päättäminen
3. Otantamenetelmän valinta ja otoskoon määrittäminen
4. Tutkimusaikataulun ja aineistonkeruun suunnittelu
5. Tarvittavien resurssien määrittäminen
6. Analyysimenetelmän valinta

Käytännön toteutus

7. Kysymyslomakkeen suunnittelu ja testaus
8. Tutkimushenkilökunnan valmennus
9. Kävijätutkimusaineiston kerääminen
10. Tutkimusaineiston käsittely ja analysointi
11. Tulosten raportointi

Kävijätutkimuksen suorittamiseen kuluu vaihteleva määrä työvoimaa, työaikaa ja rahaa, joita on aina rajallisesti käytettävissä. Jos tavoitteena on esimerkiksi tutkia alueen kesäkäyttöä, koko kävijätutkimuksen läpikäymiseen suunnitteluvaiheesta valmiiseen raporttiin kuluu aikaa noin puoli vuotta. Siitä aktiivista työaikaa kuluu yhteensä noin 2–3 henkilötyökuukautta. Kokonaiskustannuksiin vaikuttavat paljon eri työvaiheisiin käytettävien henkilöiden palkkakustannukset. Aineistonkeruussa sekä tallennuksessa on mahdollista käyttää apuna esimerkiksi opiskelijoita, partiolaisia tai 4H-kerholaisia, sillä tehtäviin on helppo kouluttaa tilapäistä työvoimaa.

Kaikki kyselylomakkeiden tiedot talletetaan tietokoneelle esimerkiksi Excel-taulukkolaskentaohjelmalla. Talletettua aineistoa on suhteellisen helppo käsitellä erilaisilla taulukkolaskentaohjelmilla (kuten Excel) tai tilastolaskenta-ohjelmilla (kuten SPSS). Niiden avulla voidaan helposti tulostaa käyttökelpoisimpia kuvailevia tunnuslukuja, joita ovat suorat jakaumat, keskiluvut ja erilaiset ristiintaulukoinnit. Lisäksi aineistoa voidaan tutkia tarkemmin esimerkiksi kävijäryhmien, harrastusten tai jonkin muun kiinnostavan perusteen mukaan.

Kävijätutkimuksen tulokset dokumentoidaan kirjalliseen raporttiin. Selkeä raportointi tarjoaa mahdollisuuden siihen, että tuloksia voidaan hyödyntää alueen hoidon ja käytön suunnittelussa. Lisäksi tulosten selkeä ja täsmällinen raportointi mahdollistaa muutosten seurannan pidemmän ajan kuluessa. Samoin kävijätietojen vertailu eri alueiden kesken on mahdollista, jos käytetään standardoituja kysymyksiä.

Silloin kun kävijätutkimuksia tehdään toistuvasti ja rutiininomaisesti, niin kaikki työvaiheet helpottuvat oleellisesti ajan myötä.

Kävijätutkimuskäsikirja

LVVI –tutkimuksen yhtenä osahankkeena on standardoida kävijätutkimusten eri vaiheita. Kävijätutkimushankkeen yhteydessä valmistuu kävijätutkimuskäsikirja, jonka avulla kävijätutkimuksia on tulevaisuudessa helpompi toteuttaa, ja samalla saadaan eri alueiden tulokset vertailukelpoisiksi keskenään. Käsikirja sisältää kävijätutkimuksen eri vaiheiden kuvauksen, tulosten raportointi- ja tulkintaohjeet sekä valmiita "työkaluja" (lomakemalleja, kysymyspattereita ja raportointimalleja) helpottamaan oleellisesti tutkimuksen suorittamista. Standardoituja kysymyksiä on kehitetty ja testattu Evon ja Syötteen retkeilyalueilla (Erkkonen 2000). Lisäksi testausta on tehty Pallas-Ounastunturin kansallispuistossa (Erkkonen 1999), Aulangon puistometsässä, Porkkalan saaristossa sekä Linnansaaren kansallispuistossa (Elme ja Vänskä 1999). Kehitystyön ja testaamisen tuloksena kävijätutkimusten kysymykset on saatu toimiviksi eikä niitä enää tarvitse testata jokaisella alueella aina uudestaan. Käsikirjaan sisältyy myös ATK-sovellus, jonka avulla kysymyslomakkeen muotoilu, aineiston tallennus, tulosten laskenta ja raportointi helpottuvat huomattavasti.

Kirjallisuus

Below, A. ja Vauramo, A. M. (toim.). 1999. Metsähallituksen luonnonsuojelu. Vuosikertomus 1998, Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja B 51. 81 s.

Burton, T.L. ja Noad, P.A. 1968. Recreation research methods. A review of recent studies. Centre of Urban and regional studies, the University of Birmington. 78 s.

Dales, M., Foley, M. ja Macgregor, C. 1993. Visitor monitoring training manual. Scottish Natural Heritage. 125 s.

Elme, A-L ja Vänskä, T. 1999. Luontomatkailukohteen kehittäminen. Case: Linnansaaren kansallispuiston kävijätutkimus 1999. Opinnäytetyö. Mikkelin ammattikorkeakoulu. 76 s. + liitteet.

Erkkonen, J. 2000. Evon ja Syötteen alueiden kävijät 1998. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja, Sarja A 115. 54 s.

Erkkonen, J. 1999. Pallas-Ounastunturin kansallispuiston kävijätutkimus 1998. Julkaisematon raportti, Metsäntutkimuslaitos, Rovaniemen tutkimusasema. 23 s. + liitteet.

Horne, P., Sievänen, T., Alenius, V., Iisalo, H. ja Friman, T. 1998. Kävijälaskentaopas. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja Sarja B No 45.

Lovén, L. 1999. Kansallispuistojen asiakasseuranta luontomatkailupalvelujen kehittämisessä. Metsätieteen aikakauskirja 1/1999:106-109.

Lucas, R.C. 1990. How wilderness visitors choose entry points and campsites. U.S. Forest service, Research Paper INT-428. 12 s.

Manning, R.E. 1986. Studies in outdoor recreation. A review and synthesis of social science literature in outdoor recreation. Oregon State University Press. 166 s.

Miettinen, A. ja Horne, P. 1999. Nuuksion ulkoilualueiden kävijätutkimus 1998. Helsingin kaupungin rakennusviraston julkaisuja 1999: 2. 39 s.

Ovaskainen, V., Horne, P. ja Sievänen, T. 1999. Evon ja Teijon retkeilyalueiden kävijät ja kävijätyytyväisyys kesäkaudella 1996. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 726. 78 s.

Ovaskainen, V., Horne, P ja Sievänen, T. (1999). Nuuksion ja Seitsemisen kansallispuistojen virkistyskäyttö kesäkaudella 1996: kävijärakenne ja –tyytyväisyys. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja 107, sarja A. 77 s.

Yuan, S., Maiorano, B., Yuan, M., Kocis, S.M. ja Hoshide, G.T. 1995: Techniques and equipment for gathering visitor use data on recreation sites. USDA Forest Service, Technology and Development Program. 78 s.

2.7 Virkistysympäristön laatu

Eeva Karjalainen ja Tuija Sievänen

Virkistysalueiden suunnittelussa painotetaan usein pinta-alojen, reittipituuksien ja palvelurakenteen määrällisiä tavoitteita ja indikaattoreita. Virkistysalueella kävijän kannalta virkistysympäristön laadulla on yhtälailla merkittävä vaikutus hyvän virkistyskokemuksen saamiseen ja kävijätyytyväisyyteen.

Kun virkistysympäristön laatua kehitetään, suunnittelijan tulisi kiinnittää huomiota ulkoilijoiden mielipiteisiin, toiveisiin, tarpeisiin, mieltymyksiin ja odotuksiin siitä, mitkä asiat tuottavat virkistyshyötyjä ja elämyksiä. Virkistysympäristön laatua voidaan arvioida siten ulkoilijoiden tyytyväisyyden perusteella.

Virkistysympäristön laadun osatekijät voidaan jaotella esimerkiksi seuraavasti: maisemaominaisuudet, sosiaalinen ja ekologinen ulkoilukapasiteetti, maaston kulkukelpoisuus, palvelu- ja varustetaso sekä saavutettavuus (Katila 1987). Monet virkistysalueiden laatuun vaikuttavat ympäristöominaisuudet määräytyvät jo virkistysaluevarauksia tehtäessä, esimerkiksi pinnanmuodot, maaperä, vesistöt, ilmasaasteet, melu ja mikroilmasto. Nämä ympäristön perusominaisuudet ovat sekä voimavara että rajoite ympäristön laadun kehittämisessä. Niihin voidaan vaikuttaa rakentamisen ja hoidon avulla vain vähän.

Virkistysympäristön laadulla on suurin merkitys erityisesti virkistykseen varatuilla alueilla, mutta ympäristön laadun soveltuminen virkistykseen on otettava huomioon myös sellaisissa talousmetsissä ja luonnonsuojelualueilla, joita käytetään virkistäytymiseen. Talousmetsissä esim. maisema ja kulkukelpoisuus voidaan ottaa vähäisilläkin toimenpiteillä huomioon. Kansallispuistojen pääasiallisin tehtävä on luonnonsuojelu, mutta tavallisesti niiden hoidossa kiinnitetään huomiota myös kansalaisten virkistystarpeisiin rakentamalla erilaisia palveluja ja varusteita. Palvelurakenteella helpotetaan kävijöiden retkeilyä ja muuta luontoon liittyvää harrastustoimintaa. Samalla ohjataan virkistyskäyttöä niin, että luonnonsuojelun ja virkistyskäytön yhteensovittamisen aiheuttamat ristiriidat voidaan minimoida.

Varsinaisille virkistysalueillekin saattaa kohdistua eri harrastusmuotojen käyttöpaineita ja siitä aiheutuvia kävijäristiriitoja. Talläisia ristiriitoja voi syntyä esimerkiksi, jos erähenkistä ja motorisoitua retkeilyä ohjataan samalle alueelle. Alueen käyttöja hoitosuunnitelmaa laadittaessa on mietittävä, voidaanko samalla alueella palvella kaikkia ulkoilijaryhmiä vai keskitytäänkö tarjoamaan virkistysmahdollisuuksia joillekin erityisille harrastajaryhmille.

2.7.1 Virkistysympäristön kantokyky

Virkistysympäristön kantokyky koostuu sekä ekologisesta että sosiaalisesta kantokyvystä (carrying capacity) (Shelby ja Heberlein 1984). Se tarkoittaa käyttöastetta, jonka tietty ympäristö kestää vuodesta toiseen ilman, että sen soveltuvuus virkistyskäyttöön heikkenee. Luontainen kantokyky riippuu alueen koosta ja muista ominaisuuksista kuten maaperästä, maastonmuodoista ja kasvipeitteestä.

Virkistysalueen kantokyky voidaan osittain määritellä virkistysympäristöä suunniteltaessa ja varustettaessa. Alueen käytölle voidaan asettaa tavoitteita eli voidaan päättää, kuinka paljon kävijöitä alueelle halutaan ja millaisia ulkoiluharrastuksia suositaan. Kävijämäärään ja ulkoiluharrastuksiin voidaan vaikuttaa palveluilla, varusteilla, saavutettavuudella ja tiedottamisella.

Sosiaalinen kantokyky

Sosiaalisella kantokyvyllä tarkoitetaan sosiaalisten kontaktien määrää ja laatua virkistysalueella (Graefe ym. 1984, Saarinen 1994). Sosiaalinen kantokyky ylittyy, jos

suuri osa kävijöistä kokee muiden kävijöiden määrän ja/tai käyttäytymisen häiritsevän omaa virkistäytymistä, ja jonka seurauksena ko. kävijä saattaa siirtyä virkistäytymään muille alueille.

Sosiaalinen kantokyky riippuu yksilöstä, ulkoiluharrastuksista ja alueen luonteesta. Kantokykyyn vaikuttaa paitsi kävijöiden määrä, myös heidän käyttäytymisensä sekä se missä ja milloin kävijä kohtaa muita. Sosiaalista kantokykyä on vaikea määrittää yksiselitteisesti, koska sen kokeminen on varsin yksilöllistä.

Toisten ihmisten määrä ja heidän käyttäytymisensä voi merkittävästi vaikuttaa alueen arvostukseen. Yleinen käsitys on, että suomalainen haluaa liikkua luonnossa yksin, oman perheen tai ystävien kanssa. Kuitenkin ihmisiä voi olla ulkoiluharrastuksen kannalta myös liian vähän, sillä ulkoilun tarkoituksena voi olla toisten ihmisten tapaaminen, toimintojen seuraaminen tai osallistuminen tapahtumaan. Toisten ihmisten läsnäolo voi luoda myös turvallisuutta. Suomessa kävijöiden liiallinen määrä saattaa olla ongelma lähinnä taajamien virkistysalueilla tai suosituissa kansallispuistoissa.

Muiden ihmisten suuri määrä häiritsee eräretkeilijöitä tai luontoharrastajia, jotka haluavat kokea yksinoloa, ja sen tuomia psykologisia hyötyjä kuten itsensä tiedostamista tai stressistä vapautumista. Moottorikelkkailijaa tai laskettelijaa, joka etsii toimintaa ja jännitystä, muut ihmiset eivät niinkään häiritse. Yleensä toisten ulkoilijoiden kohtaaminen ei haittaa niin kauan kuin se ei vaikuta omaan suoritukseen. Samanlaisen harrastuksen parissa ulkoilevaa ei koeta niin häiritsevänä kuin erilaista ulkoilua harrastavaa. Esimerkiksi hiihtäjät ja moottorikelkkailijat voivat helposti kokea toisensa häiritseviksi, jos he kohtaavat toistuvasti samalla reitillä erämaassa.

Ruuhkan kokeminen riippuu ulkoilukokemukselle asetetuista odotuksista (Lime 1996). Päivittäiseen virkistäytymiseen käytetyillä lähivirkistysalueilla hyväksytään suurempi ihmismäärä kuin esimerkiksi viikonloppuvapaalla tai lomalla käytettävillä retkeilyalueilla. Kauempana taajamasta sijaitsevilla alueilla halutaan keskittyä luonnon kokemiseen, kun taas päivittäisen ulkoilun pääasiallisena tavoitteena on usein liikunta.

Ruuhkautuminen on ajoittaista; uimarannat ruuhkautuvat kesäisin, metsäalueita käytetään vilkkaasti talvisin ja syksyisin. Laajallakin virkistysalueella voidaan kokea ruuhkautumista, jos toiminnat keskittyvät vain tiettyyn osaan alueesta. Palvelu- ja varustetaso sekä luonnonolosuhteet vaikuttavat siihen kuinka paljon alueella voi olla samanaikaisesti ulkoilijoita ilman ruuhkautumista. Rakenteilla ja reiteillä voidaan ohjailla ihmisiä, esimerkiksi eri lajien harrastajia eri paikkoihin. Tietty alue voidaan varata pääosin yhtä käyttömuotoa varten. Esimerkiksi eräretkeilyyn varatulle alueelle ei rakenneta runsasta palveluvarustusta, jolloin voidaan olettaa, että alueelle ei tule suurta määrää ihmisiä.

Ekologinen kantokyky

Ekologinen kantokyky tarkoittaa sitä virkistyskäytön tasoa, joka ei aiheuta peruuttamattomia ekologisia vaurioita luonnonympäristölle. Erilaiset ekosysteemit kestävät erisuuruisen käyttöpaineen. Kantokyvyn ylittymiseen vaikuttavat mm. kävijöiden toiminnot, oleskelun pituus ja toistuvuus (vrt. Kopperoinen 1999). Virkistysalueiden yhteydessä ekologisella kantokyvyllä viitataan pääosin kasvillisuuden kulutuskestävyyteen, mutta kantokykyyn vaikuttaa myös alueen eläimistön, kalojen ja lintujen herkkyys häiriytyä virkistyskäytöstä.

Kulutuskestävyys tarkoittaa kasvillisuustyypin, kasvilajin tai kasviyhdyskunnan kestävyyttä kulutusta vastaan. Pintakasvillisuus kuluu ja tuhoutuu tallaamisen seurauksena. Juurten paljastuminen ja vaurioituminen sekä maaperän tiivistyminen heikentävät puiden kasvua ja altistavat sienitaudeille. Herkät kasvit häviävät kokonaan. Lisäksi kuluneisuus heikentää visuaalista laatua (Karjalainen 1994).

Kulutuskestävyyteen vaikuttavat mm. maa- ja kallioperä, ilmasto, alueen sijainti sekä käytön määrä, laatu ja ajankohta. Kulumista voidaan estää sijoittamalla palvelut ja varusteet kulutuskestäville alueille. Kulkua voidaan ohjata esimerkiksi polkujen, pitkospuiden ja portaiden avulla. Kuluneet alueet voidaan jättää toipumaan estämällä pääsy niille. Kulutuskestävyyttä voidaan parantaa levittämällä kateainetta, lannoittamalla, kastelemalla ja kylvämällä kestävää pintakasvillisuutta. Lisäksi kosteita paikkoja voidaan ojittaa.

2.7.2 Maisemaominaisuudet

Maisema vaikuttaa keskeisesti virkistysympäristön laatuun. Luonnonmaisemien vaihtelevuus ja kauneus ovat keskeisiä viihtyvyystekijöitä virkistysalueilla. Siitä, mitkä maisematekijät ovat keskeisiä virkistyskokemuksen kannalta ja mitä suomalaiset arvostavat maisemassa käsitellään luvussa 4.

2.7.3 Kulkukelpoisuus

Kulkukelpoisuus tarkoittaa sitä, kuinka helppoa virkistysympäristössä on liikkua ts. alueen fyysisten ominaisuuksien vaikutusta liikkumiseen. Kulkukelpoisuus vaihtelee eri vuodenaikoina. Talvella suot ja vesistöt jäätyvät, jolloin kulku helpottuu. Kesällä ei voi liikkua pelloilla, mutta talvisin niille tehdään latuja. Toisaalta lumipeite voi vaikeuttaa kulkua. Keväisin ja syksyisin on märkää, ja keväisin purot ovat vuolaita. Jyrkät korkeuserot (jyrkänteet, rantatörmät) sekä maaston epätasaisuudet, kivisyys, louhikot ja soistuneisuus saattavat hankaloittaa kulkemista. Tiheä puusto ja aluskasvillisuus sekä toisaalta metsänhoito - kuten maanmuokkaus, hakkuutähteet, suuret aukot ja ojitus - vaikeuttavat kulkua.

Kulkukelpoisuuteen ja ympäristön arvostukseen liittyvät tekijät voivat olla ristiriidassa. Esimerkiksi jyrkät korkeuserot vaikeuttavat kulkua, mutta tuovat elämyksiä. Runsasta aluskasvillisuutta arvostetaan, mutta se vaikeuttaa kulkemista. Jotkut ulkoilumuodot saattavat suorastaan edellyttää vaikeakulkuista ja haasteellista maastoa, esimerkiksi luontoseikkailut ja eräretkeily. Kulkukelpoisuuteen vaikuttavat keskeisesti ihmisen persoonalliset tekijät, terveys, ikä ja fyysinen kunto. Myöskin kulkumuoto vaikuttaa kuljettavuuteen; jalkaisin ja hiihtäen voi kulkea monipuolisemmassa maastossa kuin esim. polkupyörällä tai lastenvaunujen kanssa.

Liikkumista virkistysalueella helpotetaan teillä, reiteillä, poluilla, laduilla ja merkityillä väylillä sekä reittirakenteilla kuten pitkospuilla, silloilla, portailla ja alikulkutunneleilla. Kulkukelpoisuutta reittien ulkopuolella voidaan parantaa alueen hoidolla kuten hakkuutähteiden korjuulla.

Virkistysalueella tarvittava kulkukelpoisuus riippuu alueen luonteesta, pääasiallisesta käyttömuodosta ja kävijärakenteesta. Yhdellä alueella voidaan joistakin osista tehdä helposti kuljettavia, ja osa alueesta voidaan jättää haasteellisemmaksi maastoksi.

2.7.4 Saavutettavuus

Saavutettavuudella tarkoitetaan sitä, kuinka helppoa alueelle on päästä. Saavutettavuuteen vaikuttavat fyysinen välimatka, kulkuyhteydet (tieverkosto, julkinen liikenne), käytettävissä oleva kulkuväline, käytettävissä oleva aika sekä tieto alueen tarjoamista virkistysmahdollisuuksista. Matka virkistysalueelle ja sieltä takaisin sisältyy ulkoilukokemukseen. Matkan miellyttävyys tai epämiellyttävyys vaikuttaa siis ulkoilijan tyytyväisyyteen käyntiinsä virkistysalueella.

Saavutettavuus vaikuttaa virkistysalueen käytön runsauteen. Saavutettavuuden avulla voidaan säännöstellä, lisätä tai vähentää, virkistysalueen käyttöä. Saavutettavuutta voidaan parantaa tiedottamalla alueista, niiden tarjoamista mahdollisuuksista, kulkureiteistä ja julkisen liikenteen yhteyksistä, laittamalla selkeät opasteet sekä parantamalla kulkureittejä ja julkisen

liikenteen yhteyksiä.

Erityisesti lähivirkistysalueille johtavien kulkureittien on oltava turvallisia ja helppokulkuisia, sillä usein niitä käyttävät vanhukset, lapset ja vammaiset. Toisaalta jos esimerkiksi luonnonsuojelu- tai eräretkeilyalueelle ei haluta paljon kävijöitä, saavutettavuutta helpottaviin palveluihin (liikenneyhteyksiin, tiedottamiseen) ei panosteta, jolloin kävijämäärät pysyvät alempina kuin jos saavutettavuutta parannettaisiin.

2.7.5 Palvelu- ja varustetaso

Virkistysalueen palvelu- ja varustetaso vaikuttavat alueen kulkukelpoisuuteen, maisemaan ja saavutettavuuteen. Sekä sosiaalinen ja ekologinen kantokyky määräytyvät pitkälti palvelujen, rakenteiden ja laitteiden mitoituksen ja sijoituksen mukaan. Virkistysalueen ekologista kantokykyä voidaan lisätä sijoittamalla palvelut kulutusta kestäviin paikkoihin. Rakenteet sinänsä vähentävät luonnonympäristön kulumista ja lisäksi esimerkiksi polut, sillat ja portaat parantavat kulkukelpoisuutta. Maiseman laatuun vaikuttavat varusteiden ja laitteiden siisteys ja sopivuus maisemaan. Käymälät ja jäteastiat vähentävät roskaisuutta. Tarvittaviin palveluihin vaikuttavat alueen käytön määrä ja siellä suosittavat ulkoilumuodot (taulukko 2.7-1). Rakentamisasteella voidaan myös säädellä käytön määrää.

2.7.6 Ohjeita virkistysympäristön suunnitteluun ja hoitoon

Virkistysalueiden käytön ja hoidon suunnittelua varten on tarjolla useita opaskirjoja, joista saa runsaasti yksityiskohtaisia ohjeita sekä alueiden suunnitteluun, alueiden varustamiseen, rakenteiden mitoittamiseen sekä ympäristön hoitoon.

Taulukko 2.7-1. Esimerkkejä virkistysalueiden rakenteista ja palveluista.

A	tiet, reitit, polut, ladut (pitkospuut, portaat, sillat, alikulut)	K	lepopaikat (penkit, leikkipaikat)
B	pysäköinti	L	pukeutumis- ja peseytymistilat, sauna
C	opastus (opastaulut, näyttelyt, opastuskeskus)	M	kioskit, kahvilat, muut ravitsemuspalvelut
D	viitoitus (viitat ja merkit)	N	lupa-automaatit, luvan myynti (kalastus)
E	vesipisteet (kaivot, lähteet, vesijohto)	O	vuokraustoiminta (pyörät, veneet)
F	piknikpöydät, jäteastiat	P	ohjelmapalvelut (safarit, koskenlaskut, nuotioillat)
G	tulipaikat (polttopuuhuolto)	Q	kulttuuripalvelut (museot, nähtävyydet)
H	pienvene- ja uimalaiturit, uimapaikat	R	majoituspalvelut (mökit, hotellit)
I	käymälät	S	venesatamat (satamapalvelut matkaveneille)
J	leiriytyminen (telttailualueet, leirintäalueet)	T	leikkivälineet, liikuntapaikat, kentät

Virkistyskäytön suunnittelun oppaita:

Erkkonen, J. ja Sievänen, T. 2000. Kävijätutkimuskäsikirja. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja.

Horne, P., Sievänen, T. Alenius, V., Iisalo, H. ja Friman, T. 1998. Kävijälaskentaopas. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja, Sarja B No 45. 68 s.

Karjalainen, E, ja Verhe I. 1995. Ulkoilureitti. Opas ulkoilureittien suunnittelijoille, rakentajille ja hoitajille. Opetusministeriö, Ympäristöministeriö, Suomen Latu. 208 s.

Pouta, E. ja Heikkilä, M. 1998. Virkistysalueiden suunnittelu. Ympäristöministeriö, Alueiden käytön osasto. Ympäristöopas 40. 151 s.

Komulainen, M. 1995. Taajamametsien hoito. Ympäristöministeriö, Metsäntutkimuslaitos ja Metsäkeskus Tapio. Gummerus. 180 s.

Verhe, I. 1994. Esteettä luontoon liikkumaan. Ulko- ja luontoliikuntapaikkojen soveltuvuus liikuntaesteisille. Suomen Invalidien Urheiluliitto. Painatuskeskus. 251 s.

Kirjallisuus

Graefe, A.R., Vaske, J.J. ja Kuss, F.R. 1984. Social carrying capacity: An integration and synthesis of twenty years of research. Leisure Sciences 6 (4):395–431.

Karjalainen, E. 1994. Maaston kuluminen Seitsemisen kansallispuistossa. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A No 21. 68 s.

Katila, P. 1987. Virkistysalueisiin kohdistuvat arvostukset. Ympäristöministeriö, Ympäristön- ja luonnonsuojelunosasto. Sarja A 60/1987. 94 s.

Kopperoinen, L. 1999. Kestävä luonnon virkistyskäyttö ja matkailu. http://www.vyh.fi/luosuo/lumo/ellu/kesmatvir.htm.

Lime, D.W. (toim.). 1996. Congestion and crowding in the national park system. University of Minnesota. Minnesota Agricultural Experiment Station. Miscellaneous Publication 86-1996. 144 s.

Saarinen, J. 1994. Erämaanluonteisen virkistysalueen sosiaalinen kapasiteetti. Esimerkkeinä Urho Kekkosen kansallispuiston retkeilijät. Oulun yliopisto, Maantieteen laitos. Pro gradu –tutkielma. 133 s.

Shelby, B. ja Heberlein, T.A. 1984. A conceptual framework for carrying capacity determination. Leisure Sciences 6 (4):433–451.

3 Luonnonsuojelu- ja erämaa-alueiden käyttö

Pentti Sepponen ja Jyrki Kangas (toim.)

3.1 Metsäluonnon suojelu Suomessa

Timo Helle

3.1.1 Metsän suojelun taustaa

Metsäluonnon suojelua on hallinnut kaksi pääsuuntaa. Niistä vanhemmalla, myöhemmin resurssismin nimellä tunnetulla ajattelutavalla tarkoitetaan luonnonvaran järkevää ja kestävää käyttöä. Ensimmäiset tähän tähtäävät valtiovallan määräykset ovat peräisin jo keskiajalta. Tärkeimmille turkiseläimille oli määrätty pyyntiajat. Laivanrakennuspuuna tärkeän tammen luvattomasta kaatamisesta sakotettiin jo Mauno Ladonlukon aikana 1300-luvulla (Alanen ja Osara 1986). Toinen, paljon laajempia pinta-aloja koskeva metsiensuojelukysymys oli kaskeaminen, joka oli maan eteläpuoliskolla vallitseva metsien käyttömuoto vuosisatojen ajan. Kun kaskeaminen oli laajimmillaan 1800-luvun puolivälissä, se piti kutakuinkin metsättömänä neljä miljoonaa hehtaaria (Helander 1949). Kaskeamiseen oli puututtu valtiovallan toimesta jo 1600-luvulla. Asteittain suhtautuminen kaskeamiseen muuttui yhä kielteisemmäksi, kunnes se 1885 kokonaan kiellettiin itäsuomalaisten kaskitalonpoikien ankarasta vastustuksesta huolimatta. Kielto perustui toisaalta kaskikierron nopeutumisesta johtuvaan maaperän köyhtymiseen ja satojen alenemiseen, toisaalta nousevan sahateollisuuden tukkipuun tarpeeseen. Merkityksensä oli myös sillä, että maanjakotoimitusten edetessä kylien yhteiset metsät jaettiin talojen kesken, jolloin entisestä, kaskeamiseen soveltuvasta yhteisresurssista tuli yksityisomaisuutta (Soininen 1974). Aiemmin elintärkeä kaskeaminen muuttui metsän hävitykseksi, jonka estämisestä tuli metsälainsäädännön keskeinen tavoite. Puun tuotantoon omaksuttiin kestävyyden periaate.

Toisen maailmansodan jälkeen kestävyyden periaate korvautui edistyvän metsätalouden ideologialla. Sen alkuperäinen tarkoitus oli lisätä puuvarantoa säästeliäillä metsien hakkuilla, mutta jo 1950- ja erityisesti 1960-luvulla tähän tavoitteeseen pyrittiin tehostamalla metsänhoitotoimenpiteitä ja uudistamalla voimaperäisesti Itä- ja Pohjois-Suomen puuntuotannollisesti yli-ikäisiä metsiä (Eriksson 1993).

Luonnonsuojelun piirissä tämä nähtiin osin väistämättömänä kehityssuuntana, jonka vastapainoksi tarvittiin lisää suojelualueita alkuperäisen metsäluonnon turvaamiseksi. "Tehometsätalouden" ja radikalisoituneen luonnonsuojeluliikkeen näkemyserot sekä metsien hoidosta että suojelutarpeesta johtivat kuitenkin 1970-luvulta alkaen toistuviin konflikteihin, joiden aiheena olivat laajat avohakkuut, lentolevityksenä suoritettu kemiallinen vesakontorjunta ja yksittäisten metsäalueiden suojelu. Pekurinen (1997) selittää näitä eurooppalaisittain poikkeuksellisia "metsäsotia" metsien kahtalaisella merkityksellä. Suomi on Euroopan metsäisin maa, joka on edelleenkin riippuvaisempi metsävaroistaan ja -teollisuudestaan kuin mikään muu maa. Toisaalta metsiin on liittynyt aina vahvoja ei-taloudellisia, aineettomia arvoja, jotka eivät ole yhteneväisiä talousajatteluun perustuvan metsätalouden kanssa. "Metsän kokonaisvaltaisesta ja syvälle suomalaiseen sielunmaisemaan pureutuvasta merkityksestä käsin tarkasteltuna olisi pikemminkin ihme, mikäli Suomessa ei olisi esiintynyt ja yhä esiintyisi kiivaita metsäkonflikteja, jopa "metsäsotia" (Pekurinen 1997).

Resurssismin rinnalla metsäluonnon, siis metsien eläin- ja kasvilajien suojelu, on näin ollen nuorta perua. Ajatus sisältyy

tosin jo A. N. Nordenskiöldin 1880 esittämään valtionpuistoehdotukseen. Puistot oli perustettava pohjoisille valtion maille, jossa alkuperäistä luontoa, metsät mukaan lukien, oli vielä runsaasti jäljellä. Ehdotuksen lähtökohta oli kuitenkin esteettis-kulttuurinen: näytteet Suomen alkuperäisestä luonnosta rinnastuivat kansallisen taiteen merkittävimpiin saavutuksiin, ja ne oli tarkoitettu yhtä hyvin nykyiselle kuin tuleville sukupolville. Vähitellen luonnontieteelliset näkökohdat saivat yhä vahvemman sijan suojelukeskustelussa. Merikallio (1921) teki jo 1910-luvulla perusteellisen linnustoselvityksen Oulangan ja Paanajärven suunnitellulta suojelualueelta. Kun ensimmäiset lakisääteiset luonnonsuojelualueet perustettiin 1938, perusteluina olivat juuri luonnontieteelliset näkökohdat (K. Linkola 1941), mistä on tullut vuosikymmenien kuluessa vakiintunut käytäntö.

Tätä painotusta ovat vahvistaneet monet kansainväliset sopimukset, joista merkittävimpiä ovat Rion luonnonmonimuotoisuussopimus vuodelta 1992 ja Euroopan metsäministerikonferenssi kahta vuotta myöhemmin. Kokousten taustalla oli huoli globaalista monimuotoisuuden häviämisestä (Wilson ja Peter 1998, Soulé 1991).

Ensimmäinen selvitys Suomen uhanalaisista eliölajeista oli ilmestynyt 1985 (Komiteanmietintö 1985:43) ja se sai jatkoa vuosina 1991 (Komiteanmietintö 1991:30) ja 2000 (Uhanalaisten lajien II seurantatyöryhmä 2000). Tuoreimmassa selvityksessä uhanalaisuus on määritetty sekä entisellä menetelmällä, joka mahdollistaa vertailun aiempiin selvityksiin, että Kansainvälisen luonnonsuojeluliiton (IUCN) suosittelemalla tavalla kansainvälisten vertailujen helpottamiseksi.

Vuoden 1985 selvityksessä todettiin 1 051, kuusi vuotta myöhemmin 1 682 ja vuonna 2000 2 225 uhanalaista lajia (taulukko 3.1-1). Uudella laskentatavalla uhanalaisia lajeja on 1 505, silmälläpidettäviä 1 060 ja hävinneitä 186. Ruotsissa vastaavat luvut ovat 1 953, 1 357 ja 258 (www.environ.se 6.9.2000). Osasyynä uhanalaisten lajien lukumäärän kasvuun on se, että uusia eliöryhmiä oli otettu mukaan tarkasteluun. Vuosien 1985 ja 2000 välillä uhanalaisten lajien prosentuaalinen osuus tarkastelluista lajeista kasvoi seitsemästä kahteentoista, mikä osoittaa, että uhanalaisten määrä on edelleen kasvussa. Metsälajien osalta vastaavaa tarkastelua ei ole tehty. Noin puolet Suomen noin 42 000 eliölajista on metsälajeja, ja kaikkien kolmen suomalaisselvitysten mukaan noin 40 prosenttia uhanalaisista lajeista kuuluu metsien lajistoon. Niissä metsätalous todetaan yleisimmäksi yksittäiseksi uhanalaisuuden syyksi.

Taulukko 3.1-1. Uhanalaisuuden kehitys Suomessa v. 1985–2000 (viitteet tekstissä).

Vuosi	1985	1990	2000
Hävinnyt	83	138	189
Erittäin uhanalainen	154	217	271
Vaarantunut	190	308	436
Silmälläpidettävä taantunut	146	259	505
Silmälläpidettävä harvinainen	387	583	693
Silmälläpidettävä puutteellisesti tunnettu	91	187	131
Yhteensä	1 051	1 692	2 225
Tarkastellut lajit	14 700	17 500	18 500
Uhanalaisista tarkastelluista lajeista (%)	7	10	12

3.1.2 Metsiensuojelualueet

Suomen ensimmäinen ”metsiensuojelualue” syntyi, kun Venäjän keisari Aleksanteri I antoi vuonna 1802 määräyksen, että Punkaharjun metsiä ei saanut hakata alueen luonnonkauneuden vuoksi, ja vuoden 1870 jälkeen valtio hankki omistukseensa myös muita maisemallisesti merkittäviä alueita, kuten Aavasaksan, Kolin ja Kangasalan Vehoniemen harjun (K. Linkola 1941, Pekurinen 1997). Tulevien metsiensuojelupäätösten kannalta merkittävämpää oli kuitenkin se, että vuodesta 1903 alkaen valtion maista erotettiin ns. säästömetsiä lähinnä tutkimustarkoituksiin. Tätä perua ovat mm. myöhemmin perustetut Pyhä-Häkin ja Salamajärven kansallispuistot Keski-Suomessa. Kutakuinkin vastaavanlainen historia on Pallas-Ounastunturin, Pyhätunturin ja Oulangan kansallispuistojen metsillä.

Ensimmäiset lakisääteiset neljä kansallispuistoa ja kuusi luonnonpuistoa perustettiin 1938. Kansallispuistot olivat yleisölle tarkoitettuja ”kansallisia nähtävyyksiä” Nordenskiöldin ajatusten mukaisesti, luonnonpuistot sen sijaan oli varattu, luonnonsuojelun ohella, tutkimuskäyttöön. Useimmilla perustetuista suojelualueista oli metsiensuojelullista merkitystä. Viime sotien seurauksena vastaperustetuista suojelualueista menetettiin kuusi, joita pyrittiin korvaamaan vuonna 1956 perustetuilla uusilla puistoilla. Myöhemmin verkostoa on täydennetty siten, että tällä hetkellä kansallispuistoja on 33 ja luonnonpuistoja 19.

Luonnonsuojelun keinovalikoimaan on kuulunut 1970-luvulta lähtien valtioneuvoston periaatepäätöksillä perustetut suojeluohjelmat, joilla on pyritty korjaamaan selkeästi rajattuja suojelun puutteita. Metsien suojelun kannalta merkittävimpiä ovat olleet lehtojen suojeluohjelma ja vanhojen metsien suojeluohjelmat sekä Etelä-Suomessa että Pohjois-Suomessa (Vanhojen metsien suojelutyöryhmä 1992, 1994, 1996). Myös soiden suojelun perusohjelmalla on ollut metsien suojelumerkitystä puustoisten suotyyppien vuoksi, ja erityisesti sen jälkeen, kun Metsähallitus ja Puolustusministeriö ovat jättäneet suojelusoiden metsäsaarekkeet puuntuotannon ulkopuolelle. Suojeluohjelmiin sisältyvissä metsissä hakkuut ovat kiellettyjä, poikkeuksena harjujen suojeluohjelma ja lehtojen suojeluohjelma; lehtojen suojeltavat erityispiirteet edellyttävät monissa tapauksissa puuston käsittelyä, useimmiten varjostavien kuusten poistamista.

Vuonna 1991 säädetyllä Erämaalailla Lappiin perustettiin 12 erämaa-aluetta. Lain tavoitteena on erämaaluonnon säilyttäminen, saamelaiskulttuurin ja luontaiselinkeinojen turvaaminen ja monikäytön tukeminen. Suuri osa erämaa-alueista on avotunturia tai tunturikoivikkoa, mutta monilla niistä on myös laajoja havumetsäalueita. Puustoisilla erämaa-alueilla on tiukasti suojeltuja, hakkaamatta jätettäviä alueita, tietyillä alueilla taas kevyet hakkuut ovat mahdollisia hoito- ja käyttösuunnitelman mukaisesti.

Uuteen, vuoden 1997 luonnonsuojelulakiin sisältyy myös käsite ”muut suojelualueet”, joita voidaan perustaa sekä valtion että yksityisille maille. Valtion maille perustettaviin suojelualueisiin kuuluvat mm. suojeluohjelmien suojelualueet. Yksityinen suojelualue voidaan perustaa ilman eri hakemusta, ja sen rauhoitusmääräyksistä päättää alueellinen ympäristökeskus. Laki mahdollistaa myös alueen määräaikaisen rauhoittamisen.

3.1.3 Suojelu talousmetsissä

Metsäluonnon suojelutavoitteet on kirjattu vuoden 1993 lakiin Metsähallituksesta sekä vuonna 1997 voimaan tulleeseen metsälakiin, jonka tehtävänä on taata metsien taloudellinen, ekologinen ja sosiaalinen kestävyys ja turvata samalla metsäluonnon monimuotoisuuden säilyminen. Laki koskee sekä valtion että yksityismetsiä. Lain kolmannen luvun kymmenennessä pykälässä luetellaan erityisen tärkeät elinympäristöt, jotka on jätettävä kokonaan metsätaloustoiminnan ulkopuolelle, tai käsiteltävä siten, että elinympäristön olennaiset erityis-

piirteet säilyvät. Tällaisia ympäristöjä ovat:

1) lähteiden, purojen ja pysyvien vedenjuoksu-uomien muodostavien norojen sekä pienten lampien välittömät läheisyydet;

2) ruoho- ja heinäkorvet, saniaiskorvet sekä lehtokorvet ja Lapin eteläpuolella sijaitsevat letot;

3) rehevät lehtolaikut;

4) pienet kangasmetsäsaarekkeet ojittamattomilla soilla,

5) rotkot ja kurut;

6) jyrkänteet ja niiden välittömät alusmetsät; sekä

7) karukkokankaita puuntuotannollisesti vähätuottoisemmat hietikot, kalliot, kivikot, louhikot, vähäpuustoiset suot ja rantaluhdat.

Samana vuonna voimaan tullut uusi luonnonsuojelulaki puolestaan nimeää suojeltavat luontotyypit, joista ainakin seuraavilla on metsien suojelullista merkitystä:

1) luontaisesti syntyneet, merkittäviltä osin jaloista lehtipuista koostuvat metsiköt;

2) pähkinäpensaslehdot;

3) tervaleppäkorvet;

4) puuttomat tai vähäpuustoiset hiekkadyynit;

5) katajakedot;

6) lehdesniityt; sekä

7) avointa maisemaa hallitsevat yksittäiset puut tai puuryhmät.

Ennen näitä uusia lakeja luonnonarvojen huomioon ottaminen perustui omistajan arvostuksiin, tietämykseen ja tavoitteen asetteluun. Edistyvän metsätalouden henkisessä ilmapiirissä luonnonarvojen vaalimiseen ei kannustettu, päin vastoin se nähtiin arvokkaan puuraaka-aineen ja sen lisäämispotentiaalin rajoitteena (Palo 1993). Julkinen, lähinnä monikäytön näkökulmasta "tehometsätaloutta" kohtaan noussut kritiikki sai kuitenkin aikaan myönnytyksiä metsien käsittelyssä, ensin valtion ja 1990-luvulla myös yksityismetsissä.

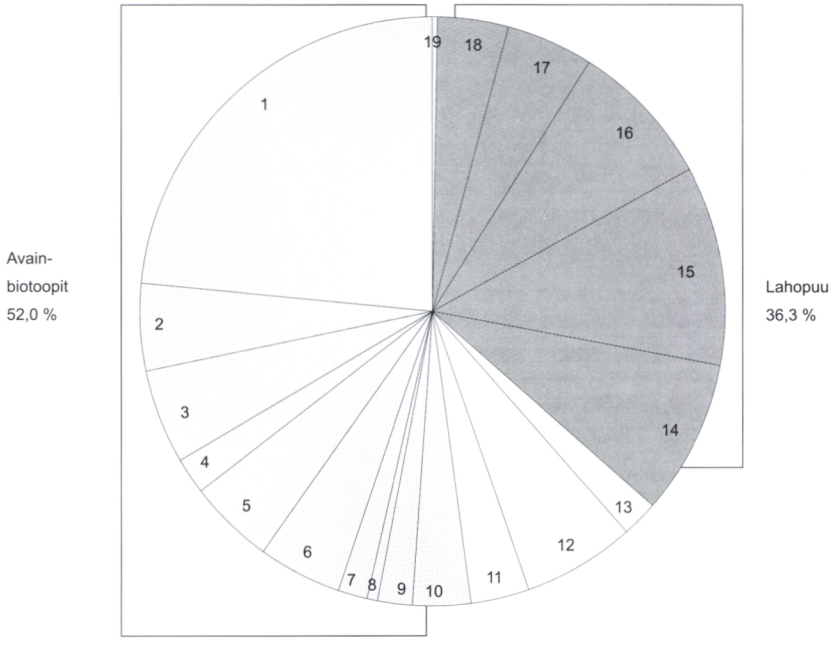
Ensimmäisen kerran uudet linjaukset tulevat esiin Metsähallituksen ohjekirjeessä maiseman- ja luonnonhoidosta vuodelta 1970 (Metsähallitus 1970). Maisema- ja luonnonarvojen huomioon ottamista perusteltiin viittaamalla laissa mainittuun yleiseen etuun. Ajan yleiseen henkeen suhteutettuna ohjekirje oli vahvasti luonnonsuojeluhenkinen, ja monet sen ohjeet kirjautuivat lähes sellaisinaan neljännesvuosisata myöhemmin säädettyyn metsälakiin. Ohjeiden mukaan mm. kallio-, louhikko- ja lakimetsät voitiin jättää luonnontilaan, samoin purojen varret sekä suon ja kankaan reunavyöhykkeet. Metson soidinpaikat, suurten petolintujen pesäpuut sekä metsähanhen, kurjen, mäyrän ja ilveksen pesäpaikat kehotettiin säästämään ja käsittelemään niiden ympäristökin varovasti, avohakkuuta välttäen. Edistyksellistä oli myös lehtipuusekoituksen suosiminen, pidettiinhän koivua vielä 1960-luvulla Suomen metsien "valkoisena valheena", ja lahopuiden säästäminen. Kuinka hyvin ohjeet siirtyivät käytäntöön, on jäänyt selvittämättä. Yleinen käsitys kuitenkin on, että "taloudellinen tarkoituksenmukaisuus" usein ohitti maisema- ja luonnonsuojelunäkökohdat.

Paine luonnonmukaisempiin metsänkäsittelymenetelmiin ajankohtaistui kaikkia metsäorganisaatioita koskien 1990-luvun puolivälissä. Annettujen suositusten ja opaskirjasten sisällöt olivat hyvin samanlaiset (esim. Maa- ja metsätaloustuottajain keskusliitto 1995, Metsähallitus 1997). Hakkuuaukoille kehotettiin jättämään sääs-

töpuita ja lahoja pökkelöitä, ja käsittelemään varoen tai jättämällä kokonaan hakkuiden ulkopuolelle luonnonarvojen kannalta merkittävimmät alueet. Lehtipuusekoitusta pyritään suosimaan. Eräiltä osin suositukset menivät pitemmälle, esimerkiksi juuri lehtipuiden tai lahopuun säästämisestä, kuin mitä uudessa metsälaissa vähän myöhemmin tultiin säätämään. Ohjeiden tietoisena tavoitteena oli päästä eroon suomalaiselle metsätaloudelle ongelmaksi muodostuneesta avohakkuuimagosta.

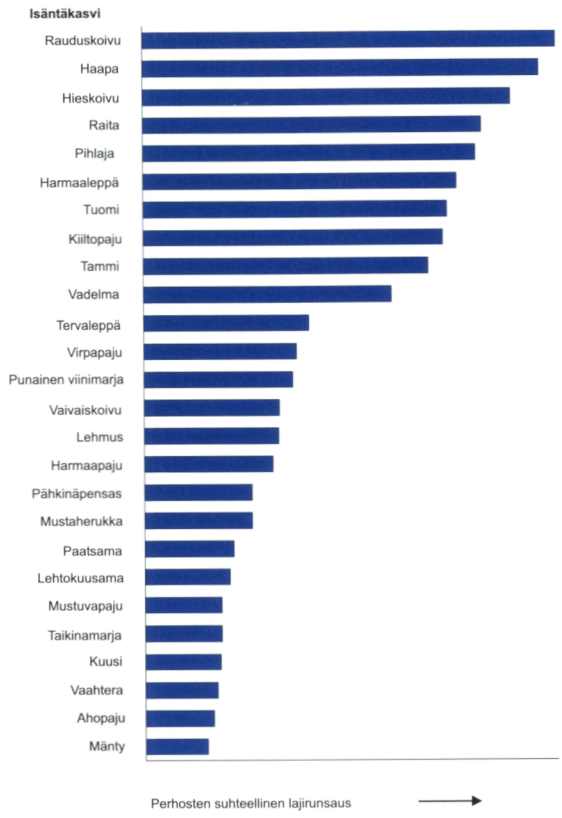
Uusittujen metsienkäsittelymenetelmien vaikutuksesta uhanalaislajistoon tiedetään vielä suhteellisen vähän. Joitain arvioita on kuitenkin tehtävissä siltä pohjalta, millaista elinympäristöä tai tiettyä sen tekijää laji vaatii. Kuvassa 3.1-1 metsätalouden uhanalaistamien lajien elinympäristöt on ryhmitelty metsä- ja luonnonsuojelulaissa mainittuihin tai muuten tärkeisiin 13 elinympäristöön ja kuuteen erityistekijään (Annila 1998).

Uhanalaisista lajeista runsas puolet on ns. avainbiotooppien lajeja, joista puolestaan noin puolet esiintyy lehdoissa. Lehtipuiden merkitys monimuotoisuuden yleisenä rikastuttajana on tunnettu jo vanhastaan, mistä hyvänä esimerkkinä käy suurperhostoukkien suhteellinen lajirunsaus eri puuvartisilla ravintokasveilla (kuva 3.1-2). Tärkein syy varsinaisten lehtolajien uhanalaistumiseen on se, että valtaosa alkuperäisistä lehdoista on raivattu vuosisatojen



1. Lehdot 23,4 %
2. Jalopuulehdot 4,8 %
3. Niityt 5,2 %
4. Harjut 2,0 %
5. Kalliot alusmetsineen 4,7 %
6. Letot 4,6 %
7. Lähteiköt 1,6 %
8. Puronotkot 0,6 %
9. Korvet 1,9 %
10. Nevat ja rämeet 3,2 %
11. Puol. luonnontil. metsät 3,2 %
12. Luonnontilaiset metsät 6,2 %
13. Paloalat 2,0 %
14. Laho havupuu 8,5 %
15. Laho lehtipuu 10,9 %
16. Laho havu-/lehtipuu 8,0 %
17. Jättihaapa 4,8 %
18. Laho jalo lehtipuu 3,9 %
19. Säästöpuut
(kuusi, mänty, koivu) 0,3 %

Kuva 3.1-1. Metsien uhanalaisten lajien jakautuminen elinympäristön tai jonkin sen erityistekijän mukaan (Annila 1998).



Kuva 3.1-2. Suurperhosten (toukkien) suhteellinen lajirunsaus eri puu- ja pensaslajeilla Seppäsen (1970) mukaan.

kuluessa viljelysmaaksi. Lehtojen pinta-alan supistuessa lehtolaikkujen etäisyydet toisistaan ovat kasvaneet, mistä on seurauksena, että ainakaan heikoimmin levittäytyvät lajit eivät pysty siirtymään lehtolaikusta toiseen (Kotiranta ja Niemelä 1993). Tärkein välitön syy lehtolajiston taantumiseen on epäilemättä avohakkuu (Komiteanmietintö 1985: 43). Huomattava osa uhanalaisista lehtolajeista esiintyy Suomessa levinneisyysalueensa äärirajalla, jolloin niiden luontainen harvinaisuus lisää häviämisriskiä entisestään (Annila 1998).

Toisen huomattavan uhanalaisryhmän muodostavat lahopuulajit (kuva 3.1-1). Metsälajistoon kuuluu useita tuhansia lahopuusta riippuvaisia lajeja, joista huomattavan monet esiintyvät metsän sukkession loppuvaiheessa (Siitonen 1998). Sienten, hyönteisten ja monien muiden eliöryhmien lisäksi lahopuut ovat tärkeä ravinnonhaku- tai pesimäpaikka monille tikka- ja tiaissekä niiden vanhoja pesäkoloja käyttäville lajeille (P. Linkola 1956, Virkkala ym. 1994). Lisäksi on huomattava, että suuri osa vanhojen puiden rungolla tai lahopuussa elävistä lajeista vaatii kasvualustan kosteudesta ja metsän varjostuksesta johtuvaa kosteaa mikroilmastoa (Haila 1995, Kaila ym. 1995, Kuusinen 1996).

Annila (1998) arvioi, että uusilla, lehtojen erityispiirteet säilyttävällä metsänhoidolla ja jalojen lehtipuiden lisäämisellä saadaan todennäköisesti runsastumaan noin neljännes uhanalaisista lehtolajeista. Lahopuuta säästämällä ja lisäämällä lahopuulajiston asemaa voidaan parantaa. Annilan (1998) mukaan yli puolet uhanalaista lahopuulajeista on niin harvinaisia, että ei ole ainakaan itsestään selvää, että saadaanko

niiden kantoja vahvistettua lahopuuta lisäämällä. Vastaavanlaisia varauksia joudutaan esittämään myös useiden muiden avainbiotooppilajien tai tiettyä erityisominaisuutta vaativien lajien osalta. Lisäksi on huomattava arvioiden perustuvan oletukselle, että olemassa olevat avainbiotoopit tulevat suojelluiksi tai käsitellyiksi tavalla, joka ei muuta niiden erikoisluonnetta.

Metsälakia säädettäessä arvioitiin, että erityisen tärkeitä elinympäristöjä on noin yksi, eräiden arvioiden mukaan jopa kaksi prosenttia metsämaan alasta. Tenholan ja Yrjölän (1999) selvityksen mukaan Etelä-Suomen ja Pohjanmaan yksityismetsissä niitä on kuitenkin kaikkiaan vain 0,36 prosenttia, ja kun siitä poistetaan kitu- ja joutomaat, erityisen tärkeiden elinympäristöjen osuus metsämaasta putoaa 0,23 prosenttiin. Yhtiöiden metsistä metsälakikohteita on löytynyt 0,49 prosenttia ja Metsähallituksen mailta 1,0 prosenttia metsätalousmaan alasta (Etelä-Suomen ja Pohjanmaan metsien suojelun tarve -työryhmä 2000). Yhtenä selityksenä sille, että erityisen tärkeitä elinympäristöjä on selvästi arvioitua vähemmän, on se, että kohteet on rajattu keskimäärin puolen hehtaarin laajuisiksi viitaten Metsälain perusteluihin, joissa todetaan, että tällaiset ympäristöt ovat ”yleensä pienialaisia”.

Suojelullisesti oman ongelmansa muodostavat metsätalouden vaikutukset metsän ikään sekä metsikkökuvioiden pinta-alaan, muotoon ja alueelliseen jakautumiseen. Yhtenäisten ja riittävän laajojen varttuneiden metsien pirstoutumisesta pienialaiseksi mosaiikiksi kärsivät monet tyypilliset taigalajit, kuten lapintiainen, pohjantikka, puukiipijä, kuukkeli ja metso sekä nisäkkäistä liito-orava (esim. Virkkala 1990, Kuokkanen 1997, Mönkkönen ym. 1997). Vaikuttavat mekanismit vaihtelevat lajeittain. Metson osalta on voitu osoittaa, ja sama pätee osin teereen, että varttuneiden metsien vähetessä ja nuorten metsien ja viljelysmaan osuuden kasvaessa pesimämenestys heikkenee todennäköisesti ketun voimistuneesta saalistuksesta johtuen (Kurki ym. 1998, 2000). Jos soveliaat metson elinympäristöt sijaitsevat etäällä toisistaan, kuten Etelä-Suomessa on laita, levittäytymistä alueille, josta metso on jostain syystä hävinnyt, ei tapahdu (Lindén ja Pasanen 1987).

Valtion mailla ryhdyttiin kehittämään 1990-luvun alussa suunnittelujärjestelmää, joka ottaisi huomioon luonnonarvot yksittäistä metsikkökuviota laajemmilla alueilla. Jossain määrin tätä ns. alue-ekologista suunnittelua on tehty myös yhtiöiden ja yksityisten mailla. Suunnitelmien tavoitteena on turvata lajiston säilyminen elinkykyisinä populaatioina ja taata myös eliöiden leviämismahdollisuudet (Hallman ym. 1996). Suomessa alue-ekologisesta suunnittelusta tuli tärkeä luonnonsuojelubiologian työväline myös poliittisella tasolla, kun valtioneuvoston periaatepäätökseen Pohjois-Suomen vanhojen metsien suojelusta sisältyi sitä koskeva lausuma. Sen mukaan niillä luonnonsuojelullisesti tärkeillä alueilla, joista ei ole tarkoituksenmukaista perustaa suojelualueita, luonnonarvot on otettava huomioon alue-ekologisen suunnittelun avulla.

Yleisellä tasolla alue-ekologia perustuu elinympäristölaikkujen vuorovaikutuksia ja niissä tapahtuvia ajallisia muutoksia tutkivalle ekologian haaralle, maisemaekologialle (engl. landscape ecology) (Forman ja Godron 1986). Metsälajiston suojelun kannalta tärkeimmiksi nousevat tietyn elinympäristön pinta-alan ja toisaalta lajiluvun ja tietyn lajin selviytymistodennäköisyyden väliset riippuvuudet. Pinta-alan pieneneminen kymmenenteen osaan merkitsee yleensä lajiluvun vähenemistä kolmanneksella-puolella (MacArthur ja Wilson 1967, Rosenzweig 1995). Andrén (1994) on puolestaan todennut, että monien selkärankaisten kanta alkaa jyrkästi vähetä ja häviämistodennäköisyys kasvaa, kun alkuperäisestä elinympäristöstä on jäljellä enää 10–30 prosenttia. Maisemaekologiassa on kiinnitetty runsaasti huomiota myös elinympäristölaikkujen välisiin ekologisiin yhteyksiin, joita käytännön alue-ekologisessa suunnittelussa kutsutaan ekologisiksi käytäviksi.

Tähän mennessä tehdyt "ensimmäisen polven" alue-ekologiset suunnitelmat perustuvat lähinnä kahdelle periaatteelle, joita voidaan toteuttaa rinnakkain (Angelstam ja Pettersson 1997). Ensinnäkin luonnonarvoiltaan merkittävät alueet pyritään säästämään ja luomaan niiden välille eliöiden leviämistä helpottavia käytäviä (ks. Henttonen ym. 1998, Mönkkönen ja Reunanen 1998). Toiseksi suunnitelmiin pyritään saamaan olennaisimmat piirteet metsätyypin luontaisesta häiriödynamiikasta, jolloin hakkuurytmi jäljittelee metsätyypille ominaista metsäpalodynamiikkaa. Tunnetuin on Angelstamin ym. (1993) luontaiselle metsäpalofrekvenssille perustuva ASIO-malli (A=allrig, ei koskaan; S=sällan, harvoin; I=ibland, joskus; O=ofta, usein). Sen mukaan kosteat palonkiertämät pitäisi jättää metsätalouden ulkopuolelle, kun taas kuivimpia metsätyyppejä, luonnonoloissa usein palaneita kuivia kankaita, voidaan hakata useammin.

Puhtain markkinalähtöinen menetelmä metsien monimuotoisuuden säilyttämiseksi on metsien sertifiointi. Se perustuu ajatukselle, että sertifikaatti takaa kuluttajalle, että tuote ei vaaranna metsien monimuotoisuutta, ja toisaalta se antaa tuotteen valmistajalle ja myyjälle "vihreän imagon" tuomaa markkinaetua. Sertifiointi sai alkunsa eräiden trooppisten puulajien suojelusta, mutta on laajentunut vähitellen myös muita metsäkasvillisuusvyöhykkeitä koskevaksi. Järjestelmän merkittävin kansainvälinen kehittäjä on ollut Hyvän metsänhoidon neuvosto, FSC, jonka hallinnossa myös ympäristöjärjestöt ovat mukana. Suomessa kansallisesti metsänomistajien ja metsäteollisuuden kehittämä sertifiointijärjestelmä on hyväksytty eurooppalaiseen PEFC-järjestelmään, jonka uskottavuus markkinoilla ei ole ehtinyt vielä testautua.

3.1.4 Suojelualueiden edustavuus

Metsiensuojeluverkon edustavuutta voidaan arvioida ekologisista ja toisaalta virkistyskäyttöön painottuvista sosiaalisista näkökulmista. Kun suojelualueiden avulla pyritään säilyttämään luonnonvaraisten lajien populaatiot elinvoimaisina ja vähentämään ihmistoiminnan haitallisia vaikutuksia (Kouki 1993), kysymys on metsien suojelun määrällisistä ja laadullisista teki-

Taulukko 3.1-2. Suojeltujen ja rajoitetussa metsätalouskäytössä olevien metsien pinta-alat (ha) ja osuudet (%) kunkin maaluokan kokonaispinta-alasta. Lisäksi on esitetty luokituksen mukaisten alueiden kokonaismaa-ala ja sen osuus Suomen maapinta-alasta (Suojelupinta-alaprojektin raportti 1999).

Luokitus	Metsämaa	Metsä- ja kitumaa	Kokonaismaa-ala
1. Tiukasti suojellut metsät (ha)	**714 300**	**1 528 300**	**3 175 300**
Osuus maaluokan pinta-alasta (%)	**3,6**	**6,6**	**10,4**
2. Muut luonnonsuojelun kannalta arvokkaat alueet			
2a. Suojelualueet, joilla varovaiset hakkuut ovat mahdollisia (ha)	170 100	211 100	299 900
Osuus maaluokan pinta-alasta (%)	0,8	0,9	1,0
1+2a. Suojellut metsät (ha)	**884 400**	**1 739 400**	**3 475 200**
Osuus maaluokan pinta-alasta (%)	**4,4**	**7,6**	**11,4**
2b. Rajoitetun metsätalouskäytön alueet (ha)	425 200	700 200	1 013 900
Osuus maaaluokan pinta-alasta (%)	2,1	3,0	3,3
1+2a+2b. Suojellut ja rajoitetussa metsätalouskäytössä olevat metsät (ha)	**1 309 600**	**2 439 500**	**4 489 100**
Osuus maaluokan pinta-alasta (%)	**6,5**	**10,6**	**14,7**

jöistä. Käynnissä olevasta Suomen suojelualueverkoston ekologista edustavuutta koskevasta tutkimuksesta (Heikkinen ym. 1999) on käytettävissä ensimmäisiä metsien suojeluun liittyviä tuloksia.

Yksi tärkeimpiä edustavuuden mittareita on suojelumetsien pinta-ala ja niiden osuus kokonaismetsäalasta, joista jälkimmäisestä on tullut merkittävä luonnonsuojelupoliittinen kysymys verrattaessa eri maiden panostusta metsäluonnon suojeluun. On ehdotettu, että suojellut metsät on tarkoituksenmukaista ryhmitellä kolmeen luokkaan suojelutason mukaan (Suojelupinta-alaprojekti 1999).

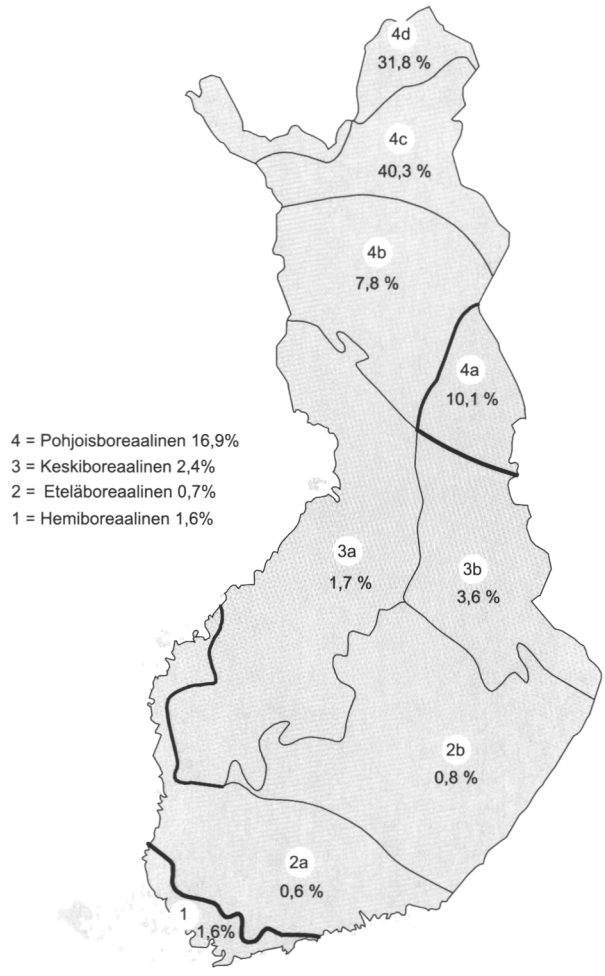
Luokkaan tiukasti suojellut metsät (luokka 1) kuuluvat lakisääteiset suojelualueet sekä Metsähallituksen ja Metsäntutkimuslaitoksen omilla päätöksillään suojelemat alueet tai niiden osat. Tällaisia ovat kansallis- ja luonnonpuistot, valtioneuvoston vahvistamiin suojeluohjelmiin (eräin poikkeuksin) sisältyvät alueet sekä Erämaalailla suojeltujen alueiden hakkuiden ulkopuolelle jätettävät metsät. Muut luonnonsuojelullisesti arvokkaat metsät kuuluvat luokkaan 2, joka jakautuu edelleen suojeltuihin alueisiin (2a) ja rajoitetussa metsätalouskäytössä oleviin alueisiin (2b). Tässä tarkoitettuihin suojeltuihin alueisiin kuuluvat mm. erämaa-alueiden luonnonmukaisesti käsiteltävät metsät sekä metsälain tarkoittamat erityisen tärkeät elinympäristöt. Rajoitetun metsätalouskäytön alueita ovat puolestaan Metsähallituksen ja kuntien virkistysalueet sekä valtion retkeilyalueet.

Laskentatavasta riippuen suojeltujen metsien pinta-ala ja prosenttiosuus vaihtelevat huomattavasti (taulukko 3.1-2). Tiukimman määrittelyn mukainen suojeluaste on 3,6 prosenttia, joka on laskettu kasvullisesta metsämaasta, ja väljimmän määrittelyn mukaan 10,6, jolloin mukana ovat kaikki suojelumetsät, myös kitu- ja joutomailla. Tiukasti suojeltujen metsien osalta Virkkala ym. (2000) ovat päätyneet eräistä menetelmä- ja määrittelyeroista huolimatta hyvin samanlaisiin tuloksiin. Taulukossa 3.1-3 on verrattu tiukasti suojeltujen metsien suojeluprosentteja eri Pohjoismaissa.

Laadullisista tekijöistä tärkein on suojelumetsien sijainti. Tiukasti suojellut metsät, ja sama koskee suojelumetsiä ylipäänsä, painottuvat voimakkaasti pohjoisboreaaliseen metsäkasvillisuusvyöhykkeeseen (kuva 3.1-3). Erityisen alhainen suojeluaste on hemi- ja eteläboreaalisella vyöhykkeellä, missä tiukasti suojeltuja metsiä on noin yksi prosentti kasvullisen metsämaan kokonaisalasta. Vahvasta pohjoisesta painotuksesta johtuen myös eri metsätyyppien suojeluasteet vaihtelevat huomattavasti. Korkeimmat suojeluasteet koskevat pohjoisboreaalisen vyöhykkeen perusmetsätyyppejä, heikoimmin ovat edustettuina eteläisimmän Suomen lehdot ja lehtomaiset kankaat. Etelä-Suomen ja Pohjanmaan osalta metsien suojelun tarvetta on selvitetty vastikään yksityiskohtaisesti metsien suojelua pohtineen työryhmän toimesta (Etelä-Suomen ja Pohjanmaan metsien suojelun tarve -työryhmä 2000).

Taulukko 3.1-3. Tiukasti suojellun (lakisääteinen tai vastaava suojelu) tuottavan metsämaan (puuston keskikasvu vähintään 1,0 m³/ha/vuosi) pinta-alat ja prosenttiosuudet Pohjoismaissa. Tiukasti suojellun tuottavan metsämaan alaa on tässä käytetty, jotta esitetyt luvut olisivat keskenään suoraan vertailukelpoisia (Suojelupinta-alaprojektin raportti 1999).

	Suomi	Ruotsi	Norja	Tanska
Tuottavan metsän kokonaispinta-ala (milj. ha)	20,1	22,7	5,2	0,445
Osuus maa-alasta (%)	65,6	55	22	11
Tiukasti suojeltu metsäala (ha)	714 300	830 000	60 000	5 100
Osuus metsäalasta (%)	3,6	3,7	0,9	1,1



Kuva 3.1-3. Tiukasti suojeltu metsämaa (%) metsäkasvillisuusvyöhykkeittäin ja niiden osa-alueittain Virkkalan ym. (2000) mukaan. Vyöhykkeet: 1 = hemiboreaalinen, 2 = eteläboreaalinen, 3 = keskiboreaalinen, 4 = pohjoisboreaalinen. Osa-alueet: 2a = Vuokkovyöhyke, 2b = Järvi-Suomi, 2c = Pohjanmaan rannikkomaa, 3a = Pohjanmaa, 3b = Pohjois-Karjala–Kainuu, 4a = Kainuu–Kuusamo, 4b = Metsä-Lappi, 4d = Tunturi-Lappi.

Kirjallisuus

Alanen, A. ja Osara, M. 1986. Tammen suojelu (Conservation of oak). Sorbifolia 17(2):65–76.

Andrén, H. 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. Oikos 21:355–366.

Angelstam, P. ja Pettersson, B. 1997. Skydd av skogsmark – behov och kostnader. SOU 1997:98. Miljövårdsberedningen.

Angelstam, P., Rosenberg, P. ja Rülcker, C. 1993. Aldrig, sällan, ibland, ofta. Skog och Forskning 93:28–33.

Annila, E. 1998. Uusittujen metsänkäsittelymenetelmien vaikutus uhanalaisiin lajeihin. Julkaisussa: Annila, E. (toim.). Monimuotoinen metsä. Metsäluonnon monimuotoisuuden tutkimusohjelman väliraportti. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 705:197–221.

Eriksson, M. 1993. Metsätalouden asiantuntijavalta MERA-kaudella. Julkaisussa: Palo, M. ja Hellström, E. (toim.). Metsäpolitiikka valinkauhassa. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 471:251–269.

Etelä-Suomen ja Pohjanmaan metsien suojelun tarve -työryhmä 2000. Metsien suojelun tarve Etelä-Suomessa ja Pohjanmaalla. Suomen ympäristö 437. 283 s.

Forman, R.T. ja Godron, M. 1986. Landscape Ecology. John Wiley & Sons, New York.

Haila, Y. 1995. Monimuotoisuuden suojelun asettamat vaatimukset metsätaloudelle. Julkaisussa: Hannelius, S. ja Niemelä, P. (toim.). Monimuotoisuus metsien hoidossa. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 564:23–41.

Hallman, E., Hokkanen, M., Juntunen, H., Korhonen, K-M., Raivio, S., Savela., O., Siitonen, P., Tolonen, A. ja Vainio, M. 1996. Alueekologinen suunnittelu. Metsähallituksen metsätalouden julkaisuja 3. 59 s.

Heikkinen, R.K., Virkkala, R. ja Toivonen, H. 1999. Luonnonsuojelualueverkon edustavuus: ekologiset perusteet ja arviointimenetelmät. Luonnon Tutkija 103:120–134.

Helander, A.B. 1949. Suomen metsätalouden historia. WSOY, Porvoo-Helsinki. 546 s.

Henttonen, H., Haukisalmi, V., Pirkkalainen, H. ja Niemelä, J. 1998. Ekologisten käytävien merkityksestä keskisuomalaisissa talousmetsissä. Julkaisussa: Annila, E. (toim.). Monimuotoinen metsä. Metsäluonnon monimuotoisuuden tutkimusohjelman väliraportti. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 705:255–271.

Kaila, L., Martikainen, P. ja Punttila, P. 1995. Pökelöt hakkuualoilla – hyötyvätkö taantuneet lahopuukuoriaiset? Julkaisussa: Hannelius, S. ja Niemelä, P. (toim.). Monimuotoisuus metsien hoidossa. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 564: 65–71.

Komiteanmietintö 1985:43. Uhanalaisten eläinten ja kasvien suojelutoimikunnan mietintö. Osat I–III. Helsinki. 1008 s.

Komiteanmietintö 1991:30. Uhanalaisten eläinten ja kasvien seurantatoimikunnan mietintö. Helsinki. 328 s.

Kotiranta, H. ja Niemelä, T. 1993. Uhanalaiset käävät Suomessa. Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja – B 17. 116 s.

Kouki, J. 1993. Luonnon monimuotoisuus valtion metsissä – katsaus ekologisiin tutkimustarpeisiin ja suojelun mahdollisuuksiin. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja A/11. 88 s.

Kuokkanen, P. 1997. Pinta-alan, maiseman ja habitaattirakenteen merkitys vanhojen metsien lintuyhteisölle. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja A 73. 35 s.

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

Kurki, S., Nikula, A., Helle, P. ja Lindén, H. 2000. Landscape fragmentation and forest composition effects on grouse breeding success in boreal forests. Ecology 81(7):1985–1997.

Kuusinen, M. 1996. Epiphytic lichen flora and diversity in old growth boreal forests of Finland. Helsingin yliopiston kasvitieteen laitoksen julkaisuja 23:1–29.

Lehtojensuojelutyöryhmä 1989. Valtakunnallinen lehtojensuojeluohjelma; kartat. Ympäristöministeriön ympäristönsuojeluosaston sarja C/44/1989. Ympäristöministeriö. 250 s.

Lindén, H. ja Pasanen, J. 1987. Metsien pirstoutuminen metsokantojen uhkana. Summary: Capercaillie leks are threatened by forest fragmentation. Suomen Riista 34:66–76.

Linkola, K. 1941. Luonnonsuojelumme kehityksestä. Suomen Luonto 1941:7–14.

Linkola, P. 1956. Luonnonsuojelu ja haapa, lintujen puu. Suomen Luonto 15(3):6–10.

Maa- ja metsätaloustuottajain keskusliitto 1995. Luonnon monimuotoisuus yksityismetsissä. MTK:n ohjelma ja suositukset. Maa- ja metsätaloustuottajain keskusliitto MTK ry., Helsinki. 15 s.

MacArthur, R.H. ja Wilson, E.O. 1967. The theory of Island biogeography. Princeton University Press. 203 s.

Merikallio, E. 1921. Oulangan seudun ja Kaakkois-Kuolajärven linnusto. Acta Societatis Pro Fauna et Flora Fennica 48:1–168.

Metsähallitus 1970. Ohjekirje maiseman- ja luonnonhoidosta. Helsinki 10.12.1970. No Mh. 232. 18 s.

Metsähallitus 1997. Metsätalouden ympäristöopas. Tuokioprint Oy, Helsinki. 130 s.

Mönkkönen, M. ja Reunanen, P. 1998. Ekologiset käytävät alue-ekologisen metsäsuunnittelun välineenä. Julkaisussa: Jokimäki, J., Kangas, J., Varmola, M. ja Virtanen, E. (toim.). Alue-ekologista tietoa metsäsuunnitteluun. Metsäntutkimuspäivä Rovaniemellä 15.10. 1997. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 685: 39–47.

Mönkkönen, M., Reunanen, P., Nikula, A., Inkeröinen, J. ja 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.

Palo, M. 1993. Ympäristötietoisen metsäpolitiikan strategia. Julkaisussa: Palo, M. ja Hellström, E. (toim.). Suomen metsäpolitiikka valinkauhassa. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 471:307–467.

Pekurinen, M. 1997. Elämää metsässä ja metsästä. Metsäkonfliktin kahdet kasvot. Julkaisussa: Roiko-Jokela, H. (toim.). Luonnon ehdoilla vai ihmisen arvoilla. Atena Kustannus, Jyväskylä. s. 45–97.

Rosenzweig, M.L. 1995. Species diversity in space and time. Cambridge University Press.

Seppänen, E. 1970. Suomen suurperhostoukkien ravintokasvit. 2. uud. laitos. WSOY, Porvoo. 179 s.

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

Soininen, A. 1974. Vanha maataloutemme. Maatalous- ja maaseutuväestö Suomessa perinnäisen maatalouden loppupuolella 1720-luvulta 1870-luvulle. Maataloudellinen Aikakauskirja 46. 459 s.

Soulé, M. 1991. Conservation: tactics for a constant crisis. Science 253:744–750.

Suojelupinta-alaprojekti 1999. Metsien suojelupinta-alat. Suojelupinta-alaprojektin raportti. Suomen ympäristö 300. 44 s.

Tenhola, T. ja Yrjölä, K. 1999. Metsäluonnon monimuotoisuuden tärkeät elinympäristöt. Kartoitus yksityismetsissä. Väliraportti. Maa- ja metsätalousministeriö, Metsätalouden kehittämiskeskus Tapio, Metsäkeskukset. 40 s.

Uhanalaisten lajien II seurantatyöryhmä 2000. Suomen lajien uhanalaisuus. Suomen ympäristö (painossa).

Vanhojen metsien suojelutyöryhmä 1992. Vanhojen metsien suojelu valtion mailla Etelä-Suomessa. Vanhojen metsien suojelutyöryhmän osamietintö. Ympäristöministeriö, ympäristönsuojeluosasto, työryhmän mietintö 70/1992. 59 s.

Vanhojen metsien suojelutyöryhmä 1994. Vanhojen metsien suojeluohjelman täydennys Etelä-Suomessa. Vanhojen metsien suojelutyöryhmän osamietintö II. Työryhmän raportti 2/1994. Ympäristöministeriö, alueiden käytön osasto. 51 s.

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

Wilson, O. ja Peter, F. (toim.). 1988. Biodiversity. National Academy Press, Washington, DC.

Virkkala, R. 1990. Ecology of the Siberian tit Parvus cinctus in relation to habitat quality: effects of forest management. Ornis Scandinavica 21:139–146.

Virkkala, R., Korhonen, K.T., Haapanen, R. ja Aapala, K. 2000. Metsien ja soiden suojelutilanne metsä- ja suokasvillisuusvyöhykkeittäin valtakunnan metsien 8. inventoinnin perusteella. Suomen ympäristö 395:1–52.

Virkkala, R., Rajasärkkä, A., Väisänen, R.A., Vickholm, M. ja Virolainen, E. 1994. Conservation value of nature reserves: do hole-nesting birds prefer protected forests in southern Finland. Annales Zoologici Fennici 31:173–186.

Mitä ovat metsäluonnon suojelun taloudelliset hyödyt?

Paula Horne, Ville Ovaskainen ja Arto Naskali

Metsän taloudellisen kokonaisarvon muodostavat sen tuottamat erilaiset hyödyt. Suojelupäätös ei luo tai välittömästi lisääkään metsän luonnonarvoja, vaan turvaa niiden säilymistä. Näin ollen metsäluonnon *suojelun* hyötyjen identifiointi on luontevaa aloittaa yleisesti metsän *tuottamien* hyötyjen ja siihen liittyvien arvojen luokittelulla.

Metsän tms. ekosysteemin ihmiselle tuottamat hyödyt voidaan luokitella *käyttöarvoihin* ja *ei-käyttöarvoihin*. Käyttöarvot liittyvät metsäluonnon tosiasialliseen käyttöön, potentiaaliseen tulevaan käyttöön tai välillisesti sen toimivuuteen. Ei-käyttöarvot taas syntyvät ekosysteemin pelkästä olemassaolosta ilman sen todellista tai potentiaalista käyttöä (Krutilla 1967, Perrings 1995 ja Randall 1991).

Suoria käyttöarvoja ovat esimerkiksi puuraaka-aineen tuotanto ja virkistyskäyttö. Toteutuneen käytön lisäksi on otettava huomioon kysyntään ja tarjontaan liittyvä epävarmuus. Ihmiset voivat olla ympäristöresurssin potentiaalisia käyttäjiä ja valmiit maksamaan "riskipreemion" varmistaakseen tulevaisuuden käyttömahdollisuuden. Tällöin puhutaan optio- ja vakuutusarvoista (mahdollisen tulevan käytön arvo). Ekosysteemin säilymisen ns. kvasi-optioarvo liittyy siihen, että resursseille voidaan tiedon lisääntyessä oppia uusia käyttötapoja.

Koska ekosysteemien merkitys ihmiselle on usein välillinen, myös niiden *epäsuoran käytön* arvo tulee ottaa huomioon. Etenkin biologisella monimuotoisuudella on keskeinen asema ekologisten toimintojen ylläpitäjänä. Se mm. vahvistaa ekosysteemien sopeutumis- ja palautumiskykyä toimien puskurina ulkoisia häiriöitä vastaan. Puhutaankin ekosysteemipalvelun arvosta (Perrings 1995, Daily 1997). Itsessään vailla havaittavaa raaka-aine- tai esteettistä arvoa olevat lajit voivat olla tärkeitä muille lajeille, joilla on suoraa käyttöarvoa. Epäsuoria käyttöarvoja ovat lisäksi ravintokiertoon, hiilen sidontaan sekä vesien- ja ilmansuojeluun liittyvät hyödyt.

Monet ekosysteemin käyttöarvoista ovat välillisiä ja epävarmoja ja realisoituvat usein vasta kaukana tulevaisuudessa. Vieläkin abstraktimpia ovat ei-käyttöarvot. Esimerkiksi alueilla, joilla juuri kukaan ei käy, voi olla arvoa ihmisille pelkän olemassaolonsa vuoksi. Olemassaoloarvo perustuu puhtaimmillaan pelkkään tietoon resurssin olemassaolosta. Puhtaasta olemassaoloarvosta saattaa erota ns. altruistinen olemassaoloarvo. Tämä viittaa henkilön kokemaan hyötyyn siitä, että resurssista voivat hyötyä ystävät, sukulaiset ja yleensä muut nykysukupolven ihmiset, tulevat sukupolvet (perintöarvo) tai muut lajit. Perintöarvo on ihmisten maksuhalukkuus siitä, että heidän omille jälkeläisilleen tai yleensä tuleville sukupolville taataan mahdollisuus käyttää luonnonresurssia. Se on tavallaan käyttö- ja ei-käyttöarvojen välimuoto.

Edellä luokiteltiin metsien ihmiselle tuottamia erilaisia hyötyjä. Mutta mitä ovat tarkkaan ottaen metsäluonnon *suojelun* hyödyt ja taloudelliset arvot?

Metsiensuojelun "ensisijaisiksi" tai välittömiksi hyödyiksi voidaan nimittää sellaisia vanhojen metsien tai muiden avainbiotooppien suojelun vaikutuksia kuin koskemattoman luonnon säilyminen jälkipolville, uhanalaisten eliölajien säilyminen ja yleisesti metsäluonnon monimuotoisuuden ja sen ekologisten prosessien ylläpito. Nämä hyödyt ovat ensisijaisia kahdessa mielessä: ne ovat suojelun perussyitä ja aiheutuvat ilman markkinoiden välitystä. Markkinattomia ovat myös esimerkiksi virkistysarvot, joita suojelualueet tuottavat "sivutuotteena".

Toiseksi voidaan puhua metsiensuojelun välillisistä hyötyvaikutuksista.

Tällä viitataan hyötyihin, joita suojelu voi tuottaa epäsuorasti, vaikuttamalla metsään perustuvien tuotteiden markkinoihin (vaikutuksista ei ole syytä puhua "toissijaisina", koska ne voivat olla hyvinkin merkittäviä). Suojelupäätökset saattavat vaikuttaa edullisesti metsäteollisuuden vientimenestykseen tai matkailuelinkeinon edellytyksiin.

Jos suojelu luo puutuotteille myönteistä imagoa, joka auttaa lisäämään tuotteiden vientiä Keski-Eurooppaan (tai välttämään ostoboikotit), siitä koituu positiivisia tulo- ja työllisyysvaikutuksia. Esimerkiksi saksalaisten painotalojen ostajat pitivät metsänhoidossa tärkeinä tavoitteina eliölajien säilyttämistä, suojelualueiden lisäämistä ja talousmetsien virkistysmahdollisuuksia, ja heistä 35 prosenttia piti ympäristöimagoa tärkeänä paperinostokriteerinä (Valtonen ym. 1995). Markkinoiden tietyissä segmenteissä ja suhdannevaiheissa sertifioiduista tuotteista voi olla mahdollista saada myös lisähintaa. Suomalainen metsäteollisuus onkin ottanut muuttuneen asenneympäristön huomioon markkinastrategioissaan ja metsänkäsittelyohjeissaan.

Metsiensuojelun vaikutuksia matkailuelinkeinoon ei ole Suomessa juurikaan tutkittu. Luonnon on kuitenkin arvioitu olevan Lapin matkailun merkittävin vetovoimatekijä. Lapin metsästrategiatyöryhmän (1995) mukaan välittömät matkailutulot Lapissa olivat vuonna 1994 noin 1 550 miljoonaa ja kerrannaisvaikutuksineen 1 950 miljoonaa markkaa. Ulkomaalaisten matkailijoiden osuus oli noin neljännes. Matkailualan työllisten määrä oli samana vuonna noin 3 700 henkilöä. Suomalaisten matkailun vaikutukset ovat lähinnä aluetaloudellisia. Ulkomaalaisten matkailu on rinnastettavissa vientiin, koska se tuo maahan valuuttatuloja.

Tiivistetysti voidaan sanoa, että metsäalueen "suojeluarvo" koostuu luonnon eheyden ja ekosysteemien terveyden, eliölajien ja biologisen monimuotoisuuden sekä luonnon prosessien välittömistä ja välillisistä arvoista. Taloustieteellisestä näkökulmasta suojelun välittömät hyödyt liittyvät metsäluonnon markkinattomiin arvoihin, joiden säilymistä markkinaratkaisu ei turvaa, vaan joiden häviäminen tyypillisenä ulkoisvaikutuksena jää yksityisessä päätöksenteossa huomioon ottamatta. Suurelta osin niihin ei liity edes alueen havaittavaa käyttöä, vaan kysymys on ns. ei-käyttöarvoista.

On syytä huomata, että esimerkiksi päätös vanhojen metsien suojelusta ei suoranaisesti ja välittömästi lisää alueiden luonnonarvoja, vaan turvaa niiden säilymistä. Tässä mielessä suojelun olennainen tavoite on metsän markkinattomien hyötyjen *tarjontaan liittyvän epävarmuuden poistaminen tai vähentäminen*. Monimuotoisuutta tms. luonnonarvoja *lisäävästä* vaikutuksesta voidaan puhua tulevaisuuden näkökulmasta: suojeltuna alue säilyttää luonnonarvonsa paremmin kuin ollessaan talouskäytössä. Jos suojellaan suhteellisen nuoria metsiä, vanhojen metsien lajit runsastuvat suojelun vaikutuksesta ajan mittaan. Suojelun hyötyjen täsmällinen identifiointi ja arvottaminen edellyttää, että määritellään selkeästi konkreettinen suojeluohjelma, toisin sanoen alueellinen ja toimenpidekokonaisuus. Tietyn suojeluohjelman vaikutukset riippuvat mm. aikaisemmasta suojelualasta sekä lisäsuojelun laajuudesta ja toteutustavasta.

Kirjallisuus

Daily, G.C. (toim.). 1997. Nature's Services: Societal dependence on natural ecosystems. Island Press, Washington D.C. 392 s.

Krutilla, J.V. 1967. Conservation reconsidered. The American Economic Rewiev LVII (4):777–786.

Lapin metsästrategiatyöryhmä. 1995. Väliraportti. 10.5.1995. 7 s.

Perrings, C. 1995. Ecological and economic values. Julkaisussa: Willis, K.G. ja Corkindale, J.T. (toim.). Environmental valuation: new

perspectives. CAB International, Oxon UK. s. 56–66.

Randall, A. 1991. Total and nonuse values. Julkaisussa: Braden, J.P. ja Kolstad, C.D. (toim.). Measuring the demand for environmental Quality. Etsevier Science Publishes, Amsterdam: 303 - 321.

Valtonen, K., Juslin, H. ja Laine, P. 1995. Metsäteollisuuden vihreät markkinat. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 578. 145 s.

Metsästys suojelualueilla

Timo Helle

Suojelualueiden metsästyskäytännöt vaihtelevat suojelualuetyypistä, alueen sijainnista (eteläinen Suomi ja paikkakuntalaisille vapaan metsästysoikeuden alue, johon kuuluu Lappi ja osa Kainuusta) ja metsästyksen kohteena olevasta riistalajista riippuen.

Eteläisen Suomen kansallispuistoissa metsästys on yleensä kielletty. Poikkeuksen muodostavat saariston kansallispuistot, joissa paikallisille asukkaille voidaan myöntää metsästyslupia. Uuden luonnonsuojelulain (1096/96) mukaan perustetussa Kurjenrahkan kansallispuistossa hirven ajo metsästyksen yhteydessä on sallittu osassa aluetta.

Vapaan metsästysoikeuden alueella käytännöt muuttuivat 1990-luvulla. Uusi metsästyslaki (615/93) sallii metsästyksen paikkakuntalaisille kansallispuistoissa, mutta kieltää asetuksella (12/95) kaiken metsästyksen luonnonpuistoissa lukuun ottamatta riekon ansapyyntiä Kevon luonnonpuistossa Utsjoella.

Soidensuojelualueilla metsästys on sallittu paikkakuntalaisille vapaan metsästysoikeuden alueella, muualla siitä säädetään järjestyssäännöissä. Lehtojensuojelualueilla metsästys on kielletty vapaan metsästysoikeuden aluetta lukuun ottamatta. Etelä-Suomen vanhojen metsien suojelualueilla hirven ajo metsästyksen yhteydessä on sallittu alueen haltijan luvalla. Pohjois-Suomen vanhojen metsien suojelualueilla metsästys on pääsääntöisesti sallittu.

Luonnonsuojelulain 15 §:n mukaan voidaan hallintoviranomaisen luvalla tietyn eläinlajin yksilömäärää vähentää, mikäli laji on lisääntynyt liikaa ja vaarantaa suojelutavoitteet. Minkkiä on pyydetty Saaristomeren kansallispuistossa ja valkohäntäpeuraa Tammisaaren kansallispuistossa. Kumpikaan laji ei kuulu Suomen alkuperäiseen eläimistöön.

Kansallispuistojen metsästyskäyttö: metsästys Savukoskella Urho Kekkosen kansallispuistossa 1997–1998

Jarkko Saarinen, Anna-Liisa Sippola ja Mika Anttonen

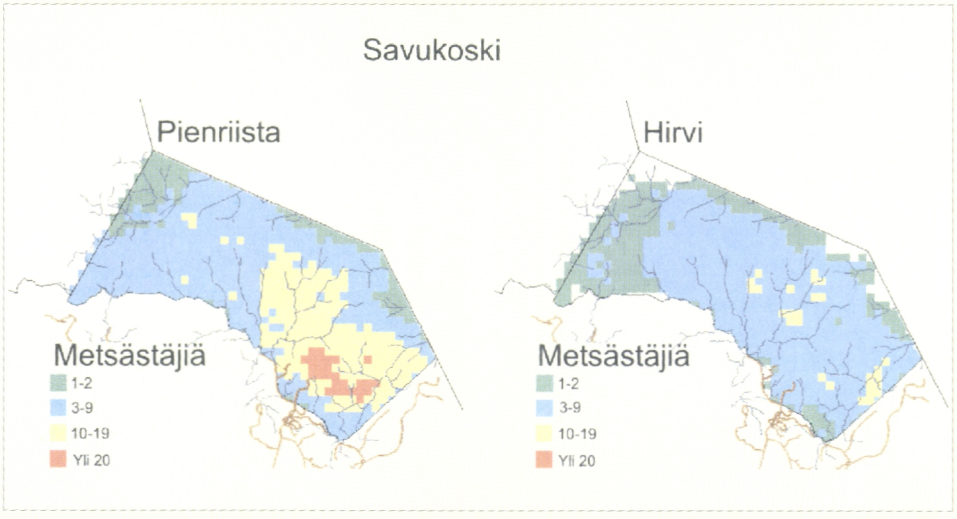
Kansallispuistojen hallinnon tehtävänä on seurata riistakantoja ja metsästystä sekä vaikuttaa siihen että metsästys tapahtuu ekologisen kestävyyden periaatteita noudattaen eikä vaaranna puistojen muita tehtäviä ja tavoitteita. Tähän liittyen Urho Kekkosen kansallispuiston metsästyskäyttöä tutkittiin kesällä 1998 kyselytutkimuksella. Tarkoituksena oli muun muassa selvittää kansallispuiston metsästyskäytön alueellista jakautumista, eri riistalajien metsästyksen useutta ja metsästystapoja. Kysely suunnattiin satunnaisotannalla 600 Savukosken ja Sodankylän kunnan asukkaalle jotka olivat maksaneet riistanhoitomaksun. Vuonna 1997 Sodankylässä oli 3 236 (31 % väestöstä) ja Savukoskella 585 (36 % väestöstä) riistanhoitomaksun suorittanutta henkilöä, mikä osaltaan kuvaa metsästyksen suurta paikallista merkitystä ja arvoa. Kyselyyn vastasi 331 henkilöä, joista 119 oli metsästänyt kansallispuistossa metsästysvuonna 1997–98.

Urho Kekkosen kansallispuistossa pienriistan metsästys kohdistuu etupäässä metsoon, riekkoon, teereen ja näätään. Saaduissa saalismäärissä korostuvatkin

metsäkanalinnut sekä jossain määrin myös vesilinnut kuten telkkä, sinisorsa ja tavi. Merkittävin yksittäinen riistalaji on riekko, jota ilmoitti pyytävänsä puistossa 86 metsästäjää. Heidän saalisilmoituksensa perusteella saalismääräksi kertyi yhteensä 439 riekkoa; 5 riekkoa/metsästäjä. Metsäjäniksen, minkin ja ketun metsästys sen sijaan keskittyy pääosin puiston ulkopuolelle. Hirveä kansallispuistossa ilmoitti pyytävänsä 24 metsästäjää.

Kuvassa 3.1-4 esitetään kansallispuiston Savukosken kunnan puoleisen osan pienriistan ja hirven metsästyksen alueellinen jakautuminen. Metsästäjälukumäärät viittaavat kyselytutkimuksen otokseen ja eivät siten suoraan ilmennä absoluuttisia – todellisia – metsästäjämääriä kansallispuistossa. Koko kunnan metsästäjämäärään suhteutettuna kuvassa esitetyt luokat ja niihin sisältyvät metsästäjälukumäärät voidaan arvioida kaksinkertaisiksi pienriistan osalta. Hirvestäjien määrän arviointia ei voida perustaa yksin kuvan esittämiin yksittäisten metsästäjien määrään sillä hirvestys tapahtuu puistossa vähintään kuuden henkilön ryhmissä.

Metsästyspaineen alueelliseen jakautumiseen vaikuttaa riistan elinympäristöjen lisäksi suuresti alueen saavutettavuus. Sen kannalta kansallispuiston rajalle tai sen välittömään läheisyyteen tuleva tiestö sekä vesistöt ovat varsin keskeisiä.



Kuva 3.1-4. Pienriistan ja hirven metsästyksen alueellinen jakautuminen Savukoskella Urho Kekkosen kansallispuistossa 1997–1998.

3.2 Erämaat Suomessa

Ville Hallikainen

3.2.1 Suomalainen erämaakäsite ja erämaiden käyttö

Erämaakäsite syntyy

Sana erämaa lienee vilahdellut suomalaisten puheessa ainakin keskiajasta alkaen. Erämaihin on samottu riistan, kalan ja ehkäpä joidenkin keräilytuotteidenkin vuoksi. Erä-sana on melko monimerkityksinen. Sillä voidaan tarkoittaa satoa, hedelmää, voittoa, saalista, riistaa, kala- tai metsästysretkeä tai kalapaikkaa. Sanalla on tarkoitettu myös erillistä osaa, palaa, määrää, osaa jostakin määrästä, jollekulle erikseen kuuluvaa osaa sekä sanoja irti ja erilleen. Erämaa-sanan lisäksi on käytetty myös muita erä-alkuisia sanoja, kuten erämies eli eräkäs, eräsalo ja erävene.

Oinosen (1988) mukaan erämaa-sana viittaa yhteispyynnin aikaiseen saaliinjakoon. Rapola (1947) mainitsee erämaa-sanalle neljä merkitystä: asumaton, autio seutu; metsäinen seutu; korpi; kaukainen, ihmisasunnoista etäällä oleva seutu sekä viljelemätön tai viljelystä ja ihmisasutuksesta luonnontilaan palautuva alue. Sanan alkuperäisin merkitys lienee kuitenkin erillään oleva seutu (Nykysuomen sanakirja 1982). Erämaalla tarkoitettaneen siis ainakin erillään olevaa pyyntialuetta. Muita keskiaikaisen eräkauden aikaisia pyytöalueita kuvaavia sanoja ovat esimerkiksi päiväkunta, oravimetsä, pilkottu, eräsija, miehenmetsä ja miehenosa.

Kuten edellä mainittiin, erämaan käsite liittyy keskiaikaiseen pyyntikulttuuriin. Kuitenkin metsästyksellä, kalastuksella ja keräilyllä eläviä ihmisiä ja heidän muodostamiaan kesä- ja talvikylissä vuodenaikojen mukaan asuvia pyyntiyhteisäjä on ollut maassamme jo vuosina 7000 eKr – 1000 jKr. Kaskiviljely ja alkeellinen karjanhoito alkoivat levitä maahamme noin 1000 eKr. – 1000 jKr. Noin vuodesta 1000 jKr. alkaen talonpoikaiskulttuuri sekä kiinteä peltoviljely valtasi alaa Lounais-Suomesta käsin. Kiinteä peltoviljely teki ihmisyhteisöistä entistä paikallaan pysyvämpiä. Viljelyn ohella eränkäyntiä harjoitettiin kuitenkin hyvin tehokkaasti, erityisesti Hämeessä, jossa keskiaikana vallitsikin oikein mainittu ”hämäläinen eräkausi” (Voionmaa 1947). Tällöin pyydettiin kaikkea riistaa, mutta erityisesti pienriistaa ja turkiksia. Turkikset muuttivat eräkauden yhä selvemmin kaupallisen pyynnin kaudeksi, turkiksilla kun oli laajat markkinat. Asutuksen tiheneminen ja erityisesti pyydettävän riistan väheneminen lopettivat eräkauden vähitellen uudelle ajalle tultaessa Karjalan, Perä-Pohjolan ja Lapin syrjäisempiä alueita lukuun ottamatta.

Erämaakäsite syntyi siis vasta kun oli syntynyt uusi kulttuurinen kehys, maatalous- ja karjanhoitokulttuuri. Metsästyksen ja kalastuksen sekä keräilyn varassa elävät luonnonkansat, kuten saamelaiset, eivät tunne erämaan käsitettä samalla tavoin kuin suomalaiset talonpojat sen tunsivat. Luonnonkansat eivät käy erämaissa, he asuvat erämaissa. Erämaa on heille koti eri tavoin kuin talonpoikaiskulttuuriin siirtyneelle väestölle. Erämaan käsitteen syntymiseen tarvittiin siis uusi kulttuurikehys, joka teki tarpeelliseksi määritellä erämaan. Kuten Goffmanin (1986) kehysanalyysin teoriassa todetaan, toiminnot eivät luo vapaasti merkityksiä, vaan kehykset säätelevät merkitysten tuottamista, käsitteiden syntyä. Ilmaisut saavat merkityksensä kehysten valossa. Uusi kulttuurikehys synnytti uuden käsitteen, erämaan käsitteen.

Ilmauksia salo tai salomaa käytetään usein arkikielessä erämaa-sanan synonyyminä. Salolla tarkoitetaan suurta asumatonta metsäaluetta. Salon yhteydessä mainitaan usein sellaisia ominaisuuksia kuin kaukainen, sinertävä, mittaamaton sekä rauha. Toisaalta sanalla tarkoitetaan usein suurta ja metsäistä saarta, esimerkiksi Saimaalla. Lisäksi sanalla tarkoitetaan sarastusta tai päivän koittoa (Nykysuomen sanakirja 1982).

Vaikka ihminen on aina käyttänyt hyväkseen Suomen erämaita, liittyy erämaan käsitteeseen, ainakin tämän vuosisadan kirjallisuudessa myös voimakas luonnontilaisuuden vaatimus. Esimerkiksi Linkola (1966) määrittelee erämaan maisemaksi, jossa ihmiskäden jäljet ovat äärimmäisen vähäiset. Vilkuna (1950) määrittelee erämaan luonnontilaiseksi, asumattomaksi ja laajaksi alueeksi, jonka eläimistöä ihminen käyttää hyväkseen, mutta jonka leimaa hän ei ulkoisesti millään tavoin muuta. Lisäksi Häyrinen (1979) kuvaa erämaata laajana, tiettömänä alueena, joka koostuu luonnontilaisista soista, tuntureista ja metsistä ja Kemppisen (1966) mielestä erämaa on asumaton metsä- tai tunturiseutu tai asumaton sisämaan vesireitti tai saaristo.

Suomalainen ja anglo-amarikkalainen erämaa

Luonnontilaisuus kuuluu erittäin oleellisena osana myös anglo-amerikkalaiseen wilderness-käsitteeseen. Wilderness lienee paras englanninkielinen ilmaus meidän erämaa-sanallemme. Mikäli tarkastellaan wilderness-sanan komponentteja, voidaan niille löytää seuraavat selitykset: sanalla "will" ymmärretään omatahtoista, täynnä tahtoa olevaa, kontrolloimatonta sekä sanalla "deor" tarkoitetaan sellaista eläintä, jota ei voi hallita (vanhaenglantilainen ilmaus). Näin ollen wilderness voi tarkoittaa villieläinten asuttamaa aluetta. Toisaalta kyseisen sanan kantasanoina voivat olla myös vanhaenglantilaiset sanat "weald" tai "waeld", jotka tarkoittavat metsää. Suomalaisessa kirjallisuudessa Hautala ja Kellomäki (1968) toteavatkin, että metsä ja maanpinnan muodot luovat erämaalle kehykset, mutta aluetta voidaan kutsua erämaaksi vasta, kun alueella asuu villieläimiä. Leena Vilkka (1999) on myös tarkastellut villieläinten merkitystä erämaan tärkeänä rakenneosana kysyen muun muassa, "Mitä on erämaa ilman susia?".

Vaikka anglo-amerikkalaisessa wilderness-käsityksessä erämaat käsitetään todella villeinä ja luonnontilaisina alueina, nähdään alueet kuitenkin myös kulttuurisesti hyvin merkittävinä; erämaassa kuvastuu Yhdysvaltojen elävä historia. Yhdysvaltalaisen erämaakeskustelun "Grand Old Man", Aldo Leopold, määritteli erämaan tiettömäksi ja asumattomaksi alueeksi, joka on riittävän laaja kahden viikon vaellusretkelle. Hänen mukaansa alueella voidaan kuitenkin harjoittaa metsästystä ja kalastusta. Hän näki erämaan myös hyvin monipuolisena raaka-aineena, josta ihminen on muovannut monipuoliset kulttuurinsa. Leopoldin tapaan myös toinen kuuluisa yhdysvaltalainen, Bob Marshall määritteli erämaan vailla pysyvää asutusta olevaksi alueeksi, jossa kulkeminen mekaanisilla laitteilla ei ole mahdollista. Hänen mukaansa alueen on oltava myös riittävän laaja, jotta kulkijan on yövyttävä maastossa. Alueella ei saa olla teitä eikä voimalinjoja, mutta siellä voi olla sellaisia tilapäissuojia, jotka olivat alueella ennen uudisasukkaiden saapumista Amerikan mantereelle. Todettakoon vielä, että Yhdysvalloissa esiintyy wilderness-käsitteen lisäksi myös käsite "wild land". Nämä alueet sisältävät wilderness-alueiden lisäksi myös talousmetsät, virkistysalueet sekä laidunmaat.

Uskonnollinen erämaa

Erämaan käsite liitetään myös uskonnolliseen sanastoon. Uskonnollisessa mielessä erämaalle löytyy sekä konkreettinen että symbolinen merkitys. Juutalais-kristillisissä kirjoituksissa erämaa kuvataan laajana, asumattomana, autiona, hylättynä sekä karuna ja kuivana maana. Erämaahan joutuminen on toisaalta koettelemus ja rangaistus, mutta toisaalta erämaalla on myös ihmistä puhdistava ja jalostava merkitys. Erämaa voi olla uskonnollinenkin symboli: mielen karu ja kuiva yksinäisyyden erämaa voidaan muuttaa kukoistavaksi mielen puutarhaksi. Tällainen symboliikka liityy läheisesti klassiseen, kristilliseen erämaan käsitykseen ja arvostukseen: erämaa on jotain, joka tulee muuttaa joksikin muuksi.

Toisaalta juutalaisessa perinnössä erämaa on koettelemuksen lisäksi myös pyhäkkö, jolla on huomattava merkitys vapauduttaessa sorron ikeestä. Samoin roomalainen ja germaaninen perintö näkee erämaan uskonnollisesti tärkeänä paikkana. Erämaassa oleskelu voi tarjota mahdollisuuden henkiseen ja hengelliseen kasvuun ja uudistumiseen sekä itsensä löytämiseen. Frommin (1977) mukaan Vanhan testamentin kuvaama erämaa symbolisoi kahlitsematonta ja omaisuudesta vapaata elämää, jolloin elämän hengellinen ulottuvuus voi korostua. Edelleen, venäläisessä sanastossa on sana Poustinia, jolla tarkoitetaan autiomaata tai erämaata. Hengellisesä mielessä sana voi tarkoittaa myös metsä- tai vuoristoaluetta. Poustinia on hengellisesti paikka, jossa voi etsiä yksinäisyyttä, hiljaisuutta, itseään, nöyryyttä, jumaluutta sekä harjoittaa katumusta ja ylentää mieltään. Ennen kaikkea, Poustinia on kuitenkin enemmänkin mielentila kuin fyysinen paikka tai alue. Henkilö voi vierailla Poustiniassaan missä ja milloin vain haluaa.

Lakisääteinen erämaa

Erämaakäsitteen lainsäädännöllinen perusta hahmottui Yhdysvalloissa jo vuonna 1939, jolloin määriteltiin Yhdyvaltojen metsähallinnon erämaapolitiikka, ns. U-säännökset. Alueiden käyttöasteet vaihtelivat riippuen U-luokista (luokat U-1, U-2, U-3). Tiukimmin säädellyillä alueilla tienrakennus, puunkorjuu, moottoriliikenne ja eräät muut alueiden käyttömuodot olivat kiellettyjä, mutta laiduntaminen ja tietyt vesivarojen säätelyhankkeet sallittuja. Ensimmäinen varsinainen erämaalaki (Wilderness Act) säädettiin yhdysvalloissa vuonna 1964. Lain mukaan erämaa on vastakohta ihmisen ja hänen toimntojensa hallitsemalle alueelle. Lain mukaan erämaa on alue, missä ihminen ei häiritse maata ja sen elämänmuotoja, missä ihminen on vain vierailija. Lisäksi alueen tulee olla laajuudeltaan vähintään 2020 ha.

Erämaan lakisääteinen minimikoko vaihtelee eri maissa. Esimerkiksi Australian erämaiden minimikoko on 25 000 ha ja erämaahan pääsy vaatii noin puolen päivän kävelyn lähimmältä tieltä. Uudessa Seelannissa minimikoko on 20 000 ha ja alueen läpikulkuun jalkaisin tulee kulua aikaa vähintään kaksi päivää. Ruotsissa säädöksi määritellyn erämaan vähimmäiskoko on 50 000 ha. Ruotsin erämaihn ei saa rakentaa uusia teitä eikä rautateitä ilman valtiopäivien lupaa. Lisäksi kaivostoiminta Ruotsin erämaissa on kiellettyä eräitä poikkeuksia lukuun ottamatta. Samoin Ruotsin erämaissa suurten vesivoimalaitosten ja voimalinjojen rakentaminen on kielletty ja lisäksi puunhakkuu kahta aluetta lukuun ottamatta.

Suomen erämaalaissa (Erämaalaki 1991) erämaan minimikoko on vähintään 15 000 ha. Lisäksi alueen tulee olla yleensä yli 10 km leveä. Alueen on oltava myös pääsääntöisesti tietön sekä maisemallisesti luonnontilainen ja ehyt. Erämaan ekosysteemien tulee olla monipuolisia ja toimivia koostuen pääasiassa luonnontilaisista, mutta myös luonnonmukaisista osista. Ihmisen toiminnot on erämaissa sovitettava yhteen luonnon toimintojen kanssa alueen erämaaluonnetta turmelematta. Suomen erämaissa voidaan lain mukaan harjoittaa tutkimusta, luontaiselinkeinoja ja primitiivistä retkeilyä. Metsänhakkuu sallitaan eräillä alueilla käyttäen tiettyjä keveitä hakkuumenetelmiä.

Empiirinen tutkimus suomalaisen erämaakäsitteen ja erämaiden käytön selvittämiseksi

Ainestosta

Suomalaisten erämaamielikuvan, erämaiden virkistyskäytön ja erämaa-arvostusten keskeisimpien piirteiden selvittämiseksi lähetettiin 2000 kyselylomaketta postitse satunnaisesti valituille 18 vuotta täyttäneille suomalaisille. Maa jaettiin neljään osittee-

seen ja kaikkiin lähetettiin 500 lomaketta. Lomakkeista palautettiin 44 %. Tulokset käsiteltiin kvantitatiivisesti käyttäen yleisiä tilastotieteen menetelmiä. Lisäksi selvitettiin kertomakirjallisuudessa esiintyvää erämaakuvaa analysoiden eri aikakausilta peräisin olevia subjektiivisesti valittuja teoksia kvalitatiivisesti. Kolmas aineisto kerättiin näyttämällä diakuvia viidessätoista tilaisuudessa 359 henkilölle ja tiedustelemalla heidän käsityksiään metsiköiden erämaisuudesta, maiseman kauneudesta ja metsiköiden soveltuvuudesta ulkoiluun. Henkilöt ilmaisivat käsityksensä näistä maiseman ominaisuuksista numeroasteikolla nollasta kymmeneen. Numeeristen arvioiden ja metsien mitattujen ominaisuuksien (puuston määrä ym.) välistä yhteyttä etsittiin tilastotieteen menetelmin. Lisäksi näihin tilaisuuksiin osallistuneet henkilöt täyttivät kyselylomakkeen, jossa tiedusteltiin samankaltaisia asioita kuin postikyselyssä sekä heidän luontoon liittyviä virkistystottumuksiaan yleensä. Postikyselyyn vastaamatta jättäneistä laadittiin uusi satunnaisotos, johon kuuluvia haastateltiin puhelimitse. Sekä tutkimismenetelmät että seuraavassa esiteltävät tulokset on esitetty tarkemmin kirjoittajan väitöskirjatyössä (Hallikainen 1998).

Suomalaisen erämaa

Luonnontilaisuus, tiettömyys, asumattomuus, laajuus ja syrjäisyys ovat suomalaisten erämaiden tärkeitä ominaisuuksia. Metsät ja suot sekä erityisesti aarniometsät ja luonnontilaiset suot kuuluvat oleellisesti suomalaiseen erämaamaisemaan. Varttuneissa hoitometsissä voidaan saavuttaa merkittäviä erämaakokemuksia, mutta aarniometsissä ja luonnontilaisilla aukeahkoilla soilla kokemus on selvästi voimakkaampi. Pienehkötkin luonnontilaiset suot ja aarniometsät lisännevät erämaisuutta alueilla, joissa hoidettujen metsien osuus on huomattava. Erityisesti kelot, puuston suuri määrä ja järeys sekä puuton korkea ikä luovat metsään erämaavaikutelmaa. Yleisesti ottaen kuusivaltaiset metsät koetaan mäntyvaltaisia erämaisempina, mutta vanha männikkökin on arvokas osa erämaametsää. Taimikoita, riukuvaiheen metsiä tai avohakkuualoja ei koeta erämaisina. Vaikka yksittäisten ihmisten joukosta voidaan löytää hyvinkin eri tavoin erämaisuudesta ajattelevia ihmisiä, yleisesti ottaen ihmisten erämaamielikuvat ovat melko yhteneviä. Toki tiettyjä eroja voidaan havaita myös eri ihmisryhmien välillä, esimerkiksi henkilön ikä tuo vaihtelua metsämaiseman erämaisuuden arvioihin iäkkäiden henkilöiden arvostaessa myös nuorten metsien erämaisuutta nuoria henkilöitä enemmän. Maatalousyrittäjien käsitykset ovat suurelta osin samankaltaisia kuin iäkkäiden ihmisten käsitykset poiketen monilta osin muihin sosioekonomisiin ryhmiin lukeutuvien henkilöiden käsityksistä.

Noin puolelle vastanneista halkaisijaltaan kahdeksan kilometrin suuruinen, luonnontilaista vanhaa metsää kasvava tietön alue on erämaa. Metsien uudistaminen vähentää erämaisuutta erittäin merkittävästi, mikäli alueen pinta-alasta uudistetaan nopeasti huomattava osa. Uudistetun tiettömän metsäalueen suuri koko ei näytä korvaavan erämaisuuden vähenemistä kovinkaan paljon. Myös tiheähkö metsäautotieverkko vähentää erämaisuutta huomattavasti. Toisaalta intensiivisen metsätalouden alueidenkin erämaisuutta voitaneen lisätä jättämällä pienehköjä erämaisia metsiköitä ja metsäalueita sinne tänne. Rakenteista pitkospuut ja avoimet autiotuvat soveltuvat parhaiten erämaihin. Myös sellaiset vanhat suomalaiseen luontokulttuuriin kuuluvat rakenteet kuin ladot syrjäisten niittyjen laidoilla ja harmaantuneet kelokämpät soveltuvat erämaamaisemaan. Sitä vastoin uudet mökit häiritsevät ihmisten erämaakokemusta. Myös rakennetut tulipaikat, opasteet ja merkityt polut soveltuvat kohtalaisen hyvin erämaiseen ympäristöön, ainakin jos niiden määrä on kohtuullinen. Eniten erämaissa vieroksutaan lukollisia majoja, erämaakahvioita ja hiihtohissejä sekä kirjolohen istuttamista erämaavesiin. Mikäli kaloja halutaan erämaavesiin istuttaa, tulisi

istuttaa jo vesistöjen luontaisia kalalajeja.

Lappi on Suomen erämaisimpana koettu lääni. Myös Pohjois-Karjalan ja Oulun läänissä on runsaasti erämaiksi miellettäviä alueita. Oulun läänin alueet sijaitsevat erityisesti läänin itäosissa, Kainuun maakunnassa. Kaikissa lääneissä on kuitenkin joitakin erämaisia alueita. Yksittäisistä alueista Urho Kekkosen kansallispuistoon suuntautuu eniten erämaakäyntejä ja alue on Suomen suosituin erämaa.

Suomalaiset ovat aktiivista ulkoilukansaa suurimman osan käydessä luonnossa erityisesti viikonloppuisin, varsinkin kesällä ja syksyllä. Noin puolet suomalaisista on käynyt, ja toistuvasti käy, erämaissa. Noin puolet kävijöistä viipyy käynnillään keskimäärin korkeintaan yhden päivän ja viidesosa 1–2 vrk. Noin viisi prosenttia viettää erämaassa kerrallaan keskimäärin viikon tai enemmän.

Noin puolet vastanneista ilmoittaa tärkeimmäksi erämaatoiminnokseen marjastuksen, sienestyksen, kalastuksen tai metsästyksen. Marjastus on erityisesti iäkkäämmän väestön ja erityisesti naisien erämaa- ja luontoharrastus, metsästys sitä vastoin miesten. Marjastusta harrastetaan koko maassa melko tasaisesti, mutta metsästysharrastus on selvästi aktiivisempaa Pohjois-Suomessa kuin maamme muissa osissa. Vaeltaminen ja samoilu on varsinkin keski-ikäisten vastaajien keskuudessa. Rauhan ja hiljaisuuden kokeminen ovat erityisesti vaeltajien ja samoilijoiden tärkeimpiä motiiveja. Myös metsästäjillä, kalastajilla, marjastajilla sekä sienestäjillä saaliin saamisen ohella rauhan ja hiljaisuuden kokeminen on tärkeä erämaakäyntien syy. Rauhan ja hiljaisuuden kokeminen on yleisesti tärkein erämaakäyntien syy. Maisemien lisäksi myös muut luontoelämykset kuten kasvien ja eläinten näkeminen tai maastoyöpymisen kokeminen ovat myös tärkeitä erämaakäyntien syitä. Kunnon kohottaminen ja yhteisten hetkien viettäminen mainitaan myös usein. Tiedusteltaessa ihmisten luontoharrastuksia yleensä, sekä harrastuksien taustalla olevia motiiveja, saadaan melko samanlainen kuva kuin tiedusteltaessa erämaakäyntejä ja niihin liittyviä motiiveja.

Suomalaiset arvostavat maansa erämaita. He ovat hyvin yksimielisiä siitä, että erämaita tulee säilyttää. Tärkeimpinä säilyttämisen perusteina mainitaan: 1) eliölajien suojelu, 2) säilyttäminen tuleville sukupolville ja 3) erämaiden merkitys virkistysympäristönä. Tärkeimmät erämaiden säilyttämisen syyt on havaittavissa ihmisryhmästä riippumatta molempien kyselyiden tuloksissa. Hieman vajaa puolet postikyselyyn vastanneista on sitä mieltä, että maassamme on riittävästi erämaita. Hieman yli kolmasosan mielestä erämaita on liian vähän. Ainoastaan muutama prosentti vastanneista on sitä mieltä, että erämaita on liikaa. Noin puolet vastanneista toivoo lisää suojeltuja erämaita Etelä-Suomeen, Pohjois-Suomeen noin kolmannes. Vastanneista hieman alle kymmenesosan mielestä Pohjois-Suomessa on liikaa suojeltuja erämaita. Myös useimmat puhelimen välityksellä haastatellut arvostavat erämaita ja uskovat tällaisia alueita olevan Suomessa.

Vastanneet ilmoittavat matkustavansa erämaihin päästäkseen keskimäärin noin 400–1000 km vuodessa. Noin puolet vastanneista ilmoittaa kirjoittavansa nimensä erämaiden suojelua edistävään adressiin ja luovuttavansa rahaa erämaiden suojelua edistävään rahankeräykseen. Ilmoitetut henkilökohtaiset luovutussummat ovat melko pieniä: keskimäärin noin 30–70 mk. Noin neljäsosa vastanneista ei kirjoittaisi nimeään adressiin eikä luovuttaisi rahaa keräykseen. Noin viidesosa ei luovuttaisi rahaa, mutta ilmoittaa kirjoittavansa nimensä.

Tarkastelu ja päätelmät

Seuraavassa tarkastellaan tutkimuksen keskeisimpiä tuloksia sekä vertaillaan niitä hyvin lyhyesti ja toteavasti eräisiin muihin aihetta sivuaviin tutkimuksiin. Päätelmät esitetään ennen muuta erämaisten alueiden hoidon käytännön näkökulmasta.

1. Suomalaisten erämaiden virkistyskäyttöä esittävät tulokset ovat suurelta osin yhteneväisiä muiden suomalaisten virkistyskäyttäjien parissa tehtyjen tutkimusten tulosten kanssa. Tiettyjä eroja tosin havaittiin. Otantaerojen lisäksi erot voivat johtua ennen kaikkea siitä, että tässä tutkimuksessa keskityttiin erämaihin kohdistuvan virkistyskäytön selvittämiseen, useissa vertailututkimuksissa kysymykset koskivat luonnon virkistyskäyttöä yleisemmin. Myös hieman erilaiset kysymykset vaikuttavat eroavaisuuksiin.

2. Metsämaisemien erämaisuuden ja kauneuden sekä ulkoiluviihtyisyyden välillä havaittiin melko voimakasta riippuvuutta. Toisaalta, osittain hieman eri tekijät vahvistavat metsämaisemien erämaisuutta ja kauneutta ja ulkoiluviihtyisyyttä. Metsän kauneutta edistävistä ympäristötekijöistä aiemmin saadut tulokset ovat varsin yhteneviä tämän tutkimusten tulosten (ks. tämän kirjan metsämaiseman kauneutta käsittelevät osat).

3. Suomalaisten erämaakävijöiden eräharrastuksissa kuvastuu vielä vanha kulttuurinen perintö, eli pyynti ja keräily ovat keskeisiä harrastuksia erämaakäyntien yhteydessä. Käyntien motiivit sitä vastoin lienevät erilaisia kuin muinaisina aikoina maisemien sekä rauhan ja hiljaisuuden kokemisen ollessa tärkeitä erämaakäyntien motiiveja nykyään. Suomalaisten erämaakäyntien motiivit ovat osittain samoja kuin yhdysvaltalaisten erämaakäyntien motiivit, vaikka vapauden ja yksinäisyyden kokeminen ei korostukaan suomalaisten motiiveissa yhtä voimakkaasti kuin yhdysvaltalaisten motiiveissa.

4. Vaikka erämaamaisemaa on arvostettu vasta noin sadan vuoden ajan (Linkola 1985), maamme erämaat ovat olleet aina tärkeitä ”takapihan ruoka-aittoja” suomalaisille. Myös nykyään erämaat ovat tärkeitä alueita suomalaisille asuivatpa he kaupungeissa, pientaajamissa tai haja-asutusalueella eri puolilla maatamme. Lisäksi suomalaiset käyvät erämaissa kohtalaisen aktiivisesti ja tukevat lähes poikkeuksetta erämaiden säilyttämistä. Yleisesti Suomen erämaiden määrää pidetään joko riittävänä tai liian vähäisenä.

5. Suomalaisten ihmisten erämaa-asenteet ja käsitykset erämaamaisemasta ovat melko yhteneviä vaikka joitakin ihmisryhmittäisiä eroja voidaankin havaita. Melko suuri yhteneväisyys käsityksissä mahdollistaa erämaisten alueiden hoidon siten, että hoitotoimenpiteet hyväksytään laajasti.

6. Erämaisuus on tietyllä tavoin jatkumo. Tämä merkitsee, että kevyehköt metsänhoitotoimenpiteet eivät tuhoa erämaisuutta täysin, vaikka luonnontilaiset metsä- ja suoalueet ovatkin tärkeimpiä erämaisuuden rakenneosia maassamme.

7. Metsien ja soiden lisäksi vesistöt, myös pienvesistöt kuten lammet ja purot, ovat tärkeitä ympäristöelementtejä erämaakokemuksen näkökulmasta. Vesistöjen ja niiden läheisyyden säilyttäminen mahdollisimman luonnontilaisena on tärkeää myös erämaisuuden suojelun kannalta.

8. Vaikka tunturiluonto ei hallitsekaan suomalaisten ensisijaisia erämaamielikuvia, monet löytävät tuntureilta omat erämaakokemuksensa. Lakisääteiset tunturierämaamme ovat siten myös tärkeä osa suomalaisten erämaiden suojelua.

9. Lakisääteisten erämaidemme lisäksi myös muut suojelualueemme ovat tärkeitä erämaita maassamme, noin puolet erämaakäynneistä suuntautuu suojelualuille. Suomalaiset ovat löytäneet erämaakokemuksia kuitenkin myös suojelualueiden ulkopuolelta. Erämaisuuden säilyttämistä kunnioittava ympä-

ristön hoito on tärkeää, mikäli halutaan säilyttää luontomme erämaisuutta laaja-alaisesti.

10. Nykyiset metsänhoito-ohjeet jättöpuineen ja jättöpuuryhmineen, jätettävine keloineen ym. tukevat erämaisuuden säilyttämistä talousmetsissä, vaikka hakkuut aina vähentävät erämaisuutta tietyssä määrin. Pienetkin luonnontilaiset alueet ja metsikkökuviot talousmetsissä edistävät erämaisuuden säilyttämistä huomattavasti, esimerkiksi jättämällä purokurut, jokivarret, soiden ja järvien läheiset alueet, kalliometsät jne. hakkuiden ulkopuolelle, säilytetään myös metsien erämaisuutta ekologisten arvojen ohella. Teiden rakentamista metsäalueille tulisi välttää niin paljon kuin mahdollista ja kuljettaa hakattu puu pois talviteitä pitkin, vaikka nämäkin vähentänevät erämaisuutta jonkin verran.

11. Suojelu- ja virkistysalueiden rakenteet tulisi säilyttää melko primitiivisinä, mikäli rakenteita välttämättä halutaan rakentaa, tai joudutaan ympäristönsuojelullisista syistä rakentamaan. Pitkospuut, avoimet tuvat sekä laavut, tulipaikat ja merkityt polut hyväksytään melko yleisesti erämaisillekin alueille. Kuitenkin tulisi jättää myös täysin rakentamattomia alueita täysin omavaraisen retkeilyn tukialueiksi muuallekin kuin lakisääteisiin erämaihimme. Myös vesistöjemme kalakantojen hoidossa voidaan erämaisuuden suojelu ottaa huomioon: kirjolohen sijasta tulisi mahdollisissa istutuksissa suosia vesistön luontaisia kalalajeja.

12. Laajat suojelualueemme ja lakisääteiset erämaa-alueemme ovat erämaasuojelumme runko. Kuitenkin pienehkötkin, halkaisijaltaan vain muutaman kilometrin laajuiset erämaiset alueet voivat olla tärkeitä paikallisia pienoiserämaita. Halkaisijalta noin kahdeksan kilometrin laajuiset melko luonnontilaiset metsä- ja suoalueet ovat erämaita valtaosalle suomalaisista. Tällaisten alueiden säilyttämistä tiettöminä ja hakkaamattomina tulisi harkita tai hakkuiden tulisi olla lieviä, luonnonmukaista metsänkuvaa säilyttäviä. Tällaisia erämaisia alueita löytyy kaikkialta maastamme.

13. Edellä esitetyt tulokset ovat jossain määrin alustavia. Varsinkin laajempien (metsä)alueiden erämaisuuden säilyminen erilaisilla hoitovaihtoehdoilla vaatii lisäselvitystä. Lisäksi tässä esitetyt tulokset on saatu käyttämällä niin sanottuja kvantitatiivisia eli numeerisia tutkimusmenetelmiä. Tällaisten menetelmien lisäksi tulisi maisema-arvostusten ym. tutkimisessa myös ymmärtävää, laadullista lähestymistapaa.

Kirjallisuus

Erämaalaki 1991. Suomen säädöskokoelma, laki n:o 62:129–143.

Fromm, E. 1977. Olla vai omistaa. Kirjayhtymä. Helsinki. 250 s.

Goffman, E. 1986. Frame analysis. An essay on the organization of experience. Northeastern University Press. Boston. 586 s.

Hallikainen, V. 1998. The Finnish wilderness experience. Seloste: Suomalainen erämaakokemus. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 711. 288 s.

Hautala, H. ja Kellomäki, E. 1968. Erämetsän elämää. Kuvakertomus saloseutujen katoavasta eläistöstä. W ja G. Helsinki. 136 s.

Häyrinen, U. 1979. Salomaa. Kirjayhtymä. Helsinki. 232 s.

Kemppinen, K. 1966. Eräretkeily. WSOY. Porvoo. 532 s.

Linkola, M. 1966. Viimeiset erämaat. Helsinki. W ja G. 215 s.

– 1985. Lapin erämaamaiseman arvostuksen syntyminen. Lapin tutkimusseuran vuosikirja 26:46–53.

Nykysuomen sanakirja 1982. Etymologinen sanakirja. (Häkkinen, K. toim.). WSOY. Porvoo. 406 s.

Oinonen, R. 1988. Erämaat ja niiden suojelu. Julkaisussa: Osala, T. (toim.). Pohjoinen erämaa, Kessi-Vätsäri. O ja G Kustannus. Vaasa. s. 14–23.

Rapola, M. 1947. Kieli elää. Pakinoita ja tutkielmia. WSOY. Forssa. 234 s.

Vilkka, L. 1999. Mitä on erämaa ilman susia. Julkaisussa: Saarinen, J. (toim.). Erämaan arvot: retkiä monimuotoisiin erämaihin. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 733:65–75.

Vilkuna, K. 1950. Suomen metsästyksen historia Julkaisussa: Ylänne, Y. (toim.). Metsästys. Otava. Helsinki. s. 9–19.

Voionmaa, V. 1947. Hämäläinen eräkausi. WSOY. Helsinki. 537 s.

Suomen erämaiden tunnuspiirteet

Ville Hallikainen

Suomen kaksitoista lakisääteistä erämaa-aluetta sijaitsee Lapissa. Tunturit, metsät, suot ja vesistöt hallitsevat näiden alueiden maisemaa. Alueet ovat pääosin tiettömiä, asumattomia sekä vähintään 15 000 ha laajuisia, usein kapeimmaltakin kohtaa vähintään kymmenen kilometrin levyisiä. Lakisääteisten erämaiden lisäksi voidaan tarkastella myös niin sanotun "sosiaalisen erämaan" tunnuspiirteitä. Tällä käsitteellä tarkoitetaan sitä erämaata, joka elää ihmisten erämaamielikuvissa. Suomalaisten ihmisten parissa tehdyt kyselytutkimukset yhdistettynä niin kutsuttuun kohteidennäyttömenetelmään osoittavat, että suomalaisen erämaan tunnuspiirteitä ovat luonnontilaisuus, tiettömyys, asumattomuus, syrjäinen sijainti sekä laajuus. Lisäksi erämaa on metsää, mieluiten vanhaa aarniometsää sekä luonnontilaisia soita. Metsistä kuusimetsät ovat hieman erämaisempia kuin mäntymetsät, mutta kyllä vanha männikkökin käy erämaasta. Vanhuuttaan kuolleet puut sekä puuston suuri määrä lisäävät metsän erämaisuutta huomattavasti. Suot voivat olla joko metsäisiä soita tai avosoita, ravinteikkaita tai karuja. Myös vesistöt kuuluvat olennaisena osana suomalaiseen erämaahan, niin järvet, joet, purot kuin pienet lammetkin. Moni suomalainen löytää erämaansa myös meren tai järven saaristoista. Vaikka luonnontilaisuus onkin erämaan ehkä tärkein ominaisuus, se ei tarkoita täydellistä ihmiskäden jäljen puuttumista maisemasta: ihmisen niittämä luonnonniitty, jonka reunalla on vanha lato sopii suomalaiseen erämaahan, samoin pitkospuut soiden yli, sekä polut, vanhat harmaantuneet metsäkämpät ja autiotuvat. Eikä vanha nuotiosijakaan kovin suuresti erämaakokemusta häiritse, ainakaan jos niitä ei ole kovin run-

saasti. Alueen laajuuden osalta todettakoon, että halkaisijaltaan kahdeksan kilometrin laajuinen tietön ja vanhaa metsää kasvava alue oli erämaa yli puolelle kyselyihin vastanneelle, hieman alle tuhannelle henkilölle.



Kuva 3.2-1. Syystalvi saapuu Murhijärven erämaihin.



Kuva 3.2-2. Ylläksen läheisyydessä sijaitseva Varkaankuru tarjoaa erämaakokemuksen monille ihmisille.

3.2.2 Kolme erämaata – erämaa yhteiskunnallisena puhetapana

Jarkko Saarinen

Erämaa puhetapana

Erämaiden aiempaa käyttöä ja menneisyyttä koskevat tulkinnat tehdään nykyisyyden ja tämän hetken arvo- ja valtarakenteiden kautta. Tästä on seurauksena se, että menneisyyskin – toisin sanoen sitä koskevat tulkinnat ja selitykset – on lopulta nykyhetkien vaihtuessa jatkuvassa muutoksessa. Lisäksi nykyhetkessä tehtävät tulkinnat usein peittävät alleen kilpailevat käsitykset, tulkinnat ja historiat. Toisaalta nykyisyyskään ei muodostu yksiulotteisesta arvo- ja asennemaailmasta, emmekä me kaikki saman kulttuurin sisälläkään elä sen suhteen täysin "samaa aikaa", tai jaa samaa tietotasoa muiden ihmisten kanssa.

Analyyttisellä tasolla voimme ymmärtää erilaiset erämaisuutta koskevat käsitykset diskursseina – puhetapoina – jotka ovat rakentuneet ja rakentuvat tietyssä kulttuurisessa ja historiallisessa asiayhteydessä. Diskurssit voidaan määritellä rajattavissa oleviksi, tiettyä asiaa tai asiantilaa (esim. erämaisuutta) koskeviksi ja sitä tuottaviksi puhetavoiksi, joihin kytkeytyy poliittista, taloudellista ja sosiokulttuurista merkityksenantovoimaa. Nämä puhetavat rakentuvat sosiaalisissa käytännöissä ja samalla ne rakentavat ja muuttavat sosiaalista todellisuutta. Diskursiivisiin puhetapoihin kytkeytyvien käytäntöjen kautta ne vaikuttavat myös fyysiseen ympäristöön, kuten maankäytön ratkaisuihin (ks. Saarinen 1998, 1999). Tässä mielessä diskurssit ja mielikuvat eivät ole vain sanoja, kuvia tai kuvauksia, vaan myös toimintaa ja vallankäyttöä joka jättää konkreettisenkin jälkensä maisemaan.

Diskurssien väliset valtasuhteet ovat muuttuvia. Useista, osin kilpailevista ja ristiriitaisista erämaakäsityksistä huolimatta on kuitenkin olemassa diskurssi, joka on tietyllä hetkellä muita hallitsevampi puheja ajattelutapa. Yksittäisessä diskurssissa tapahtuu sisällöllistä muutosta, ja diskurssin vallitsevien nykymerkitysten rinnalla esiintyy samanaikaisesti jäänteitä aiemmista sisällöistä sekä merkkejä myös tulevista uusista merkityksissä. Seuraavassa tarkastellaan joitakin nykyisiä erämaakäsityksiä ja niiden taustalla vaikuttavia diskursiivisia tekijöitä. Pyrkimys ei ole esittää täysin kattavaa näkemystä "kaikista mahdollista erämaista", vaan tarkastelu rajoitetaan esimerkinomaisesti eräisiin keskeisimpiin nykyisin vaikuttaviin erämaakäsityksiin.

Traditionaalinen erämaa

Traditionaalinen erämaa pohjautuu historialliseen ja pyyntikulttuurin kautta rakentuneeseen käsitykseen, jossa erämaalla on taloudellista ja elämäntapaan kiinteästi kytkeytyvää merkitystä. Traditionaaliseen erämaahan viittaavat arvot ovat pitkälti sidoksissa utilistisiin luontoasenteisiin. Niiden mukaan ihmisellä on lähes rajaton käyttöoikeus erämaahan. Erämaa on raaka-ainevarasto ja taloudellisesti hyödynnettävä resurssi.

Traditionaalisen erämaakäsityksen voidaan katsoa muodostavan vallassa olevan suomalaisen erämaita koskevan puhetavan. Se hallitsevuus ilmenee mm. Suomen erämaalain (1991) kautta. Lain tavoitteet ovat pitkälti yhteneviä pyyntikulttuurin muovaaman erämaakäsityksen kanssa. Erämaalain ilmentämä erämaakäsitys myötäilee ajatusta, jonka mukaan erämaa on kulttuurin ja talouden piirissä oleva resurssi joka hahmottuu käyttösuhteen ja hyödyntämisen kautta. Kuvaavaa onkin, etteivät erämaa-alueet ole lakisääteisesti suojelualueita, eivätkä ne siten tarkasti ottaen ole osa Suomen luonnonsuojelualueverkostoa. Näin siitäkin huolimatta, että ne usein esitettään samassa yhteydessä varsinaisten suojelualue-kategorioiden kanssa.

Puhtaasti pyyntikulttuurisesta erämaasta hieman poiketen lain näkökulma erämaahan on nykymuodossaan pitkälti

paikallinen; paikalliskulttuurinen ja aluetaloudellinen. Paikallisväestön ja -kulttuurin oikeudet ovat korostetusti esillä. Kuitenkin erämaalaissa mainitun luonnon monipuolisen käytön ja sen edellytysten kehittämistavoitetta on tulkittu siten, että se sallii pienimuotoisten hakkuiden suorittamisen lakisääteisesti perustetuissa erämaissa. Siten erämaiden käytöllä on myös yhä edelleen kansallista ja pyyntikulttuurin mukaiseen ei-paikalliseen hyödyntämiseen viittaavaa merkitystä.

Suojeltu erämaa

Erämaiden suojelulla ei ole pitkät perinteet Suomessa – ei ainakaan lakisääteisessä merkityksessä. Nimenomaan erämaiden lainsäädännöllinen suojelutarve nousi voimakkaasti julkisuuteen vasta 1980-luvun puolivälissä Kessin alueen hakkuiden yhteydessä (Lehtinen 1991). Tuolloin syntyneen erämaaliikkeen aikaan saaman yhteiskunnallisen keskustelun tuloksena asetettiin komitea pohtimaan Lapin jäljellä olevien erämaisten alueiden käyttökysymyksiä ja tulevaisuutta. Komitea jätti mietintönsä vuonna 1988.

Hallitsevan erämaakäsityksen näkökulmasta on kuitenkin varsin kuvaavaa, että suojelutaistelun kautta käynnistetyssä komiteatyöskentelyssä ja lainsäätämisprosessissa päädyttiin pitkälti traditionaalisen erämaakäsityksen mukaiseen "suojeluun". Toki suojepyrkimyksissä oli kyse myös luontaiselinkeinojen, kuten poronhoidon ja sen toimintaedellytysten säilymisestä. Erämaa-alueiden perustamisesta muodostuikin suojelun sijaan pikemminkin näiden alueiden ja niihin liittyvien käyttömuotojen säilyttämistä. Erämaaliikkeen pyrkimyksenä olleessa suojellussa erämaakäsityksessä oli myös elementtejä, jotka liittyivät laajemmin suomalaisen vallitsevan erämaadiskurssin ja -politiikan vastustamiseen.

Suojeltu erämaa perustuu tausta-ajatuksiltaan monin osin länsimaiseen erämaakäsitykseen ja erämaiden käytön historiaan. Pohjois-Amerikassa erämaiden kiihtyvä häviäminen, sivilisoituminen, johtivat lopulta jäljellä olevien alueiden suojelemisen tarpeeseen. Tämän seurauksena Yhdysvalloissa säädettiin maailman ensimmäinen erämaalaki vuonna 1964. Sitä edelsi reilun vuosisadan mittainen yhteiskunnallinen ja poliittinen keskustelu alueiden säästämisestä ja suojelemisesta, jota oli puolestaan edeltänyt pitkä romantiikan hengessä käyty nostalginen erämaakuvan yhteiskunnallinen muokkaaminen (Nash 1982).

Kansainväliseksi esikuvaksi muodostuneen lakitekstin ajatus erämaasta alueena, jossa "ihminen on vierailija joka ei jää" on jokseenkin päinvastainen kuin suomalaisen erämaalain lähtökohdat tai traditionaalisen erämaadiskurssin sisältö. Tässä mielessä voidaan jopa ajatella, etteivät suomen erämaa ja englanninkielen wilderness välttämättä sanoina ja termeinä täysin kohtaa toisiaan. Toisaalta suojellulla erämaalla on yhteys suomalaiskansallisesti rakentuneeseen erämaakäsitykseen. Karelianistinen ulkokulttuurinen erämaamaisema pohjautui yleiseurooppalaiseen kansallisajatteluun ja luonnon ja kulttuurin vastakohtaisuuteen. Suomessa tämä osaltaan romantisoi ja loi kansallista perustaa suojellulle erämaamielikuvalle. Tässä mielessä kansallinen herääminen ja siihen ajanjaksoon ajoittuva elinkeinorakenteen teollistuminen edustavat suomalaisen yhteiskunnan "sivilisaatioprosessia" Roderick Nashin (1982) kuvaamassa hengessä.

Käsitys suojellusta erämaasta on erityisesti vasta viime vuosikymmeninä haastanut traditionaalisen erämaakäsityksen. Sen merkityksen kasvun taustalla on yleinen globalisaatiokehitys, jossa länsimaiset luontokäsitykset ja -arvot ovat yhä menestyksekkäämmin levinneet ja läpäisseet teollistuneet yhteiskunnat ja tiedonvälityksen. Suojeluun liittyvien taloudellisten mekanismien, kuten luonto- ja ekomatkailun kautta länsimaiset luontoarvot ja käyttökulttuurit ovat siirtyneet myös taloudellisesti kehittymättömämpiin ja kulttuurien välisen vuorovaikutuksen osalta epätasa-arvoisessa asemassa oleviin maihin. Onnistuneissa tapauksissa luontomatkailun kehittäminen ja

suojelualueverkoston perustaminen ovat monipuolistaneet kehitysmaiden tuotantorakennetta, tuoneet uusia työmahdollisuuksia ja kohentaneet paikallisten yhteisöjen elinolosuhteita.

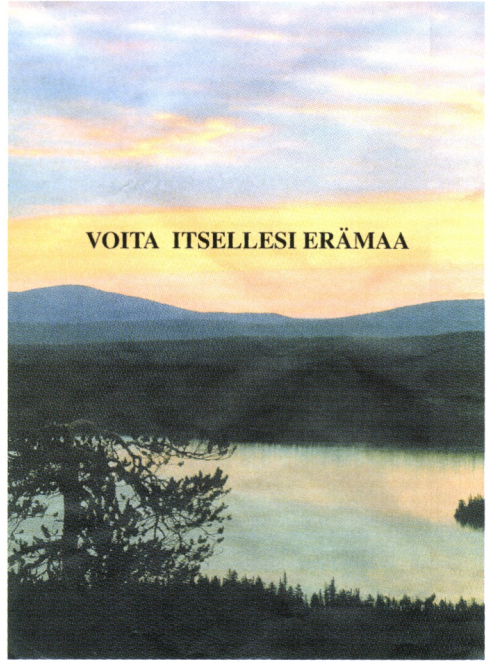
Suomessa globalisaatiokehitys yhdessä yhteiskunnan kaupungistumisen tai taajamoitumisen kanssa ovat irtaannuttaneet ihmiset suorasta ja toiminnallisesta suhteesta luontoon ja erämaihin. Tämä on osaltaan ohentanut traditionaalisen erämaasuhteen sisällöllistä merkitystä. Lisäksi myös Suomessa on julkisessa keskustelussa ryhdytty korostamaan jäljelle jääneiden erämaiden vähyyttä ja pienalaisuutta. Pirstoutuneiden erämaisten alueiden ei enää uskota säilyvän suhteellisen luonnontilaisina ilman intensiivisempää ja päämäärätietoisempaa suojelupolitiikkaa. Näin etenkin tilanteessa, jossa sekä ei-paikallinen että paikallinen erämaiden käyttöpaine on kasvanut ja muuttunut luonteeltaan aiempaa tehokkaammaksi ja laajamittaisemmaksi esimerkiksi lisääntyneen matkailun tai koneellistuneen metsä- ja porotalouden myötä.

Turistinen erämaa

Erämaat voivat merkitä ihmisille kansallista tai paikallista historiaa ja kulttuuria tai primitiivistä ja kulttuurin vastakohtaista maisemaa. Siitä huolimatta erämaat ovat yhä kiinteämpi osa globalisoituvaa maailmaa ja moderneja yhteiskuntia. Esimerkiksi erämaiden suojeleminen hallinnollisin päätöksin ja rajauksin liittää ne olennaisesti osaksi taloudellista, poliittista ja sosiaalista päätöksentekoprosessia.

Eräs keskeinen modernisaation synnyttämä, sitä osaltaan tuottava ja myös erämaitakin hyödyntävä muutostekijä on turismi ja laajemmin koko matkailutoimiala. Matkailutoimiala ja erityisesti siihen kytkeytyvä mainonta ja muu media (mm. matkaohjelmat ja -kirjallisuus) rakentavat mielikuvia meille vieraista paikoista ja kohteista. Erämaitakin koskevat mielikuvat voivat muodostua ilman, että meillä olisi välttämättä ennalta omakohtaista suoraa kosketusta kuvattuihin kohteisiin. Matkailutoimiala muovaakin voimakkaasti teollistuneissa ja kaupungistuneissa yhteiskunnissa elävien ihmisten erämaa- ja luontokäsityksiä.

Matkailuteollisuuden muodostama turistinen erämaa perustuu kuluttamiseen, markkinointiin ja luonnonympäristön visualisointiin sekä erämaisuutta kuvaavien kulissien rakentamiseen. Tässä suhteessa sitä voisi nimittää myös mainonnan erämaaksi. Mainonnassa erämaahan kytkeytyviä positiivisia mielikuvia liitetään osaksi markkinoitavaa tuotetta, kuten kuvassa 3.2-3, jossa Pohjois-Suomalainen olutmerkki pyrkii hyödyntämään erämaata osana omaa tuotemerkkiään. Turismin yhteydessä mainontaan kuitenkin kytkeytyy oleellisesti mahdollisuus "suoraan" erämaakokemukseen. Kokemukseen jossa erämaisuus hah-



Kuva 3.2-3. Mainonnan estetisoima erämaamaisema, jota hyödynnetään "kilpailupalkintona" osana markkinoitavaa tuotetta. Samalla erämaamielikuvaan liittyvät positiiviset elementit samalla ikäänkuin kytketään osaksi mainostettavaa olutmerkkiä.

Nykyiset keskeiset suomalaiset erämaadiskurssit.

I Traditionaalinen erämaa

- perustuu: historialliseen ja kulttuuriseen hyödyntämistraditioon (nautinta-alue)
- mielikuva: kulttuurin ja (paikallis)taloudellisen toiminnan sisäinen resurssi
- rakentunut: hyödyntämällä perinteisesti
- näkökulma: paikallinen, osin kansallinen

II Suojeltu erämaa

- perustuu: länsimaiseen ja anglo-amerikkalaiseen erämaakäsitykseen
- mielikuva: kulttuurin ulkopuolinen alue, jossa ihminen on vain vierailija
- rakentunut: valloittamalla ja yhteiskunnan sivilisaatioprosessissa
- näkökulma: globaali

III Turistinen erämaa

- perustuu: modernisaatioon ja kulutukseen
- mielikuva: hyödyke joka on tuotettavissa ja kulutettavissa, taloudellisen toiminnan sisäinen resurssi ja paikka jossa kuluttaja on vierailija joka ei jää
- rakentunut: tuottamalla/uusintamalla markkinoinnissa ja kuluttamalla hyödykettä
- näkökulma: globaali

mottuu mainonnan ja median kautta syntyneiden mielikuvien pohjalta. Turistinen erämaa on hyödyke; resurssi ja tuote jota voidaan tuottaa, uusintaa ja kuluttaa sekä suorassa että epäsuorassa yhteydessä itse kohteeseen – erämaahan.

Turistinen erämaa ilmentää sekä paikallista että kansainvälistä – *globaalia* – erämaihin kohdistuvaa muutosprosessia. Matkailussa erämaa on sekä paikallisen että laajemman talousjärjestelmän ja kulttuurin sisäpuolella oleva resurssi. Paikka, jossa kuluttaja on vierailija joka ei jää. Turistinen erämaakuva perustuu villin luonnon mielikuvien aktiiviselle tuottamiselle, kierrättämiselle ja uudelleen muokkaamiselle, nojaten pitkälti utilistisiin ja humanistisiin luontoasenteisiin.

Kirjallisuus

Erämaalaki 1991. Suomen säädöskokoelma 1991 I n:o 62. s. 129–131.

Lehtinen, A. 1991. Northern natures: a study of the forest question emerging within the timber-line conflict in Finland. Fennia 169: 57–169.

Nash, R. 1982. Wilderness and the American mind. 3 painos. Yale University Press, London. 425 s.

Saarinen, J.1998. The social construction of tourism destination: the transformation process of Saariselkä resort in Finnish Lapland. Julkaisussa: Ringer, G. (toim.). Destinations: Cultural landscapes of tourism. Routledge, London and New York. s. 154–173.

Saarinen, J. (1999). Erämaa muutoksessa. Julkaisussa: Saarinen, J. (toim.). Erämaan arvot: retkiä monimuotoisiin erämaihin. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 733:77–93.

3.2.3 Suomalainen erämaatutkimus: lähtökohtia ja tutkimusteemoja

Jarkko Saarinen

Suomen erämaista tuskin löytyy paikkaa, jossa ihminen, saha ja kirves eivät olisi ainakin jo kertaalleen käyneet. Kartalta ei enää löydy valkeita läiskiä tutkimusmatkailijoiden ja eräretkeilijöiden valloitettaviksi. Erämaatutkimusta ja jäljelle jääneiden erämaiden hoidon ja käytön hallintaa voidaan pitää erämaiden valloituksen toisena ja ehkä viimeisenä aaltona. Välttämättömänä sellaisena. Jäljelle jääneet erämaat ovat niin Suomessa kuin useimmilla muillakin alueilla rajautuneet saarekkeiksi, jotka eivät enää tule toimeen ilman hoitosuunnitelmaa, niin paradoksaaliselta kuin se erämaiden yhteydessä kuulostaakin. Kestävän erämaiden käytön ja hallinnan voidaan ainakin pitkällä aikavälillä katsoa edellyttävän perustakseen yhä monipuolisempaa ja perusteellisempaa tutkimustietoa, jonka tuottaminen on yksi erämaita koskevan tutkimuksen keskeisimmistä tavoitteista.

Erämaakomitea nimesi yhdeksi erämaiden säilyttämisen syyksi niiden tutkimuksellisen arvon jonka asettamalle perustalle Suomen erämaatutkimusohjelma 1993–1996 rakensi kysymyksenasettelunsa (Hallikainen ja Jokimäki 1992). Kotimaisen ja kansainvälisen erämaatutkimuksen sekä kansallisissa ja kansainvälisissä sopimuksissa esiin nostettujen erämaita tai erämaisia alueita koskevien tutkimustarpeiden pohjalta tulevat erämaatutkimuksen tavoitteet ja osa-alueet voidaan ryhmitellä neljään teemakokonaisuuteen: (1) erämaaluonteen tutkimiseen ja säilyttämiseen, (2) erämaihin ja niiden käyttöön sidoksissa olevien paikalliskulttuurien tutkimukseen, (3) erämaiden monikäytön kehittämisen ja eri käyttömuotojen yhteensovittamisen tutkimiseen ja (4) erämaiden monimuotoisuuden turvaamisen ja luonnonsysteemien ja niiden muutosten tutkimiseen (ks. Saarinen 1996a).

Erämaaluonteen tutkiminen ja säilyttäminen

Erämaatutkimuksen näkökulmasta erämaaluonteen tutkimisen ja säilyttämisen voidaan katsoa olevan keskeisin tutkimustavoite, johon muutkin teemakokonaisuudet viime kädessä tähtäävät. Erämaaluonteen – sen mikä tekee jostakin alueesta erämaisen – selvittäminen edellyttää niin käsitteellistä kuin empiiristäkin tutkimusta. Käsitteellisellä tasolla kyse on erämaan kulttuuristen merkitysten ja arvojen tarkastelusta. Teoreettisesti orientoituneella tutkimuksella on laajemmassa mielessä merkitystä myös erämaiden hoidolle. Tähän asti erämaiden hallintaa on ohjattu suojelun ja osin sen perusteella mitä ihmiset erämaisilla alueilla tekevät annettujen vaihtoehtojen puitteissa. Periaatteellisella tasolla voidaan kuitenkin ajatella, että näiden tekijöiden ohella erämaisten alueiden hoidossa ja käytön ohjaamisessa tulisi korostaa myös niitä tekijöitä, joita ihmiset erämaassa arvostavat ja mita erämaa heille merkitsee. Esimerkiksi erämaiden virkistyskayttöön liittyvät toiminnot ja osin motiivitkin saattavat osin ilmentää alueiden hallinnan tuottamia mahdollisuuksia kuin erämaihin kohdistuneita kulttuurisia ja erämaisuutta ja sen säilyttämiseen tähtääviä toimenpiteitä. Erämaatutkimuksen olisikin Colen (1994) mukaan pyrittävä tuottamaan erämaiden käyttöä ja hoitoa palvelevaa tietoa koskien: (1) uhkatekijöiden luonnetta ja, (2) uhkatekijöiden voimakkuutta ja siihen vaikuttavia tekijöitä, (3) uhkatekijöiden aiheuttamien muutosten merkitystä, (4) uhkatekijöiden aiheuttamien muutosten korjaamis- ja hallintakeinojen tehokkuutta ja (5) uhkatekijöitä kuvaavia indikaattoreita ja seurantatekniikoita. Uhkatekijämatriisista puuttuu laajempi, ei-aluekohtainen arvotaso.

Erämaihin ja niiden käyttöön sidoksissa olevien paikalliskulttuurien tutkimus

Suomen erämaalain tavoitteissa korostetaan saamelaiskulttuurin ja luontaiselinkeinojen turvaamista. Jos aiemmasta kotimaisesta erämaatutkimuksesta halutaan etsiä joitakin puutteita, niin erämaiden nykyistä paikalliskulttuurista merkitystä tarkasteleva tutkimus on ehkäpä merkittävin sellainen. Tämä koskee niin suomalaista kuin myös kansainvälistäkin erämaatutkimusta. Ehkä osin juuri kansainvälisten esimerkkien puutteen vuoksi paikallinen näkökulma on jäänyt kotoisessa tutkimuksessa vähemmälle huomiolle. Teemaa on kylläkin sivuttu monissa tutkimuksissa ja historianäkökulman kautta erämaiden paikallista merkitystä on tarkasteltu melko runsaasti. Historianäkökulman kautta rakentuvaa tietoa voidaan luonnollisesti pitää edellytyksenä erämaiden nykyisen merkityksen ja käytön ymmärtämiselle.

Suomalaisen erämaatutkimuksen yhteydessä paikalliskulttuurisen näkökulman tekee erityisen ajankohtaiseksi ja tärkeäksi saamelaiskulttuurin itsehallintolaki sekä etenkin keskustelun alla oleva saamelaisalueen maanomistus- tai maanhallintakysymys. Jälkimmäinen liittyy mm. saamelaisalueen luonnonvarojen, kuten erämaiden käyttöön ja käyttöoikeuteen kolmen pohjoisimman kunnan ja Lapin Paliskunnan alueella Sodankylässä. Juuri kysymykset siitä, kuka päättää ja millaisilla perusteilla erämaisten alueiden käytöstä tai käyttämättä jättämisestä ovat ajankohtaisia teemoja. Samoin ovat eettisesti latautuneet kysymykset paikallisyhteisöjen oikeudesta perinteiseen elämäntapaan, kulttuuriin, identiteettiin tai sen muuttamiseen. Meiltä puuttuu myös perustietämys erämaisten alueiden paikalliskäytön määrästä, luonteesta ja paikallisesta merkityksestä.

Erämaiden monikäytön kehittäminen ja eri käyttömuotojen yhteensovittamisen tutkimus

Erämaisia alueita koskeva metsien monikäytön tutkimus on viimeisten 5–10 vuoden aikana lisääntynyt varsin paljon. Metsien monikäytön ts. ei yksinomaan puuntuotantoon tähtäävän metsäluonnon käytön tutkimustarve korostuu erämaisten metsien yhteydessä, samoin kuin eri käyttömuotojen yhteensovittamiseen kohdistuva tutkimus. Erämaiden käyttöön kohdistuu usein hyvin erityyppisiä tavoitteita, jotka saattavat olla ristiriidassa keskenään .

Suomessa erämaiden käyttöön kohdistuvat ristiriidat ovat pääasiallisesti joko paikallisia tai paikallisen (tai sen kautta kanavoituvien näkokulmien) ja kansallisen\kansainvälisen tason välisiä ristiriitoja (ks. Lehtinen 1991, 1994; Rytteri ja Vuorio 1995, Saarinen 1996b, 1998). Eri käyttömuotojen yhteensovittamiseen tähtäävässä erämaatutkimuksessa onkin tärkeää tiedostaa sekä paikallistason sisäiset että paikallisen ja kansallisen ja myös kansainvälisen tason väliset vuorovaikutussuhteet ja niiden luonne. Laajemman yhteyskunnallisen näkökulman korostaminen ei kuitenkaan merkitse sitä, että unohdamme ja häivytämme itse erämaan tutkimusasetelmasta ikäänkuin "sattumanvaraiseksi" ristiriitojen tapahtumapaikaksi, jossa erilaiset yhteyskunnalliset ja kulttuuriset arvot kohtaavat. Juuri erämaa paikkana ja yksilöiden ja eri intressiryhmien siihen liittämät merkitykset ja arvot kanavoivat ristiriidan nimenomaan koskemaan erämaita ja niiden käyttöä. Se millaisia merkityksiä erämaahan liitämme kertoo myös sen, miten erämaata on mahdollista mielestämme käyttää ja hyödyntää. Tässä mielessä erämaa on moraalinen käsite.

Erämaiden monimuotoisuuden turvaaminen ja luonnonsysteemien ja niiden muutosten tutkiminen

Erämaat tarjoavat suhteellisen luonnontilaisina alueina erinomaisen mahdollisuuden luonnon monimuotoisuuden ja luonnonsysteemien tutkimukseen. Eikä yksinomaan koskien erämaita, vaan laajemminkin ihmisen ympäristöä. Nossin (1996, s. 5–6) mukaan juuri erämaa, verrattuna moniin muihin määrittämiimme luonnonalueisiin, tarjoaa "korkeamman tason" näkökulman monimuotoisuuskysymykseen johtuen erämaan ideaan liitettävästä laajuusvaatimuksesta.

Ekosysteemien ja niiden muutosta koskevassa tutkimuksessa tulisi kiinnittää huomiota ihmistoiminnan vaikutuksiin koskien ekosysteemien toimintaedellytyksiä, eheyttä, laajempaa ekologista maisemarakennetta, populaatiorakennetta ja -suhteita sekä vaikutuksia ekosysteemien luontaisiin muutosprosesseihin. Lisäksi erämailla on merkitystä laajempien ilmastoprosessien tutkimuksen kannalta.

Edellä lyhyesti läpikäydyt neljä erämaantutkimuksen teemakokonaisuutta kytkeytyvät kiinteästi yhteen. Nämä teemat ei niinkään pyri ilmentämään tieteenalakohtaisia eroja, vaan erämaihin ja niiden käyttöön liittyviä tutkimusongelmia. Juuri monitieteinen kysymyksenasettelu on luonteenomaista erämaatutkimukselle ja onnistuneen erämaiden käytön ja hoidon hallinnan voidaan katsoa edellyttävän monitieteistä kysymyksenasettelua. Kukin tutkimusteema pyrkii myös sisältämään ajatuksen paikallisesta, kansallisesta ja globaalista (yli-kansallisesta) tasosta sekä niiden välisten vuorovaikutussuhteiden huomioimisesta.

Esitetyt neljä teemakokonaisuutta ovat pyrkimys yleisluonteisen erämaatutkimuskehyksen rakentamiseen, johon tarkemmat kysymyksenasettelut on mahdollista sitoa. Mitkä sitten olisivat tämänhetkisen ja lähitulevaisuuden erämaatutkimuksen keskeisiä tutkimusongelmia? Nimeämättä mitään yksittäistä tutkimustee-

maa tärkeimmäksi voidaan ainakin seuraavien teemojen katsoa olevan erämaiden säilyttämisen ja käytön kannalta keskeisiä tutkimusaiheita:

- Erämaiden merkitys laajemmille luonnonalueille ja -systeemeille.

- Erämaiden ja muiden vanhojen metsien luonnon monimuotoisuuteen vaikuttavien ja sitä uhkaavien tekijöiden merkitys.

- Erämaiden ja niiden käytön merkitys paikalliskulttuurille ja -taloudelle sekä paikallisten käyttötarpeiden ymmärtäminen ja yhteensovittaminen erämaiden suojelu-, virkistys- ja matkailuarvojen kanssa.

Keinot, joilla erämaatutkimus voi vaikuttaa erämaisuuden säilymiseen ja esimerkiksi eri käyttömuotojen yhteensovittamiseen ovat pitkälti samoja kuin lähes minkä tahansa muunkin tutkimuksen. Erämaatutkimuksen kautta kerätään ja tuotetaan ongelmakeskeistä tutkimustietoa, joka saatetaan erämaisten alueiden käytöstä ja hoidosta vastaavien tahojen tietoon ja/tai julkiseen tietoisuuteen. Itse päätöksenteko jää pääosin hoidosta vastaavien ja heidän toimintaansa ohjaavien tai siihen vaikuttavien tahojen tehtäväksi. Tämä varsin yksinkertainen toimintamalli edellyttää kuitenkin toimiakseen aktiivista vuorovaikutusta tutkijoiden ja alueiden hoidosta vastaavien tahojen välillä koskien mm. tutkimuksen kysymyksenasetteluja ja tutkimustiedon välittämistä. Samalla on tarpeen ja hedelmällistä pohtia sitä kenelle erämaatutkimusta tehdään. Erämaatutkimukselta tulee nyt ja jatkossa edellyttää monipuolista kysymyksenasettelua ja pyrkimystä yhdistää erilaisia näkökulmia – olipa kyse sitten luonnontieteellisestä ja yhteiskuntatieteellisestä tutkimuksesta tai pyrkimyksestä niiden yhdistämiseen.

Kirjallisuus

Cole, D. (1994). The Wilderness Threats Matrix: A framework for assessing impacts. USDA Forest Service, Intermountain Research Station. Research Paper INT-475. 14 s.

Hallikainen, V. ja Jokimäki, J. (1992). Suomen erämaatutkimusohjelma 1993–1996. Arktisen keskuksen tiedotteita 7. 72 s.

Lehtinen, A. (1991). Northern natures: a study of a forest question emerging within the timberline conflict in finland. Fennia 169:57–169.

Lehtinen, A. (1994). Ympäristökamppailut tutkimushaasteena. Julkaisussa: Lehtinen, A. ja Rannikko, P. (toim.). Pasilasta Vuotokselle. Gaudeamus, Helsinki. s. 273–284.

Noss, R.F. (1996). Soul of the wilderness. International Journal of Wilderness 1:5–8.

Rytteri, T. ja Vuorio, V. (1995). Arvoperusta suojelukohten määreenä – Kuusamon suojeluskunnat metsänsuojelijoina. Alue ja Ympäristö 24(1):15–24.

Saarinen, J. (1996a). Erämaat ja erämaatutkimus tulevaisuudessa. Julkaisussa: Sippola, A-L., Saarinen, J., Jokimäki, J., Hallikainen, V. ja Sepponen, P. (toim.). Moniarvoinen erämaa: Suomen erämaatutkimusohjelman loppuraportti. Arktisen keskuksen tiedotteita 21:68–89.

Saarinen, J. (1996b). Oravannahoista kettinkeihin: erämaan monet merkitykset. Julkaisussa: Huhtala, A. (toim.). Ympäristö – arvot? Lapin yliopiston hallintoviraston julkaisuja 35. s. 95–114.

Saarinen, J. 1998. Cultural influences on wilderness encounter responses: a case study from Finland. International Journal of Wilderness 4(1):28–32.

Lakisääteinen erämaa: Yhdysvaltain ja Suomen erämaalain sisältämät erämaan määritelmät ja lain tavoitteet

Jarkko Saarinen

Yhdysvaltain vuoden 1964 erämaalaki (Public Law 1964):

Erämaan määritelmä: Erämaa, toisin kuin alueet joissa ihminen ja ihmistoiminnan muodot hallitsevat maisemaa, on täten tunnistettu alueeksi jossa maa ja sen eliöyhteisö ovat ihmisen rajoittamattomia ja jossa ihminen itse on vierailija joka ei jää. Tässä laissa erämaa-alue on jatkossa määritetty tarkoittamaan kehittämätöntä liittovaltion maata, joka säilyttää alkuperäisen luonteensa ja vaikutuksensa ilman pysyviä ihmisasutuksen parannuksia, ja joka on suojeltu ja hoidettu säilyttämään luonnontilaiset olosuhteensa ja (1) jossa yleisesti ottaen näyttävät vaikuttaneen ensisijaisesti luonnonvoimat ja jossa ihmistoiminnan jälki on olennaisilta osiltaan huomaamaton; (2) joka tarjoaa huomattavia mahdollisuuksia yksinäisyyteen tai alkeelliseen ja rajoittamattoman kaltaiseen virkistykseen; (3) joka on pinta-alaltaan vähintään 5 000 eekkeriä tai riittävän kokoinen tehdäkseen käytännössä sen säilyttämisen ja käytön mahdolliseksi vahingoittumattomissa olosuhteissa; (4) joka voi myös sisältää ekologisia, geologisia tai muita tieteellisiä, opetuksellisia, maisemallisia tai historiallisia arvoja.

Suomen erämaalaki (1991):

1 § Lain tarkoitus: Erämaa-alueita perustetaan alueiden erämaaluonteen säilyttämiseksi, saamelaiskulttuurin ja luontaiselinkeinojen turvaamiseksi sekä luonnon monipuolisen käytön ja se edellytysten kehittämiseksi.

5 § *Teiden rakentaminen*: Erämaa-alueille ei saa rakentaa pysyviä teitä. Valtioneuvosto voi kuitenkin antaa luvan sellaisen pysyvän tien rakentamiseen, jolla on yleisen edun tai luontaiselinkeinojen harjoittamisen kannalta huomattava merkitys.

7 § Hoito- ja käyttösuunnitelma: Erämaa-alueen hoidossa ja käytössä on noudatettava hoito- ja käyttösuunnitelmaa, jonka laatii metsähallitus ja vahvistaa ympäristöministeriö. Erämaa-alueiden metsät säilytetään luonnontilaisina tai niissä harjoitetaan luonnonmukaista metsänhoitoa. Metsähallitus laatii erämaa-alueiden luonnonmukaisesti hoidettavien metsien käsittelyohjeet, jotka otetaan huomioon alueen hoito- ja käyttösuunnitelmaa laadittaessa.

Kirjallisuus

Erämaalaki (1991). Suomen säädöskokoelma 1991 I n:o 62, 129–131.

Public Law (1964). Public Law 88–577.

3.3 Erämaiset alueet luontomatkailun kohteena

3.3.1 Luontomatkailu osana metsien käyttöä

Jarkko Saarinen

Johdanto

Luontomatkailu on metsien monikäytössä ja sen tutkimuskentässä varsin tuore käsite ja tutkimuskohde (Sepponen ja Lohiniva 1994). Ilmiönä ja ihmisten vapaa-aikaan liittyvänä toimintona sillä on kuitenkin jo historiaa takanaan. Ennen 1990-luvun vaihdetta nykyistä luontomatkailua kutsuttiin Suomessa tutkimuksen ja metsänhoidon yhteydessä pääasiallisesti luonnon virkistyskäytöksi tai retkeilyksi. Nämä termit eivät ole poistuneet käsitekartalta, mutta niiden käyttö on nykyisin suhteellisesti vähentynyt. Etenkin kansainvälisesti matkailun ja virkistäytymisen tutkimus- ja julkaisutoiminta ovat myös monessa mielessä eriytyneet, samoin niiden taustalla vaikuttavat tieteenalat ja teoreettiset ajatukset poikkeavat osin toisistaan. Esimerkiksi metsätieteet ovat perinteisesti keskittyneet pitkälti virkistyskäytön tutkimukseen ja maantiede, taloustiede ja antropologia matkailuun.

Vapaa-ajan retkeily luonnonympäristössä alkoi Suomessa laajamittaisemmin ja organisoidusti 1920- ja 1930-luvuilla. Nuorelle tasavallalle kotimaahan ja sen eri osiin suuntautuvalla matkailulla oli suuri kansallinen merkitys. Retkeilytoiminnan käynnistämisvaiheessa suunniteltiin ja lopulta perustettiin maamme ensimmäiset kansallispuistot, Pyhätunturi, Pallas-Ounastunturi, Heinäsaaret ja Stora Träskö, vuonna 1938. Niiden perustamisen kannalta matkailullisetkin tekijät olivat keskeisiä. Ajatuksellisesti kansallispuistot toimivat kansalaisille ikkunoina "isänmaan" monipuoliseen ja kauniiseen luontoon.

Yhteiskunnallisessa keskustelussa metsien virkistyskäyttöön ryhdyttiin kiinnittämään enenevässä määrin huomiota 1960- ja 1970-luvuilla. Kiinnostuksen taustalla oli vapaa-ajan ja elintason nousua seurannut metsien virkistyskäytön voimakas kasvu. Se puolestaan johti lisääntyvään tarpeeseen rajata alueita ja niiden käyttömuotoja nimenomaan virkistyskäytön tarpeita silmällä pitäen. Lisäksi luonnon virkistyskäyttö ja luonnonsuojelu koettiin tässä suhteessa eräänlaisina liittolaisina, ja virkistyksen ja laajemmin metsän monikäytön nähtiin uutena käyttömuotona sulkevan muita ja aiempia vallitsevia toimintoja pois. Virkistyskäytön kasvua seurannut muutospaine aiheuttikin sekä käytännöllisiä että erityisesti periaatteellisia ristiriitoja. Samalla se loi kuitenkin osaltaan pohjaa ja tarpeen nykyisille monitavoitteisen ja alue-ekologisen metsäsuunnittelun lähtökohdille.

Ristiriitojen ilmenemisen, yhteiskunnallisen keskustelun ja virkistyskäytön kasvun seurauksena metsän monikäytön tutkimustoiminta aloitettiin. Varsinainen tutkimuksen kasvu on koettu kuitenkin vasta 1990-luvun taitteessa ja sen jälkeen. Sen taustalla vaikutti yleinen kansainvälinen matkailukehitys, jossa luonto, ekologisuus ja kestävyys nousivat keskeisiksi suuntauksiksi. Samalla perinteiset alkutuotannolliset metsätyöpaikat ovat vähentyneet dramaattisesti. Sitä vastoin luonnon vetovoimaan perustuva matkailu alkoi kansainvälisesti kasvaa muita matkailun osa-alueita voimakkaammin. Suomessa luontomatkailun kehitys on lähtenyt taloudellisessa mielessä käyntiin vasta aivan viime vuosina. Vuonna 1994 kansainvälisen luontomatkailun taloudellisen kokonaisvaikutuksen arvioitiin olevan Suomelle noin 1.1 miljardia markkaa ja työllistävän vaikutuksen noin 1 700 kokoaikaista ja noin 1 450 osapäivätyöpaikkaa (Kauppi 1996). Esimerkiksi Kuusamon kunnan matkailutulosta ja matkailun työpaikoista virkistyspalvelut muodostivat vuonna 1997 reilun viidenneksen (Hätälä ja Kauppila 1999).

Luonnon matkailullinen markkina-arvoistuminen ilmenee myös kansallispuis-

tojen hoidon ja käytön suunnittelussa siten, että aiemmin kävijöiksi kutsuttuja retkeilijöitä nimitetään nykyisin asiakkaiksi ja matkailijoiksi. Samalla kansallispuistojen opastuskeskukset ovat muuttuneet ja tuotteistettu luonto- ja kulttuurikeskuksiksi. Kaikki tämä on ollut omiaan korostamaan metsäluonnon matkailukäytön merkitystä ja herättämään keskustelua matkailun ja perinteisten metsän käyttömuotojen ja niiden suhteellisen arvon välillä.

Uusia käsitteitä

Metsäluonnon matkailukäyttöön kytkeytyy runsaasti uusia käsitteitä. Eräitä keskeisimpiä ovat mm. luontomatkailu, ekomatkailu, ympäristöä säästävä matkailu, kestävä matkailu ja metsämatkailu. Näiden käsitteiden sisältöä vaikuttaa vielä osin vakiintumattomalta. Sen voidaan katsoa olevan tyypillistä muillekin monitieteisille tutkimussektoreille kuin yksin matkailun tutkimukselle.

Yleistäen ja yksinkertaistetusti määriteltynä luontomatkailuilla tarkoitetaan matkailua, joka oleellisista osiltaan perustuu luonnonympäristöihin ja niiden vetovoimaisuuteen. Matkailun yhteydessä luonnonympäristöt voivat käytännössä tarkoittaa hyvinkin eri tyyppisiä kohteita esimerkiksi luonnontilaisuudeltaan. Luontomatkailukohteina voivat toimia maaseudun maatilamajoituspaikat, erämaa-alueet, kansallispuistot, luontokeskukset tai vaikkapa Lapin matkailukeskukset satoine ja tuhansine hotellivuodepaikkoineen. Luontomatkailukin on pitkälti osa modernia mielikuva- ja kulttuuriteollisuutta.

Toisin kuin ekomatkailu, luontomatkailu ei sellaisenaan sisällä ajatusta itse luontokohteen suojelusta. Ei ainakaan perinteisessä lainsäädännöllisessä mielessä. Ehkäpä juuri ekomatkailuun kytkeytyvän luonnonsuojeluideologian vuoksi Matkailun edistämiskeskus (MEK) ei ole suositellut – ”hyväksynyt” – termin käyttöä Suomessa esimerkiksi matkailumarkkinoinnissa (Matkailun edistämiskeskus 1993). Sen tilalle MEK tarjoaa ympäristöä säästävän matkailun termiä, joka liittyy yleisemmin kestävän matkailukehityksen ja kestävän kehityksen päämääriin ilman yksityiskohtaisia matkailun kehittämistä sääteleviä sitoumuksia. Kuten termeihin ja kielen käyttöön yleensäkin, luontomatkailun ja kestävän matkailun käsitteisiin liittyy ”vallankäytöllisiä” piirteitä. Ne konkretisoituvat viimeistään luontomatkailun kohdealueiden maankäytön suunnittelussa ja eri intressiryhmien mielipiteiden arvoa huomioitaessa.

Kestävästä matkailusta on viime vuosina tullut eräänlainen muotitermi matkailusuunnittelussa ja matkailun alueellisessa kehitystyössä. Kestävä matkailukehitys voidaan määritellä matkailuksi, joka johtaa luonnon ja kulttuuriympäristön hallintaan siten, että alueelliset ja paikalliset taloudelliset ja sosiaaliset tarpeet täyttyvät samalla ylläpitäen paikallista kulttuuria ja elämäntapaa sekä on vaarantamatta elämää ylläpitäviä ekologisia toimintoja ja biologista monimuotoisuutta (Borg 1998, Saarinen 1998a). Kestävä matkailu on luonteeltaan enemmän prosessi ja periaate kuin selkeä ”lopputuote”. Kestävän matkailun kriteerejä ovat mm.: toiminnan suunnittelun ja vaikutusten arvioinnin kokonaisvaltaisuus, tuotteiden ja toimintojen elinkaarianalyysit, ympäristövastuullisuus, hyväksyttävien muutosten rajojen määrittely (kantokykyajattelu), luonnon- ja kulttuuriperinnön säilyttäminen, yhteissuunnittelu (osallistava suunnittelu), ennakoiva ja pitkän aikavälin suunnittelu (kestävä kehitys), toimintojen ja tuotteiden kierrätettävyys, tuottoon perustuva kasvu ja jatkuva kehittäminen ja arviointi.

Metsäluonnon matkailukäytön yhteydessä mielenkiintoinen, varsin uusi ja vähän käytetty käsite on metsämatkailu. Se on mm. Pohjoismaissa käytetty termi. Suomessa sitä on hyödyntänyt Mirja Turunen (1995). Hänen mukaansa metsämatkailu on talousmetsiin suuntautuvaa matkailua, jossa pyritään yhteensovittamaan matkailulliset ja metsänhoidolliset tavoitteet. Lisäksi hän kytkee metsämatkailun osaksi luonnon monimuotoisuuden säilyttämisen

ja kestävän kehityksen päämääriä. Toisaalta metsämatkailu voidaan nähdä yhtenä luontomatkailun muotona, jossa merkittävä osa matkailijoille pääosin luonnonympäristössä tarjottavasta tuotteesta perustuu erilaisiin metsän talouskäytön menneisiin ja nykyisiin muotoihin. Näin ollen metsämatkailu ei ole vain matkailua metsäluontoon, vaan matkailua metsään kulttuurisena, paikallisyhteisöllisenä ja -taloudellisena kohteena. Tämänkaltaisen luontomatkailun kehittäminen ei ole niinkään ymmärrettävissä syrjäseutujen metsätaloutta korvaavana, vaan sitä osaltaan tukevana matkailun muotona. Luontomatkailun yhteydessä metsää ei kuitenkaan yleensä ensisijaisesti nähdä metsätalouden eri muotojen kautta. Tämä aiheuttaa haasteita metsämatkailun laajemmalle kehittämiselle.

Metsä luontomatkailussa

Metsä herättää sanana ihmisissä erilaisia mielikuvia ja tuntemuksia. Metsään liitetään usein myös toisistaan poikkeavia arvokäsityksiä, asenteita ja toimintoja. Metsä voidaan nähdä esimerkiksi luonnontieteellisesti rajattavissa olevana ekosysteeminä, luonnonsuojelullisena kohteena, (metsä)taloudellisena yksikkönä, retkeilyalueena tai metsään kytkeytyvien historiallisten merkitysten kautta hahmottuvana inhimillisenä kulttuurimaisemana.

Filosofi Juhani Pietarinen (1987) on ryhmitellyt ihmisten ja siten myös erilaisten yhteiskunnallisten toimijoiden suhdetta metsäluontoon neljän perusasenteen kautta: *utilismin, humanismin, mystismin ja naturismin*. Niiden keskeinen sisältö ilmenee tiivistetysti taulukosta 3.3-1. On syytä korostaa, että ryhmittelyssä on kyse metsäasenteiden ideaalityypeistä, jotka ei välttämättä aivan sellaisenaan ole löydettävissä reaalimaailmasta, esimerkiksi ihmisten mielipiteistä. On myös hyvin todennäköistä, että ihmisillä on metsäluontoon liittyvä asenteita ja mielipiteitä, jotka viittaavat useampaan kuin yhteen perusasenteista.

Pietarisen metsäasenteista *naturismi* lienee ainoa joka ei kytkeydy, eikä ole kytkettävissä metsän luontomatkailukäyttöön. Matkailuelinkeinolle metsä edustaa ensisijaisesti ja luonnollisesti taloudellisia arvoja, mutta toiminnassaan ja markkinoinnissa luontomatkailu pyrkii hyödyntämään muitakin metsään liittyviä kulttuurisia arvoja.

Luontomatkailu ja laajemmin koko matkailusektori ei ole vain passiivinen erilaisten kulttuurissamme ilmenevien metsään kohdistuvien asenteiden ja arvostusten hyödyntäjä. Se myös osaltaan muokkaa olemassa olevia asenteita ja tuottaa uusia metsään ja niiden käyttöön kytkeytyviä mielikuvia ja arvostuksia. Matkailutoimiala rakentaa ”turistista metsää” – mielikuvaa – joka saattaa pitkälti olla irroitettu paikallisesta ja perinteisestä kulttuurisesta ja ta-

Taulukko 3.3-1. Neljä perusasennetta metsäluontoon.

	Päämäärä	**Perustelu**	**Metsäkuva**
Utilismi (tuotantokeskeisyys)	Yhteiskunnan ja ihmisten korkea hyvinvointi tuotantoa lisäämällä	Ihmisen rajaton oikeus käyttää luontoa hyvinvointiinsa ja tuotantotoimintaan	Energia- ja raaka-ainevarasto
Humanismi (ihmiskeskeisyys)	Ihmisen ja yhteiskunnan henkinen tasapaino ja täydellistyminen	Ihmisen rajaton oikeus käyttää luontoa edistämään täydellistymistään	Arvokas mahdollisuus, jota ihmisen tulee toiminnallaan kehittää kestävästi
Mystismi (jumalkeskeisyys)	Ihmisen ja luonnon ykseys	Ihmisen elämän korkein arvo on luonnon pyhyyden tavoittelu	Perusolemukseltaan suuri henkinen kokonaisuus
Naturismi (luontokeskeisyys)	Luonnon itseisarvoisen toiminnan turvaaminen	Kaikki eliöt ovat (yhtä) arvokkaita - ihmisellä ei ole erityisasemaa	Itseisarvon omaava ekologinen kokonaisjärjestelmä

loudellisesta ympäristöstään ja joka hahmottuu pitkälti estetisoituna ja matkailullisesti tuotteistettuna harrastusmaisemana (ks. Saarinen 1999a). Näin ollen matkailun kehittäminen ja sen mukanaan tuomat muutokset saattavat aiheuttaa paikallistasolla – matkailun kohdealueilla ja niiden lähiympäristöissä – ristiriitoja.

Luontomatkailun kehittämisen ristiriitoja

Metsäluontoon kohdistuvien ristiriitojen historian katsotaan olevan yhtä pitkä kuin metsien käytön historia. Ristiriitojen luonne on kuitenkin ajan saatossa muuttunut. Nykyisin käyttömuotojen väliset ongelmat liittyvät keskeisimmin metsätalouden puuntuotannollisten tavoitteiden ja luonnonsuojelun, erityisesti metsäluonnon monimuotoisuuden turvaamisen välisiin ristiriitoihin. Niiden lisäksi metsätalouden sekä luonnonsuojelun ja metsän monikäytön eri muotojen välillä esiintyy konflikteja, mutta toki yhteisiäkin intressejä (Saastamoinen ja Kajala 1995). Tämä koskee myös luontomatkailua ja sen suhdetta metsätalouteen ja luonnonsuojeluun.

Koko matkailutoimialalle ja erityisesti siihen olennaisesti liittyvälle markkinoinnille on ominaista kohdealueiden luonnon ja kulttuurin piirteiden visualisointi ja estetisointi. Tämä prosessi hyödyntää ja tuottaa matkailukokemusta ja matkailijoiden mielikuvia heidän oman kulttuurinsa ja elinympäristönsä arvostusten pohjalta (ks. Saarinen 1998b, 1999b). Eri ihmisryhmien metsäluonnon kulttuuriseen tulkintaan ja arvottamiseen kytkeytyvä ero muodostaakin periaatteellisella tasolla yhden keskeisen perustan luontomatkailun kehittämisen ja metsän muiden käyttömuotojen välisille ristiriidoille.

Luontomatkailussa ei ole pyrkimys tuottaa matkailuympäristöjä ja -toimintoja ensisijaisesti – tai pahimmillaan lainkaan – paikallisille ihmisille tai kaikille kansalaisille, vaan maksaville asiakkaille. Kuluttajille heidän ehdoillaan ja heidän tarpeistaan lähtien. Tämä on tietyssä mielessä itsestään selvää, sillä jo matkailun määritelmän mukaisesti asiakkaat ymmärretään ulkopaikkakuntalaisiksi, jotka tuovat aluetalouteen sen ulkopuolista rahaa. Mutta jos luontomatkailupalvelujen tuottajien/kuluttajien sekä paikallisten ja kansalaisten intressien, metsän käyttömuotojen ja arvostusten väliset erot ovat merkittäviä syntyy väistämättä ristiriitoja. Samoin luontomatkailun eri asiakasryhmien välille saattaa syntyä samasta syystä konflikteja, jollei erilaisia ryhmiä pyritä esimerkiksi eriyttämään ajallisesti ja paikallisesti matkailusuunnittelun keinoin.

Luontomatkailu ja sosiaalinen kestävyys

Luonnon vetovoimaisuuteen perustuvan matkailun kehittämiseen lähes yksipuolisesti matkakohteen ulkopuolisten metsä- ja luontoarvojen pohjalta saattaa siis pahimmillaan ja ainakin periaatteessa liittyä alueelliseen epäoikeudenmukaisuuteen ja epätasa-arvoiseen kehitykseen viittaavia elementtejä. Toisaalta on muistettava, ettei metsäluonnon hyödyntämisen ristiriidoissa ainut ongelma suinkaan ei ole itse ristiriita vaan sen ratkaiseminen: kenen ehdoilla metsien käytön kysymykset lopulta ratkaistaan, millä perusteilla käyttömuotojen väliset arvotukset ja tavoitteet määritellään, miten mahdolliset taloudelliset menetykset kompensoidaan, kompensoidaanko lainkaan, millä arvoilla ja aikavälillä eri käyttömuotojen välisiä hyötyjä ja haittoja tarkastellaan jne. Nopeasti muuttuvassa ja murroksessa olevan alue- ja metsäpolitiikan aikana luonnon matkailullisessa hyödyntämisessäkin keskeiselle sijalle nousevat luontomatkailun ja muiden metsän käyttömuotojen paikalliset vaikutukset ja niiden huomioiminen ja arvottaminen aluekehityksen päätöksenteossa.

Paikallisuuden huomioimiseen viittaa jo metsälain tarkoituksissa korostettu metsien hoidon ja käytön sosiaalisen kestävyyden vaatimus (Metsälaki 1996). Myöntei-

sesti tarkasteluna luontomatkailun tai metsämatkailun kehittäminen syrjäseuduilla työvoimavaltaisena metsän käyttömuotona kytkeytyy positiivisessa mielessä metsien käytön sosiaaliseen kestävyyteen. Jo tällä hetkellä esimerkiksi Lapin matkailu, joka pääasiallisesti ainakin mainonnassa – jopa Rovaniemellä – perustuu maakunnan luonnon vetovoimaisuuteen, työllistää enemmän kuin mikään muu alueen yksittäinen elinkeinosektori. Samansuuntainen kehitys tullee tapahtumaan maan muillakin syrjäalueilla, joilla perinteinen maa- ja metsätalous menettävät tai ovat jo monin osin menettäneet aiempaa hallitsevaa merkitystään. Väestön, elinkeinotoiminnan ja työpaikkojen keskittyminen kasvukeskuksiin kiihdyttää tätä prosessia entisestään. Lisäksi erityisesti syrjäseutujen pienille kunnille ennustetaan jatkossa ongelmia johtuen mm. yhteisöveron jakoperusteiden muutoksesta. Luontomatkailun kehitys toisi osaltaan lievennystä näihin tuleviin aluetaloudellisiin ja -poliittisiin ongelmiin.

Sosiaalisen ja paikallisen kestävyyden näkökulmasta alueelliset ja kunnittaiset työllisyysvaikutukset ja yritystoiminnan kehittyminen ovat kuvaavampi mittari kuin esimerkiksi elinkeinosektorittaiset raha-arvot ja valuuttavirrat. Esimerkiksi Koillismaalla, jossa matkailulla on merkittävä asema, palvelujen osuus elinkeinorakenteesta on 1990-luvulla ollut jatkuvassa kasvussa (Hietala 1999). Tällä hetkellä palvelut muodostavat Koillismaalla yli 60 prosenttia elinkeinorakenteesta. Alku- ja jalostustuotanto jäävät molemmat noin 17 prosenttiin. Kehitys on ollut samankaltainen monilla muillakin syrjäalueilla.

Käsitteinä metsätalouden tai luontomatkailun kehittämisen sosiaalinen kestävyys ovat itsessään ongelmallisia. Vielä ongelmallisempia ne on todennäköisesti käytäntöön sovellettaessa; kenen kestävyydestä on lopulta kyse ja millä aikavälillä ja aluetasolla sitä tarkastellaan? Paikallisen kestävyyden huomioiminen edellyttää monipuolista tutkimusta koskien metsän eri käyttömuotojen merkitystä ja yhteensovittamista sekä luontomatkailun kehittämisen mahdollisuuksia, aluetaloudellisia vaikutuksia ja yhteisiä etuja metsän muiden käyttömuotojen kanssa.

Kirjallisuus

Borg, P. 1998. Kestävyyden kriteerit matkailuelinkeinon palveluksessa. Julkaisussa: Saarinen, J. ja Järviluoma, J. (toim.). Kestävyys luonnon virkistys- ja matkailukäytössä. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 671. s. 5–14.

Hietala, M. 1999. Koillismaan elinkeinoelämän kehittämistrategia. Nordia Tiedonantoja 2/1999. s. 3–35.

Hätälä, E. ja Kauppila, P. 1999. Koillismaan seutukunnan matkailututkimus. Nordia Tiedonantoja 2/1999. s. 37–114.

Kauppi. M. 1996. Suomen luonto kansainvälisenä matkailutuotteena. Suomen Matkailun Kehitys Oy, A: 70. 39 s.

Matkailun edistämiskeskus 1993. Ympäristöä säästävä matkailu – 90-luvun haaste Suomen matkailulle. Matkailun edistämiskeskus, Helsinki. 6 s.

Metsälaki 1996. Suomen säädöskokoelma N:o 1093/1996.

Pietarinen, J. 1987. Ihminen ja metsä: neljä perusasennetta. Silva Fennica 21(4):323–331.

Saarinen, J. 1998a. Kestävyys, kantokyky ja matkailun kehittyminen. Julkaisussa: Saarinen, J. ja Järviluoma, J. (toim.). Kestävyys luonnon virkistys- ja matkailukäytössä. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 671. s. 15–31.

– 1998b. The social construction of tourism destination: the transformation process of Saariselkä resort in Finnish Lapland. Julkaisussa: Ringer, G. (toim.). Destinations: Cultural landscapes of tourism. Routledge, London ja New York. s. 154–173.

– 1999a. Erämaa muutoksessa. Julkaisussa: Saarinen, J. (toim.). Erämaa arvot: retkiä monimuotoisiin erämaihin, Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 733. s. 77–93.

– 1999b. Representations of indigeneity: Sami culture in the discourses of tourism. Julkaisussa: Sant, P.M. ja J.N. Brown (toim.). Indigeneity: Constructions and Re/Presentations, Nova Science Publishers, New York. 345 s.

Saastamoinen, O. ja Kajala. L. 1995. Konfliktit ja metsien virkistyskäyttö: ajallisia, spatiaalisia

ja institutionaalisia ulottuvuuksia. Julkaisussa: Järviluoma, J., Saarinen, J. ja Vasama, A. (toim.). "Jos metsään haluat mennä..." Näkökulmia luonnon virkistys- ja matkailukäyttöön. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 571. s. 53–62.

Sepponen, P. ja Lohiniva, S. 1994. Luontomatkailu – uusi tutkimuskohde. Julkaisussa: Sulonen, S. ja Kangas, J. (toim.). Näkökohtia metsien monikäyttöön. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 488. s. 113–122.

Turunen, M. 1995. Metsämatkailu – mahdollisuudet ja kehittäminen. Julkaisussa: Järviluoma, J., Saarinen, J. ja Vasama, A. (toim.). "Jos metsään haluat mennä..." Näkökulmia luonnon virkistys- ja matkailukäyttöön. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 571. s. 129–133.

3.3.2 Kestävä matkailu ja kantokyky

Jarkko Saarinen

Johdanto

Matkailu on nykyisen suurta liiketoimintaa, jonka kasvulla ei näytä olevan rajoja. Esimerkiksi WTO (World Tourism Organization) arvioi kansainvälisen matkailun lähes kolminkertaistuvan vuoteen 2020 mennessä nykyisestä 600 miljoonasta noin 1.6 miljardiin matkailijaan vuodessa. Ei ihme, sillä lomailu – oikeus matkustaa – on länsimaissa muodostunut keskeiseksi elämänlaadun mittariksi. Matkailusta on tullut lähes itseisarvoista toimintaa; loma ja vapaa-aika eivät ideoina välttämättä enää edellytä työtä ja raatamista vastapainokseen. Tästä kertoo osaltaan muun muassa takavuosina käyty julkinen keskustelu työttömän oikeudesta ulkomaan lomamatkaan (Saarinen 1997).

Matkailun kasvu on nostanut kunnanisien, konsulttien, aluekehittäjien ja yrittäjien kiinnostusta. Samalla on herännyt myös kriittisiä äänenpainoja. Lähes 20 vuotta sitten Pentti Linkola (1971) oli huolissaan turistin sielusta ja "sosiaaliturvasta" matkailijamassojen kulkiessa ohjelmoituina nähtävyydeltä toiselle turistisessa laavavirrassa petettyinä ja säälittävinä olentoina. Matkailijoiden oikeusturva ja elämystarpeet on pitkälti hoidettu kuluttajansuojalailla ja alati monipuolistuvalla matkakohdetarjonnalla. Viime vuosina on sen sijaan kiinnitetty yhä enenevässä määrin huomiota matkailijoiden kiinnostuksen kohteena olevan alueen luonnonympäristön tilaan ja myös turistin katseen vangitseman paikallisväestön oikeuksiin ja mahdollisuuksiin vaikuttaa elinympäristönsä ja elämäntapansa muutokseen.

Puhuttaessa matkailusta, sen kehittämisestä ja kestävyydestä on tavanomaista aloittaa asia muistuttamalla lukijaa matkailun asemasta, merkityksestä ja muutosvoi-

masta. Kertojasta riippuen matkailu nähdään joko maailman suurimpana ja nopeimmin kasvavana taloudellisena toimialana tai eräänä merkittävimpänä luonnon ja alkuperäiskulttuurien uhkatekijänä. Olipa "totuus" meidän mielestämme kumpi hyvänsä, niin näillä kahdella vastakkaisella näkökulmalla on kiinteä yhteys toisiinsa: matkailulla ja sen kasvulla on aina seurausvaikutuksensa niin negatiivisessa kuin positiivisessakin mielessä. Kestävä matkailu ja siihen kytkeytyvä kantokyvyn käsite liittyvät ajatuksena tasapainoiluun matkailun hyötyja haittavaikutusten välissä.

Kestävästä kehityksestä kestävään matkailuun

Nykyinen matkailun kehitysvauhti ei lopulta voi – tai se ei ainakaan saisi – tapahtua ilman puuttumista matkailuteollisuuden toiminnan ekologisiin, sosiokulttuurisiin ja taloudellisiin vaikutuksiin. Matkailun kehitystarkasteluihin onkin 1990-luvun taitteesta alkaen yhä voimakkaammin liitetty ajatus kestävyydestä, kestävästä kehityksestä. Kestävän kehityksen ja sen ideologian voidaan katsoa myös edustavan yhtä modernin ajan tuottamaan suurta kertomusta.

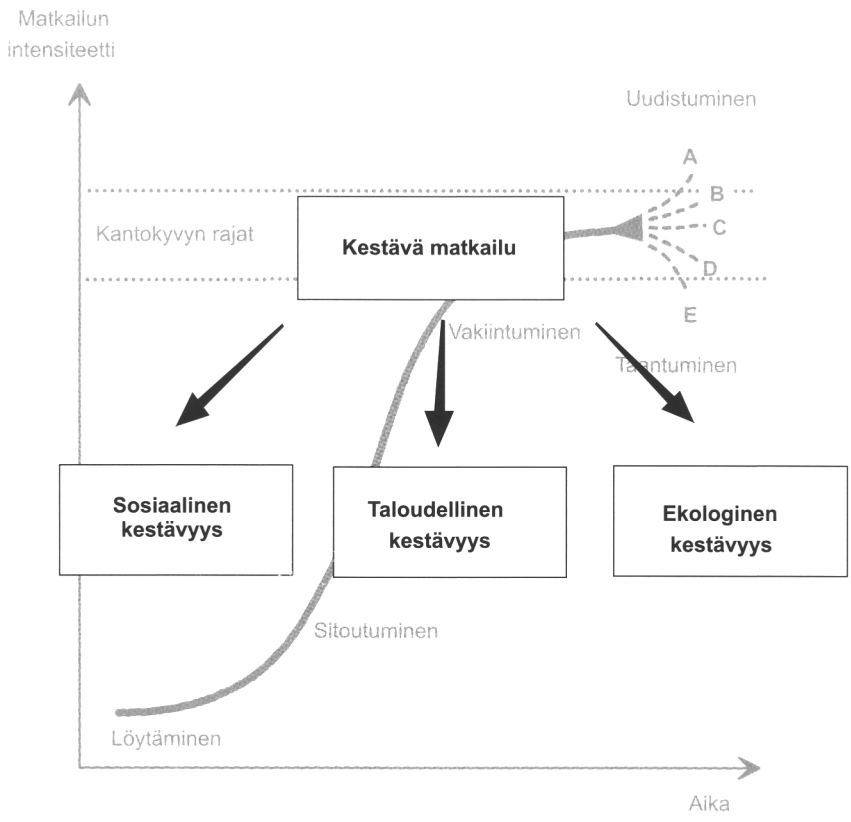
Kestävyyden ideologia viittaa ensisijaisesti YK:n asettaman ns. Brundtlandin komission loppuraporttiin "Yhteinen tulevaisuutemme", jonka mukaan kestävä kehitys on kehitystä, joka tyydyttää nykyisten sukupolvien tarpeet vaarantamatta tulevien sukupolvien kykyä ja mahdollisuuksia tyydyttää omat tarpeensa. Yksinkertaistetusti kestävä kehitys rakentuu kahden keskeisen ulottuvuuden, inhimillisten (humaanien) tarpeiden ja ympäristön (fyysis-ekologisten) rajojen huomioimisen kautta. Tarpeet viittaavat oikeudenmukaisuuden periaatteeseen ja erityisesti kehitysmaiden köyhän väestön perustarpeiden tilaan ja tyydyttämiseen. Ympäristön rajoitteissa on puolestaan pitkälti kyse ekologisista ja niihin kytkeytyvistä yhteiskunnan sosio-taloudellisista reunaehdoista, jotka määrittävät ympäristön ja luonnonresurssien hyödyntämistä ja kykyä tyydyttää niiden käytön kautta nykyisten ja tulevien sukupolvien tarpeita.

Kestävä matkailu

Matkailussa, kuten muillakin aloilla kestävä kehitys lepää kolmen perustelementin, ekologisen, sosiokulttuurisen ja taloudellisen kestävyyden varassa (kuva 3.3-1). Yksinkertaistetusti kestävyyden ekologinen elementti kuvaa matkailun toimintaympäristöönsä aiheuttamia ekologisia muutosvaikutuksia, ja niiden hyväksyttävyyttä – ekologista kestävyyttä – pitkällä aikavälillä. Vastaavasti kestävyyden sosiokulttuurinen elementti kuvaa matkailun toimintaympäristöönsä aiheuttamia sosiaalisia ja kulttuurisia muutosvaikutuksia ja taloudellinen elementti matkailun toimintaympäristöönsä aiheuttamia taloudellisia muutosvaikutuksia, ja niiden hyväksyttävyyttä pitkällä aikavälillä.

Kestävän matkailun ja edellä esitetyn kestävyyden "pyhän kolminaisuuden" ympärille on pyritty rakentamaan runsaasti erilaisia määritelmiä ja ohjeistoja. Voidaan kuitenkin todeta, ettei kestävyyden tai sen eri elementtien osalta ole olemassa yksiselitteisiä ja täsmällisiä määritelmiä, vaan kestävä matkailu viittaa kestävän kehityksen tavoin pikemminkin näkökulmaan kuin "operationaaliseen" määritelmään. Kestävään matkailuun liittyy runsaasti tulkinnallisia ongelmia, joista seuraavassa tarkastellaan yhtä hieman lähemmin.

Eräs perustavaa laatua oleva ongelma liittyy kestävän matkailun eri ulottuvuuksiin ja niiden keskinäiseen hahmottamiseen. Kestävyyden käsitteelliset elementit nähdään toisinaan erillisinä kokonaisuuksina. Tämä ei sinällään käsitteellisesti ole ongelmallista. Kestävän matkailun yhteydessä ne tulisi kuitenkin viime kädessä ymmärtää toisiinsa kytkeytyvinä ja vuorovaikutteisina prosesseina – ei ikäänkuin kilpailevina ja vastakkaisina tavoitteina, jolloin pitkän aikavälin kestävyyden kannalta keskeisten ja kestävien ratkaisujen löytä-



Kuva 3.3-1. Matkailun kestävyyden kolme peruselementtiä.

minen vaikeutuu tai pahimmillaan estyy kokonaan.

Kestävyyden jaottelu ekologiseen, sosiokulttuuriseen ja taloudelliseen peruselementtiin on luonteeltaan käsitteellinen jako, joka auttaa meitä hahmottamaan kestävyyden sisältöä ja eri ulottuvuuksia. Kestävyys ei kuitenkaan lopulta rakennu yhden tai kahden peruselementin, vaan kaikkien kolmen toisiinsa kytkeytyvän ulottuvuuden ja niiden vuorovaikutuksen ja yhteensovittamisen kautta tietyssä ajallisessa ja tilallisessa yhteydessä. Siten kestävässä matkailussa esimerkiksi taloudellisia ja ekologisia tekijöitä ei tule jäsentää erillisinä tai pahimmillaan vastakkaisina prosesseina, vaan pyrkimyksenä on löytää taloudellisiin, sosiokulttuurisiin ja ekologisiin tekijöihin pitkällä aikavälillä kytkeytyviä synenergisiä elementtejä. Tämä ei luonnollisestikaan ole helppo tavoite saavuttaa.

Matkailun kantokyky

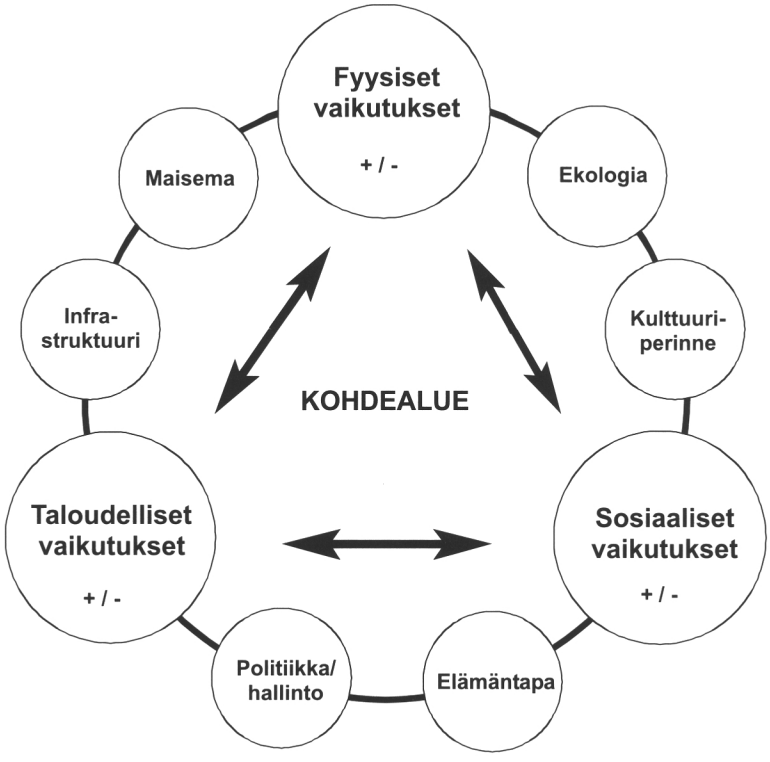
Puhuttaessa kestävästä matkailusta keskeiselle sijalle nousee kantokyvyn käsite. Matkailun yhteydessä kantokyky voidaan määritellä esimerkiksi siksi tietyn kohdealueen matkailutoimintojen määrälliseksi ja laadulliseksi intensiteetiksi, jonka ylittymisen jälkeen kohdealueen ekologis-fyysinen, taloudellinen tai sosiaalinen ympäristö, matkailijoiden kokemusten laatu sekä paikallisväestön suhtautuminen matkailijoihin ja matkailun seurausvaikutuksiin muuttuvat huonompaan suuntaan siinä määrin, ettei tapahtuneita muutoksia voida tietystä näkökulmasta pitää hyväksyttävinä (Järviluoma 1995). Näin ollen matkailun kantokyky asettaa osaltaan reunaehtoja matkailun kehittymiselle.

Yksinkertaisuudestaan huolimatta käsite on osoittautunut matkailututkimuksen

ja käytännön matkailusuunnittelun kannalta varsin ongelmalliseksi. Eräs ongelmallinen piirre liittyy pyrkimykseen tuottaa kantokyvyn käsitteen luonnontieteellisen vastineen – ekologisen kantokyvyn – mukainen matemaattisluonteinen malli, joka ilmaisisi yksiselitteisesti ja ristiriidattomasti tietyn matkailualueen kantokyvyn rajan (esimerkiksi matkailijoiden enimmäismäärän). Tämä on havaittu vaikeaksi, jollei mahdottomaksikin. Matkailun aiheuttamien muutosten häiritsevyyden arviointi edellyttää usean eri intressitahon (mm. matkailijoiden, matkailuyrittäjien, paikallisväestön ja luonnonsuojelun) mielipiteen huomioimista ja päätöksentekoprosessia, jossa määritellään paitsi matkailualueen kehittymisen pitkän aikavälin päämäärät myös se, mikä on kunkin kantokyvyn osatekijän osalta häiritsevää muutosta. Kokonaisuudessaan tämän voidaan katsoa edellyttävän arvottamista, jota on vaikea sisällyttää matemaattisiin malleihin (Järviluoma 1995). Lisäksi mallintamista vaikeuttaa se, että useissa tutkimuksissa kantokyvyn on havaittu olevan luonteeltaan varsin alue- ja tilannesidonnainen käsite (Saarinen 1995).

Tämän lisäksi matkailualueen kantokyky rakentuu useasta osatekijästä. Esimerkiksi Getz (1982) on jakanut matkailualueen kantokyvyn kuuteen osatekijään: fyysiseen, taloudelliseen, ekologiseen, perseptuaaliseen, sosiaaliskulttuuriseen ja poliittishallinnolliseen. Getzin luokittelun perusteella voidaan ajatella, että kaikilla matkailun seurausvaikutuksilla (kuva 3.3-2) on olemassa ainakin teoreettisesti oma kantokyvyn osatekijänsä. Näiden osatekijöiden ja niiden keskinäisten suhteiden huomioiminen tarkasteltaessa matkailualueen kantokykyä on havaittu käytännössä varsin vaikeaksi.

Edellä mainitut ongelmat eivät tarkoita sitä, ettei kantokyvyn käsitettä olisi mah-



Kuva 3.3-2. Matkailun vaikutukset kohdealueella.

dollista soveltaa matkailun yhteydessä. Päinvastoin, kantokykyajattelysamoin kuin kestävyyden kriteerit tulisi rakentaa sisään osaksi matkailualueiden kehittämis- ja suunnitteluprosesseja. Samalla on kuitenkin tiedostettava, ettei matkailualueen kantokyky ole objektiivinen suure, joka on suoraan luettavissa alueen ympäristöstä. Matkailualueen kantokyvyn määrittäminen voidaan ymmärtää päätöksentekoprosessiksi ja tietynlaiseksi todellisuuden (asiantilan) tuottamiseksi, jossa matkailullisten ja luonnonsuojelullisten arvojen lisäksi pyritään huomioimaan sekä paikallinen että laajempi alueellinen näkökulma. Kantokyvyn absoluuttinen määrittäminen ei sinällään ole päämäärä, vaan kantokykyajattelu on pikemminkin näkökulma tai tavoite, jota on mahdollista hyödyntää matkailualueiden pitkän tähtäimen kehittämissuunnitelmissa. Kantokykyajattelu voidaankin nähdä eräänlaisena keinona matkailun kestävään kehittämiseen.

Kantokyvyn käsite liittyy kiinteästi matkailualueen elinkaarimalliin. Elinkaarimallin mukaan jokaisella matkailualueella on olemassa tietty kantokyvyn raja, jota ei voida pysyvästi tai pitkäaikaisesti ylittää ilman negatiivisia seurausvaikutuksia kohdealueen matkailun kehitykseen. Elinkaarimalli voidaan eräässä mielessä tulkita kertomukseksi, joka kuvaa matkailun kehittymistä tietyllä alueella ja matkailualuetta enemmän tai vähemmän väistämättä kohtaavaa tuhoutumista (matkailullisessa mielessä), mikäli tarvittaviin varotoimenpiteisiin ei kehitysprosessin kuluessa ole ryhdytty. Tarinoille tyypillisesti elinkaarimallin kertomukseen liittyy opetuksellista sisältöä, mutta toisaalta myös puutteita ja vuorovaikutussuhteita yksinkertaistavia elementtejä (esim. Saarinen 1995). Kestävän matkailun yhteydessä on kuitenkin nostettava kriittisesti esiin elinkaarimallin ja siihen sisältyvän kantokyvyn väliseen suhteeseen liittyvä käsitteellinen ongelma.

Butlerin (1980) muotoileman matkailualueen elinkaarimallin erääksi merkittäväksi eduksi katsotaan sen sisältämä ajatus matkailun kehittämisen pitkän aikavälin suunnittelusta ja kestävyydestä (Martin ja Uysal 1990). Tämä kiteytyy aiemmin mainittuun kantokyvyn rajaan. Rajaan, jota ei voida pitkäaikaisesti ylittää ilman haitallisia vaikutuksia kohdealueen matkailun kehitykseen. Kriittisesti tulkittuna elinkaarimallin kantokyvyn rajan yhteys on kuitenkin osin ristiriitainen esimerkiksi tässä työssä esitellyn ekologisen, sosiokulttuurisen ja taloudellisen kestävyyden tai kantokyvyn kanssa.

Matkailualueen elinkaarimalli pohjautuu osin eläinpopulaatioekologiaan ja laidunten kantokykykysymyksiin. Sellaisenaan malli kuitenkin perustuu pitkälti liiketaloustieteen tuotteen elinkaariajatteluun (ja strategiseen suunnitteluun), jossa tarkastellaan esimerkiksi jonkin kolajuoman myynninkehitystä suhteessa aikaan. Tämän ajattelun mukaan tuotteen myyntiä – elinkaarta – voidaan pidentää mm. muokkaamalla tuotetta ja sen markkinointia uudelleen. Matkailussa tuote voidaan tulkita paitsi (matkailu)kokemukseksi myös matkailukohteeksi, siihen kytkeytyviksi mielikuviksi ja kohteessa tapahtuviksi toiminnoiksi ja palveluiksi, joita matkailijat kuluttavat.

Matkailualueen elinkaarimallin mukaan kohteen kehitystä voidaankin jatkaa esimerkiksi uusien vetovoimatekijöiden tuottamisella. Tämä voi edellyttää ja usein vaatiikin aiempaa tehokkaampaa rakentamista, luonnonympäristön muokkaamista, paikallisväestön- ja kulttuurin marginalisointia esimerkiksi maankäytössä ja sen suunnittelussa yms. Nämä matkailualueen elinkaaren rajojen ja rajoitteiden säätelyyn tähtäävät toiminnot voivat olla syvästi ristiriidassa matkailun kestävän kehittämisen ja mm. ekologisten ja sosiokulttuuristen kantokykykysymysten kanssa. Niin ollen matkailualueen elinkaarimallin sisältämässä kantokyvyssä ei välttämättä ole kyse kestävään kehitykseen viittaavasta matkailun kestävyydestä, vaan matkailun kehitystä rajoittavista tekijöistä – kapasiteettiongelmista – ylipäätään. Nämä tekijät voivat toki olla ekologisia ja paikallistaloudellisia ja –kulttuurisia, mutta myös pääomien puute, matkailukeskusten välinen kilpailu, kulu-

tustottumusten muutokset jne. edustavat matkailualueen kehitystä rajoittavia elementtejä. Muuntamalla esimerkiksi alunperin luontomatkailuun perustuva ja kävijämääriltään taantuva kohde laskettelukeskukseksi tai huvipuistoksi pidennetään matkailualueen elinkaarta saavuttamalla taantumisvaihe ja mallin mukainen kantokyvyn ts. kapasiteetin raja vasta myöhemmin. Ekologisessa ja kulttuurisessa mielessä alueen kantokyky voi kuitenkin olla saavutettu jo paljon varhaisemmassa vaiheessa.

Toisaalta on huomattava, että matkailun kantokyvyn voidaan katsoa määrittyvän jatkuvasti suhteessa matkailun kehitysprosessiin. Kantokyky onkin paitsi tilaan, myös aikaan sidottu käsite. Kantokyvyn raja ei ikäänkuin odota matkailun kehittymistä esimerkiksi massaturismiksi tietyllä ennalta tai (useimmiten) jälkikäteen määritetyllä tasolla, vaan hahmottuu jatkuvasti uudelleen suhteessa matkailualueen kehitysprosessiin ja sitä arvottaviin intressiryhmiin. Lisäksi Martin ja Uysal (1990) mukaan kantokyvyn eri osatekijät, kuten sosiaalinen, psykologinen tai fyysinen kantokyky painottuvat eri tavoin matkailualueen elinkaaren eri vaiheissa. Tähän kantokyvyn rajan uudelleen hahmottumiseen vaikuttavat paitsi matkailun seurausvaikutukset myös matkailun kehittymisen ja yhteiskunnan muutosten tuomat uudet arvorakenteet ja tietämys, joiden kautta eri ryhmät arvioivat matkailua ja sen seurausvaikutuksia.

Edellä mainitut tekijät ja niin ollen myös niiden kautta hahmottuvat kantokyvyn rajat voivat luonnollisesti vaihdella suuresti saman tarkasteltavan kohteen suhteen. Matkailun kantokyky ja sen raja onkin luonteeltaan sosiaalinen rakenne, joka on jatkuvan muutosprosessin alaisena. Näin ollen luontokohteen muuttaminen laskettelukeskukseksi saattaa osin myös muuttaa niitä kriteerejä ja tavoitteita, joiden kautta arvioimme kohteen kantokykyä. Tämä muutos ei kuitenkaan tapahtu ilman ristiriitoja.

Tietystä näkökulmasta katsottuna kantokyvyn ja kestävyyden määrittelyssä on eräällä tavalla kyse vallasta ja vallankäytöstä. Kuka saa määrittää mikä on ekologisesti tai paikalliskulttuurisesti kestävää ja hyväksyttävää muutosta? Mitä tekijöitä ja näkökulmia painotetaan muita enemmän maankäytön suunnittelussa ja kaavoituksessa? Missä menee tietyn alueen kantokyvyn raja ja kenellä on valta ja auktoriteetti määritellä esimerkiksi mikä on aitoa ja alkuperäistä, tietylle alueelle ominaista perinnettä ja mikä ei? Mikä tekee matkailutuotteesta aidon tai epäaidon? Useinkaan vastaus näihin kysymyksiin ei riipu yksinomaan tai edes ensisijaisesti itse tarkasteltavasta kohteesta, asiasta, vaan siihen kytkeytyvästä vallankäytöstä ja sen taustalla olevista talouden ja politiikan historiasidonnaisista käytännöistä, jotka pyrkivät määrittelemään kohdetta omista lähtökohdistaan, tavoitteistaan ja arvoistaan.

Kysymykset vallankäytöstä saattavat kestävyyden ja kantokyvyn yhteydessä kuulostaa kaukaa haetulta teoretisoinnilta. Viime kädessä kestävyys sekä matkailu- ja ympäristökysymykset ovat kuitenkin hyvin poliittis-taloudellisia ja sosiaalisia kysymyksiä. Suomessakin luonnonresurssien hyödyntämiseen liittyvät rajoitukset hahmotetaan paikallistasolla usein taloudellisina ja sosiaalisina sekä poliittisina keskusperiferia, etelä-pohjoinen kysymyksinä (ks. Lehtinen 1991, Massa 1994). On esimerkiksi ongelmallista selittää objektiivisesti ja ekologisesti esimerkiksi sitä, että useissa suomalaisissa matkailullisestikin merkittävissä kansallispuistossa, kuten UKK-puistossa metsästys on sallittua, kun sitä vastoin monien muiden länsimaiden kansallispuistoissa metsästys ei nimenomaan ole sallittua. Samoin on vaikea perustella ekologisesti sitä, että Suomen erämaalaki sallii metsänkäsittelyn – joskin pienimuotoisen – lakisääteisillä erämaa-alueilla, kun kansainvälisesti erämaat kuitenkin usein edustavat täysin koskematonta ja ihmistoiminnan ulkopuolella olevaa luontoa, jossa ”ihminen on vain vierailija”.

Näitä kumpaakaan esimerkkiä ei tule tässä yhteydessä ymmärtää kannanottona kyseisten toimintojen lopettamisen puoles-

ta Suomen suojelu- ja erämaa-alueilla. Niiden tarkoituksena on ilmentää lähinnä sitä, että hyväksyttävän ja ei-hyväksyttävän toiminnan ja muutoksen välinen raja riippuu myös monesta muusta tekijästä kuin toiminnasta itsessään ja esimerkiksi sen ekologisesti mitattavista seurauksista. Metsästyksen salliminen suomalaisilla suojelualueilla viittaa eräkulttuurin paikallisesti vahvaan merkitykseen. Samoin Suomen Erämaalaki (1991) sisältää runsaasti paikalliskulttuurisia ja -taloudellisia painotuksia mm. saamelaiskulttuurin ja luontaiselinkeinojen turvaamiseen liittyen.

Jälkifordistisessa – yksilöllistyvässä ja pienimuotoistuvassa – matkailutuotannossa mm. ympäristöön, kulttuuriin ja paikalliseen perinteeseen liittyvät tekijät ovat kantokykykysymysten osalta nousemassa yhä selvemmin esiin. Tämän uskotaan ilmenevän Suomen Lapissakin matkailukysynnässä kasvavana ympäristö- ja kulttuuritietoisuutena (ks. Parviainen 1997) sekä paikallisväestön pyrkimyksenä säädellä matkailun kehittämisen ja paikalliskulttuurin esittämiseen kytkeytyviä käytäntöjä (ks. Aikio ja Aikio 1993, Saarinen 1998). Lisäksi monet paikalliskulttuurien matkailukriittiset puheenvuorot kytkeytyvät myös taloudellisiin käytäntöihin ja tulonjakoon; matkailu työllistää usein "ulkopuolisia" ja eri osaa alkuperäisestä paikallisväestöstä kuin esimerkiksi metsä- tai porotalous.

Kestävä matkailusuunnittelu

Kestävyyden aiempaa korostetummalle huomioimiselle matkailukehityksessä on olemassa useita perusteluja. Viime aikoina usean vuoden tauon jälkeen kotimaisen matkailun kehitysrintamalla on jälleen tapahtumassa kasvua. Yksistään Pohjois-Suomen neljän suurimman matkailukeskuksen kehitys- ja investointiarviot vuosille 2000–2005 ovat yli 2 miljardia markkaa. Tämän mittakaavan kehittäminen aiheuttaa pohjoisiin matkailumaisemiin myös merkittäviä fyysisiä muutoksia. Kasvun seurauksena matkailukeskusten välinen kilpailu matkailijoista ja pääomista kasvaa entisestään. Kiristyvässä kilpailutilanteessa ympäristövastuullisuus osana matkailukeskusten ja -yritysten suunnittelua ja toimintaa voidaan nähdä mahdollisuutena erottautua alueellisista kilpailijoista ja muista matkailualueista. Hyvä (ympäristö)maine on pääomaa ja tuo tuotteelle myös lisäarvoa. Lisäksi ympäristöystävällisemmän matkailun kysynnän arvioidaan kasvavan jatkossa. Toisaalta kysyntää voidaan ohjata aktiivisesti tarjoamalla ympäristöystävällisempiä vaihtoehtoja ja tuotteita.

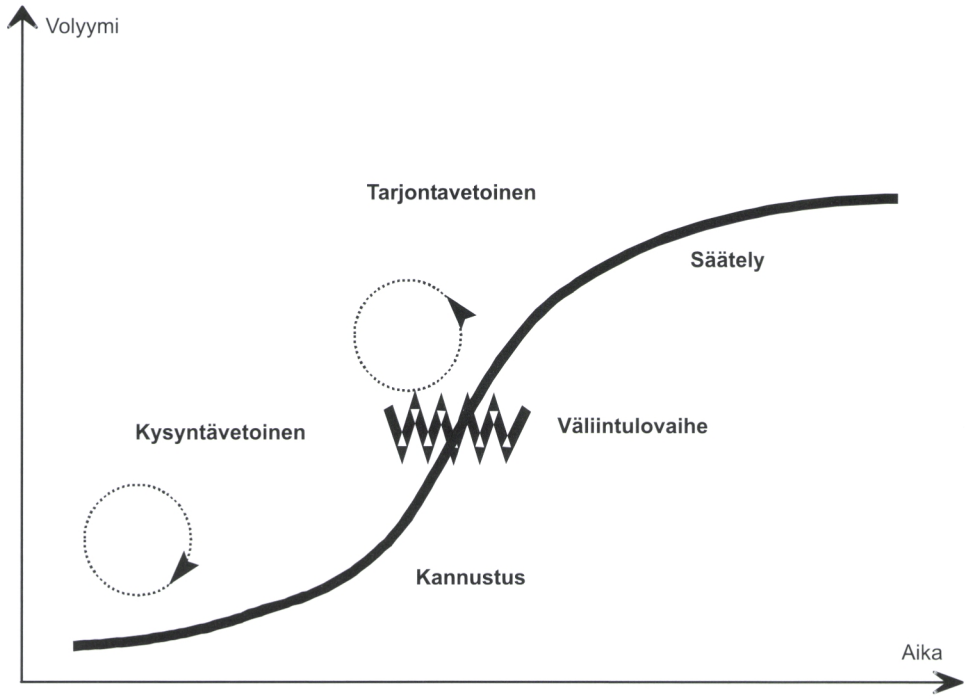
Aiemmin edellä esitetyistä huomioista ja reunaehdoista johtuen kantokyvyn määrittämiseen ja kestävän matkailun kehittämiseen tähtäävissä suunnittelukäytännöissä ei välttämättä kuitenkaan ole olemassa universaalia ja yksityiskohtaista ratkaisua, jota voitaisiin sellaisenaan soveltaa alueelta toiselle tai yhteiskunnasta ja kulttuuriympäristöstä toiseen. Matkailu aiheuttaa toimintona aina muutoksia toimintaympäristössään. Matkailusuunnittelussa kantokyvyn määrittelyssä olisikin niin ollen kyse matkailun aiheuttamien hyväksyttävien muutosten rajojen asettamisesta. *Matkailun kantokyvyn voidaankin ajatella kuvaavan sitä tasoa, johon saakka matkailu voi ja saa aiheuttaa toimintaympäristössään erilaisia muutosvaikutuksia ennen kuin niitä pidetään tietyistä – riittävää määrittelyvaltaa hallitsevista ja käyttävistä – lähtökohdista ja toimijoista käsin häiritsevinä ja haitallisina.*

Kestävän matkailun kehittämisen näkökulmasta keskeinen kysymys on se, missä vaiheessa matkailualueiden kehittymisessä kestävyyden näkökulma tulisi ottaa esiin ja rakentaa sisään suunnitteluun. Ideaalitilanne luonnollisesti olisi saada se mukaan suunnitteluprosessiin heti matkailun kehittämisen alkuvaiheesta lähtien. Esimerkiksi kehitysmaihin viimeisen kymmenen vuoden aikana perustetuissa eko- ja luontomatkailukohteissa tämä lienee ollut välttämätöntäkin (esim. Ceballos-Lascuráin 1996). Massaturismikohteilla, ja suurella osalla muista nykyisistä matkailualueista on kuitenkin takanaan jo pitkä matkailuhistoria.

Ashworth ja Dietvorst (1995) ajoittavat matkailun kestävyyteen tähtäävät toimenpiteet vaiheeseen, jossa matkailukohteen kehitys muuttuu kysyntävetoisesta tarjontavetoiseen (kuva 3.3-3). Tällöin matkailukohteen kehittämiseen tähtäävät käytännöt – kehittämisen diskurssit – siirtyvät yhä enenevässä määrin alueen ulkopuolisten toimijoiden ja pääomien varaan, ja alueen matkailijamäärä ja infrastruktuuri kehittyvät aiempaa nopeammassa tahdissa. Samalla saatetaan matkailutoimintoja kehittää ja ohjata lyhytnäköisin perustein siten, ettei matkailun kehitysprosessia voida pitää alueen ekologisen, sosiokulttuurisen ja taloudellisen perustan näkökulmasta kestävänä. Näin ollen muutos kysyntävetoisesta kehityksestä tarjontavetoiseen on matkailun jatkokehittymisen ja sen kestävyyden kannalta kriittinen. Tällöin Ashworthin ja Dietvorstin mukaan matkailukohteen kehittämiseen tulisi tuoda mukaan kestävän matkailun säätelymekanismeja. Tätä vaihetta he nimittävät interventio- eli väliintulovaiheeksi.

Ashworthin ja Dietvorstin (1995) esittämää käsiteparia kysyntävetoinen ja tarjontavetoinen matkailukehitys ei tule ymmärtää täysin kategorisesti, sillä kysyntä ja tarjonta ovat luonnollisesti läsnä koko matkailualueen kehityksen ajan. Ne vain muuttavat muotoaan ja toimintamekanismejaan kehitysprosessin kuluessa. Käsitepari kuvastaneekin paremmin matkailukohteessa ja sen kehityksen taustalla ja eri aluetasoilla vaikuttavia laajempia yhteiskunnallisia muutosprosesseja, jotka ilmenevät eri kohteissa ja eri aikoina eri tavoin.

Ashworthin ja Dietvorstin (1995) ajoittaman väliintulovaiheen kannalta ongelmallista on se, että esimerkiksi useimmat Lapin matkailukeskuksista – puhumattakaan Välimeren rantalomakohteista – ovat jo ohittaneet heidän kuvaamansa tilanteen, jossa kehittyminen muuttuu kysyntävetoisesta tarjontavetoiseen. Tällöin on jo saatettu tehdä virheitä, joiden korjaaminen matkailun kestävän ja pitkäjänteisen kehit-



Kuva 3.3-3. Matkailun kehittyminen ja kestävän matkailun käytäntöjen ajoittaminen Ashworthin ja Dietvorstin (1995, s. 334) mukaan.

Matkailun kehityskaari: matkakohteen elinkaarimalli

Jarkko Saarinen

Matkailulle on ilmiönä luonteenomaista jatkuva muutos. Matkailualueiden kehittymisen ja sen aiheuttamien muutosten tarkastelun yhteydessä eräänä keskeisimpänä näkökulmana on toiminut matkailualueen elinkaarimalli. Elinkaarimalli kuvaa matkailun kehittymistä ja sen vaikutuksia kohdealueiden fyysiseen, taloudelliseen ja sosiokulttuuriseen perustaan. Malli perustuu liiketaloustieteen tuotteen elinkaariteoriaan. Elinkaarimalli soveltuu yleistasoiseen matkailun kehittymisen tarkasteluun, mutta siihen sisältyy myös joitakin käytännöllisiä ja teoreettisia ongelmia (ks. Saarinen 1995, 1998).

Elinkaarimallin mukaan matkailualueen kehitys voidaan jakaa teoreettisesti kuuteen vaiheeseen (Butler 1980) (kuva 3.3-4). *Löytämisvaiheessa* alueen matkailijamäärät ovat vähäisiä. Matkailijat järjestävät itse matkansa ja matkailu on luonteeltaan epäsäännöllistä. Matkailulla ei ole vaikutusta alueen palvelurakenteeseen, luonnonympäristöön tai sosiaalisiin suhteisiin, eikä sillä ole juurikaan aluetaloudellista merkitystä.

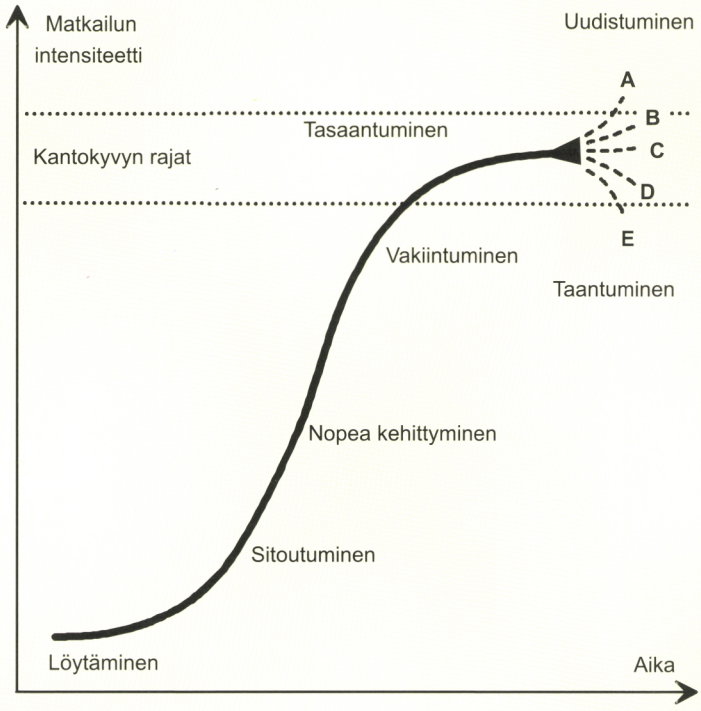
Sitoutumisvaiheessa alueen matkailijamäärät kasvavat ja vuorovaikutus paikallisten asukkaiden ja matkailijoiden välillä lisääntyy. Alueelle muodostuu matkailuun erikoistuneita palveluita ja matkailu organisoituu mm. markkinoinnin ja julkisen sektorin mukaantulon myötä.

Nopean kehittymisen vaiheessa matkailualueen matkailijamäärät kasvavat voimakkaasti tehostuneen markkinoinnin ja ulkopuolisten matkailuorganisaatioiden mukaantulon myötä. Samalla matkailun taloudelliset vaikutukset lisääntyvät merkittävästi ja matkailualue kiinnostaa yhä enemmän alueen ulkopuolisia matkailuyrityksiä ja sijoittajia. Sen seurauksena paikallistasolta nouseva kehittäminen ja kontrolli heikkenevät ja matkailu organisoituu voimakkaasti. Alueen luonnon ja kulttuurin vetovoimatekijöitä kehitetään määrätietoisesti ja täydennetään uusilla, osin keinotekoisilla tekijöillä. Tämän seurauksena alueen luonto- ja kulttuuriympäristö muuttuu olennaisesti, mikä osaltaan lisää ylipaikallisen ohjailun ja suunnittelun tarvetta.

Vakautumisvaiheessa matkailijamäärien kasvuvauhti hidastuu. Absoluuttisesti matkailijamäärät kasvavat edelleen ja matkailun aluetaloudellinen merkitys on erittäin suuri. Matkailuun uskotaan, ja merkittävä osa paikallistaloudesta on sidoksissa matkailuun. Markkinointia kehitetään ja lisätään, jotta matkailijamäärien kasvu kyettäisiin ylläpitämään. Samalla markkinoinnin kautta pyritään esimerkiksi luomaan uusia sesonkiaikoja ja pidentämään jo olemassa olevia. Vakautumisvaiheessa alueelle muodostuu selkeä ympäristöstään erottuva matkailupalveluiden tiivistymä, matkailukeskus.

Tasaantumisvaiheessa alueen matkailijamäärät eivät juurikaan kasva ja alueen kantokyvyn rajat on monien tekijöiden suhteen saavutettu. Kantokyvyn rajojen ylittyminen ilmenee ongelmina alueen luonnonympäristössä sekä sosiaalisessa ja taloudellisessa rakenteessa. Matkailualueella on edelleen positiivinen imago, mutta siihen kohdistuu runsaasti negatiivisia paineita ja alueen suosio kääntyy laskuun verrattuna kilpaileviin kohteisiin. Vuodekapasiteetin suhteen syntyy ylitarjontaa ja tarvittavien matkailijamäärien ylläpitäminen vaatii voimakasta markkinointia. Matkailun kehitys suuntautuu yhä enemmän matkailualueen reuna- tai ulkopuolisille alueille ja palvelurakenteen omistajasuhteissa tapahtuu runsaasti muutoksia.

Tasaantumisvaiheen jälkeen kehitysprosessi voi elinkaarimallin mukaan jatkua usealla eri tavalla riippuen siitä, miten matkailun kehittämistoimenpiteet onnistuvat. Onnistuminen voi johtaa *uudistumisvaiheeseen*, jolloin alueelle kehitetään uusia vetovoimatekijöitä tai ote-



Kuva 3.3-4. Matkailualueen elinkaarimalli Butlerin (1980) mukaan.

taan käyttöön aikaisemmin hyödyntämättä jääneitä tekijöitä. Kehittämistoimenpiteiden epäonnistuessa ts. kantokyvyn rajan jatkuvasta ylittämisestä ja alueen resurssien liikakäytöstä seuraa *taantumisvaihe*, jolloin alue ei enää pysty kilpailemaan muiden matkailukohteiden kanssa ja matkailijamäärät kääntyvät laskuun. Kaiken kaikkiaan matkailun aluetaloudellinen merkitys vähenee, jonka seurauksena palvelurakenteen omistussuhteet vaihtelevat jatkuvasti ja matkailupalveluita lopetetaan ja suunnataan muuhun kuin matkailukäyttöön, mikä kiihdyttää entisestään taantumisprosessia. Ulkopuolisten matkailuorganisaatioiden vetäytyessä ja markkinoiden pienentyessä paikallisten yrittäjien osuus matkailussa jälleen kasvaa.

Kirjallisuus

Butler, R. 1980. The concept of a tourist area cycle of evolution: implications for management of resources. Canadian Geographer 24(1):5–12.

Saarinen, J. 1995. Matkailualueen hahmottuminen: kaksi näkökulmaa matkailualueen kehittymiseen. Terra 107(4):189–197.

– 1998. The social construction of tourism destination: the transformation process of Saariselkä resort in Finnish Lapland. Julkaisussa: Ringer, G. (toim.). Destinations: cultural landscapes of tourism. Routledge, London ja New York. s. 154–173.

tämisen yhteydessä on paitsi työlästä myös kallista. Kotimaisena esimerkkinä syntyneistä ongelmista lienevät Pyhätunturin ja Ylläksen maisemointikysymykset sekä Saariselän matkailukeskuksen jätevesien puhdistukseen kytkeytyvät vaikeudet. Martin ja Uysal (1990, s. 323) toteavat kuitenkin optimistisesti, ettei koskaan ole liian myöhäistä pyrkiä kohti kestäviä matkailukäytäntöjä. Samalla he korostavat, että kestävyyteen tähtäävät toimenpiteet ja suunnitelmat tulee valita riippuen matkailualueen kehitysprosessin kulloisestakin vaiheesta. Esimerkiksi kehityksen alkuvaiheessa suunnittelukysymykset ja alueen sosiaalisten, ekologisten ja taloudellisten olosuhteiden perusselvitykset korostuvat. Tasaantumisvaiheessa Martin ja Uysal sen sijaan painottavat mm. aktiivisen paikallisväestölle suunnatun tiedottamisen merkitystä ongelmien ja ristiriitojen välttämisessä.

Varsinaista matkailualueiden suunnittelua voidaan lähestyä hyvin monista eri näkökulmista ja tarpeista. Eräs matkailusuunnittelun yhteydessä vähemmän tunnettu lähestymistapa on ns. hyväksyttävän muutoksen rajojen (Limits of Acceptable Change) määrittämisprosessi. LAC-prosessi on alunperin tarkoitettu USA:n erämaa-alueiden käytön suunnitteluun ja siinä yhteydessä sitä ei tietoisesti ole pyritty yhdistämään matkailualueisiin tai kestävän kehityksen ideologiaan. LAC-prosessin tarkoituksena oli kuitenkin alusta pitäen aluekohtainen virkistyskäytön suunnittelu ja eri käyttäjäryhmien ja luonnonsuojelullisten intressien välisten ristiriitojen ehkäiseminen. Suunnitteluprosessia on myös myöhemmin sovellettu mm. hiihtokeskusten läheisyydessä sijaisevien suojelualueiden käytön ja hoidon suunnittelussa (Sidaway 1995).

Yksinkertaistetusti LAC-prosessi käsittää neljä pääelementtiä: (1) hyväksyttävien olosuhteiden ja muutostasojen määrittäminen liittyen alueen (matkailu)käyttöön ja käytön seurausvaikutuksiin, (2) alueen nykyisten olosuhteiden inventointi ja edellä määriteltyjen hyväksyttävien muutosten ts. tavoitteiden toisiinsa vertaaminen, (3) alueen ekologisten ja sosiaalisten muutostekijöiden hallintakeinojen määrittäminen ja (4) säännöllinen seuranta- ja arviointijärjestelmä. Nämä pääelementit puolestaan jaotellaan (operationalisoidaan) yhdeksään vaiheeseen varsinaisen suunnitteluprosessin yhteydessä.

LAC-prosessi on looginen matkailu- ja virkistysalueiden suunnittelun apuväline. Sen matkailusuunnitteluun soveltamiseen kytkeytyviä ongelmia ovat mm. alueita koskevan ekologisen ja sosiaalisen tiedon puute ja hajanaisuus, ympäristön eri osatekijöiden laadun kriteerien mitattavuus, intressiryhmien osallistumisen ongelmat sekä koko prosessin toteuttamisen hitaus ja kalleus. Lisäksi kestävän kehityksen ideologian ja alueiden laajemman virkistys- ja matkailukäytön suunnittelun näkökulmasta se ei vielä sellaisenaan ota kantaa taloudellisiin tai yhteisöllisiin tekijöihin ja niitä koskeviin muutoksiin, vaan vaatii niiden osalta jatkokehittelyä.

Ongelmista huolimatta LAC-prosessiin sisältyy periaatteellisella tasolla hedelmällisiä lähtökohtia sovellettavaksi kestävän matkailun kehittämisen ja siihen liittyvän matkailun ympäristövaikutusten arviointijärjestelmän rakentamisen tueksi. LAC-prosessin periaatteellisena etuna on se, että se pyrkii yhdistämään perinteisen, nykymaailmassa osin negatiivisesti koetun asiantuntijuuteen perustuvan suunnittelukäytännön, ekologis-sosiaalisen ympäristön laadun hallinnan ja eri intressiryhmien osallistumisen mahdollisuudet suunnitteluprosessiin. Viimeksi mainitussa, matkailualueen yhteissuunnittelussa tulisi pyrkiä aktiivisesti välttämään toisinaan osallistuvaan suunnitteluun kytkeytyvää "näennäisdemokratiaa", jonka käytännöissä asiantuntijavalta ja talous edelleen ohittavat muut näkökulmat ja vaaditut kompromissit hahmottuvat lähinnä suunnittelijoiden ehdoilla. Tällöin "yhteissuunnittelu" voidaan pahimmillaan tulkita"osallistavaksi suunnitteluksi" ja pikemminkin pyrkimykseksi hallita suunnitteluprosessiin liittyviä ristiriitoja kuin itse suunnittelun kohteena olevan (matkailu)kohteen käytön ja kehittämisen konflikteja.

Yhteenvetäen kestävässä matkailussa ja sen suunnitteluprosessissa keskeisiä tekijöitä ovat matkailusuunnittelun pitkän aikavälin näkökulma ja suunnittelun kokonaisvaltaisuus. Jälkimmäinen viittaa kestävyyden kolmeen peruselementtiin ja niiden huomioimiseen suunnittelussa sekä pyrkimykseen niiden yhteensovittamiseen. Lisäksi kestävän matkailun näkökulmalle on tyypillistä "reflektiivisyys" eli suunnitteluprosessin itsekontrolli ja jatkuva uudelleen jäsentäminen suhteessa aiempaan ja tulevaan matkailun kehittymiseen sekä suhteessa paikallisiin ja laajempiin yhteiskunnallisiin muutosprosesseihin.

On huomattava, että mitä enemmän kestävyydestä, kestävästä matkailusta ja ympäristövastuullisuudesta on puhuttu, sitä enemmän matkailuyritykset ja -kohteet ovat myös tulleet tarkastelun alle. Jatkossa puheille on oltava myös katetta ja niiden taustalla on oltava tutkittua – "mitattua ja punnittua" – tietoa sekä selkeä ja jatkuva ympäristövaikutusten arviointiprosessi. Ympäristön laadulla ja matkailutuotteen menestyksellä voidaan nähdä olevan vahva riippuvuussuhde. Tästä kohtalonyhteydestä huolimatta matkailuelinkeino on ollut varsin hidas omaksumaan ympäristövastuullisuuden leimaa itselleen. Tältä osin tilanne on muuttumassa ja ympäristövastuullisuuden voidaan katsoa tietyssä mielessä olevan edellytys arvioidulle matkailun kasvulle; kestävän matkailukehityksen katsotaan ainakin Euroopan matkailuissa nousevan johtavaksi suunnitteluperiaatteeksi seuraavan 20 vuoden aikana.

Kirjallisuus

Aikio, M. ja Aikio, P. 1993. Saamelaiskulttuuri ja matkailu. Julkaisussa: Selviytyjät. Lapin maakuntamuseon julkaisuja 7:80–103.

Ashworth. G.J. ja Dietvorst, A.G.J. 1995. Conclusions: Challenge and policy response. Julkaisussa: Ashworth, G.J. ja Dietvorst, A.G.J. (toim.). Tourism and spatial transformations. CAB International, Oxon. s. 329–339.

Butler, R. 1980. The concept of a tourist area cycle of evolution: implications for management of resources. Canadian Geographer 24(1):5–12.

Ceballos-Lascuráin, H. 1996. Tourism, ecotourism and protected areas: the state of nature-based tourism around the world and guidelines for its development. IUCN, Gland ja Cambridge. 301 s.

Erämaalaki 1991. Suomen säädöskokoelma 1991 I n:o 62. s.129–131.

Getz, D. 1982. A rationale and methodology for assessing capacity to absorb tourism. Ontarion Geography 19:92–102.

Järviluoma, J. 1995. Matkailualueiden kantokyky. Nordia Tiedonantoja Sarja A 1, 31–42.

Lehtinen, A. 1991. Northern natures: a study of a forest question emerging within the timber-line conflict in Finland. Fennia 169:57–169.

Linkola, P. 1971. Unelma paremmasta maailmasta. WSOY, Porvoo. 225 s.

Martin, B.S. ja Uysal, M. 1990. An examination of the relationship between carrying capacity and the tourism lifecycle: management and policy implications. Journal of Environmental Management 31:327–333.

Massa, I. 1994. Pohjoinen luonnonvalloitus: suunnistus ympäristöhistoriaan Lapissa ja Suomessa. Gaudeamus, Helsinki. 297 s.

Parviainen, J. 1997. Matkailuyrityksen ympäristöopas: ympäristöä säästävän matkailun käsi- ja oppikirja. Rovaniemen hotelli- ja ravintolaoppilaitos, Rovaniemi. 103 s.

Saarinen, J.1995b. Matkailualueen hahmottuminen: kaksi näkökulmaa mâtkailualueen kehittymiseen. Terra 107:189–197.

– 1998. The social construction of tourist destinations: the process of transformation of the Saariselkä tourism region in Finnish Lapland. Julkaisussa: Ringer, G. (toim.). Destinations: Cultural landscapes of tourism. Routledge, London. s. 153–173.

Sidaway, R. 1995. Managing the impacts of recreation by agreeing the limits of acceptable change. Julkaisussa: Ashworth, G.J. ja A.G.J. Dietvorst (toim.). Tourism and spatial transformations. CAB International, Oxon. s. 303–316.

3.3.3 Saariselän matkailu: erämaasta matkailukaupungiksi

Jarkko Saarinen

Saariselän matkailun historiaa

Saariselän matkailulla on lähes 100 vuoden historia takanaan. Varsinaisesti matkailun voidaan kuitenkin katsoa alkaneen alueella itsenäistymisen ja Petsamon Suomeen liittämisen jälkeen. 1900 -luvun vaihteessa nykyisen Saariselän matkailualueella oli runsaasti kaivostoimintaa, mutta alue ei syrjäisyydestään johtuen saanut juurikaan varhaisten (tutkimus)matkailijoiden huomiota osakseen. Vuonna 1841 alueella olivat käyneet mm. Elias Lönnrot ja M.A. Castrén, jotka yöpyivät Maantiekurussa jouluyön (Lönnrot 1980).

Petsamon Suomeen liittäminen kasvatti alueen matkailijamääriä. Petsamo veti puoleensa niin kotimaisia kuin ulkomaisiakin matkailijoita ja Petsamon matkareitillä nykyinen Saariselän matkailualue – joka tuolloin tunnettiin joukkona erillisiä kohteita, kuten Laanila, Kakslauttanen ja Kaunispää – toimi eräänlaisena porttina todelliseen ja oikeaan Lappiin, jonka eksoottisia maisemia oli mahdollista ihailla Kaunispään tunturin laelta. Kaunispää ja sieltä avautuvat näköalat siirtyivät matkakirjojen kuvituksiin ja suomalaiskansallisesti värittyneisiin mainos- ja markkinointielokuviin. Toisen maailmansodan jälkeen alueen ensimmäiset matkailurakennukset nimettiinkin vielä Kaunispään mukaan. Matkailun kasvu alkoi kuitenkin jatkossa rakentua Kaunispään (ja Laanilan) ohella yhä enenevässä määrin Saariselän tunturialueen ja siihen viittaavien mielikuvien kautta. Petsamon menettämisen seurauksena alue saikin merkitystä matkakohteena itsessään – ei vain pysähdyspaikkana maisemien katseluun matkalla Jäämerelle (Saarinen 1998).

Kaunispää-Laanila -alueen matkailuja muu infrastruktuuri oli tuhoutunut sodassa jokseenkin täysin. Vuonna 1949 perustettiin sodan jälkeisen ajan ensimmäinen matkailijoita palveleva rakennus, Kaunispään Alamaja, joka oli Suomen Matkailuliiton omistama. Vuonna 1952 valmistui Lapin matkailijayhdistyksen Kaunispään Ylämaja. Varsinaisen alkusysäksen Saariselän kehittymiselle matkakohteeksi loivat kuitenkin maailmansotaa seuranneet siviiliväestön terveysongelmat. Yksi keskeisimmistä ongelmista oli nopeasti etenevä lasten tuberkuloosi. Tämä synnytti Lapissa yhteiskunnallisen tarpeen lasten terveydenhuollon pikaiseen järjestämiseen, ja tarkoitusta varten perustettiin mm. Lapin Lasten Ystävät ry. Se otti käytännön tehtäväkseen lasten kesäleiritoiminnan, ns. ryhtileirien järjestämisen "terveellisessä tunturi-ilmastossa" (Koskela 1992). Kesäleiritoiminnan kohdepaikaksi ja ryhdin luojaksi valittiin lopulta Kaunispää-Laanila -alue, jossa leiritoimintaa palveleva tunturimaja aloitti toimintansa vuonna 1953 (kuva 3.3-5). Ns. Laanilan tunturimajan majoituskapasiteetti oli aluksi noin 40 henkeä.

Eräänä merkittävimpänä Saariselän erämaisten tunturimaisemien tunnetuksi tekijänä toimi Kullervo Kemppinen, joka oli



Kuva 3.3-5. Vuonna 1958 palanut Laanilan tunturimaja Luttojoen rantatörmällä, nykyisen Saariselän matkailukeskuksen alueella.

aktiivisesti mukana mm. partiolaistoiminnassa. Erityisesti hänen kirjansa *Lumikuru* vuodelta 1958 loi alueen maisemista luonnonkauniin, lähes paratiisimaisen kuvan. Teoksella oli konkreettinen ja välitön vaikutus alueen matkailijamääriin. Retkeilijämäärien keskimääräinen kasvu oli 1950-luvulla vuosittain noin 38 prosenttia, mutta Lumikurun ilmestymistä seuraavana vuonna retkeilijämäärät kaksinkertaistuivat edellisvuoteen verrattuna (Saastamoinen 1982, s. 49).

Kemppinen loi kirjoissaan positiivisen, paikoin jopa ylevän kuvan alueen luonnonpiirteistä. Kemppisen luoma kirjallinen maisema yhdessä 1960 -luvun yleisen matkailun kasvun ja tiedotusvälineissä käydyn Koilliskairan luonnonsuojelukeskustelun kanssa synnyttivät Saariselän tunturialueesta mielikuvan todellisena ja aitona, Euroopan viimeisenä laajana erämaana.

Samanaikaisesti alueen kehittyvä matkailu etsi keinoja hyödyntää Saariselän tuntureiden positiivisia mielikuvia myös alueen markkinoinnissa ja kehittämisessä. Keskeisen ongelman muodosti se, että Saariselkä matkakohteena sijaitsi tiettömän matkan päässä ja oli siten vain innokkaimpien, mutta matkailun laajamittaisemman kehittämisen kannalta varsin vähälukuisen matkailijajoukon saavutettavissa. Saariselän tuntureille ryhdyttiin mm. suunnittelemaan autotietä, mutta lopulta löytyi halvempi ja ennen kaikkea vähemmän ristiriitoja aiheuttava ratkaisu. Saariselkää ryhdyttiin ikäänkuin siirtämään lähemmäksi matkailijavirtoja hyödyntämällä sen nimeä silloisen Kaunispää-Laanila -alueen yhteydessä. Kuten entinen Virkamiesliiton talouspäällikkö Olli Ansamaa (1992, s.85) muistelmissaan toteaa: *"Olin erään porukan mukana pitkällä hiihtomatkalla kuusikymmentäluvun alussa. Mietittiin, mikä nimi annetaan paikalle.... Minä lopulta sanoin Rautuntureilla, etteikö Saariselän retkeilykeskus ole sopiva. Siinä se lyötiin lukkoon, omittiin koko Saariselkä Virkamiesliitolle."*

Saariselkä alkoi hitaasti leimata alkuperäistä sijaintiaan laajempaa aluekokonaisuutta. Muutos ei lopulta jäänyt tähän. Esimerkiksi Kemppisen (1961) Poropolku kutsuu -teoksen kartassa Saariselkä terminä ja karttamerkkinä sijaitsi vielä keskellä tietöntä erämaata. Noin 20 vuotta myöhemmin julkaistussa Kai-Veikko Vuoriston (1983) retkeilykirjan kartassa Saariselkä on terminä siirtynyt erämaasta nelostien varteen. Samalla aiempi luonnonmaantieteellinen Saariselkä on saanut uuden määritteen Urho Kekkosen kansallispuistona ja vastaava muutos on siirtynyt myös mm. maantiekarttoihin. Nykyisin Saariselkä tuo ihmisten mieleen ennen muuta matkailukeskuksen.

Kaunispää-Laanila -alueen matkailun kehitys kääntyi voimakkaaseen nousuun 1960-luvulla ja alueelle tuli uusia matkailuyrityksiä ja -organisaatioita. Kasvun taustalla oli yleinen maailmantalouden kehitys ja sen tuomat yhteiskunnalliset muutokset Suomessa; yleinen palkkataso kasvoi, työväestön vapaa-aika lisääntyi ja liikenneverkko kehittyi. Alueen matkailu- ja virkistyskäytön lisääntymisestä kertoo myös se, että sitä koskeva akateeminen tutkimustoiminta käynnistyi 1970-luvun taitteessa. Säännöllinen lentoliikenne Ivalon lentokentälle oli aloitettu jo vuonna 1952 (Saarinen 1997a).

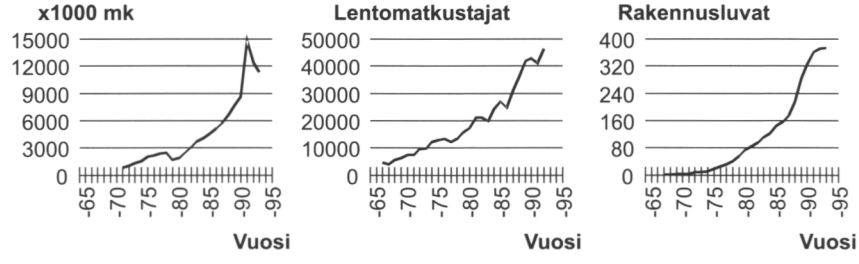
1960-luvulta lähtien tärkeä rooli alueen matkailullisen vetovoiman muodostumisessa oli Etelä–Suomen ammattijärjestöillä, yrityksillä ja niiden keskeisillä toimijoilla. Järjestöjen jäsenistön lisääntyneet lomapäivät yhdessä taloudellisen kehityksen vapauttamien pääomien kanssa mahdollistivat ja loivat tarpeen lomapaikkojen rakentamiselle. Kaunispää-Laanila -alueella toimi jo ennestään muutamien ammattiliittojen, mm. Virkamiesliiton lomapaikka. 1960-luvun noususuhdanteen synnyttämä loma- ja vapaa-ajan tonttien voimakas kysyntä yllätti Saariselän aluetta hallinnoivat valtion organisaatiot, Metsäntutkimuslaitoksen ja Metsähallituksen. Samanaikaisesti Suomessa käynnistyneen luonnonsuojelukeskustelun seurauksena valtakunnalliset luonnonsuojelu- ja retkeilyjärjestöt vaativat Kaunispään ja Laanilan itäpuolista

erämaa-aluetta suojeltavaksi. Lopulta pitkän kiistelyn jälkeen 2 550 km^2 suuruinen alue Saariselän tuntureista ja Koilliskairasta rauhoitettiin Urho Kekkosen kansallispuistoksi vuonna 1983.

Kasvavasta yhteisöjen ja yritysten lomatonttikysynnystä ja luonnonsuojelukeskustelusta johtuen Saariselän matkailua päätettiin ryhtyä kehittämään säädellysti. Osin ristiriitaisista tavoitteista ja tonttien suuresta kysynnästä johtuen kehittämissuunnitelman laatimisessa päädyttiin pyytämään apua ulkopuoliselta asiantuntijalta, Sveitsissä matkailuyrityksiä rahoittavalta virkamieheltä. Hänen kantavana ajatuksenaan oli Keski-Eurooppalaisen mallin mukaisesti suunnitella keskitetty ja suuri matkailukeskus, jonka kapasiteetin tuli olla vähintään 1 500 vuodepaikkaa, mikä poikkesi aiemmasta Lapin matkailusuunnittelusta (Partanen 1992). Näiden lähtökohtien perusteella laadittiin Saariselän maankäytön yleissuunnitelma, joka valmistui vuonna 1972. Sen mukaan alueen majoituskapasiteetti oli mahdollista rakentaa 8 000 vuodepaikkaan ja majoituskapasiteetti yhdessä matkailupalveluiden kanssa keskitettiin myöhemmin jokseenkin täysin toteutetussa suunnitelmassa suppealle alueelle.

Maankäytön yleisuunnitelman jälkeistä Saariselän matkailun kasvua voidaan tarkastella tässä yhteydessä lyhyesti matkailukeskuksen rakennuslupien, Ivalon lentoliikenteen ja Alkon ravintolamyynnin kehityksen avulla (kuva 3.3-6). 1960-luvulla alkanutta Saariselän matkailun kehitystä hidasti rakentamisen ja liikenteen osalta 1970-luvulla koko maailmantalouteen voimakkaasti vaikuttaneet öljykriisit. Kriisien jälkeen, 1980-luvun taitteessa oli lyhyt vilkkaamman kehittämisen aika. Varsinaisesti matkailun kehitys huipentui 1980-luvun puolivälin jälkeen alkaneen taloudellisen nousukauden ja rahamarkkinoiden vapautumisen yhteydessä. Rahamarkkinoiden vapautuminen heijastui etenkin matkailurakentamiseen, joka jatkui vilkkaana aina 1990-luvun alkuun saakka. Samoin alueen matkailupalveluiden ja -tuotteiden kulutus – jota anniskelumyynti kuvaa – jatkui voimakkaana 1990-luvun alkuvuosiin saakka. Tällöin matkailun kehitys ja kotimainen kulutus katkesi taloudelliseen lamaan.

Lentoliikenteen kehitykseen vuosina 1991–92 alkanut lama ei sen sijaan heijastunut yhtä voimakkaasti, sillä kansainvälinen matkailu lisääntyi samanaikaisesti johtuen mm. Suomen markan heikentymisen antamasta kilpailuedusta. Vuonna 1992 Ivalon lentokentän kansainvälisten matkailijoiden määrä yli 200-kertaistui edellisvuoteen verrattuna, joskin samanaikaisesti myös kotimainen lentoliikenne kasvoi muutaman prosentin. Jälkimmäinen oli seurausta tehostuneesta markkinoinnista, alennetusta pakettimatkahinnoittelusta ja etenkin hieman myöhemmin myös Saariselän alueen konkurssipesien harjoittamasta epäterveestä kilpailusta. Laman seurauksena Kauppa- ja teollisuusministeriö asetti Lapin matkailuelinkeinon avustuskieltoon kapasiteetin lisärakentamisen osalta. Rakennus-



Kuva 3.3-6. Saariselän matkailun kehitys 1960-luvun lopulta vuoteen 1993 Ivalon Alkon ravintolamyynnin, Ivalon lentokenttäliikenteen ja myönnettyjen rakennuslupien (kumulatiivisen) kasvun suhteen.

toiminta oli käytännössä pysähdyksissä vuoteen 1995 saakka. Saariselän alueen matkailuhistoria on esitetty kootusti taulukossa 3.3-2.

Laman seurauksena matkailukehitys vaikutti hetkellisesti tasaantuvan ja jopa taantuvan, kunnes viime vuosikymmenen puolivälissä rakennustoiminta jälleen hitaasti elpyi, uusia yrittäjiä ilmaantui ja lopulta myös matkailijoiden määrä kääntyi lievään nousuun. Tällä hetkellä Saariselän matkailu vaikuttaisi elinkaariteoreettisesti olevan vakautumisvaiheen mukaisessa rauhallisessa – jokseenkin hallitussa – kasvussa, mutta kuten koko Lapissa myös Saariselällä on merkkejä mahdollisesta tulevasta ylikuumenemisesta.

Saariselän matkailun kehitys ei vaikuttanut yksinomaan alueen fyysisen maiseman luonteeseen ja muutokseen, vaan myös Saariselän matkailullisiin mielikuviin. Muutos erämaasta moderniksi matkakohteeksi ja mielihyvän ja kulutuksen maisemaksi edellytti voimakkaita markkinointiponnisteluja ja imagotyötä. Kotimaisen kuvallisen kirjapainoissa painetun mainosmateriaalin perusteella Saariselkä-mainonta on muuttanut matkailun kehittymisen kuluessa luonnettaan (taulukko 3.3-3) (ks. Saarinen 1996a). Aiemmin mainontaa hallitsivat suhteellisesti luonnonympäristöön liittyvät mielikuvat. Nykyisin ne ovat pitkälti korvautuneet palveluiden esittelyillä ja luontomatkailuun kytkeytyvillä aktiviteettikuvauksilla.

Saariselän matkailun suuntia

Alueen matkailun nykyluonne

Saariselän matkailu perustuu edelleen varsin pitkälle kotimaiseen matkailuun. Tämä jo siksi, että matkailukeskuksen noin 7 000 majoituspaikasta vain suhteellisen pieni osa kaupallisessa käytössä. Loppukapasiteetti on pääasiassa yhteisöjen ja yritysten omistuksessa ja käytössä. Tämä juontaa juurensa ammattijärjestöjen yms. yhteisöjen suuresta merkityksestä Saariselällä. Saariselän ja Inarin matkailu on kuitenkin kansainvälistynyt ja alueen majoituskapasiteettia on pyritty kaupallistamaan mm. vuokraamalla yksityisiä osakkeita matkailijoiden käyttöön. Viime vuosina loma-osakevuokraus onkin kasvanut alueella.

Saariselän matkailun vetovoimatekijät

Huolimatta siitä, että Saariselän alue on ekologisessa mielessä menettänyt ehkä merkittävänkin osan aiemmasta erämaisuudestaan, se on puolestaan saanut sitä kulttuurisessa ja sosiaalisessa mielessä runsaasti takaisin. Matkailumainoksissa ja mielikuvissa Saariselkä sijaitsee edelleen kahden erämaan (Hammastunturin erämaa–alueen ja UKK-puiston) keskellä tai "Euroopan viimeisen laajan koskemattoman erämaan" (UKK–puisto) välittömässä läheisyydessä. Näiden mielikuvien pohjalta ei lienekään yllättävää, että matkailijat korostavat Saariselän vetovoimatekijöistä voimakkaimmin juuri luonnonmaisemia ja alueen erämaisuutta sekä mahdollisuutta kokea hiljaisuutta ja rauhaa (Saarinen 1996).

Kuvassa 3.3-7 on esitetty alueen matkailun vetovoimatekijöiden merkitys sekä alueella vierailevien matkailijoiden että matkailuyrittäjien mukaan. Matkailijakysely suoritettiin vuonna 1994–1995 (Saarinen 1996) ja kesällä 1996 tehdyssä yrityskyselyssä (Saarinen ym. 1996) alueen matkailuyrittäjiltä kysyttiin, miten merkittäviksi he arvioivat eri vetovoimatekijät matkailijoiden valitessa Saariselän matkakohteekseen. Selvyyden vuoksi tarkasteluun ja vertailuun on valittu kolme tärkeintä vetovoimatekijää liittyen alueen luonnonpiirteisiin (L), palveluihin ja infrastruktuuriin (P), sosiaaliseen ympäristöön (S) ja yleisiin vetovoimatekijöihin (Y).

Sekä matkailijoiden että matkailuyrittäjien mukaan matkailijoita vetävät Saariselälle ennen muuta alueen luonnontekijät, kuten kauniit tunturimaisemat ja erämaisen luonnon läheisyys. Matkailuyrittäjät korostivat matkailijoita huomattavasti enemmän

Taulukko 3.3-2. Saariselän matkailun kronologia.

1841 Elias Lönnrot ja M.A. Castren viettivät jouluaaton Maantiekurun autiokämpässä.
1871 John Albert Piponius löysi kultaa Luttojoesta nykyisen Tunturihotellin vierestä.
1902 Aktiebolaget Prospector rakensi Laanilaan kultayhtiönsä pääkonttorin.
1912 Jäämeren tie rakennettiin Kaunispäälle saakka.
Prospectorin pääkonttorirakennuksessa aloitti alueen ensimmäinen matkailuyritys, Laanilan majatalo.
1949 Suomen Matkailuyhdistyksen Kaunispään alamaja avattiin (majoitustilaa 27 hengelle).
1952 Säännöllinen lentoliikenne aloitettiin Ivalon kentälle.
1953 Leirikeskus, ns. Laanilan maja (Lapin Lasten Ystävät ry.) valmistui nykyisen Tunturihotellin viereen.
1954 Lapin Matkailuyhdistyksen Ylämaja avattiin Kaunispäälle.
1958 Kullervo Kemppisen teos "Lumikuru" ilmestyi.
Lapin Lasten Ystävät ry:n leirikeskus paloi.
1959 Saariselän Tunturihotelli 'perustettiin'.
1960 Lapin Lasten Ystävät ry. avasi nykyisen Laanihovin.
1961 Saariselän retkeily- ja tunturialue rauhoitettiin.
1963 Kiilopäälle rakennettiin tie ja Suomen Latu pystytti sinne autiotuvan.
1964 Suomen Ladun Kiilopään koulutuskeskus avattiin.
1965 Saariselän retkeilykeskuksessa arvioitiin käyvän noin 5000 matkailijaa.
1967 Koilliskairan alueelle rakennettiin Metsähallituksen toimesta 12 autiotupaa.
1968 Saariselän retkeilykeskuksen ravintolarakennus valmistui.
1969 Laanihovi sai ensimmäisenä alueen matkailuyrityksenä anniskeluoikeudet.
Saariselkä Oy perustettiin laskettelutoiminnan aloittamiseksi.
1970 Tankavaaraan perustettiin matkailukäyttöön kullanhuuhdontapaikka.
1971 Kaunispään hiihtohissi avattiin.
1972 Saariselän maankäytön yleissuunnitelma julkistettiin.
1973 Lomakylä Kakslauttanen avattiin ja Tankavaaraan perustettiin Kultamuseo.
1974 Lentopakettimatkailu aloitettiin Ivaloon.
1975 Tankavaaran Kultamuseoon ensimmäinen rakennus.
1976 Kaunispään neuvottelukunta perustettiin.
1979 Hotelli Riekonkieppi perustettiin ja Saariselän yhteistyöryhmän kokoontui ensimmäisen kerran.
1981 Kiilopään Eräkeskuksen päärakennus valmistui.
Saariselän alueen ensimmäinen kauppa ja ohjelmapalveluyritys avattiin.
Tankavaarassa järjestettiin ensimmäiset Kaamosjazzit.
1983 Urho Kekkosen kansallispuisto perustettiin.
1986 Hotelli Teerenpesä avattiin, Saariselän kylätoimikunta perustettiin ja Inari Saariselän yleiskaava vahvistettiin.
1987 Hotelli Riekonlinna avattiin.
1988 Liikuntahalli valmistui.
1989 Ravintola Kammi avattiin Kiilopäällä ja Partio-Aitta avasi myymälän Saariselällä.
Saariselän Sanomat perustettiin.
1990 Saariselän-Vuotson osayleiskaavaehdotus julkistettiin.
Kylpylähotelli ja pelastuskeskus valmistuivat, alueen ensimmäinen autovuokraamo aloitti toimintansa.
1991 Kaunispään kehittämistyöryhmä aloitti toimintansa ja Saariselän lehtitalo valmistui.
1992 Saariselän Tunturihotelli ja Laanihovi ajautuivat Virkamiesliiton mukana konkurssiin.
1993 Saariselän yleiskaava vahvistettiin. Useita konkursseja ja yritysaneerauksia vuosina 1993–1995.
1995 Rakennustoiminta elpyi laman jälkeen.
1997 Alueen matkailijamäärät kääntyivät uuteen kasvuun.
1999 Saariselän matkailun kehittämiseen arvioidaan investoitavan noin 200 milj. markkaa vuosina 2000–2005.

Taulukko 3.3-3. Saariselkän mainonnan kuvamateriaali ja sen sisällöllinen muutos teemoittain (%).

	Vuodet				
	–1980 %	1981–85 %	1986–90 %	1991–95 %	Yhteensä
Luonto	32	16	7	8	n=54
Luontoaktiviteetit	21	19	9	17	n=78
Laskettelu	3	13	13	8	n=60
Kelkkailu	0	2	1	4	n=12
Palvelut	26	38	62	55	n=306
Saamelaiskulttuuri	5	5	3	3	n=18
Muut	13	7	5	5	n=32
Yhteensä	100	100	100	100	
	n=38	n=63	n=274	n=185	n=560

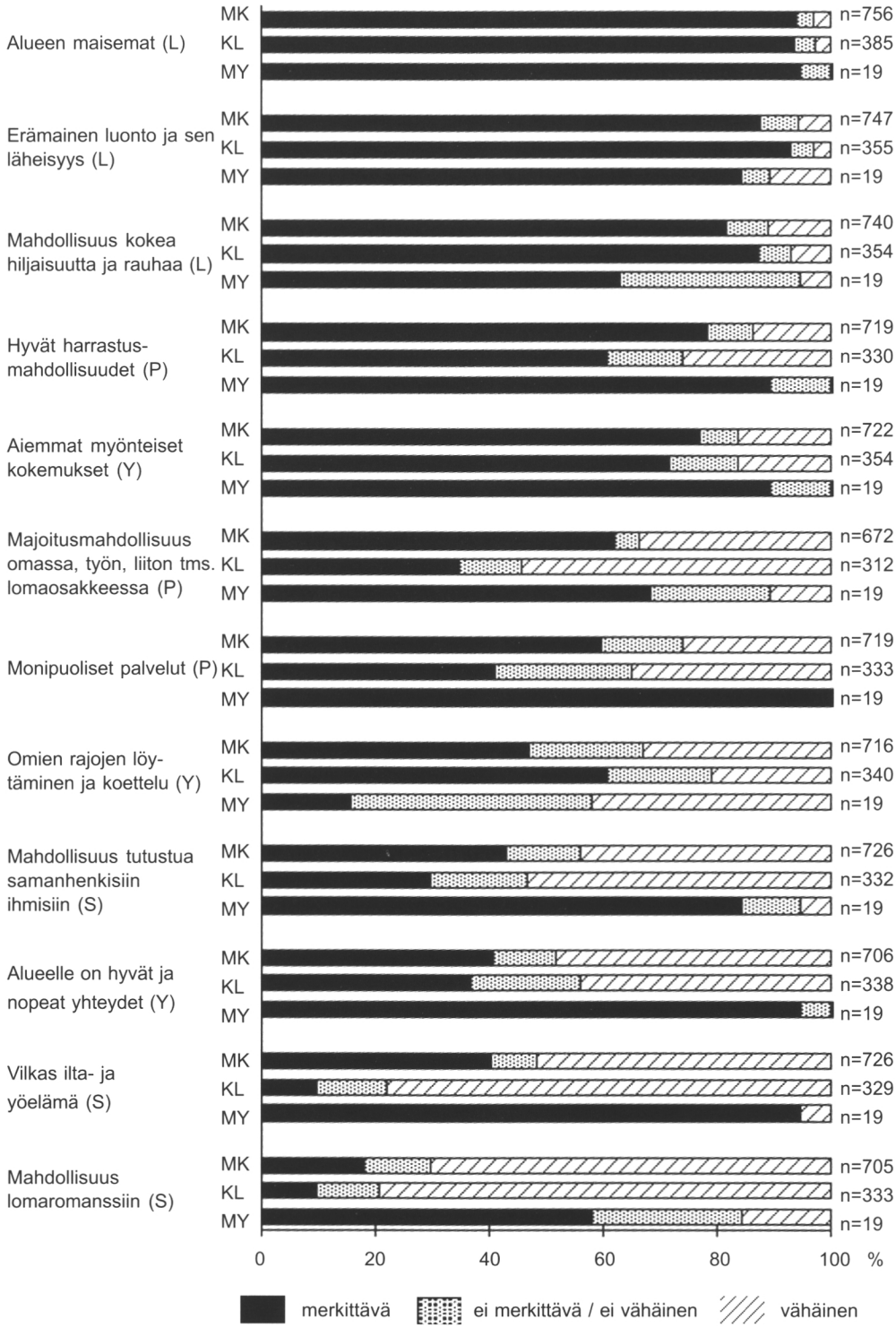
alueen palveluiden merkitystä. Myös sosiaalisen ympäristön, kuten vilkkaan ilta- ja yöelämän matkailuyrittäjät näkivät matkailijoita tärkeämpänä tekijänä. Sen sijaan yleisten vetovoimatekijöiden osalta matkailijoiden ja yrittäjien mielipiteet olivat jokseenkin yhtenäiset lukuunottamatta kulkuyhteyksiä, jotka yrittäjät kokivat matkailijoita tärkeämpinä.

Erot matkailijoiden ja matkailuyrittäjien vastausten välillä ilmentävät tietyssä mielessä matkailukysynnän ja -tarjonnan välistä ristiriitaa (Saarinen 1999). Syitä havaittuihin eroihin ja ristiriitaan voi olla useita. Palveluiden tuottajina matkailuyrittäjät ovat tietyssä mielessä toimintansa "vankeja". He näkevät oman tuotteensa tärkeänä ja tekevät arvionsa pitkälti omien asiakkaidensa ja toimintansa pohjalta. Saariselän alueella liikkuu kuitenkin paljon matkailijoita ja erilaisia matkailijatyyppejä, jotka eivät käytä heidän tai aivan kaikkia muitakaan Saariselän tarjoamia palveluita ja mahdollisuuksia hyväkseen (ks. Saarinen 1997b).

Erään keskeisen kotimaisen matkailun haasteen matkailupalveluiden tarjonnalle muodostaa alueen matkailijarakenteen muutos. Lapissa matkailu on muuttunut mm. yhä lyhytkestoisemmaksi. Lisäksi erityisesti Saariselällä matkailijoiden keskiikä on vuosi vuodelta ollut nousussa. Vuoden 1970 noin 35 ikävuodesta Saariselän matkailijan keski-ikä on noussut lähes 50 ikävuoteen (Saarinen 1996, ks. Saastamoinen 1972). Muutos selittyy paitsi Saariselän matkailun profiililla, jonka perusteella alue on hieman varttuneempien matkailijoiden kohde, myös koko väestön keski-iän nousulla ja erityisesti aiemmin vähäisen eläkeläismatkailun voimakkaasta kasvusta. Eläkeläisiä voikin pitää varsin uutena ja jatkossa edelleen kasvavana matkailijaryhmänä, joka tulee asettamaan omat vaatimuksensa luontomatkailupalveluiden tuottamiselle sekä matkailukeskusten maankäytön ja kansallispuistojen suunnittelulle.

Saariselän tuleva kehittyminen

1990-luvun lopulla Lapissa alkoi jälleen matkailuyritysrakenteen keskittyminen ja eräänlainen matkailukeskusten välinen pudotuspeli. Siinä mukana pysyäkseen keskusten ja yritysten on jatkuvasti investoitava ja kehitettävä toimintaansa. Arviot Pohjois-Suomen neljän suurimman matkailukeskuksen (Levi, Ylläs, Ruka ja Saariselkä) kehitysluvuista vuosille 2000–2005 liikkuvat yhteensä yli kahdessa miljardissa markassa (Saarinen 1999). Suunnitelmat perustuvat 10–15 prosentin, paikoin jopa suuremmillekin matkailun kasvuennusteille. Ne eivät laajemmassa mielessä vastanne Lapin matkailun todellista kasvua – eivät



Kuva 3.3-7. Matkailun vetovoimatekijät Saariselän matkailukeskuksessa (MK) ja Kiilopäällä (KL) yöpyneiden matkailijoiden sekä alueen matkailuyrittäjien (MY) mukaan.

ainakaan matkailutilastojen perusteella – vaan lienevät pikemminkin matkailun alueellista kehitystä ja pääomien saantia palvelevia tietoisia yliarvioita. Erityisesti syrjäseuduilla matkailun aluetaloudelliset vaikutukset voivat olla merkittäviä ja niin ollen lyhyen tähtäimen kehittämistä palvelevat epärealistisetkin ennusteet saatetaan nähdä poliittisesti käyttökelpoisina välineinä.

Tulevan kehittämisen osalta kaavoitus mahdollistaa Saariselän nykyisen majoituskapasiteetin yli kaksinkertaistamisen lähes 20 000 vuodepaikkaan. Kaavoituksen mitoitus ei välttämättä ole realistinen, mutta se on merkki siitä, etteivät alueen yritykset ja kunnat sekä niissä toimivat päättäjät ja organisaatiot ainakaan kaavoitushetkellä nähneet horisontissa merkkejä matkailun kehitystä ilmentävän elinkaarimallin mukaisesta matkailun kasvun heikkenemisestä. Ehkä pikemminkin päinvastoin; usko alueen matkailun kasvuun on yhä edelleen vahva. Saariselän matkailun kansainvälistyminen ja sen synnyttämä tarve aiempaa luonnonläheisempään matkailukehittämiseen ja -markkinointiin edellyttää jatkossa kuitenkin myös laadullista, ei niinkään määrällistä kehitystyötä. Samalla matkailun kestävyyden kriteereihin ja niiden alueelliseen määrittämiseen pitää ryhtyä kiinnittämään huomiota aiempaa perusteellisemmin. Nykyisin matkailun kantokyky- ja kestävyyskysymykset ja ympäristövaikutusten arvioinnit perustuvat pitkälti muuhun kuin tutkimustietoon.

Kirjallisuus

Ansamaa, O. 1992. Työmarkkinajärjestö matkailuyrittäjäksi. Julkaisussa: Partanen, S.J. (toim.). Saariselkä, Helsinki: Suomen Matkailuliitto. s. 83–87.

Kemppinen, K 1958. Lumikuru, Porvoo: WSOY.

Kemppinen, K 1961. Poropolku kutsuu, Porvoo, WSOY.

Koskela, N. 1992. Lapin Lasten Ystävät r.y:n tuki Lapin lastensairaalan toiminnalle ja Saariselän retkeilykeskuksen synty, Oulun maankunta-arkisto, moniste. 6 s.

Lönnrot, E. 1980. Matkat 1823–1844, Espoo, Weilin–Göös.

Partanen, S (toim.). 1992. Saariselkä, Suomen Matkailuliitto, Helsinki.

Saarinen, J. 1996. "Matkailun maisemaan": Saariselän matkailun vetovoimatekijät. Julkaisussa: Saarinen, J. ja Järviluoma, J (toim.). Luonto virkistys- ja matkailuympäristönä, Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 619. s. 49–77.

Saarinen, J. 1997a. Matkakohteen kehittyminen: esimerkkinä Saariselän matkailualueen hahmottumisprosessi. Julkaisussa: Aho, S., Ilola, H.K. ja J. Järviluoma (toim.). Matkailu ja kehitys. Näkökulmia alueiden ja kohteiden tarkasteluun. Lapin yliopiston matkailujulkaisuja, sarja B. s. 11–51.

Saarinen, J. 1997b. Matkailun motiivit ja ympäristöt: matkailijatyyppien tilasidonnaisuus. Terra 109: 2, s. 55–65.

Saarinen, J. 1998. The social construction of tourism destination: the transformation process of Saariselkä resort in Finnish Lapland. Julkaisussa: Ringer, G. (toim.). Destinations: cultural landscapes of tourism. Routledge, London ja New York. s. 154–173

Saarinen 1999. Saariselän matkailu: historiaa ja nykysuuntia. Nordia Tiedonantoja 4/1999. s. 73–87.

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

Saastamoinen, O. 1972. Saariselän-Itäkairan alueen virkistyskäyttö. Lisensiaatin tutkielma, Helsingin yliopisto.

Saastamoinen, O. 1982. Economics of the multiple-use forestry in the Saariselkä fell area, Communicationes Instituti Forestalis Fenniea 104. 102 s.

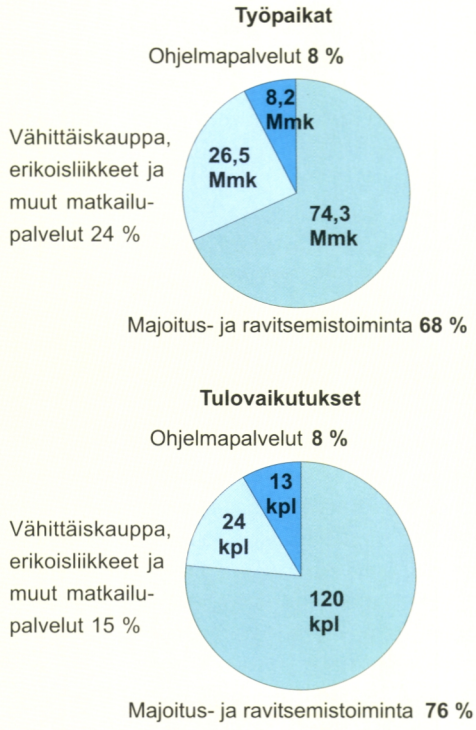
Vuoristo, K-V. 1983. Hankien kimmallus, Otava, Helsinki.

Saariselän matkailun tulo- ja työllisyysvaikutukset

Jarkko Saarinen

Vuonna 1994 Saariselän matkailualueelle kohdistuvan matkailun tulovaikutukset olivat noin 109 miljoonaa markkaa. Suurimman osan alueen kokonaismatkailutulosta keräävät majoitus- ja ravitsemistoimintaa harjoittavat yritykset. Niiden osuus tulovaikutuksista on 68 % (74,3 Mmk). Vähittäiskauppa, erikoisliikkeet ja muu matkailua palveleva toiminta saavat alueen matkailutulosta 24 % (26,5 Mmk) ja ohjelmapalvelutoiminta noin 8 % (8,2 Mmk). Matkailuyritysten kokonaisliike-vaihdon (109 Mmk) ja matkailumyyntiä palvelevien ostojen (16,9 Mmk) perusteella Saariselän alueen matkailun yhteenlaskettu tulovaikutus on 125,9 miljoonaa markkaa (Saarinen ym. 1996).

Saariselän matkailun työllisyysvaikutus on Inarin, Sodankylän ja Savukosken kunnissa yhteensä 157 työpaikkaa. Majoitus- ja ravitsemistoiminnan työllistävä vaikutus on odotetusti ylivoimaisesti suurin. Noin kolme neljäsosaa kaikista matkailualan kokopäiväisistä työpaikoista on peräisin kyseisen toimialan matkailumyynnistä. Vuonna 1994 Saariselän työllisyysvaikutus oli Inarissa 139, Sodankylässä 16 ja Savukoskella 2 kokopäiväistä työpaikkaa. Yhteensä Saariselän matkailuyritysten työntekijöiden palkkatulot ovat vuoden 1994 tietojen perustella 21,1 miljoonaa markkaa, ja alueen kuntien saamat verotulovaikutukset yhteensä yli 6 miljoonaa markkaa. Saariselän matkailusta koituvia tulo- ja työllisyysvaikutuksia selvitettiin koskien laman jälkeisiä vuoden 1994 tietoja. Tässä suhteessa edellä esitetyt tiedot eivät täysin vastaa nykyistä matkailun kehitystilannetta. Vuonna 1997 koko Inarin kunnan saama matkailutulo arvioitiin noin 282 miljoonaksi markaksi ja kokonaistyöllisyysvaikutuksiksi 470 henkilöä (Alakiuttu ja Juntheikki 1999). Tästä pääosan voidaan arvioida syntyvän Saariselällä.



Kuva 3.3-8. Saariselän matkailun tulo- ja työllisyysvaikutukset toimialoittain. Työpaikat on ilmoitettu kokoaikaisina.

Kirjallisuus

Alakiuttu, K ja Juntheikki, R. 1999. Matkailun aluetaloudelliset vaikutukset Inarin kunnassa. Nordia Tiedonantoja 4/1999. s. 3–43.

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

3.3.4 Virkistyskäytön ristiriidat erämaisilla alueilla

Liisa Kajala

Johdanto

Ristiriidan käsitettä käytetään yhteiskuntatieteissä hyvin laajasti. Sillä voidaan hahmottaa yksilö- ja sosiaalipsykologisia kriisejä ja toisessa ääripäässä sodiksi kärjistyneitä kansainvälisiä tai kansallisia jännitteitä. Luonnonkäytön ristiriitojen taustalla ovat rajalliset luonnonvarat ja lisääntyvä käyttöpaine. Esimerkiksi erämaita on rajallisesti, vaikka mukaan luettaisiin laajasti kaikki ihmisten erämaisiksi kokemat alueet. Erämaisiin alueisiin kohdistuu paikallisesti, kansallisesti ja kansainvälisesti monia – usein ristiriitaisia – käyttömuotoja ja arvostuksia. Lisäksi käyttöpaine ei yleensä jakaudu tasaisesti alueiden välillä eikä tietyn alueen sisällä, vaan esimerkiksi luonnon virkistyskäyttö keskittyy kauneimmille ja retkeilyllisesti sopivimmille (kulkukelpoisuus, leiriytymismahdollisuudet) alueille.

Ristiriita ei ole pelkästään kielteinen yhteiskunnallinen ilmiö. Ristiriidat vievät kehitystä eteenpäin. Suhtautumisemme ristiriitoihin vaikuttaa siihen, koituuko ristiriidoista enemmän hyötyä vai haittaa. Luonnonvarojen hoidosta ja käytöstä vastaavien henkilöiden yhtenä keskeisenä tehtävänä on pyrkiä hoitamaan ristiriitoja niin, etteivät ne paisuisi hallitsemattomiksi, pahimmillaan tuhoisiksi konflikteiksi.

Tässä luvussa tarkastellaan virkistyskäytön ristiriidan käsitteistöä, ristiriitatyyppejä sekä ristiriitojen muodostumiseen ja kokemiseen vaikuttavia tekijöitä. Lopuksi tarkastellaan, kuinka ristiriitoja ja niiden syitä jäsentelemällä voidaan edistää virkistyskäytön ristiriitojen hallintaa erämaisilla alueilla.

Ristiriitatyypit

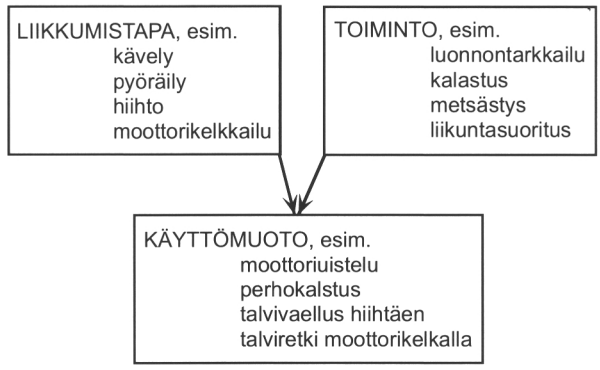
Virkistyskäytön ristiriidan osapuolia voidaan luokitella esimerkiksi heidän alueella harjoittamansa toiminnon ja asuin- tai toimipaikkansa mukaan (taulukko 3.3-4, Kajala 1994). Erämaisilla alueilla on mahdollista laaja ristiriitojen verkosto. Esimerkiksi virkistyskäyttäjä voi aiheuttaa ristiriidan toiselle virkistyskäyttäjälle (joko samaa tai eri toimintoa harjoittavalle), luonnonvarojen hoidosta ja käytöstä vastaavalle henkilölle, paikalliselle väestölle tai kenelle tahansa muulle, joka arvostaa kyseistä aluetta. Samanaikaisesti virkistyskäyttäjä voi olla ristiriidan ”vastaanottaja”, kokien että jokin tai jotkin em. ryhmistä häiritsevät hänen virkistyskokemustaan. Toisaalta yksi ihminen voi kuulua useampaan ryhmään. Esimerkiksi henkilön toimeentulo voi olla riippuvainen alueesta, mutta välillä hän käy virkistäytymässä alueella. Taulukossa 3.3-4 on esitetty pelkistetty malli; todellisuudessa ryhmien sisälläkin on paljon vaihtelua ja osapuolten välillä voi olla moniulotteisia ristiriitaverkostoja.

Tässä artikkelissa määritellään virkistyskäytön ristiriidoiksi kaikki sellaiset ristiriidat, joissa virkistyskäyttäjä on vähintään yhtenä osapuolena. Tämän määritelmän mukaisesti taulukossa 3.3-4 ensimmäinen rivi ja ensimmäinen sarake ovat virkistyskäytön ristiriitoja. Virkistyskäyttäjien keskinäisiä ristiriitoja kutsutaan virkistyskäytön sisäisiksi ristiriidoiksi ja ne voidaan jakaa edelleen eri käyttömuotojen välisiin ja ainakin näennäisesti samalta vaikuttavan käyttömuodon sisäisiin ristiriitoihin. Virkistyskäyttömuotojen luokittelu perustuu yleensä joko kulkutapaan (esim. vaeltajat, maastopyöräilijät, hiihtäjät, moottorikelkkailijat) tai alueella harrastettavaan toimintoon (esim. kalastus, metsästys, luonnontarkkailu). Nämä kaksi luokittelua ovat jossain määrin päällekkäisiä: esimerkiksi kalastajat voivat saapua paikalle kävellen tai maastoajoneuvolla. Jos kulkutapa vaikuttaa keskeisesti toiminnon luonteeseen, voidaankin sitä käyttää toiminnon lisäksi luokittelevana tekijänä ja päinvastoin (kuva 3.3-9).

Taulukko 3.3-4. Kaavio ristiriitatyypeistä erämaa-alueilla.

VAIKUTUKSEN TUOTTAJA	VAIKUTUKSEN VASTAANOTTAJA				
	virkistyskäyttäjät (paikalliset tai ulkopaikkakuntalaiset)	luonnonvarojen hoidosta ja käytöstä vastaavat henkilöt	luontaiselinkeinojen harjoittajat	metsätalous ja -teollisuus	muut erämaisia alueita arvostavat (esim. matkailuyrittäjät, luonnonsuojelijat)
virkistyskäyttäjät (paikalliset tai ulkopaikkakuntalaiset)	**virkistyskäyttömuotojen sisäinen tai välinen ristiriita** [1]	**virkistyskäyttäjät vs. luonnonvarojen hoidosta ja käytöstä vastaavat henkilöt**	**virkistyskäyttäjät vs. luontaiselinkeinojen harjoittajat**	**virkistyskäyttäjät vs. metsätalous ja –teollisuus**	**virkistyskäyttäjät vs. muut erämaisia alueita arvostavat**
luonnonvarojen hoidosta ja käytöstä vastaavat henkilöt	**luonnonvarojen hoidosta ja käytöstä vastaavat vs. virkistyskäyttäjät**	luonnonvarojen hoidosta ja käytöstä vastaavat vs. luonnonvarojen hoidosta ja käytöstä vastaavat	luonnonvarojen hoidosta ja käytöstä vastaavat vs. luontaiselinkeinojen harjoittajat	luonnonvarojen hoidosta ja käytöstä vastaavat vs. metsätalous ja -teollisuus	luonnonvarojen hoidosta ja käytöstä vastaavat vs. muut erämaisia alueita arvostavat
luontaiselinkeinojen harjoittajat	**luontaiselinkeinojen harjoittajat vs. virkistyskäyttäjät**	luontaiselinkeinojen harjoittajat vs. luonnonvarojen hoidosta vastaavat henkilöt	luontaiselinkeinojen harjoittajat vs. luontaiselinkeinojen harjoittajat	luontaiselinkeinojen harjoittajat vs. metsätalous ja -teollisuus	luontaiselinkeinojen harjoittajat vs. muut erämaisia alueita arvostavat
metsätalous ja –teollisuus	**metsätalous ja –teollisuus vs. virkistyskäyttäjät**	metsätalous ja –teollisuus vs. luonnonvarojen hoidosta vastaavat henkilöt	metsätalous ja -teollisuus vs. luontaiselinkeinojen harjoittajat	metsätalous ja -teollisuus vs. metsätalous ja -teollisuus	metsätalous ja -teollisuus vs. muut erämaisia alueita arvostavat
muut erämaisia alueita arvostavat (esim. matkailuyrittäjät, luonnonsuojelijat)	**muut erämaisia alueita arvostavat vs. virkistyskäyttäjät**	muut erämaisia alueita arvostavat vs. luonnonvarojen hoidosta vastaavat henkilöt	muut erämaisia alueita arvostavat vs. luontaiselinkeinojen harjoittajat	muut erämaisia alueita arvostavat vs. metsätalous ja -teollisuus	muut erämaisia alueita arvostavat vs. muut erämaisia alueita arvostavat

[1] Lihavoidut (so. ensimmäinen rivi ja ensimmäinen sarake) ovat virkistyskäytön ristiriitoja tämän artikkelin määritelmän mukaisesti.



Kuva 3.3-9. Virkistyskäyttömuotojen luokittelu.

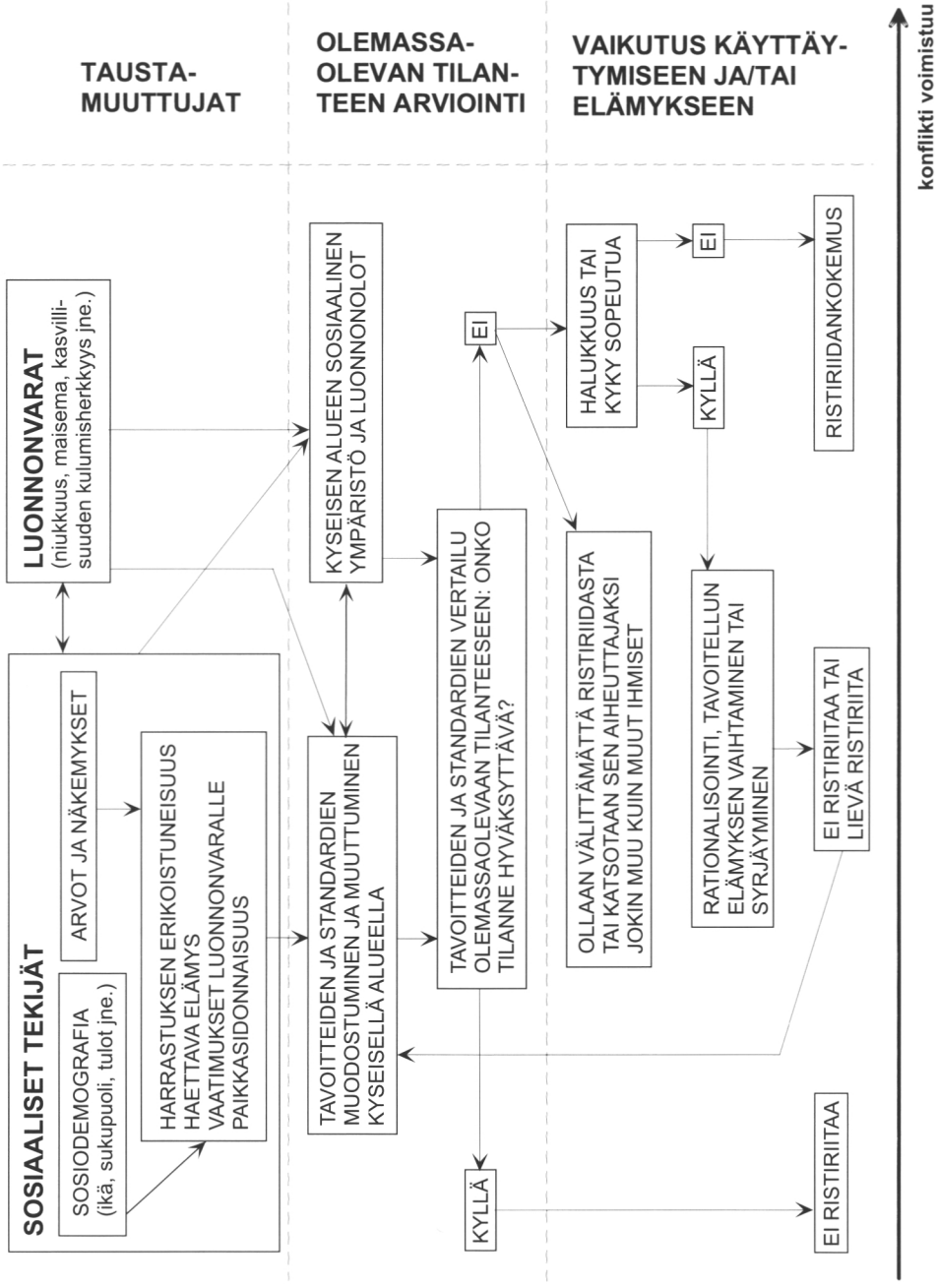
Virkistyskäytön ristiriitojen tutkimus ja virkistyskäytön suunnittelu ovat perinteisesti keskittyneet virkistyskäyttömuotojen ja erityisesti eri kulkutavoilla liikkuvien välisten ristiriitojen selvittelyyn, josta onkin kirjallisuutta runsaasti. Motorisoiduilla välineillä ja omin voimin liikkuvien välisiä ristiriitoja edustavat mm. hiihtäjien ja moottorikelkkailijoiden (esim. Kajala 1999, Kajala 2000), melojien ja moottoriveneilijöiden sekä helikopterilla vuoren päälle kuljetettavien ja omin voimin hiihtävien väliset konfliktit. Muita perinteisen ja uudemman kulkutavan välisiä konflikteja ovat vaeltajien ja maastopyöräilijöiden sekä ratsastajien ja laamoja taakkaeläminä käyttävien retkeilijöiden väliset konfliktit. Kahden perinteisen kulkutavan, vaeltamisen ja hevosten tai muulien avulla liikkumisen välisiä konflikteja ovat puolestaan tutkineet mm. Watson ym. (1993) ja Kajala (1994).

Näennäisesti saman käyttömuodon sisäisiä ristiriitoja puolestaan on tutkittu useimmiten sosiaalinen kantokyky/kapasiteetti -käsitteen alla (esim. Shelby ja Heberlein 1986, Saarinen 1995), jolloin useimmiten kiinnostuksen kohteena on ollut enemmän kävijämäärien kuin kävijöiden käyttäytymisen vaikutukset toisten ulkoilijoiden virkistyskokemukseen. Käyttäytymisen on kuitenkin todettu olevan virkistyskokemuksen kannalta vähintään yhtä merkittävä tekijä kuin kävijämäärät.

Virkistyskäyttäjien välisiä ristiriitoja voi esiintyä sekä samaan aikaan samalla alueella olevien kävijöiden välillä että eri aikaan samalla alueella olevien kävijöiden välillä. Sekä Suomessa että Yhdysvalloissa on havaittu, että samaan aikaan alueella liikuttaessa ristiriitoja aiheuttavat mm. ruuhkautuminen, suuret ja äänekkäät retkeilijäryhmät sekä joidenkin retkeilijöiden huono käytös. Eri aikaan alueella liikuttaessa ristiriidat syntyvät puolestaan virkistyskäyttäjien ympäristövaikutusten – esimerkiksi roskaantumisen tai luonnon kulumisen – kautta (Saastamoinen 1972, Kajala 1994, Saarinen 1995, Kajala 1999, Kajala 2000).

Ristiriitoihin vaikuttavat tekijät

Tutkimusten mukaan useat ympäristön ja virkistäytyjän ominaisuudet vaikuttavat siihen, miten todennäköisesti alueelle saapunut virkistäytyjä kokee olevansa ristiriidassa muiden käyttäjien ja/tai käyttömuotojen kanssa (kuva 3.3-10) Ristiriitojen muodostumiseen vaikuttavat tekijät voidaan jakaa sosiaalisiin ja luonnonympäristön taustatekijöihin ja sosiaaliset puolestaan edelleen sosiodemografisiin tekijöihin sekä arvoihin ja näkemyksiin. Nämä ovat taustalla vaikuttamassa siihen, miten virkistyskäyttäjä käyttäytyy tietyssä tilanteessa ja mitä hän on odottaa virkistyskokemukseltaan tietyllä alueella. Esimerkkinä ympäris-



Kuva 3.3-10. Kaavio virkistyskäytön ristiriidan muodostumiseen, kokemiseen ja voimakkuuteen vaikuttavista tekijöistä (mukailtu Kajala 1994:stä, s. 22).

tötekijöistä mainittakoon maiseman yleispiirteet. Jos maisema on hyvin peitteinen, muut virkistäytyjät eivät näy eivätkä kuulu kauas toisin kuin avoimessa tunturi- tai järvimaisemassa.

"Diskrepanssiteorian" (discrepancy theory) ja "sosiaalisen häirintäteorian" (social interference theory) mukaisesti malli (kuva 3.3-10) olettaa, että virkistäytyjä vertaa olemassa olevaa tilannetta joko tietoisesti tai alitajuisesti omiin tavoitteisiinsa ja standardeihinsa (so. henkilökohtaisiin normeihinsa, erotuksena yleisesti hyväksytyistä normeista, ks. Shelby ja Heberlein 1986). Jos tavoitteiden toteutuminen häiriytyy tai tilanne ei vastaa henkilökohtaisia standardeja, vallitsee ristiriita sen välillä, mikä on olemassa oleva tilanne ja mikä tilanteen pitäisi olla yksilön mielestä.

On olemassa kolme perustapaa, joilla yksilö voi käsitellä kyseistä ristiriitaa. Ensiksi, henkilö voi olla välittämättä ristiriidasta tai katsoa sen aiheuttajaksi jonkin muun kuin toiset ihmiset. Tällöin ei ole kyseessä henkilöiden tai ryhmien välinen sosiaalinen ristiriita. Toiseksi, henkilö voi yrittää mukauttaa tavoitteitaan ja/tai standardejaan (rationalisointi, tavoitellun elämyksen vaihtaminen) tai etsiä muita, paremmin hänen tavoitteitaan vastaavia virkistysalueita (syrjäytyminen). Tavoitteiden tai standardien muuttaminen voi johtaa ristiriidan vähenemiseen tai poistumiseen ja syrjäytyminen puolestaan vähentää ristiriitoja vähentämällä tietyntyyppisten kävijöiden määrää alueella. Kolmanneksi, tavoitteet ja standardit voivat olla niin tärkeitä yksilölle tai paikka voi olla niin ainutlaatuinen, että henkilö ei voi tai ei halua mukautua. Tällöin syntyy henkilöiden tai ryhmien välinen ristiriita.

Esimerkkejä mallin osa-alueita testaavista tutkimuksista

Virkistäytyjän yleisen elämänkatsomuksen on havaittu vaikuttavan hänen konfliktiherkkyyteensä ainakin luonnon- ja ympäristönsuojelun osalta; voimakkaammin luonnonsuojelullisesti orientoituneet henkilöt myös kokevat enemmän ristiriitoja moottorikulkuneuvoilla erämaissa liikkuvien virkistyskäyttäjien kanssa (Gladden 1990). Tältä osin virkistyskäytön konfliktit ovat laajempien yhteiskunnallisten konfliktien yksi ilmenemismuoto, jolle virkistysalue vain tarjoaa tapahtumapaikan.

On myös havaittu, että mitä erikoistuneempi virkistyskäyttömuoto on kyseessä, sitä herkemmin sen harjoittaja ajautuu ristiriitaan muiden virkistyskäyttäjien kanssa. Toisaalta, mitä suvaitsevaisempi virkistyskäyttäjä on luonteeltaan, sitä paremmin hän tulee toimeen myös vapaa-ajallaan muiden virkistyskäyttäjien kanssa.

Viime aikoina on alettu tutkia yhä enemmän virkistyskävijöiden sidoksia tiettyyn paikkaan ja näiden sidoksien osuutta ristiriitojen kokemisessa. On saatu tukea hypoteesille, että mitä voimakkaammin henkilö kokee tietyn alueen hyvin tärkeäksi tai korvaamattomaksi, sitä todennäköisemmin hän kokee olevansa ristiriidassa muiden aluetta käyttävien kanssa. Virkistyskäytön sisäisten konfliktien taustalta löytyy yleensä myös erilaisia, keskenään ristiriitaisia normeja ja tavoitteita.

Työkaluja suunnitteluun ja ristiriitojen hallintaan

Virkistyskäyttäjien välisten ristiriitojen syitä selvittäneillä tutkimuksilla on ollut tieteellisen mielenkiinnon lisäksi tavoitteena tuottaa alueiden hoidon ja suunnittelun parissa työskenteleville henkilöille tietoa ristiriitojen taustoista ja sitä kautta rakentavista sovittelumahdollisuuksista. Soveltavan tutkimuksen puolella Bury ym. (1983) ovat kehitelleet yksinkertaistetun konfliktien syiden analyysikehikon, joka valottaa taustoja suunnittelijoille, joiden on usein mahdotonta perehtyä syvällisesti käyttäjien motiiveihin ja tavoitteisiin. He ovat esittäneet, että luonnon hallinnan aste ja riippuvuus teknologiasta olisivat kaksi keskeisintä virkistyskäytön sisäisten konfliktien

määrään vaikuttavaa tekijää ja katsovat näiden tekijöiden heijastavan muita taustatekijöitä. Riippuvuus teknologiasta on yhteydessä esimerkiksi aktiviteetin kuuluvuuden, näkyvyyden ja modernisaatioasteen kanssa. Se myös saattaa heijastella käyttäjänsä maailmankuvaa ja arvomaailmaa laajemminkin.

Joitakin lupaavimpia virkistyskäyttäjien välisten konfliktien hoitotoimenpiteitä ovat virkistyskäyttömahdollisuuksien kirjo (Recreational Opportunity Spectrum, ROS, Brown ym. 1979), ympäristökasvatus ja osallistava suunnittelu. ROSin avulla voidaan suoraan lievittää konflikteja eriyttämällä käyttömuodot joko ajallisesti tai paikallisesti. Jos suunnittelija toteaa, että käyttömuodot eivät sovi ajallisesti tai paikallisesti samalle alueelle, on perusteltua asettaa tietystä niukasta ympäristöstä – esimerkiksi erämaan rauhasta – riippuvaiset aktiviteetit etusijalle. Siitä, mitkä käyttömuodot ovat missäkin yleisiä, sallittuja, suositeltavia tai mahdollisia on myös tiedotettava tehokkaasti käyttäjille. Tiedottamisen kautta käyttäjille syntyy totuudenmukaisempi kuva alueesta ja sen käytöstä, jolloin ikäviltä yllätyksiltä todennäköisemmin vältytään.

Ympäristökasvatuksen suurin potentiaali lienee virkistyskäyttäjien asenteiden ja käyttäytymisen muokkaamisessa muita kävijöitä ja luontoa vähemmän häiritsevään suuntaan. Asianosaisten osallistaminen alueiden hoitoon ja suunnitteluun tuo suunnittelijoille käytettäväksi virkistyskäyttäjien omakohtaista asiantuntemusta. Parhaimmillaan osallistavalla suunnittelulla voidaan saada ristiriidan osapuolet ymmärtämään ja hyväksymään toistensa asenteita ja käytöstä, jolloin konflikti lievenee.

Kirjallisuus

Brown, P.J., Driver, B.L., Bruns, D.H. ja McConnell, C. 1979. The outdoor recreation opportunity spectrum in wildland recreation planning: Development and application. Julkaisussa: First annual national conference on recreation planning and development, Snowbird, Utah, 1979, April 18, American Society of Civil Engineers, New York. s. 527–538.

Bury, R. L., Holland, S. M. ja McEwen, D. N. 1983. Analyzing recreational conflict: Understanding why conflict occurs is requisite to managing that conflict. Journal of Soil and Water Conservation 38: 401–403.

Gladden, J. N. 1990. The Boundary Waters Canoe Area: Wilderness values and motorized recreation. Iowa State University Press, Ames, Iowa. 156 s.

Kajala, L. 1994. The applicability of conflict theories in outdoor recreation: a case study of hikers and recreational stock users in the Eagle Cap Wilderness. Lisensiaattitutkielma. Joensuun yliopisto, metsätieteellinen tiedekunta. 134 s.

Kajala, L. 1999. Perinteet ja nykyaika – erämaasuunnittelun haasteita Käsivarressa. Julkaisussa: Saarinen, J. (toim.). Erämaan arvot: retkiä monimuotoisiin erämaihin. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 733:115–122.

Kajala, L. 2000. Käsivarren erämaa-alueen virkistyskävijät kesäkuusta 1996 toukokuuhun 1997. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja, Sarja A 125:95 s.

Saarinen, J. 1995. Urho Kekkosen kansallispuiston retkeily-ympäristön viihtyvyys. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja, Sarja A 37: 77 s.

Saastamoinen, O. 1972. Saariselän - Itäkairan alueen virkistyskäyttö. Summary: The recreational use of the Saariselkä - Itäkaira area. Lisensiaattitutkielma. Helsingin yliopisto, kansantaloudellisen metsäekonomian laitos. 171 s.

Shelby, B. ja Heberlein, T.A. 1986. Carrying capacity in recreation settings. Oregon State University Press, Corvallis, Oregon. 164 s.

Watson, A.E., Niccolucci, M.J. ja Williams, D.R. 1993. Hikers and recreational stock users: Predicting and managing recreation conflicts in three wildernessess. Research paper INT-468. USDA Forest Service Intermountain Research Station, Ogden, Utah. 35 s.

4 Metsien maisemalliset arvot

Eeva Karjalainen ja Tuija Sievänen (toim.)

4.1 Maiseman havaitseminen, arviointi ja kokeminen

Eeva Karjalainen

4.1.1 Maiseman määritelmät

Sanaa maisema käytetään hyvin monessa merkityksessä. Arkisessa kielenkäytössä ja eri tieteenaloilla maisemalla saatetaan tarkoittaa eri asioita. Nykysuomen sanakirjan mukaan maisema on "jokin maanpinnan osa katsojalle näkyvänä kokonaisuutena, joskus näköala, (luonnon)näkymä". Arkikielenkäytössä maisemalla tarkoitetaan siis näköaistilla havaittavaa ympäristöä, usein kauempana näkyvää maisemaa. Myöskin kirjallisuudessa ja taiteessa maisemalla on yleensä visuaalinen ja esteettinen merkitys.

Suomenkielen maisema -sanalla on kaksi englanninkielistä vastinetta; scenery ja landscape. Scenery on sanakirjan mukaan "paikan yleinen ilme, ulkonäkö, erityisesti maaseudun osa, jossa on kauniita näkymiä ja luonnonmukaisia piirteitä". Landscape sanalle löytyy sanakirjasta kaksi määritelmää, joista ensimmäisen mukaan landscape on "kaikki mitä voi nähdä, kun katsoo jonkin alueen yli; mäet, joet, rakennukset, puut, ja kasvit". Sanan sisältö on pitkälti sama kuin sceneryllä, paitsi että tässä ei oleteta maiseman välttämättä olevan kaunis ja luonnonmukainen. Nämä kaksi määritelmää ovat siten melko lähellä suomenkielen maisema -sanaa. Toisaalta landscape on myös "kaikki piirteet, jotka ovat tärkeitä tietylle subjektille tai tilanteelle ja jotka antavat sille ainutlaatuisen luonteensa". Tällöin maisemalla käsitetään enemmän kuin pelkkää visuaalista maisemaa. Myöskin suomenkielessä on joissakin yhteyksissä, erityisesti tieteessä, omaksuttu maisemalle muitakin merkityksiä kuin silmin havaittava maisema.

Jokainen tieteenala voi laatia maisemalle oman määritelmänsä. *Maisemaekologiassa* maisemalla tarkoitetaan ihmisen koko fyysistä ympäristöä, ei vain visuaalista. Maisemaekologia tutkii erilaisista ekosysteemeistä koostuvan heterogeenisen maa-alueen rakennetta, toimintaa ja muuttumista. Maisema on tilallinen ja visuaalinen inhimillisen elinympäristön kokonaisuus, johon kuuluu luonnonympäristön lisäksi ihmisen vaikutus. Maisemaekologia ei sisällä siten vain biologista tietoa vaan myös myös ihmiskeskeistä - sosiopsykologista, ekonomista, maantieteellistä ja kulttuurista - tietoa (Forman ja Godron 1986).

Myöskin *maisemasuunnittelussa ja maisema-arkkitehtuurissa* maisemaa tarkastellaan osittain biologian ja osittain kulttuurin näkökulmasta. Maisemalla tarkoitetaan ympäristökokonaisuutta, joka on geomorfologisen, ekologisen sekä kulttuurihistoriallisen kehityksen tulos. Maisema -käsite voidaan jakaa maiseman fyysiseen rakenteeseen, visuaaliseen maisemaan ja ihmisen maisemamielikuvaan. Maisema-aluetyöryhmän mietinnössä (1992) maisema määritellään melko samoin kuin maisemaekologiassa ja maisemasuunnittelussa. Mietinnössä korostetaan maiseman dynaamista luonnetta. Mietinnön mukaan maisema on "monipuolinen yhdistelmä eläviä ja elottomia, ihmisen ja luonnon muovaamia aineksia, jotka muuttuvat jatkuvasti sekä luonnon että ihmisen vaikutuksesta".

Maisema on ekologinen, psykologinen ja sosiaalinen kokonaisuus ja siten pelkästään ympäristön fyysisten piirteiden arviointi ei kerro maisemasta riittävästi. *Psykologian* maisemakäsitys korostaakin sitä miten ihminen kokee ympäristönsä. Tällöin sanalla maisema tarkoitetaan havaittua ym-

päristöä, kun taas ympäristö on yleisempi ja epätarkempi käsite. Maisema koetaan kaikilla aisteilla. Tärkeitä ovat yhtälailla korvin kuultavat, silmillä nähtävät, ihon kautta tunnettavat sekä maistettavat tekijät. Maisema on siten sama kuin ihmisen kaikin aistein havaitsema ympäristö.

Zube (1991) on määritellyt maiseman *sosiaalitieteiden* näkökulmasta. Hänen mukaansa maisema on "inhimillistetty ulkoilmaympäristö, joka on täynnä merkityksiä ja arvoja, jotka puolestaan riippuvat tarkastelijan persoonallisuudesta ja aiemmista kokemuksista". Sosiaalitieteet korostavat siten ihmisen maisemalle antamia merkityksiä. Sama maisema voi saada eri ihmisten mielissä hyvin erilaisia merkityksiä.

Maisemaa voidaan tarkastella myös *semiotiikan* viitekehyksestä lähtien (mm. Tarasti 1981). Ympäröivä luonto on sanoman lähettäjä, maisema koettuna elämyksenä on itse sanoma ja havainnoitsija on sanoman vastaanottaja. Maisema ikään kuin puhuu ihmiselle, mutta vastaanottaja voi suuresti vaikuttaa sanoman sisältöön. Tarastin (1981) mukaan maisemassa voidaan erottaa kaksi tasoa; maiseman fyysinen ilmaisu eli maisema konkreettisessa muodossaan sekä maiseman sisältö, esim. mielikuva tai tunnetila.

Maisema -sana on vakiintunut suomalaiseen arkikielenkäyttöön; sillä tarkoitetaan näköaloja ja kauniita näkymiä. Maisemalle on kuitenkin annettu uusia merkityksiä, joissa sitä laajennetaan koskemaan koko ympäristöämme (esim. maisemaekologia). Psykologiassa maisema on havaittu ympäristö, ja sosiaalitieteissä maisema on ympäristölle annettu merkitys. Metsäsuunnittelussa maisema -sanalla voidaan korostaa visuaalista ympäristöä, sitä miltä metsä näyttää katsojan silmissä.

4.1.2 Maisema-arvostusten merkitys ja syntyminen

Miksi maisema-arvostukset ovat tärkeitä?

Maisema-arvostuksilla eli maisemapreferensseillä tarkoitetaan sitä millaisista ympäristöistä ihminen pitää. Maisema-arvostuksia tutkittaessa ihmisiltä kysytään esim. kuinka paljon hän pitää tietystä maisemasta, tai pyydetään arvioimaan maiseman laatua tai kauneutta. Maisema-arvostuksen taustalla on kuitenkin paljon muutakin kuin pelkkä ympäristön esteettinen arviointi. Maisema-arvostukset ovat ilmaisua ja heijastumaa ihmisen syvistä, inhimillisistä tarpeista (Kaplan ja Kaplan 1989). Ihmisen perustarpeita voidaan luokitella mm. seuraavasti; fysiologiset tarpeet, turvallisuuden tarpeet, rakastaminen ja kuuluminen, arvostus (pätevyys, saavuttaminen), kognitiiviset tarpeet, esteettiset tarpeet, itsensä toteuttaminen ja toisten auttaminen.

Luonnonympäristö voi täyttää monia näistä tarpeista. Luonnonmaisemassa ihminen voi paitsi kokea esteettistä mielihyvää, myös löytää turvallisuuden tunnetta ja kokea kuuluvansa johonkin. Maisema voi täyttää kognitiivisia tarpeita; tietämisen, tutkimisen ja ymmärtämisen tarpeita. Luonnossa ihminen voi myös toteuttaa itseään ja kokea pätevyyden tunnetta. Jos ympäristö mahdollistaa tehokkaan toiminnan, voidaan olettaa että ihminen kokee sekä turvallisuutta että pätevyyttä (esim. suunnistautuminen, alueen läpi liikkuminen), ja tuntee olonsa miellyttäväksi (Kaplan ja Kaplan 1989).

Esteettiset reaktiot eivät ole elitistisiä makukysymyksiä eivätkä satunnaisia mielijohteita, vaan tärkeä opas inhimilliseen käyttäytymiseen ja kokemukseen. Maisema-arvostus on ilmaus ihmisen olemisen tavasta, sillä maisemasta pitäminen vaikuttaa ihmisen liikkumiseen ja valintoihin. Ihmiset hakeutuvat ympäristöihin, joissa he voivat viihtyä ja menestyä, ja välttävät ympäristöjä, joissa he saattaisivat vahingoittua

tai toimia epätehokkaasti. Maisema-arvostuksissa tulee esiin se, millaisissa ympäristöissä ihminen on parhaiten sopeutunut elämään. Jopa ajattelu voi perustua esteettisiin seikkoihin kuten mysteerisyyteen ja yhtenäisyyteen. Estetiikka ei siten vaikuta vain fyysisten ympäristöjen valintaan, vaan myös siihen millaisia mentaalisia ympäristöjä ihmiset valitsevat (Kaplan 1987, Kaplan ja Kaplan 1989, Balling ja Falk 1982).

Luonnonympäristö on tärkeä ihmisen mielenterveydelle ja voi täyttää ihmisen perustarpeita. Mikä tahansa luonnonympäristö ei kuitenkaan välttämättä saa aikaan näitä myönteisiä vaikutuksia, vaan maiseman laadulla on keskeinen merkitys. Vaikka ihminen monesti sopeutuu vallitseviin olosuhteisiin, ympäristö voi silti aiheuttaa ihmisen fyysisten ja psyykkisten voimavarojen kulumista ja johtaa stressiin (Bell ym. 1996). Jos ulkoilureitti kulkee sorakuoppien, avohakkuualojen ja tasaikäisten yksipuulajistен metsien lomitse, se ei välttämättä tuota kulkijalleen virkistystä. Monta kysymystä liittyen erityisesti metsämaisemista pitämiseen on vielä vastaamatta. Millaiset metsät tuottavat virkistäviä ja elvyttäviä kokemuksia ja täyttävät ihmisen tarpeita? Kuinka paljon ihmistä virkistää se, että hän on mielimetsässään, ja missä määrin tarvitaan erilaisten metsien vuorottelua?

Maisema-arvostusten tutkiminen on tärkeä työkalu virkistyskäytössä olevien alueiden suunnittelussa. Käytön ja hoidon suunnittelussa tarvitaan tietoa alueiden käyttäjien toiveista ja tarpeista maiseman suhteen. Maisemapreferenssejä mittaamalla voidaan selvittää eri intressiryhmien arvostusten eroja ja yhtäläisyyksiä. Ihmisten arvostusten tutkiminen voi siten olla osa osallistavaa suunnittelua.

Ovatko maisemamieltymykset synnynnäisiä vai opittuja?

Maisema-arvostusten muotoutumisesta on ollut vallalla kaksi näkemystä. Toisen näkemyksen mukaan arvostukset ovat synnynnäisiä ja toisen mukaan ympäristöstä pitäminen on täysin aikakaudesta, kulttuurista ja yksilöstä riippuvaa. Nykyisin vallitseva käsitys on, että maisemista pitämiseen vaikuttavat sekä perityt että kulttuurin kautta opitut mieltymykset. Lisäksi yksilöiden välillä on vaihtelua myös saman kulttuuripiirin sisällä. Ihmisten geeneissä on synnynnäinen esteettinen herkkyys, joka on kehittynyt kulttuurisesti monipuolisiksi muodoiksi ja yksilöllisiksi eroiksi. Yksilön toimintaa (esim. luonnossa liikkumisen määrää) ohjaavat toiveet ja odotukset siitä, mitä seurauksia toiminnasta voisi seurata hänen omalle hyvinvoinnilleen. Nämä toiveet, odotukset ja teot vaihtelevat yksilöstä ja ajasta toiseen.

Ihmisen perimän vaikutuksesta maisema-arvostuksiin on kirjoittanut mm. Appleton (1975). Hänen mukaansa evoluution varhaisessa vaiheessa ihmisen piti hengissä säilyäkseen olla piilossa, suojassa (refuge), mutta nähdä laajalle alueelle (prospect). Appletonin teorian mukaan ihmisen maisemamieltymykset perustuvat vieläkin näihin ominaisuuksiin. Monissa tutkimuksissa onkin havaittu, että ihmiset pitävät savannia muistuttavista ympäristöistä eli sellaisista ympäristöistä, jossa ihmisen alkukoti on todennäköisesti ollut. Tällaisissa puistomaisissa ympäristöissä on hyvä näkyvyys ja suuria puita, jolloin ihminen voi piiloutua puiden lomaan, mutta nähdä itse vihollisensa.

Maisemamieltymysten biologista alkuperää tukee myös mm. Ballingin ja Falkin (1982) tutkimus, jossa havaittiin, että 8–11 vuotiaat lapset pitivät eniten savannimaisista ympäristöistä. Kuitenkin tämä preferenssi muuttui elämänkokemuksen myötä, ja 15 vuoden ikään mennessä metsiä arvostettiin jo yhtä paljon kuin savanneja. Tällöin kulttuurin kautta tapahtunut oppiminen oli kumonnut synnynnäisen mieltymyksen. Tutkimuksen kritiikkinä on kuitenkin esitetty, että lapset saattavat pitää savanniympäristöistä siksi, että he viettävät paljon aikaa puistoissa ja pihoilla, jotka muistuttavat savannia.

Myöskin Kaplanien (Kaplan 1987, Kaplan ja Kaplan 1989) mukaan sillä millaisista maisemista ihminen pitää, on biologista pohjaa. Heidän mukaansa luonnonympäristöjen arvostuksiin vaikuttavat ennen kaikkea kaksi biologista tarvetta; ymmärtämisen sekä tutkimisen ja toimimisen tarve. Tiedostamattaan ihmiset tulkitsevat ja arvioivat ympäristöjään näiden tarpeiden pohjalta. Maisema-arvostukset eivät aina ole universaaleja, mutta jotkut maisema-ominaisuudet ovat sellaisia, joista ihmiset synnynnäisesti pitävät, ja maisemapreferensseille on joitakin yhtenäisiä kriteerejä myös erilaisten kulttuurien kesken. Ihmisillä on esimerkiksi synnynnäinen mieltymys luonnollisiin, keinotekoisista poikkeaviin muotoihin, kuten kaarevat muodot ja reunat sekä jatkuvat ja asteittaiset muotojen ja värien muutokset.

Vaistot eivät voi kuitenkaan selittää käyttäytymisen kaikkia piirteitä. Ihmisten maisemamieltymyksiä muovaavat myös kulttuuri ja ympäristö. Ihmisten käsitykset luonnosta ovat muuttuneet aikojen kuluessa ja vaihtelevat kulttuurista toiseen. On siis todennäköisesti olemassa visuaalisia ominaisuuksia ja maisematyyppejä, jotka arvioidaan samalla tavoin kaikkialla maailmassa tai ainakin tietyn väestön keskuudessa. Kuitenkaan kaikkia maisemia eikä kaikkia ominaisuuksia arvioida yhtenäisesti edes saman kulttuuripiirin sisällä. Tällöin asiaan vaikuttanee ihmisen persoonallisuus ja henkilökohtainen tausta. Tällaisia persoonallisia tekijöitä ovat mm. ihmisen tieto, odotukset, toiveet, tarpeet, arvot, asenteet, päämäärät, aiemmat kokemukset, tunnetilat jne.



Kuva 4.1-1. Appletonin (1975) teorian mukaan maisema-arvostukset perustuvat luonnonvalintaan. Ihminen pitää maisemista, joissa voi olla itse suojassa (refuge), mutta nähdä kauas (prospect).

Ihmisen taustatekijöiden vaikutus maisema-arvostuksiin

Ihmisen taustatekijöiden vaikutusta maisema-arvostuksiin on tutkittu huomattavasti vähemmän kuin itse maisema-arvostuksia. Näissä tutkimuksissa vastaajaryhmät arvioivat maisemia esittäviä valokuvia. Tutkimustulokset ovat monin osin ristiriitaisia ja tulosten vertailu on vaikeaa johtuen tutkimusmenetelmien eroista. Esitetyt kuvat ovat usein olleet sisällöltään hyvin erilaisia, maisemasta on kysytty eri asioita ja vastaukset on analysoitu eri tavoin.

Tutkimusten perusteella näyttää siltä, että kokemus ympäristöstä, asuinpaikka, maiseman tuttuus ja ympäristötietoisuus voivat merkittävästi muovata maiseman havaitsemista ja siihen kohdistuvia arvostuksia. Sen sijaan ristiriitaisia tutkimustuloksia on sukupuolen, iän, ammattialan ja maisemakoulutuksen vaikutuksesta maisema-arvostuksiin.

Eri *kulttuureista* ja erilaisista *maantieteellisistä oloista* tulevien kesken on sekä eroja että yhtäläisyyksiä maisemien arvioinnissa. Zuben (1984) mukaan eri kulttuurien maisema-arvostukset poikkeavat toisistaan, kun kulttuurien ja maisemaolosuh-

teiden erot ovat suuret. Arvostukset ovat puolestaan samankaltaisia silloin, kun myös kulttuurit ja maisemat ovat melko samanlaisia. Yu:n (1995) tutkimuksessa kiinalaisten ja länsimaisten välillä löytyi eroja ainoastaan sellaisten maisemien kohdalla, joihin liittyi erityisiä kulttuurisia merkityksiä.

Useiden tutkimusten mukaan ihmiset pitävät enemmän niistä ympäristöistä, jotka ovat heille *tuttuja* (Kaplan ja Herbert 1987). Ihmisen maisema-arvostuksia saattaa muovata myös se, asuuko hän *kaupungissa vai maaseudulla*. Sellaisten väestöryhmien, jotka ovat tiiviisti yhteydessä luonnonmaisemiin ja saavat niistä elantona, maisema-arvostukset voivat poiketa merkittävästi muiden ryhmien arvostuksista (Yu 1995). Myös *lapsena luonnossa vietetty aika saattaa* vaikuttaa preferensseihin.

Amerikkalaisissa tutkimuksissa *metsäammattilaisuus* ei vaikuttanut maisemamieltymyksiin. Sen sijaan suomalaisten tutkimusten mukaan metsäammattilaiset suhtautuvat metsänhoidon maisemavaikutuksiin myönteisemmin kuin muut (Karjalainen 1995). Arvioitavista kuvista *annettu tieto* muovaa joissakin tapauksissa arvostuksia ja toisissa taas ei. Tämä riippuu siitä, millaista tietoa annetaan ja näytettävien kuvien sisällöstä.

Ympäristöaktivistien maisema-arvostukset eroavat usein muiden ryhmien arvostuksista (Kaplan ja Herbert 1987, Karjalainen 1995). Tämä voi johtua mm. luonnonsuojelijoiden tietoisuudesta alkuperäisistä lajeista ja huolestuneisuudesta niiden säilymisestä. Ympäristöryhmillä saattaa myös olla korkeammat visuaalisen laadun kriteerit ja he voivat olla herkempiä luonnonmaisemassa näkyville muutoksille.

Myös ihmisen *persoonallisuustyyppi* vaikuttaa maiseman arviointiin. Emotionaalisesti epävakaat persoonallisuudet pitivät maisemista, joissa oli toistuvia kuvioita ja rakenteellista rytmiä (Abello ja Bernaldez 1986). Tutkijoiden mukaan tällaiset persoonallisuudet yrittävät kompensoida tunne-elämän vakauden puutettaan pitämällä ja hakeutumalla säännöllisiin ja ennustettaviin ympäristöihin.

4.1.3 Ympäristön havaitseminen, arviointi ja kokeminen

Ympäristön arviointi tapahtuu ympäristön havaitsemisen ja tulkinnan pohjalta. Tietyistä säännönmukaisuuksista huolimatta jokainen havaitsee samassa ympäristössä jossain määrin eri asioita ja myös tulkitsee maisemaa eri lailla eli muodostaa oman mielen maisemansa. Kuvassa 4.1-2 on jäsennelty ympäristön havaitsemiseen ja kokemiseen vaikuttavia lukuisia tekijöitä.

Ympäristön arviointiin vaikuttavat sekä *tunnepohjainen* (affect) että *tietämiseen, oppimiseen ja ymmärtämiseen* (kognitio) perustuva arviointi. Mm. Zanjoc (1980) edustaa näkemystä, jonka mukaan tunteenomainen reaktio johonkin virikkeeseen voi esiintyä ilman rationaalista ajatteluprosessia. Tämän käsityksen mukaan tunnetta ja ajattelua kontrolloivat erilliset ja osittain itsenäiset hermojärjestelmät. Tunteet muodostavat ensimmäisen reaktion, kun tarkastellaan jotakin kohdetta. Ihminen voi liittää tapahtumaan tai kohteeseen emotionaalisen merkityksen tai arvostuksen jopa ennen kuin tietää mikä tapahtuma tai esine on. Tämän näkemyksen mukaan tunne ei ole vasta tiedon prosessoinnin jälkeen tuleva reaktio.

Lazarus (1982) edustaa toisenlaista näkemystä tunteen ja ajatuksen suhteesta. Hänen mukaansa tunne ei ole koskaan täysin riippumaton ajattelusta, vaan tietojen käsittelyyn liittyvät prosessit ovat ratkaisevia tunteiden muodostumisessa. Tunteen täydellinen kokeminen edellyttää ajatuksia, ja jotkut tunteet riippuvat enemmän kognitiivisesta toiminnasta kuin toiset. Tietojenkäsittelyprosessien ei kuitenkaan tarvitse edeltää tunnetta, vaan ajatus ja tunne voivat olla samanaikaisia. Lazaruksen (1982) mukaan se millä tavoin ihminen tulkitsee näkemänsä vaikuttaa siihen millaisia tunteita tilanne tai asia herättää. Toisaalta tunne voi vaikuttaa tiedon käsittelyyn missä prosessoinnin vaiheessa tahansa.

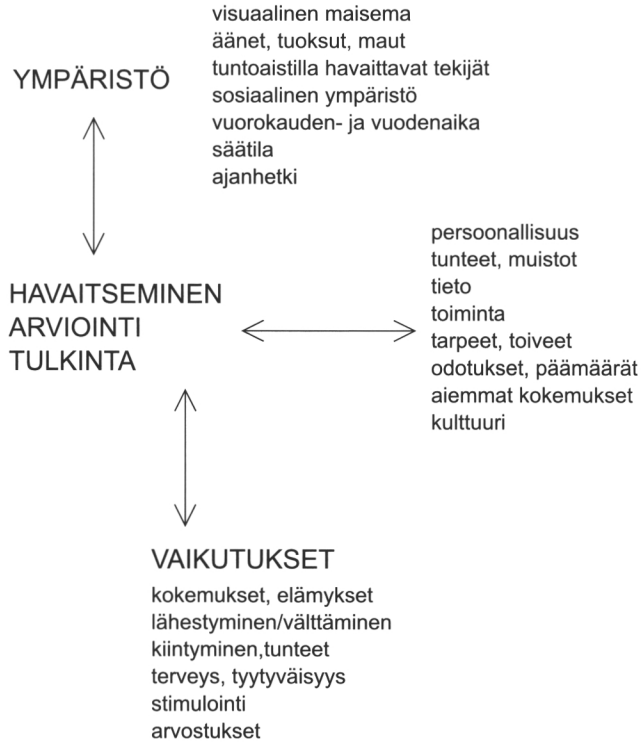
Kognitiivinen prosessointi ei välttämättä ole tietoista vaan se voi olla alitajuista ja nopeaa. Ympäristöstä pitämiseen vaikut-

taa monia erilaisia tietojenkäsittelyprosesseja, ja monia niistä ei pystytä tarkkailemaan tietoisesti. Nopea ja tiedostamaton, mutta monimutkainen ja analyyttinen kognitio voi siten edeltää tunteenomaisia arviointeja (Kaplan ja Kaplan 1989, Kaplan 1987).

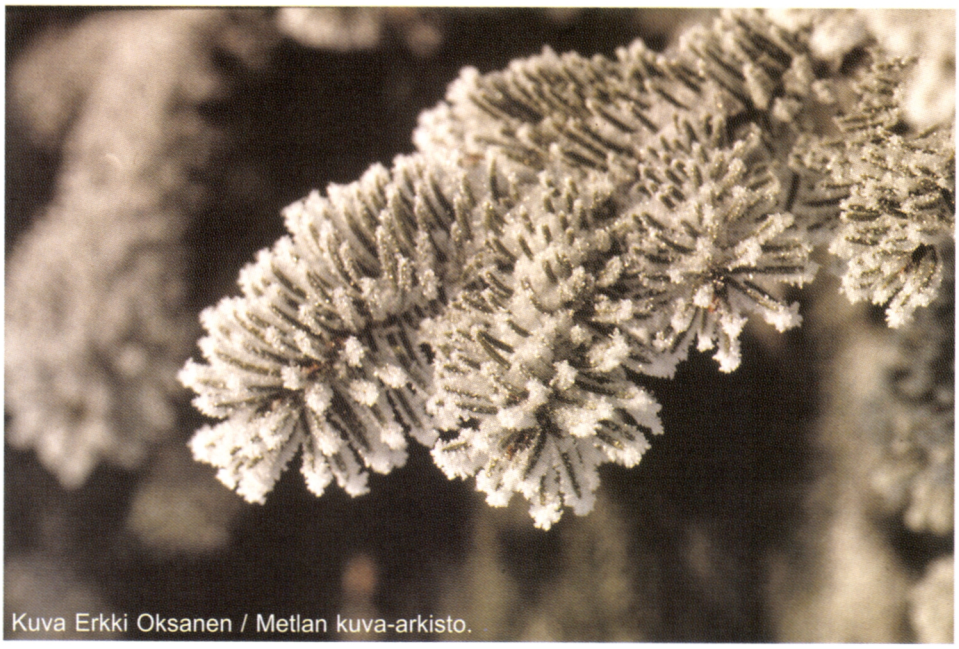
Ympäristön havaitsemisessa ja arvioinnissa ovat *kaikki aistit* tärkeitä. Tuoksut, äänet, maut ja tuntoaistilla havaittavat tekijät vaikuttavat keskeisesti kokemukseen, vaikkakin valtaosa ympäristön havaitsemisesta tapahtuu näköaistin kautta. Tarkastelupiste muovaa ympäristön havaitsemista ja kokemista. Etenkin visuaalisessa maisemakokemuksessa on tärkeää erottaa lähi- ja kaukomaisema. Kokemus on varsin erilainen riippuen siitä onko ihminen maiseman "sisällä" vai tarkasteleeko hän sitä kauempaa, ulkopuolelta.

Maiseman sisältö sinällään vaikuttaa keskeisesti ympäristön havaitsemiseen, tulkintaan ja kokemiseen. Maiseman sisältö voidaan jaotella yleiseen ja erityiseen sisältöön. Yleisellä sisällöllä tarkoitetaan maisematilaa koskevaa järjestäytymistä eli miten ympäristön osaset ja ominaisuudet ovat ryhmittyneet. Se kertoo siitä mitä ihminen voisi tehdä kyseisessä ympäristössä. Maiseman yleiseen sisältöön kuuluu mm. kulkukelpoisuus ja tilavuus tai avaruus. Erityinen sisältö tarkoittaa piirteitä, joilla on erityistä merkitystä arvostusten muodostumisessa, esimerkiksi vesi, puut, tuli ja eläimet. Maisema havaitaan usein jonkun laajemman maisemaluokan edustajana, sillä ihmiset reagoivat kokemuksiinsa yleensä luokittelemalla. Maiseman sisältö vaikuttaa keskeisesti siihen kuinka ihminen luokittelee maisemaa (Kaplan ja Kaplan 1989, Herzog 1989).

Ihmiset huomaavat helpommin asiat, jotka merkitsevät heille jotain jo ennestään. Maisemaan reagointi riippuu mm. siitä millaisia *tunteita ja muistoja* maisemaan liittyy tai se herättää. Tunne voi olla avaintekijä



Kuva 4.1-2. Ympäristön havaitsemiseen ja kokemiseen vaikuttavia tekijöitä.



Kuva 4.1-3. Tarkasteluetäisyys vaikuttaa maiseman kokemiseen.

ihmisen ja ympäristön välisen suhteen ymmärtämisessä (Russell ja Snodgrass 1987). Kun on tarjolla paljon ärsykkeitä, niin oman tunteen kanssa yhteneväiset virikkeet huomataan helpoimmin ja tehokkaimmin. Esimerkiksi iloinen näkee asioita jotka, tuovat iloa. Tunteelliset yksilöt havaitsevat siten tunnesidonnaisen informaation tehokkaammin kuin muut.

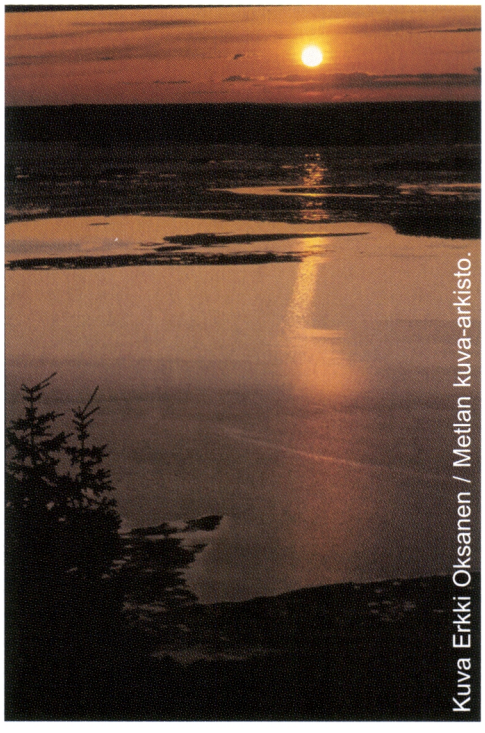
Tarkasteluhetken *sosiaalinen ympäristö ja toiminta* vaikuttavat kokemukseen. Kokemus vaihtelee riippuen siitä tarkasteleeko ihminen maisemaa yhdestä pisteestä vai siinä liikkuen. Jos ympäristössä liikutaan, havaitsemiseen ja tulkintaan vaikuttaa miten nopeasti ja millä kulkuvälineellä liikutaan. Esimerkiksi metsästys, telttailu, hiihto, maisemanihailu ja ohikulku tuottavat erilaisia kokemuksia. Usein ihminen havainnoi ympäristöään toimintamahdollisuuksina tai -rajoitteina. Se, mitä ihminen aikoo tehdä jossakin paikassa vaikuttaa siihen, miten hän arvioi ja jäsentää ympäristöään. Yksilö arvioi nopeasti onko tilanne hänen kannaltaan myönteinen vai kielteinen ja pyrkii säilyttämään tilanteen hallinnan niin, etteivät vireystila ja mahdollinen stressi nouse liikaa. Tilanne voidaan hallita esim. poistumalla paikalta tai muuttamalla omia tulkintoja ja tavoitteita (Aura ym. 1997). Ympäristön kokemista ja toimintaa ei voida erottaa toisistaan. Ympäristökokemus on prosessi, jossa ihminen luo sellaisen tilanteen, jossa hän voi toimia optimaalisesti ja saavuttaa maksimaalista tyydytystä.

Sekä ympäristö että ihminen *muuttuvat jatkuvasti.* Luonnossa kulkijan kokemus on dynaaminen, jatkuva ja täynnä muutosta. Eri ajanhetkinä sama ihminen voi kokea tietyn ympäristön eri lailla esimerkiksi omasta mielialasta tai säätilasta riippuen. Luonnonympäristö muuttuu paitsi vuosien kuluessa myös hetkellisesti säätilan, vuoden- ja vuorokaudenaikojen vaihdellessa. Tuulenvire tai auringonsäde voi muuttaa maisemakokemuksen aivan toisenlaiseksi. Luonnossa liikkuva siirtyy paikasta toiseen. Erilaisten maisematilojen ja -tyyppien vaihtelu luo uusia kokemuksia.

Luonnonympäristö on jatkuva prosessi; ihminen havainnoitsijana ja kokijana on mukana tässä prosessissa.

Ittelson ym. (1976) ovat jaotelleet *ympäristön kokemisen tapoja*. Heidän mukaansa ympäristö voidaan kokea ulkoisena paikkana, emotionaalisena alueena, osana itseä, sosiaalisten suhteiden kautta tai toiminnan näyttämönä. Eri ihmiset voivat kokea saman paikan eri tavoilla. Jollekin yksilölle tietty kokemustapa voi olla tyypillinen, tai kokeminen voi vaihdella paikasta riippuen tai ihmisen itsensä muuttuessa. Ympäristö saatetaan kokea ulkopuolisena fyysisenä tilana erityisesti silloin kun opetellaan suunnistautumaan uudessa ympäristössä. Toisaalta taas tuttu ympäristö koetaan usein emotionaalisena alueena. Esimerkiksi lapsuuden ympäristö saatetaan kokea sen tunnelman, tunnesisällön ja siihen liittyvien muistojen perusteella. Kun ympäristö koetaan minuuden jatkeena tai osana itseä, ympäristö on osa ihmisen identiteettiä. Tällöin muutos ympäristössä koetaan muutoksena itsessä. Jos ympäristö koetaan ihmissuhteina ja sosiaalisina verkkoina, ympäristön fyysiset piirteet jäävät taka-alalle. Ympäristö voidaan kokea myös toiminnallisin perustein, jolloin ratkaisevaa on miten se soveltuu jonkin toiminnan näyttämöksi.

Toisinaan ihminen tuntee kuuluvansa tiettyyn paikkaan ja hänellä on erityinen suhde siihen, hän tuntee jollain tapaa "omistavansa" paikan (*place attachment*). *Kiintymys* perustuu usein ennemminkin sosiaaliseen liittymiseen kohteeseen kuin sen maisemallisiin piirteisiin. Siihen liittyy muistoja ihmisistä, tapahtumista ja tunteista. Jotkut ihmiset kiintyvät herkemmin paikkoihin kuin toiset. Vaikka paikkaan liittyminen on yksilöllistä, myös ryhmät ja yhteisöt voivat kiintyä kohteisiin ja tähän voi liittyä henkinen tai uskonnollinen kokemus (Bell ym. 1996).



Kuva 4.1-4. Maisema muuttuu jatkuvasti eri vuorokaudenaikoina ja eri säätiloissa.

Kirjallisuus

Abello, R.P. ja Bernaldez, F.G. 1986. Landscape preference and personality. Landscape and Urban Planning 13:19–28.

Appleton, J. 1975. The experience of landscape. John Wiley & Sons.

Aura, S., Horelli, L. ja Korpela, K. 1997. Ympäristöpsykologian perusteet. WSOY. 197 s.

Balling, J.D. ja Falk, J.H. 1982. Development of visual preference for natural environments. Environment and Behavior 14(1):5–28.

Bell, P.A., Greene, T.C., Fisher, J.F. ja Baum, A. 1996. Environmental psychology. Hartcourt Brace College Publishers.

Forman, R.T.T. ja Godron, M. 1986. Landscape ecology. New York. 619 s.

Herzog, T. R. 1989. A cognitive analysis of preferences for urban nature. Journal of Environmental Psychology 9:27–43.

Ittelson, W.H., Franck, K. A. ja O'Hanlon, T.J. 1976. The nature of environmental experience. Julkaisussa: Wapner, S., Cohen, S.B. ja Kaplan, B. (toim.). Experiencing the environment. Plenum Press. New York. s. 187–206.

Kaplan, S. 1987. Aesthetics, affect and cognition; environmental preference from an evolutionary perspective. Environment and Behavior 19:3–22.

Kaplan, R. ja Herbert, E.J. 1987. Cultural and subcultural comparisons in preferences for natural settings. Landscape and Urban Planning 14:281–293.

Kaplan, R. ja Kaplan, S. 1989. The experience of nature. A psychological perspective. Cambridge University Press. 339 s.

Karjalainen, E. 1995. Avohakkuumaiseman visuaalinen laatu. Folia Forestalia - Metsätieteen aikakauskirja 3:211–232.

Lazarus, R.S. 1982. Thoughts on the relations between emotion and cognition. American Psychologist 37:1019–1024.

Maisema-aluetyöryhmän mietintö I. Maisemanhoito. Ympäristöministeriö, ympäristönsuojeluosasto. Mietintö 66/1992.

Russell, J.A. ja Snodgrass, J. 1987. Emotion and environment. Julkaisussa: Stokols, D. ja Altman, I. (toim.). Handbook of environmental psychology. Volume 1. John Wiley & Sons. s. 245–280.

Tarasti, E. 1981. Maiseman semiotiikasta. Julkaisussa: Kinnunen, A. ja Sepänmaa, Y. (toim). Ympäristöestetiikka. Suomen estetiikan seuran vuosikirja. Gaudeamus, Mänttä. s. 7–72.

Yu, K. 1995. Cultural variations in landscape preference: comparisons among Chinese subgroups and western design experts. Landscape and Urban Planning 32:107–126.

Zajonc, R.B. 1980. Feeling and thinking: preferences need no inferences. American Psychologist 35:151–175.

Zube, E.H. 1984. Themes in landscape assessment theory. Landscape Journal 3:104–110.

Zube, E.H. 1991. Environmental psychology, global issues, and local landscape research. Journal of Environmental Psychology 11:321–334.

4.2 Luonnonympäristöjen elvyttävät vaikutukset

Kalevi Korpela

4.2.1 Luontoympäristö elvyttää kaupunkiympäristöä enemmän

Ympäristöpsykologia tutkii ihmisen ja hänen ympäristönsä suhdetta tavoitteenaan ihmisläheisempien ympäristöjen aikaansaaminen niin fyysisesti kuin sosiaalisesti (Aura ym. 1997). Viime vuosien keskeisiä tutkimusaiheita ovat olleet ympäristöjen terveellisyys ja terveysuhat. Ympäristöjen stressiä aiheuttavien tekijöiden lisäksi on alettu selvittää stressiä vähentäviä, elvyttäviä (restorative) ympäristökokemuksia. Näissä tutkimuksissa on pääosin vertailtu kaupunkimaisia (rakennettuja) sekä luontoympäristöjä keskenään.

Luonnossa oleskelun ja luonnonmaisemien katselun on havaittu saavan aikaan muutoksia ihmisen kehon toiminnoissa. Lisäksi on havaittu mielialan muuttumista ja keskittymisen tehostumista etenkin stressitilanteiden jälkeen. Esimerkiksi stressaantuneet, tentistä tulevat opiskelijat arvioivat voivansa paremmin, kun heille näytettiin luontomaisemia verrattuna monimutkaisuudeltaan yhtäläisiin kaupunkimaisemiin. Luontomaisemien katselu lisäsi leikkisyyden, ystävällisyyden ja ilon tunteita, kun taas kaupunkikuvien katselu lisäsi surullisuuden tuntua. Luontomaisemilla on fysiologisia vaikutuksia stressaantumattomiinkin ihmisiin. Luontomaisemia katsellessa ihmisillä oli rentoutuneempi olotila (aivojen alfa-aaltojen ja sykemittausten perusteella) kuin samoilla ihmisillä kaupunkikuvia katsellessa. On todettu, että puistomaisen luontonäkymän katseleminen muuttaa stressaantuneen ihmisen aivojen, sydämen ja lihasten toimintaa rentoutuneeksi jo 5–7 minuutissa (Ulrich ym. 1991). Rentoutuminen on nopempaa ja tehokkaampaa nähtäessä luontonäkymiä kuin kasvittomia kaupunkinäkymiä. Yksittäiset tutkimustu-

lokset osoittavat myös suoranaisia terveysvaikutuksia. Klassikko on Ulrichin (1984) tutkimus, jossa todettiin sairaalahuoneen ikkunanäkymän vaikuttavan sappikivileikkauksesta toipumiseen. Kesäiseen puistoon suunnatuissa potilashuoneissa toivuttiin keskimäärin vuorokautta nopeammin ja käytettiin vähemmän kipulääkitystä verrattuna taustatietojen suhteen samanlaistettuihin potilasverrokkeihin, jotka näkivät vastapäisen talon seinän.

4.2.2 Elvyttävä kokemus

Elpyminen on paitsi fysiologisia ja tunteiden muutoksia, myös tietynsisältöinen kokemus. Elvyttävää kokemusta alettiin tutkia 1970-luvun alussa eräretkiohjelmassa Michiganissa USA:ssa (Kaplan ja Kaplan 1989). Kymmenen vuoden aikana ohjelmaan osallistui 130 koululaista ja opiskelijaa sekä 46 aikuista. Ohjelman tarkoituksena oli opettaa selviytymistä luonnonolosuhteissa vaeltamalla yksin ja ryhmässä suuren erämaa-alueen läpi. Osallistujat täyttivät kyselylomakkeita ja päiväkirjaa ennen retkeä, retken aikana, heti sen jälkeen ja vielä kotiin palattuaan. Retken aikaansaama elpyminen näytti koostuvan neljästä puolesta: 1) paikassa syntyvästä lumoutumisen ja 2) arkipäivästä irtautumisen tuntemuksesta, 3) ympäristön yhtenäisyyden ja johdonmukaisuuden tunnusta sekä 4) ympäristön sopivuudesta itselle.

Lumoutuminen on tarkkaavuuden tahatonta kiinnittymistä johonkin ympäristön kiinnostavaan kohteeseen. Esimerkiksi auringonlasku, järvenpinta, pilvet tai nuotion liekit ovat luontaisesti lumoavia luonnon piirteitä. Lumoavaa voi myös olla havaitsemisen tapahtuma. Lumoutumisella tarkoitetaan siis sekä tapahtumaa että tietynlaisia sisältöjä, kohteita.

Arkipäivästä irtautuminen tarkoittaa arkipäivän kiireistä, vaatimuksista ja rutiineista poispääsemistä, pyrkimisen ja huolehtimisen lakkaamista. Irtautuminen ei ole vain erilleen vetäytymistä, esimerkiksi lomamatkalle lähtemistä. Tunne voi syntyä arkipäivän paikoissakin, esimerkiksi omassa huoneessa tai puutarhassa, jos paikka lumoaa ja tuntuu itselle sopivalta. Irtautuminen on siis sekä maantieteellistä että psyykkistä.

Elvyttävän paikan tai maiseman ulottuvuuden ja laajuuden (extent) sekä yhtenäisyyden ja johdonmukaisuuden (coherence) tuntu ovat myös osa elvyttävää kokemusta. Maiseman tai paikan tulisi luoda tuntu, että se ympäröi ja ulottuu riittävän laajalle, jotta sinne voi mennä. Maiseman tai paikan osien tulisi olla toisiinsa sopusointuisesti yhteydessä niin, että ympäristöstä muodostuu johdonmukainen vaikutelma. Ulottuvuuden tunnun voi nähdä, mutta se voi myös syntyä käsitteellisellä ja mielikuvituksen tasolla tunteena siitä, että maailma jatkuu välittömästi havaitun yli. Esimerkiksi pieni japanilainen kivipuutarha voi tuntua koko maailmankaikkeuden peililtä ja tässä mielessä äärettömältä.

Kun ihmisen tavoitteet ja mieltymykset, ympäristön asettamat vaatimukset ja ympäristöstä saatava tieto ovat yhdensuuntaisia, syntyy tuntu itselle sopivuudesta (compatibility). Äärimuodossaan sopivuus tuntuu ykseydeltä paikan tai ympäristön kanssa. Itselle sopivuus virittää ihmistä pohtivaan ja mietiskelevään mielentilaan.

Elvyttävyyden kokemisen mittaamista on edellä kuvattujen neljän osatekijän perusteella pyritty saattamaan helppokäyttöisen lomakkeen (PRS = Perceived Restorativeness Scale) muotoon tutkimustyön ja suunnittelun tarpeisiin. Lomaketta on kokeiltu amerikkalaisilla, ruotsalaisilla ja suomalaisilla koehenkilöillä aidoissa ympäristöissä oleskellen sekä video- ja diakuvien esittämiä ympäristöjä arvioiden (Hartig ym. 1997).

Eri ympäristöissä herää erivahvuisesti elvyttävän kokemuksen puolia. Mitä enemmän lumoudumme, irtaudumme arjesta, koemme yhtenäisyyden tuntua ja itselle sopivuutta tietyssä paikassa, sitä elvyttävämpi se on. Elvyttävän kokemuksen seurausilmiöt esiintyvät monin tavoin riippuen kokemuksen kestosta. Lyhyenkin elvyttävän kokemuksen jälkeen mielessä pyörivät

asiat alkavat unohtua ja ”pää alkaa selvetä”. Sitten alkaa tahdonalaisen tarkkaavuuden eli keskittymiskyvyn elpyminen. Kokemuksen jatkuessa pidempään tuntuu helpommalta kohdata mieltä painavia asioita ja pohtia oman elämän päämääriä ja tarkoitusta. Eräretkiohjelman yhdeksi tärkeimmäksi kokemukseksi mainittiinkin mahdollisuus kokea yhteyttä luontoon ja miettiä itsekseen omaa elämäänsä (Kaplan ja Kaplan 1989). Tutkimus osoitti myös, että eräretkeä seuranneen viikon aikana syntyneet tunnelmat olivat ristiriitaisia: nautittiin kunnon yöunesta omassa sängyssä, mutta myös vieroksuttiin kiirettä, elämän pinnallisuutta ja kaupungin melua. Toisaalta oltiin kärsivällisempiä, toisaalta ärtyisämpiä. Keskittyminen oli osin helpompaa, osin vaikeampaa kuin ennen. Yhtäältä vallitsi sisäinen rauha, toisaalta vieraantuneisuus omasta elämänmenosta. Myös Hartigin ym. (1991) tulosten mukaan mieliala näyttää selvästi laskevan sillä hetkellä, kun eräretkeltä palataan arkisten velvollisuuksien pariin. Tutkimuksessa vertailtiin fyysisen kunnon ja eräretkikokemusten määrän suhteen samanlaistettuja ryhmiä, joista yksi ryhmä retkeili luonnossa, toinen meni sukulais-, auto- tai turistimatkalle ja kolmas jatkoi normaalia arkielämää kotona. Retket ja matkat kestivät neljästä seitsemään päivään. Tulokset osoittivat, että välittömästi retkeltä palattuaan luontoretkeläiset eivät tunteneet oloaan muita onnellisemmaksi. Sen sijaan kolmen viikon kuluttua he olivat muita onnellisempia. Tulos selittyy olettamalla, että nautinnollisen luontoretken jälkeen arkielämän kiireen ja velvollisuuksien kohtaaminen tuntuu vaikealta ja saa mielialan matalaksi. Luontoretket saattavat kuitenkin parantuneiden taitojen ja syventyneen itsetutkiskelun kautta parantaa vastustuskykyä pidempiaikaista stressiä vastaan ja tästä syntyvät nuo viiveellä esiin tulleet erot onnellisuudessa.

4.2.3 Elvyttävyyden tutkimuksen teoreettiset päälinjat

Ympäristön elvyttävyyden tutkimuksessa on kaksi keskeistä päälinjaa ja tutkimusryhmää - Roger Ulrich sekä Kaplanien pariskunta Stephen ja Rachel. Molemmat korostavat luontokokemusten lajinkehityksellistä taustaa ja luonnon erityisyyttä elvyttäjänä. Näkemykset eroavat pohdittaessa, mitä elpymistä edeltävät stressaavat tekijät ovat, millainen on ensireaktio ympäristöön – tunteenomainen vai tietoon perustuva – ja miten nähdään tarkkaavuuden ja fysiologisten reaktioiden osuus. Tästä seuraa, että elpymisen tuloksia mitataan eri tavoin ja elpymisen vaatima ajanjakso käsitetään eri tavoin.

Kaplanien (1989) teoriassa lähtökohtana on henkinen uupumus. Sillä tarkoitetaan tarkkaavuuden väsymistä, joka syntyy esimerkiksi raskaan työviikon jälkeen, huolien painaessa tai voimakkaan keskittymisen jälkeen. Kaplanien näkökulma korostaa ihmistä tiedonkäsittelijänä: henkisessä uupumuksessa väsytään ylläpitämään nimenomaan tahdonalaista tarkkaavuutta eli keskittymistä. Miellyttävänä koettu ympäristö auttaa käsittelemään epämiellyttäviä kokemuksia ja palauttaa keskittymiskyvyn, koska se lumoaa eli vetää tarkkaavaisuuden puoleensa tahattomasti, ilman keskittymisen pakkoa.

Ulrich ym. (1991) korostavat elpymisen olevan reaktiota stressiin. Stressi määritellään tapahtumaksi, jossa ihminen reagoi hyvinvointia uhkaavaan tilanteeseen fysiologisesti, psyykkisesti ja toiminnallisesti. Tarkkaavuuden väsymiseen ja henkiseen uupumiseenkin liittyy hermoston ja lihaksiston toimintaa, kielteissävyisiä tunteita ja suorituskyvyn heikentymistä. Pitkä keskittyminen kiinnostavaan ja myönteiseen tehtävään saa myös aikaan esim. stressihormonien erittymistä. Täten henkinen uupumus voidaan tulkita yhdeksi stressin muodoksi. Vastaavasti elpymiseen liittyy myönteisiä muutoksia tunteissa (mm. vihan ja pelon väheneminen ja myönteisten tunteiden

lisääntyminen), fysiologisessa toiminnassa ja käyttäytymisessä.

Stressikäsitettä korostavan elpymismallin mukaan ympäristö voi vaikuttaa elpymiseen, koska ensireaktio maisemaan on tunteenomainen. Se on nopea, kokonaisvaltainen lähestymiseen tai välttämiseen liittyvä tuntemus (esim. pitäminen tai pelko). Tällainen tuntemus voi syntyä jopa ilman tietoista ja tarkkaa kohteen tunnistamista. On esitetty, että ihminen kykenisi havaitsemaan hyvin nopeasti ympäristöjen kokonaishahmoon liittyviä ominaisuuksia. Luontoympäristöissä nämä ovat paikkojen tai maisemien rakenteeseen tai hahmoon liittyviä peruspiirteitä, ympäristön syvyysominaisuuksia ja ympäristön yleisiä sisältöluokkia (esim. vesi ja kasvillisuus), joilla on merkitystä lajinsäilymisen kannalta. Näitä peruspiirteitä käsitellään oletettavasti aivojen alemmissa osissa, joissa voi tapahtua aistiärsytyksen karkeaa analyysia ja alustavan tunnemerkityksen kytkeminen aistiärsytykseen – siis ilman tietoista käsittelyä ja jäsentämistä. Stressiin ja elpymiseen liittyvät muutokset voivat jo tämän analyysin perusteella käynnistyä hyvin nopeasti niin sisäerityksessä kuin sydämen toiminnassa. Kaupunkiympäristö siis sinällään voi olla stressaava, koska siitä puuttuvat nuo lajinsäilymisen kannalta tärkeät, aivojemme varhaisimpien osien tunnistamat peruspiirteet. Kaupunkiympäristön muodot, melu ja tungos saattavat olla tekijöitä, jotka alustavan hahmontunnistuksen vaiheessa tulkitaan stressiksi. On myöskin esitetty, että elpymistä tapahtuu nimenomaan luonnossa, koska siellä on vähän vireystilaa (arousal) kohottavia ominaisuuksia kuten monimutkaisuutta, liikettä tai voimakkaita ärsykkeitä. Tätä selitystä silmälläpitäen koehenkilöille esitetyt näkymät on monissa elvyttävyyden tutkimuksissa pyritty vakioimaan (koetun) monimutkaisuuden suhteen. Lisäksi koeasetelmien ja rasitustehtävien avulla on pyritty erottamaan tarkkaavuuden elpyminen vireystilan muutoksista (Hartig ym. 1997).

Luontoympäristöjen suurempaa elvyttävyyttä kaupunkiympäristöihin nähden voidaan tulkita biologisesti ja kulttuurisesti. Kaplanien ja Ulrichin evolutionaariset näkökulmat korostavat, että ihminen on pitkän kehityskaarensa aikana sopeutunut fysiologisesti luontoympäristöihin. Ajatellaan, että kyky elpyä tietynlaisissa luontoympäristöissä on ollut lajin säilymisen kannalta edullista. Kaupunkiympäristöön tällaista ”biologisesti virittynyttä reagointivalmiutta” ei ole ehtinyt kehittyä. Voidaan kuitenkin väittää, että kulttuurissamme myös opimme suosimaan luontoa. Tätä näkemystä tukevat esimerkiksi historialliset analyysit luontokäsitysten ja -arvostusten muutoksista eri aikoina. Vaikka evolutionaariset ja kulttuurin vaikutusta korostavat näkökulmat tuntuvat vastakkaisilta, ne voidaan ajatella samanaikaisestikin tosiksi: ympäristön välittömään havaitsemiseen liittyy tuntemuksia ja fysiologista reagointia, joiden eteneminen mielialaksi, käyttäytymiseksi tai käsitteelliseksi arvioksi riippuu kulttuurista, oppimishistoriasta ja ihmisen tavoitteista.

Yhteenvetona voi todeta, että elvyttävyyden tutkimuksessa on päästy vaiheeseen, jossa tunnetaan maiseman katselun ja paikassa liikkumisen lyhytaikaiset vaikutukset. Pitkäaikaisvaikutuksista ei tiedetä juuri mitään, koska seurantatutkimuksia on vain pari ja seuranta-aika pisimmilläänkin 21 päivää. Todellisissa ympäristöissä toteutettuja tutkimuksia tarvittaisiin enemmän. Yksilöllisistä eroista ympäristöön reagoimisessa ei tiedetä paljoakaan: ikä-, sukupuoli- tai asuinpaikkaeroista on tietoa vain yksittäisistä tutkimuksista, ja niissä eroja ei em. taustamuuttujien suhteen ole havaittu. Seurantatutkimusten puutteen takia ei tiedetä, millaisia ovat tottumisen ja tuttuuden vaikutukset ympäristöön reagoimisessa tai miten jokin edeltävä paikkakokemus vaikuttaa sitä seuraavan paikan arviointiin ja kokemiseen. Tutkimatta on, miten elvyttävyys on yhteydessä luontoympäristön eri piirteisiin (esim. veden, salaperäisyyden, näköalojen läsnä- tai poissaolo) ja mitä eroja on erilaisten luontoympäristöjen elvyttävyydessä.

4.2.4 Mielipaikat luonnonympäristössä

Useastakin maasta on kertynyt havaintoja, että ihmisten mielipaikoista suuri osa on luonnonympäristöjä. Mielipaikalla näissä tutkimuksissa tarkoitetaan yleensä arkiympäristön paikkaa, joka on erityisen tärkeä, mieluisa tai arvokas itselle. Mieluisat luontopaikat ovat tyypillisesti järven- tai merenrantoja, metsäisiä tai puistomaisia alueita ja kesämökkejä (Korpela ja Hartig 1996, Newell 1997, Sommer 1990). Esimerkiksi Owens (1988) pyysi kalifornialaisia teini-ikäisiä nuoria nimeämään asuinalueeltaan kaksi ulkotilaa, joita he arvostivat eniten. Lähes puolet nuorista valitsi mielipaikakseen lähellä olevan luonnonpuiston ja hoitamattoman luontoalueen. Kyselytutkimukseen vastanneiden tamperelaisten aikuisten mielipaikoista kaksi kolmannesta oli kaupungin puistoja tai luontoalueita (Korpela ja Kyttä 1991). Ne olivat tärkeitä luonnossa liikkumisen, virkistäytymisen, rauhoittumisen sekä paikan herättämien lapsuusmuistojen takia. Senegalilaisista, irlantilaisista ja yhdysvaltalaisista opiskelijoista kaksi kolmannesta valitsi luontopaikan ja kolmannes jonkin omaksi koetun paikan kuten kodin tai oman huoneen mielipaikakseen (Newell 1997).

Luontoympäristöjen tärkeys näkyy myös käänteisesti niin, että kysyttäessä ympäristön epämiellyttäviä tai masentavia paikkoja, luontoa ei mainita juuri lainkaan. Bechtelin ym. (1995) tutkimus osoitti, että amerikkalaisten ja suomalaisten opiskelijoiden mielestä kaikkein masentavimpia paikkoja olivat vankilat, sairaalat, kaatopaikat ja jotkut lähiöt. Ainoa masentavana mainittu luontoympäristö oli metsä, jonka mainitsi 2 % suomalaisista vastaajista. Suomalaisten opiskelijoiden piristävistä paikoista lähes kolmannes oli luonnonympäristöjä, kuten puistoja, metsiä, järvenrantoja ja kesämökkejä. Amerikkalaisista viidennes korosti luontoympäristöjä masentavien paikkojen vastakohtana. Suomalaiset opiskelijat pitävät ruuhkaisia ja meluisia katuja, busseja ja ostoskeskuksia epämiellyttävimpinä arkiympäristönsä paikkoina. Luontopaikkoja ei mainittu kertaakaan (Korpela ja Hartig 1996).

Luonnon valikoituminen mielipaikaksi selittyy yhtäältä sen stressistä elvyttävillä vaikutuksilla. Mielipaikoissa kuvataankin keskeisesti rentoutumista, rauhoittumista ja mielihyvän tuntemuksia. Elvyttävät vaikutukset ovat tyypillisiä nimenomaan luonnossa oleville mielipaikoille. Tutkimustulokset kuitenkin osoittavat, että mieluisten paikkojen ja elpymisen merkitystä ihmiselle on tarkasteltava stressin säätelyäkin laajemmasta näkökulmasta, ns. psyykkisen itsesäätelyn näkökulmasta. Stressin säätely voidaan asettaa tämän laajemman näkökulman osaksi. Ensinnäkin mielipaikkojen kokemisessa itselle sopivuuden tuntu on olennaisempi kuin paikan lumoavat ja tarkkaavuutta kiinnittävät ominaisuudet. Epämiellyttävissä paikoissa voi sen sijaan olla jonkin verran kiinnostavia piirteitä ja yhtenäisyyden tuntua, mutta olennaisesti vähemmän itselle sopivuuden tuntua. Nämä tulokset kertovat siitä, että nimenomaan minäkokemuksen säätelyyn liittyvät elämykset ovat mielipaikoissa tärkeitä, ei niinkään niiden tarkkaavuutta kiehtovat ulkoiset piirteet. Toiseksi, mielipaikkatutkimuksissa on tullut toistuvasti esiin, että menneen muisteleminen ja omien tunteiden ja minäkokemuksen säätely koetaan erityisen tärkeäksi. Eräs lukiolainen kuvasi metsän merkitystä itselleen seuraavasti: "*Minulla on useita paikkoja, jotka jollain tavalla ovat tärkeämpiä kuin toiset. Tärkein paikka on ehkä metsä. Asun metsän reunassa, joten sinne on helppo pujahtaa. Metsässä tulee aina hyvälle mielelle. On kiehtovaa, kun kaikkialla on aivan hiljaista ja tietää olevansa yksin. — — Yleensä menen metsään, kun jotain todella kivaa ja suurta on tapahtunut tai kun olen surullinen. Metsässä ilonsa voi jotenkin huutaa julki ja päästää mielikuvituksen valloilleen. Kun on surua, metsä jotenkin lohduttaa.*" (sit. Korpela 1988.)

Suomalaisilla koulunuorilla keskeisiä syitä mennä yksin mielipaikkaan – joko luontoon tai omaan huoneeseen – ovat ol-

leet ajatusten selvittelyä ja rauhoittumista vaativat tilanteet, sanaharkat perheen tai ystävien kanssa tai henkisesti rasittavat tapahtumat. Syinä saattoivat olla myös itsetuntoa ja minuutta uhkaavat tilanteet ja niiden aiheuttama pettymys, suru tai masennus. Tällaisten tilanteiden jälkeen mielipaikkaan meneminen tuotti turvallisen ja miellyttävän tunteen. Mielipaikassa uskalsi olla oma itsensä, sai selvitellä ajatuksiaan ja tunteitaan, keskittyä asioihin, vapauttaa mielikuvitustaan ja muistella menneisyyttään. Nuorten kuvausten mukaan tuntui hyvältä, kun "saa olla rauhassa omassa huoneessaan" , "voi miettiä oman huoneen kätköissä ratkaisuja ongelmiin" tai "voi istua yksin kivellä ja tuijottaa tyyntä järvenpintaa" (Korpela 1992, 1995). Näin saavutettiin miellyttävä ja turvallinen olotila, ja voitiin käydä läpi minäkokemuksen eheyttä uhanneita tilanteita.

Mieluisten luontopaikkojen ja oman asuinympäristön omaksi koetujen tilojen tehtävän voidaankin tulkita kytkeytyvän ns. psyykkiseen itsesäätelyyn. Ihmiset pyrkivät pitämään yllä itselleen luonteenomaista eheää minäkokemusta, kukin omalla yksilöllisellä tavallaan (Vuorinen 1990). Mielipaikkoja koskevien tutkimustulosten perusteella voidaan väittää, että ympäristö ja maisema on yksi tällainen säätelyn keino. Tiettyyn paikkaan meneminen voi jollekin olla keino tyynnyttää itsensä stressin jälkeen, palautua pettymysten jälkeen tai saada uskoa huomiseen. Newellin (1997) tutkimuksessa 80 % vastaajista valitsi mielipaikan (joka kahdella kolmanneksella luontopaikka) sen "terapeuttisen" vaikutuksen takia eli tunteisiin ja minäkokemukseen myönteisesti vaikuttavien seikkojen takia. Wölfingin (1996) tulokset osoittivat, että yli 50-vuotiaat käyttivät mielipaikkoja nuorempia enemmän itsesäätelyyn ja kontrollintunteen saavuttamiseksi. Nuorilla mielipaikka auttaa kouriintuntuvasti tuomaan muistiin ja mieleen myönteisiä ja arvokkaita asioita itsestä tilanteissa, joissa oma arvo on kyseenalaistettu. Tämä johtuu siitä, että mielipaikkaa voi itse hallita ja määrätä ketä siellä on, siellä on itsestä kertovia esineitä ja muistoja, siihen liittyy miellyttäviä mielikuvia ja elämyksiä (koska se on itse sisustettu tai siinä on kaunista luontoa) ja sille on kenties annettu kuviteltuja ominaisuuksia tai lempinimi. Paikka siis toimii muistiavaimena, joka virittää mieleen myönteisiä kokemuksia. Psyykkisesti "raiteen vaihtaminen" – esim. pettymyksen murehtimisen lopettaminen – ei tapahdu pelkästään vahvan tahdonvoiman avulla, vaan konkreettisesti "vaihtamalla ympyröitä". Mielipaikkaan menemisen "mielenä".on siis psyykkisen toimintakykyisyyden säätely ja ylläpitäminen niin uhkaavissa kuin miellyttävissä arkielämän tapahtumissa.

Kirjallisuus

Aura, S., Horelli, L. ja Korpela, K. 1997. Ympäristöpsykologian perusteet. Porvoo WSOY. 197 s.

Bechtel, R., Fox, A., Korpela, K. ja Parkkila, S. 1995. Most happy and most depressing places: A Finnish - U.S. comparison. Julkaisussa: Nasar, J.L., Grannis, P. ja Hanyu, K. (toim.). Proceedings of 26th Conference of EDRA. Oklahoma City, EDRA. s. 80–86.

Hartig, T., Korpela, K., Evans, G.W. ja Gärling, T. 1997. A measure of restorative quality in environments. Scandinavian Housing and Planning Research 14:175–194.

Hartig,T., Mang, M. ja Evans, G.W. 1991. Restorative effects of natural environment experiences. Environment and Behavior 23:3–26.

Kaplan, R. ja Kaplan, S. 1989. The experience of nature. A psychological perspective. Cambridge University Press. 339 s.

Korpela, K. 1988. Mielipaikkakokemukset psyykkisen itsesäätelyn tukena. Psykologia 23:178–186.

Korpela, K. 1992. Adolescents' favourite places and environmental self-regulation. Journal of Environmental Psychology 12:249–258.

Korpela, K.1995. Developing the environmental self-regulation hypothesis. Acta Universitatis Tamperensis A 446. Tampereen yliopisto.

Korpela, K. ja Hartig, T. 1996. Restorative qualities of favorite places. Journal of Environmental Psychology 16:221–233.

Korpela, K. ja Kyttä, M. 1991. Ympäristöanalyysi Tampereella. Julkaisussa: C. Burman ym. (toim.). Ympäristön kokeminen ja havainnollistaminen. Esteettisesti ja laadullisesti korkeatasoinen fyysinen ympäristö ja uudet suunnittelutekniikat, osa 2. Valtion teknillinen tutkimuskeskus. Tiedotteita 1235. s. 105–140.

Newell, P.B. 1997. A cross-cultural examination of favorite places. Environment and Behavior 29:495–514.

Owens, P.E. 1988. Natural landscapes, gathering places, and prospect refuges: Characteristics of outdoor places valued by teens. Children's Environmental Quarterly 5:17–24.

Sommer, B. 1990. Favorite places of Estonian adolescents. Children's Environmental Quarterly 7:32–36.

Ulrich, R. 1984. View through a window may influence recovery from surgery. Science 224:420–421

Ulrich, R., Simons, R.F., Losito, B.D., Fiorito, E., Miles, M.A. ja Zelson, M. 1991. Stress recovery during exposure to natural and urban environments. Journal of Environmental Psychology 11:201–230.

Vuorinen, R. 1990. Persoonallisuus ja minuus. WSOY.

Wölfing, S. 1996. The use of identity relevant functions of things and places in the context of migration. Swiss Journal of Psychology 55:241–248.

4.3 Maisema-arvostukset ja niiden tutkimus

Eeva Karjalainen

4.3.1 Maisema-arvostusten tutkimusotteet

Maiseman kokemisen, maisemamieltymysten ja maisema-arvojen tutkimus on ollut varsin hajanaista ja siltä on puuttunut yhteinen vahva teoria. Tutkimusta ovat tehneet monet eri tieteenalat esim. psykologia, estetiikka, käyttäytymistieteet, maisema-arkkitehtuuri, metsätieteet, maantiede jne. Teorioiden kehittely on ollut vähäistä, ja useat tutkimukset ovat keskittyneet käytännön ongelmiin. Maisema-arvojen tutkimuksessa onkin ilmeinen tarve yhteiseen teoreettiseen viitekehykseen (Zube 1984, Bourassa 1990).

Zube ym. (1982) ovat jakaneet maisema-arvojen tutkimuksen neljään lähestymistapaan; asiantuntija, psykofyysinen, kognitiivinen ja eksperientaalinen tai humanistinen lähestymistapa. Daniel ja Vining (1983) ovat käyttäneet samankaltaista luokittelua. He ovat jakaneet maiseman laadun arviointimentelmät ekologisiin, esteettisiin, psykofyysisiin, psykologisiin ja fenomenologisiin malleihin. Taulukossa 4.3-1 on esitetty muunnelma em. luokitteluista. Siinä maisema-arvojen tutkimus on jaettu kahteen pääluokkaan; asiantuntijoiden näkemykset sekä maallikoiden mielipiteiden, mieltymysten ja kokemusten tutkimus (maisema-arvostustutkimukset). Maiseman kauneutta mitataan aina ihmisten - joko asiantuntijoiden tai maallikkojen - arvioiden perusteella.

Asiantuntijanäkemys

Asiantuntijanäkemyksessä koulutettu asiantuntija tarkastelee maisemaa suunnittelun, ekologian tai estetiikan periaatteista lähtien. Asiantuntijat kuvailevat maiseman

Taulukko 4.3-1. Lähestymistapoja maisema-arvojen tutkimiseen.

	ESTETIIKKA
ASIANTUNTIJANÄKEMYKSET	METSÄN KÄYTTÄJIEN MIELIPITEET
koulutettu asiantuntija	**Psykofyysinen tutkimus** ihminen vastaanottaja
taiteen, suunnittelun ja ekologian periaatteet	**Kognitiivinen tutkimus** ihminen prosessoija
	Fenomenologinen tutkimus ihminen osallistuja

ominaisuuksia käyttäen luokka- tai järjestysasteikon mittoja. Zuben (1984) mukaan lähestymistapa on ollut hyödyllinen käytännön suunnittelutyön kannalta, mutta tieteellisesti epäpätevä. Useimmiten maisemasuunnittelun periaatteet pohjautuvat nimenomaan yleisiin esteettisiin periaatteisiin tai muihin asiantuntija-arvioihin.

Estetiikka

Estetiikka on usein maisema-arvoihin liittyvän tutkimuksen pohjana. Se sijoittuu asiantuntijalähestymistavan ja maallikoiden arvostusten tutkimuksen välimaille. Estetiikka on kauneuden filosofista ja kriittistä tutkimista. Ympäristöestetiikka tutkii arvo- ja makujärjestelmiä; sitä millä perusteella arvotamme ympäristöämme. Se tutkii onko kauneudella periaatteita, ja sitä millä perusteilla sanaa "kaunis" ja muita esteettisiä termejä käytetään. Tutkimuskohteina ovat olleet myös ympäristön kuvaukset, esimerkiksi kirjallisuudessa ja kuvataiteissa.

Normatiivinen estetiikka esittää mikä on hyvää, kaunista ja arvokasta; esteetikko on makutuomari ja arvoja pidetään yleispätevinä. Deskriptiivinen estetiikka puolestaan kuvailee erilaisia maku- ja arvojärjestelmiä. Siinä käytettävät kriteerit ovat sopimuksenvaraisia ja samassa yhteisössä toimii monia erilaisia arvojärjestelmiä (Sepänmaa 1987).

Ekologisen ympäristöestetiikan normien perustana ovat luonnon välttämättömyydet ja ekologinen kestävyys. Se sallii erilaisia sopimuksenvaraisia järjestelmiä, sillä myös luonnossa erilaiset vaihtoehdot ovat mahdollisia. Sepänmaan (1987) mukaan estetiikan pitäisi pystyä ottamaan kantaa arvojärjestelmien paremmuuteen; tarvittaisiin esteettisen hyväksyttävyyden standardit. Kuitenkin ns. positiivisen estetiikan mukaan kaikilla luonnonkohteilla on yhtälainen esteettinen arvo. Jokainen koskematon luonnonkolkka on kaunis. Arvostelukriteerit tulevat käyttöön vasta, kun punnitaan ihmisen osuutta luonnon muuttamiseen tai kun ihminen valitsee esim. asuinpaikkaa (Kinnunen 1981).

Ympäristöestetiikassa voidaan erotella myös tiedepohjainen ja ei -tiedepohjainen käsitys. Tiedepohjaisen käsityksen mukaan ihminen saavuttaa sitä syvemmän esteettisen kokemuksen, mitä enemmän tieteeseen perustuvaa tietoa luonnosta hänellä on. Ei-tiedepohjainen näkemys esittää taas, että jos ihminen havainnoi luontoa pääasiassa kokemuksellisella tasolla, hän voi olla osa ympäristöään niin, että kokijan ja kohteen raja hämärtyy, ja tällöin esteettinen elämys on voimakas.

Ympäristöestetiikan hyötyinä voidaan mainita, että se selkeyttää ympäristöä koskevaa keskustelua, antaa termejä puhumiseen, vaati tarkkuutta, kehittää havaintokykyä, lisää tietoa valintojen takana olevista arvoista sekä luo teoreettista pohjaa soveltavalle tutkimukselle.

Metsän käyttäjien mielipiteet

Maisema-arvoja voidaan tutkia tavallisten metsän käyttäjien näkökulmasta; voidaan selvittää heidän mielipiteitään, näkemyksiään ja kokemuksiaan.

Psykofysiikka tutkii ärsykkeen ja sen aiheuttaman reaktion välistä riippuvuutta. Psykofyysisessä maisematutkimuksessa koehenkilöt arvioivat maisemien miellyttävyyttä, esimerkiksi valokuvista tai vierailemalla kohteissa. Tavallisesti arvioidaan vain yhtä psykologista vastetta, kuten maisemasta pitämistä, maisemallista kauneutta tai maisemallista laatua. Maastossa tai kuvasta mitataan maiseman fyysisiä piirteitä, esim. hakkuutähteiden määrää, puuston tiheyttä jne. Matemaattisten mallien avulla pyritään selvittämään mitkä maisemasta mitatut ominaisuudet vaikuttavat maiseman kauneuteen. Joskus matemaattisten mallien sijasta kuvaillaan pidettyjen ja ei-pidettyjen maisemien eroja. Psykofyysinen tutkimus näkee ihmisen vastaanottajana ja passiivisena ympäristön tarkastelijana. Lähestymistavan mukaan ympäristöstä on löydettävissä yksittäisiä fyysisiä tekijöitä, jotka vaikuttavat ihmisen maisemakokemukseen.

Psykofyysisten mallien avulla voidaan saada konkreettista tietoa käytännön metsänhoidon ja maisemasuunnittelun avuksi. Epäselvää on kuitenkin ovatko mitatut ympäristön ominaisuudet olennaisia maisema-arvostusten muotoutumisessa. Maisema koetaan kokonaisuutena, mutta nämä tutkimukset keskittyvät maiseman yksittäisiin elementteihin. Psykofyysiset mallit määrittävät yksittäisille maiseman ominaisuuksille optimimääriä, mutta tällaista ihannemaisemaa on usein kuitenkin mahdotonta ja epätarkoituksenmukaista toteuttaa. Tutkimusten taustalla ei myöskään yleensä ole teoriaa, joka selittäisi miksi nämä ominaisuudet vaikuttavat arvostuksiin. Lisäksi malleja voi soveltaa ainoastaan samankaltaisiin ympäristöihin kuin missä tutkimus on tehty.

Kognitiivinen (=tajunnan sisältöön liittyvä) tai psykologinen tutkimus korostaa, että ihminen on aktiivinen prosessoija, joka antaa maisemalle merkityksen ja sisällön. Kognitiiviset teoriat painottavat sitä kuinka ihminen järjestää, käsittelee ja tulkitsee ympäristön sisältämää tietoa. Kognitiivinen maisematutkimus on kiinnostunut ihmisten tunteista ja havainnoista, ja esteettinen laatu on vain yksi useista inhimillisistä vasteista, joita maisema herättää (Daniel ja Vining 1983).

Myös kognitiivinen tutkimus perustuu usein maisemakohteen esittämiseen. Vastaajaa pyydetään arvioimaan kohdetta kokemuksellisilla ja abstrakteilla käsitteillä, kuten mysteerisyys ja yhtenäisyys. Muuttujat eivät ole yksittäisiä maiseman piirteitä, vaan kuvaavat maisemaa kokonaisuutena. Muuttujien ja preferenssin yhteyttä tutkitaan, jotta löydettäisiin maisemasta pitämisen psykologinen perusta. Lisäksi voidaan käyttää haastattelujen, ihmisten tuottamien tekstien tai piirrosten analysointia. Ongelmana on, että kognitiivisen tutkimuksen löytämiä maisemaominaisuuksia on vaikea konkretisoida käytännön suunnittelutyön avuksi.

Fenomenologinen, humanistinen ja eksperientaalinen maisematutkimus voidaan luokitella saman otsikon alle. Näissä lähestymistavoissa ihmiset nähdään aktiivisina osallistujina. Tutkimus keskittyy ihmisen ja maiseman välisen suhteen ymmärtämiseen, eikä niinkään erilaisten maisemien vertailuun. Zube ym. (1982) ovat sijoittaneet myös mm. estetiikan ja maantieteen maisematutkimukset tähän luokkaan.

Fenomenologiset ja humanistiset lähestymistavat pyrkivät ymmärtämään ihmisen kokonaiskokemusta, kun hän on vuorovaikutuksessa maiseman kanssa. Ne selvittävät, mikä on maiseman eri elementtien merkitys ja tärkeys tietylle ihmiselle. Usein tutkitaan kohteita, jotka ovat syntyneet ihmisen ja ympäristön välisessä vuorovaikutuksessa, esim. kirjallisuuden maisemakuvaukset ja historian dokumentit. Humanistit ovat tutkineet historiallisia trendejä maisemamieltymyksissä, ja keskittyneet sosiaalisen eliitin maisemakuvauksiin sekä poikkeuksellisiin seikkoihin maise-

massa. Myöskin paikan ja tilan käsitteitä on tutkittu paljon. Fenomenologiassa tutkimusmetodeina käytetään myös haastatteluja ja kyselyitä.

Fenomenologiset ja humanistiset lähestymistavat tarjoavat kvalitatiivista tietoa ja ne pystyvät selittämään mitä maisemassa arvostetaan ja tutkimaan maiseman merkityksiä. Nämä lähestymistavat eivät kuitenkaan välttämättä ole hyödyllisiä käytännön suunnittelutilanteissa ja -ongelmissa.

Yhteinen viitekehys

Maisema-arvostusten tutkimuksessa on sovellettu yleisimmin Kaplanien (Kaplan ja Kaplan 1989) esittämiä teorioita. Tähän viitekehykseen kuuluvat teoria arvostuksiin vaikuttavista maiseman ominaisuuksista (ns. informaatiomalli), evolutionaarinen näkemys preferenssien synnystä sekä teoria kognition ja tunteen suhteesta maisema-arvostusten muodostumisessa. Bourassan (1990) mielestä taas esteettisen kokemuksen alkuperän jakaminen kolmeen lähteeseen - biologiseen, kulttuuriseen ja yksilölliseen - tarjoaa hyvän viitekehyksen maiseman tutkimiselle.

Zube (1984) ja Hartig (1993) ovat esittäneet, että transaktionaalinen paradigma voisi antaa maisema-arvostusten tutkimukselle yhtenäisen teoriapohjan. Heidän mukaansa transaktionalismiin voidaan sisällyttää psykofyysinen, kognitiivinen ja fenomenologinen lähestymistapa. Transaktionalismiin kuuluvat myös normatiiviset esteettiset arvot, biologinen perimä ja kulttuuriset arvot. Tutkimuskohteina ovat ihmisen psykologiset prosessit, maisema ja niiden välinen vuorovaikutus.

Psykofyysiset, kognitiiviset ja fenomenologiset lähestymistavat olisi hyödyllistä yhdistää yhtenäiseksi maisema-arvojen tutkimuksen viitekehykseksi, sillä mikään niistä yksinään ei selitä ihmisen ja maiseman vuorovaikutusta. Psykofyysinen lähestymistapa tarjoaa käytännönläheistä tietoa suunnittelun avuksi, kognitiiviset ja fenomenologiset tutkimukset taas auttavat ymmärtämään maiseman merkitystä ja maisemamieltymysten syitä. Abstrakteja käsitteitä tulisi konkretisoida käytännön suunnittelun avuksi, ja toisaalta käytännönläheinen tutkimus tarvitsisi vahvempaa teoriapohjaa. Olisi hyödyllistä, jos teoreettisemmat maisematutkimusen suuntaukset, kuten maantiede ja sosiaalitieteet, pohtisivat teorioita soveltavan tutkimuksen perustaksi, sovellettaviksi ja testattaviksi. Fenomenologinen lähestymistapa voisi tarjota teorioita, joiden pohjalta kognitiivinen ja psykofyysinen tutkimus voivat nousta. Maisema-arvostuksia tulisi tutkia monipuolisesti, mm. sekä kvantitatiivisesti että kvalitatiivisesti ja erilaisissa maantieteellisissä olosuhteissa ja ympäristöissä, sillä eri ympäristöissä maisema-arvostuksiin vaikuttavat tekijät saattavat olla hyvinkin erilaisia (Zube 1984).

4.3.2 Millaisista maisemista pidetään?

Ihmiset pitävät luonnonympäristöistä enemmän kuin kaupunkimaisemista. Nykysuomalainen pitää luonnonmaisemaa useimmiten miellyttävänä, kauniina ja turvallisena. Näin ei kuitenkaan ole ollut aina. Vanhasta kansanperinteestä ei löydy kuvauksia luonnon kauneudesta tai ihanuudesta. Esimerkiksi 1800-luvulla pihapiirit ja kylät olivat täysin puuttomia. Metsään ja villiin luontoon liittyi monia kielteisiä ja ahdistavia mielikuvia; pelättiin petoja ja eksymistä. Metsä oli vaarallista ja pelottavaa, viljelysmaisema oli taas tuttu, kaunis ja turvallinen (Virtanen 1994).

Tässä ja seuraavassa luvussa tarkastellaan ihmisten maisemamieltymyksiä keskittyen visuaaliseen maisemaan. Kaikki aistit vaikuttavat ympäristön havaitsemiseen ja kokemiseen, mutta visuaalista maisemaa on tutkittu eniten, koska ympäristön havaitseminen tapahtuu pääasiassa näköaistin kautta.

Ympäristöstä pitämistä ennustavat mallit

Maisema-arvostuksia on tutkittu suhteellisen paljon, mutta teorioita maisema-arvostuksia ennustavista tekijöistä on kehitetty vain muutamia. Tunnetuin tällaisista teorioista lienee Kaplanin ja Kaplanin (1989) ns. informaatiomalli (taulukko 4.3-2). Tämän mallin mukaan maisemasta pitämiseen vaikuttaa erityisesti se millaisia toimintamahdollisuuksia ympäristö tarjoaa, ja toisaalta minkälaisia rajoituksia se asettaa toiminnalle. Siten sellaiset ympäristön virikkeet, joilla on merkitystä ihmisen toiminnalle ovat tärkeitä maisema-arvostusten muotoutumisessa.

Informaatiomallin mukaan maisema-arvostusten syntyyn vaikuttaa keskeisesti kaksi ihmisen tarvetta, tutkimisen ja ymmärtämisen tarve. Ymmärtäminen tarkoittaa prosessia, jossa ihminen jäsentää ympäristöään niin, että kokee sen ymmärrettäväksi ja selkeäksi ja pystyy liikkumaan siellä eksymättä. Tutkiminen tarkoittaa, että ympäristö herättää ja ylläpitää ihmisen mielenkiintoa ja tarjoaa paljon informaatiota. Ympäristön piirteitä, jotka edesauttavat ymmärtämistä, ovat yhtenäisyys ja selkeys. Tutkiminen ja toimiminen puolestaan edellyttävät ympäristöltä salaperäisyyttä ja visuaalista monimuotoisuutta.

Yhtenäisyys tarkoittaa sitä, että maiseman eri osaset sopivat yhteen ja että maisemaa pystyy hahmottamaan ja jäsentämään. *Selkeää* ympäristöä on helppo ymmärtää ja helppo muistaa. Tällöin ihminen pystyy luomaan siitä "kartan" mieleensä, löytää paikasta toiseen ja myös takaisin samaan paikkaan. Selkeässä ympäristössä on monesti jokin erottuva maamerkki. Ympäristöstä aistittava *salaperäisyys* tekee sen houkuttelevaksi. Salaperäisyys on lupaus siitä, että maiseman sisään mentäessä on tarjolla jotain enemmän kuin on välittömästi näkyvissä. *Monimuotoisessa* maisemassa näkyy erilaisia visuaalisia elementtejä ja se sisältää paljon tietoa, jolloin se tarjoaa mahdollisuuksia monenlaisiin toimintoihin.

Pidetyt ympäristöt sisältävät siten paljon tietoa, mutta selkeässä ja ymmärrettävässä muodossa. Ihminen haluaa sekä välitöntä että "pääteltävissä" olevaa tietoa ja virikkeitä. Välitöntä tietoa tarjoavat yhtenäisyys ja visuaalinen monimuotoisuus, sillä ne ovat välittömästi havaittavissa ympäristöstä. Sen sijaan selkeys ja salaperäisyys ovat maisemasta pääteltävissä tai odotettavissa olevia tekijöitä.

Kaplanien teoriaa on testattu empiirisesti melko paljon, ja etenkin yhtenäisyys ja salaperäisyys ovat olleet tärkeitä preferenssien ennustajia. Eli ymmärtämisen tarpeen suhteen näyttää siltä, että välittömästi saatavissa oleva tieto (yhtenäisyys) on tärkeämpää kuin odotettavissa oleva. Ja kun tutkitaan, lupaus tiedosta (salaperäisyys) on tärkeämpää kuin välittömästi käsillä oleva informaatio (Kaplan ja Kaplan 1989).

Toinen teoria siitä, mitkä maiseman ominaisuudet vaikuttavat preferensseihin on Ulrichin (1986) ns. psykoevolutionaa-

Taulukko 4.3-2. Maisema-arvostuksia ennustavat neljä tekijää Kaplanin ja Kaplanin (1989) mukaan.

toiminnan tavoite / **informaation saavutettavuus**	ymmärtää	saada virikkeitä tutkia ja toimia
välitön	YHTENÄISYYS	VISUAALINEN MONIMUOTOISUUS
odotettavissa	SELKEYS	SALAPERÄISYYS



Kuva 4.3-1. Maisemassa on aistittavissa salaperäisyyttä, sillä se mitä polun mutkan takaa avautuu on vielä salaisuus.

rinen malli. Tietyt ympäristön ominaisuudet saavat aikaan sen, että ihminen joko pitää tai ei pidä ko. ympäristöstä. Ihminen sopeutuu tilanteeseen joko oleskelemalla tässä ympäristössä tai välttämällä paikkaa siten että oma hyvinvointi säilyy hyvänä. Ulrich on luetellut kuusi preferensseihin vaikuttavaa maiseman ominaisuutta, jotka ovat osittain samoja kuin Kaplanien informaatiomallissa. Ulrichin (1986) mukaan pidetty ympäristö on visuaalisesti monimuotoinen, mutta siinä on järjestystä ja siinä voi kohdistaa katseensa. Näkymässä on syvyyttä, pinta on tasainen ja kulkukelpoinen, uusi maisema on välittömästi havaitun takana ja maisemassa ei ole mitään uhkaavaa.

Lisäksi usein mainittuja muita maisemasta pitämiseen vaikuttavia ominaisuuksia ovat mm. luonnonmukaisuus, tilavuus, hyvä näkyvyys, tunnistettavuus sekä konkreettisemmista korkeuserot ja vesi (Zube ym. 1982, Ulrich 1986, Kaplan ja Kaplan 1989). Ympäristö, jossa ihmiset virkistyvät, rentoutuvat, kokevat olonsa turvalliseksi ja mukavaksi ei ole yksi ainoa ympäristö, vaan sen tulee sisältää tiettyjä, merkityksellisiä ominaisuuksia.

Millaisista metsistä pidetään?

Tässä kappaleessa käsitellään erikseen metsäympäristöön kohdistuvia arvostuksia. Metsämaisema-arvostuksia - kuten maisemapreferenssejä yleensäkin - on tutkittu Suomessa vähän. Ulkomaisia tutkimustuloksia ei voida suoraan soveltaa Suomeen, sillä maisema, metsänkäyttötavat ja perinteet poikkeavat varsin paljon. Suomalaisen metsäsuhde on todennäköisesti hyvin erilainen kuin esimerkiksi keskieurooppalaisen.

Kuitenkin sekä suomalaiset että ulkomaiset tutkimukset ovat antaneet hyvin samankaltaisia tuloksia, ja myöskin erilaiset tutkimusotteet ovat tuottaneet yhteneviä johtopäätöksiä. Ihmiset pitävät metsistä, joissa on suuria puita, hyvä näkyvyys, väl-

jää aluskasvillisuutta, yhtenäinen ja vihreä kenttäkerros eikä paljoa hakkuutähteitä tai kaatuneita puita (esim. Ribe 1989, Ulrich 1986, Zube 1984). Tällainen maisema on savannimainen, siellä voi olla turvassa ja itse nähdä laajalle (prospect-refuge), ja se on myös yhtenäinen, selkeä, monimuotoinen ja salaperäinen (informaatiomalli).

Suomalaisten metsämaisema-arvostuksia ovat tutkineet lähinnä Kellomäki (1975) sekä Savolainen ja Kellomäki (1981). Molemmissa tutkimuksissa todetaan, että yksittäisiä maisemaelementtejä tärkeämpää on metsikön rakenne eli se kuinka metsikkö jäsentyy maisematilaksi tai metsikkönäkymäksi. Maisemallisesti tärkeitä seikkoja ovat seuraavat; luonnontilaisuus eli ihmisen jälkiä ei saisi olla havaittavissa, monivärisyys, vihermassan runsaus, sulkeutuneisuus, näkyvyys ja ympäristön monimuotoisuus. Pidetyimpiä ovat avarat ja väljät, kookkaiden ja vanhojen puiden muodostamat metsiköt, joissa on hyvä näkyvyys, mutta kuitenkin runsaasti vihermassaa ja monivivahteisuutta (Savolainen ja Kellomäki 1981, Kellomäki 1975).



Kuva 4.3-2. Tämä maisema on sekä visuaalisesti monimuotoinen että yhtenäinen. Siinä näkyy monia elementtejä, mutta sitä pystyy helposti hahmottamaan ja jäsentämään.

Vaikkakin vanhat metsät ja suuret puut ovat arvostettuja, niin hyvin vanhat metsät eivät välttämättä aina ole kovin pidettyjä maisemaltaan (Karjalainen 2000). Tämä saattaa johtua siitä, että vanhassa metsässä on enemmän kuollutta materiaalia, latvuskerros on tiheämpi, ja metsät siten pimeämpiä, suljetumpia ja vähemmän elinvoimaisen näköisiä kuin nuoremmat metsät. Avaria metsiä, joissa on hyvä näkyväisyys pidetään yleensä tiheitä metsiä kauniimpina. Kuitenkaan liian laaja näkyväisyys metsikössä ei ole suotavaa, sillä siellä tulisi olla tarpeeksi vihermassaa. Monilajinen metsä on yleensä esteettisesti arvostettu, ja sekametsät koetaan viehättävämpinä kuin yhden puulajin muodostamat metsät (Brown ja Daniel 1986, Lindhagen ja Hörnsten 1998, Ribe 1989, Savolainen ja Kellomäki 1981, Schroeder ja Daniel 1981).

Matalalla aluskasvillisuudella (ruohot, varvut, heinät) on myönteinen maisemavaikutus. Myös alikasvoksesta eli pienistä puista ja pensaista yleensä pidetään (Schroeder ja Daniel 1981, Brown ja Daniel 1986), jos se ei muodostu näköesteeksi. Pensaskerros on tärkeä metsikkönäkymän jäsentymisessä. Savolainen ja Kellomäki (1981) havaitsivat, että havupuualikasvoksella oli myönteinen vaikutus, mutta lehtipuualikasvos koettiin kielteiseksi.

Luonnontilaisten metsien arvostuksesta on ristiriitaisia tutkimustuloksia. Useiden tutkimusten mukaan hoidettuja metsiä arvostetaan enemmän kuin luonnontilaisia (Savolainen ja Kellomäki 1981, Hultman 1979). Joissakin tutkimuksissa taas on havaittu, että luonnontilaisista metsistä pidetään enemmän tai yhtä paljon kuin hoidetuista (Vodak ym. 1985). Kulkukelpoisuus saattaa vaikuttaa luonnontilaisten metsien



Kuva 4.3-3. Ulkoilijan ihannemetsässä on vanhoja ja suuria puita, hyvä näkyväisyys ja useita puulajeja.

arvostukseen. Esimerkiksi Hultmanin (1979) tutkimuksessa myös vaikeakulkuiset metsät olivat arvostettuja, jos niissä kulki polku. Karjalainen (2000) havaitsi, että ulkoilijat pitivät yhtä paljon sekä luonnontilaisista että hoidetuista vanhoista mäntymetsistä, mutta kuusikkojen suhteen pidettiin enemmän hoidetuista kuin luonnontilaisista metsiköistä. Tämä voi johtua siitä, että luonnontilaiset kuusikot saattoivat näyttää huonokuntoisilta ja ränsistyneiltä, kun taas luonnontilaiset männiköt olivat suhteellisen valoisia ja elinvoimaisen näköisiä (Karjalainen 2000).

Metsämaisema-arvostukset saattavat muuttua ajan kuluessa. Lindhagenin ja Hörnstenin (1998) mukaan ruotsalaisten metsämaisema-arvostukset ovat hieman muuttuneet kahdessa vuosikymmenessä. 1990-luvun lopussa ruotsalaiset pitivät kaatuneita puita tai kuolleita pystyssä olevia puita sisältävistä metsistä enemmän kuin 20 vuotta aiemmin.

Vaihtelevuuden merkitys

Monet tutkimustulokset painottavat maiseman sisäisen monimuotoisuuden tärkeyttä, mutta erilaisten ympäristöjen vaihtelevuuden merkitystä on tutkittu hyvin vähän. Kuitenkin erilaisten ympäristöjen esiintyminen on tärkeää viihtyvyyden, aktiivisuuden sekä ajan ja paikan tajun kannalta, sillä yksitoikkoisessa ympäristössä havainto- ja kokemiskyky tylsistyvät. Esimerkiksi Karjalainen (2000) havaitsi, että ulkoilijat pitivät siitä, että ulkoilualueella oli erilaisia metsiköitä.

Luonnonympäristössä kuljettaessa vaihtelevat maisemat tuottavat virkistystä erilaisille, erilaiset mieltymykset ja toiveet omaaville ihmisille. Myös yhdelle yksilölle erilaiset maisematyypit tarjoavat erilaisia mahdollisuuksia ja virikkeitä. Vaihtelevuuteen kuuluu erilaisten metsikköjen vuorottelu ja avoimen maiseman (järvet, suot, maatalousmaisema) esiintyminen. Seudun

historia, ”paikan henki” ja tyypilliset, omaleimaiset luonnonpiirteet tuovat vaihtelua ja mielenkiintoa. Tällaisia viehätystekijöitä voivat olla mm. erilaiset vesien ja kallioperän muodot. Vetovoimaisuutta lisäävät ympäristön korkeusvaihtelut sekä kulttuurihistoriallisesti tai luonnonsuojelullisesti arvokkaat kohteet. Yksittäiset suuret puut ovat katseenvangitsijoita ja näköalapaikat tuottavat elämyksiä.

Metsänhoitovaihtoehtojen arvostus ulkoilualueilla

Eeva Karjalainen

Kesällä1998 tutkittiin ulkoilijoiden mielipiteitä Nuuksion ulkoilualueiden metsien hoidosta (Karjalainen 2000). Kaikkiaan 381 alueella kävijää arvioi 18 valokuvaa, jotka esittivät erilaisia metsänhoitovaihtoehtoja. Hoitovaihtoehdot vaihtelivat luonnontilaisesta metsästä talousmetsämäisesti hoidettuihin metsiköihin. Hoitotavat olivat; luonnontilainen, ennallistettu, kevyesti virkistyskäyttöä varten hoidettu, voimakkaasti virkistyskäyttöä varten hoidettu sekä talousmetsä. Kaikkiaan kuvasarjoja oli neljä, joista kaksi oli tuoreella kankaalla ja kaksi kuivahkolla kankaalla. Jokainen kuva kuvasarjassa esitti vaihtoehtoista hoitotapaa tietyssä metsikössä.

Vastaajalta kysyttiin kuinka paljon hän pitää kuvan esittämästä metsästä ja pyydettiin arvioimaan myös muita muuttujia kuten metsikön kulkukelpoisuutta, selkeyttä, avaruutta, koettua luonnontilaisuutta, luonnon monimuotoisuutta jne. Lisäksi selvitettiin erilaisten metsiköiden vaihtelun merkitystä siten, että vastaajalle näytettiin neljä kuusikkokuvaa, ja kysyttiin kuinka paljon kutakin metsikköä hän haluaisi olevan yhdellä metsäalueella.

Ulkoilijoiden vastausten perusteella kuvista löytyi neljä eri ryhmää. Kuvien hahmottamisessa näytti olevan tärkeää puuston ikä ja metsikön ”siisteys” eli lahopuiden, kaatuneiden puiden, hakkuutähteiden ja runkojen alaosissa olevien oksien määrä. Ensimmäisen kuvaryhmän muodostivat luonnontilaiset vanhat metsät ja kevyesti hoidetut varttuneet kuusikot. Niissä kaikissa oli lahopuita sekä maassa että pystyssä. Näkyvyys ei ollut kovin hyvä, koska yleensä metsät olivat tiheitä tai niissä oli runsaasti aluskasvillisuutta. Toiseen ryhmään kuului hoidettuja varttuneita metsiä. Nämä metsät olivat avaria, niissä oli hyvä näkyvyys eikä juurikaan lahopuuta. Kolmannen ryhmän muodostivat tiheät 30–40 vuotiaat metsiköt. Runkojen alaosissa oli runsaasti oksia, ja metsät olivat tiheitä, vaikeakulkuisia ja vaikeita hahmottaa. Viimeiseen ryhmään kuului kaksi 30-vuotiasta harvennettua männikköä. Runkojen alaosissa oli oksia ja maassa hakkuutähteitä. Nämäkin metsiköt olivat ”epäsiistejä”, mutta kuitenkin selkeämpiä ja avarampia kuin edellinen ryhmä. Kuusentaimikko ei sijoittunut mihinkään ryhmään.

Metsän ikä vaikutti ulkoilijoiden arvostuksiin enemmän kuin metsänhoitotapa tai pääpuulaji. Sama hoitovaihtoehto eri kasvupaikoilla tai eri ikäisenä oli eri tavoin arvostettu. Varttuneista metsistä pidettiin enemmän kuin nuorista metsistä. Vähiten pidetyt metsät olivat alle 40-vuotiaita, ja niissä oli oli oksia maassa ja runkojen alaosissa.

Nuorissa 30-vuotiaissa mäntymetsissä metsän hoito, erityisesti puiden karsinta ja hakkuutähteiden korjuu, paransivat huomattavasti metsän arvostusta. Tämä johtunee siitä, että kun puita on karsittu ja hakkuutähteet on korjattu pois, niin metsässä on helpompi liikkua ja se myöskin näyttää vanhemmalta kuin se on. Ennallistettu ja luonnontilainen metsä oli-

vat vähiten pidetyt vaihtoehdot nuorissa mäntymetsissä. Kun mäntymetsä kasvoi vanhemmaksi miltei kaikkien hoitovaihtoehtojen arvostus lisääntyi. Vanhoissa 100-vuotiaissa mäntymetsissä metsänhoidolla ei enää ollut merkitystä. Niistä pidettiin riippumatta siitä kuinka niitä oli hoidettu tai olivatko ne täysin luonnontilaisia.

Myöskin kuusimetsissä vähiten pidettyjä olivat nuoret metsät eli talousmetsämäisesti hoidettu 40-vuotias kuusikko ja voimakkaasti hoidettu kuusentaimikko. Kuitenkin kun nämä hoitovaihtoehdot olivat varttuneet 50 vuotta vanhemmiksi, ne olivat kuusimetsiköistä pidetyimmät. Nämä pidetyimmät hoitovaihtoehdot olivat avaria ja "siistejä"; maassa ei ollut juurikaan kaatuneita puita eikä hakkuutähteitä ja lahopuita oli melko vähän. Mielenkiintoista on, että varttuneissa (60–170 vuotiaissa) kuusimetsissä luonnontilaisista ja kevyesti hoidetuista metsiköistä pidettiin vähemmän kuin voimakkaasti hoidetuista, kun taas varttuneissa mäntymetsissä hoitovaihtoehto ei vaikuttanut arvostuksiin. Tämä voi johtua siitä, että kaikki varttuneet mäntymetsät olivat suhteellisen valoisia ja elinvoimaisen näköisiä, kun taas varttuneet luonnontilaiset ja kevyesti hoidetut kuusikot saattoivat olla huonokuntoisen ja ränsistyneen tuntuisia.

Metsän arvostukseen näytti vaikuttavan toisaalta ympäristön ymmärrettävyys, kulun ja suunnistautumisen helppous sekä toisaalta luonnon rikkaus ja mahdollisuus tutkia. Luonnon rikkautta ja mahdollisuutta tutkia kuvasivat sellaiset tekijät kuin visuaalinen monimuotoisuus, salaperäisyys, luonnontilaisuus ja biologinen monimuotoisuus. Maiseman ymmärrettävyyteen ja kulkemisen helppoutteen vaikuttivat maiseman yhtenäisyys, selkeys, avaruus ja kulkukelpoisuus.

Ulkoilijoille oli tärkeää erilaisten metsiköiden vaihtelu. Yli puolet vastaajista halusi, että myös kuusentaimikkoa, josta he eivät sinällään pitäneet, olisi alueella jossain määrin.

Ulkoilualueiden kävijöillä oli selkeä kuva siitä, millaista on varttunut luonnontilainen metsä. Sen sijaan nuorissa metsissä vastaajat eivät yhtä selvästi tunnistaneet luonnontilaista metsää. 30-vuotiasta luonnontilaista männikköä ei pidetty kovin luonnontilaisena, kun taas 40-vuotias talousmetsäkuusikko luettiin luonnontilaisimpien metsien joukkoon.

Vastaajien taustatekijöistä luonnonsuojeluasenne vaikutti maisemien arviointiin eniten. Luonnonsuojelijat arvoivat metsäkuvia muita myönteisemmin. Luonnonsuojelijoilla koettu luonnontilaisuus vaikutti maisemasta pitämiseen, kun se muilla ei vaikuttanut. Luonnonsuojelumyönteiset pitivät muita enemmän luonnontilaisista, ennallistetuista ja kevyesti hoidetuista metsistä.

Miehet arvioivat joitakin maisemaominaisuuksia positiivisemmin kuin naiset. Näitä olivat mm. maiseman ymmärtämiseen ja selkeyteen liittyvät muuttujat. Miehet arvioivat naisia myönteisemmin muutamia metsiköitä, jotka olivat vaikeakulkuisia ja joissa oli lahopuita, hakkuutähteitä tai tiheää aluskasvillisuutta. Tämä voisi johtua siitä, että miesten on helpompi hahmottaa ja jäsentää maisemaa. Myöskin ikä ja koulutus vaikuttivat joidenkin maisemaominaisuuksien arviointiin.

Kirjallisuus

Karjalainen, E. 2000. Metsänhoitovaihtoehtojen arvostus ulkoilualueilla. Julkaisussa: Saarinen, J. ja Raivo, P. (toim.). Metsä, harju ja järvi: Näkökulmia suomalaiseen maisematutkimukseen ja -suunnitteluun. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 776:123–136.





Kuva 4.3-4. Nuorissa mäntymetsissä hakkuutähteiden korjuu ja puiden karsinta paransivat metsikön arvostusta.





Kuva 4.3-5. Vanhoista mäntymetsistä pidettiin riippumatta siitä miten niitä oli hoidettu. Kuvassa luonnontilainen mäntymetsä (vas.) ja männyn siemenpuuhakkuu (oik.).





Kuva 4.3-6. Hoidetusta kuusimetsästä (vas.) pidettiin enemmän kuin luonnontilaisesta kuusimetsästä (oik.).
Kuvat Erkki Oksanen, kuvankäsittely Tuomo Härkönen.

4.3.3 Metsänuudistamisen kokeminen

Metsänuudistamisen kokemiseen vaikuttaa paitsi uudistusalan maisemallinen laatu, myös sen kulkukelpoisuus ja ekologinen toteutus. Uudistusaloista ei yleensä pidetä (mm. Savolainen ja Kellomäki 1981, Vodak ym. 1985, Karjalainen ja Komulainen 1999). Ei kuitenkaan tiedetä kuinka paljon tähän vaikuttaa uudistusalan maisemallinen laatu sinänsä ja missä määrin se, että hakkuutähteet ja maanmuokkaus vaikeuttavat metsässä kulkemista. Uudistusalojen alhainen arvostus voi johtua myös siitä, että ihmisen puuttuminen luonnon toimintaan on selvästi havaittavissa. Uudistusalan ekologisen toteutuksen vaikutus uudistusalan kokemiseen riippuu siitä, kuinka paljon ihminen tietää ekologisista tekijöistä ja miten tärkeinä pitää niitä. Yleensäkin tiedon taso metsänhoidosta ja suhde metsään vaikuttaa avohakkuisiin suhtautumiseen.

Hakkuuaukon kokemiseen vaikuttavat merkittävästi mm. tarkastelupaikka ja ympäristön muut elementit kuten topografia. Maisemallisesti arvokkaalla alueella uudistusala saatetaan kokea häiritsevämpänä kuin yksitoikkoisemmassa ympäristössä. Hakkuuaukon koko, sijoittaminen ja muoto ovat maiseman kannalta tärkeitä. Merkittäviä piirteitä ovat myös aukon ja metsän reuna, reunapuusto, topografia, puuryhmät, yksittäiset puut, hakkuutähteet, maanmuokkaus ja taimettumisaste.

Uudistusalan koon vaikutus voi olla erilainen tarkasteluetäisyydestä ja -suunnasta sekä maaston muodoista riippuen. Kaukomaisemassa yhtenäinen suuri uudistusala saattaa olla miellyttävämpi kuin monet pienet. Jos tehdään useita pieniä aukkoja, hakkuita täytyy tehdä useammin ja maisema rikkoutuu pidemmäksi aikaa kuin jos tehtäisiin kerralla yhtenäinen suuri aukko. Kuitenkin lähimaisemassa pienialaisia uudistusaloja pidetään yleensä miellyttä-



Kuva 4.3-7. Uudistusalaa saatetaan pitää jopa kauniina. Karjalaisen (1995) tutkimukseen vastaajat kuvasivat tätä hakkuuaukkoa sanoilla vaihteleva, avara, tasapainoinen ja kaunis. Uudistusalaa verrattiin niittyyn ja se herätti mielikuvia kesästä, auringosta, lämmöstä, lintujen sirkutuksesta ja vadelmista.

vämpinä kuin suuria (esim. Hultman 1979, Karjalainen 1995). Pienet avohakkuualat voivat tuoda vaihtelua ja vaikuttaa myönteisesti maisemaan metsässä kuljettaessa.

Epäsäännölliset, polveilevat uudistusalan muodot ovat pidetympiä kuin suoraviivaiset (Karjalainen 1995). Kaukomaisemassa vaakasuoraan, maaston linjojen mukaan tehdyt hakkuut koetaan miellyttävämpinä kuin pystysuorat (Karjalainen ja Komulainen 1999). Ihmisen huomio kiinnittyy yleensä reunoihin, joten metsän ja hakkuuaukean reunavyöhyke lienee merkityksellinen maisemakokemuksen kannalta. Eräiden suunnitteluohjeiden mukaan muutoksen metsän ja aukean välillä tulisi olla vähittäinen ja pehmeä. Karjalaisen ja Komulaisen (1999) tutkimuksen mukaan rantametsän uudistamisessa maisemallisesti miellyttävintä on jättää rantaan tiheä suojavyöhyke.

Ihmiset eivät pidä hakkuutähteistä ja niiden koetaan vähentävän metsän maisemallista kauneutta (Schroeder ja Daniel 1981, Vodak ym. 1985, Brown ja Daniel 1986, Karjalainen 1995, Lindhagen ja Hörnsten 1998). Myös maanmuokkaus koetaan maisemallisesti häiritsevänä. Tärkeää uudistusalan miellyttävyydessä onkin hakkuusta kulunut aika eli se, minkä verran aukolla on jo uutta kasvillisuutta. Joidenkin metsänkäsittelyjen vaikutukset näkyvät maisemassa pidempään kuin toisten. Esimerkiksi harvennuksen jälki ei näy niin kauan kuin avohakkuun. Myös vuodenaika vaikuttaa hakkuuaukon kokemiseen. Todennäköisesti lumipeitteinen uudistusala koetaan myönteisemmin kuin kesäasuinen hakkuuaukea.

Yleensä ihmiset pitävät siitä, että uudistusalalle jätetään siemenpuita tai puuryhmiä, ainakin lähimaisemassa (Hultman 1979, Karjalainen 1995). Jotta maisemapuilla olisi visuaalista merkitystä, niitä tulisi olla paljon ja/tai niiden tulisi sijaita lähellä katsojaa, jotta ne erottuvat maisemassa. Etenkin kaukomaisemassa yksinäiset puut hakkuuaukolla saattavat tehdä ympäristön vielä autiomman näköiseksi. Lakimetsän siluetti tulisikin säilyttää yhtenäisenä tai jättää riittävän tiheä puusto hakkuualueelle (Karjalainen ja Komulainen 1999). Huonokuntoiset tai kuolleet puut saattavat myös rumentaa maisemaa (Karjalainen 1995).

Kirjallisuus

Bourassa, S.C. 1990. A paradigm for landscape aesthetics. Environment and Behavior 22(6): 787–812.

Brown, T.C. ja Daniel, T.C. 1986. Predicting scenic beauty of timber stands. Forest Science 32(2):471–487.

Daniel, T.C. ja Vining, J. 1983. Methodological issues in the assessment of landscape quality. Julkaisussa: Altman, I. ja Wohlwill, J.F. (toim.). Behavior and the natural environment. s. 39–84.

Hartig, T. 1993. Nature experience in transactional perspective. Landscape and Urban Planning 25:17–36.

Hultman, S. 1979. Friluftsskogen i folkets ögon. Sveriges Skogsförbunds Tidskrift 1:32–49.

Kaplan, R. ja Kaplan, S. 1989. The experience of nature. A psychological perspective. Cambridge University Press. 339 s.

Karjalainen, E. 1995. Avohakkuumaiseman visuaalinen laatu. Folia Forestalia - Metsätieteen aikakauskirja 3:211–232.

Karjalainen, E. 2000. Metsänhoitovaihtoehtojen arvostus ulkoilualueilla. Julkaisussa: Saarinen, J. ja Raivo, P. (toim.). Metsä, harju ja järvi: Näkökulmia suomalaiseen maisematutkimukseen ja -suunnitteluun. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 776:123–136.

Karjalainen, E. ja Komulainen, M. 1999. The visual effect of felling on small- and mediumscale landscapes in north-eastern Finland. Journal of Environmental Management 55:167–181.

Kellomäki, S. 1975. Forest stand preferences of recreationists. Acta Forestalia Fennica 146. 36 s.

Kinnunen, A. 1981. Luonnonestetiikka. Julkaisussa: Kinnunen, A. ja Sepänmaa, Y. (toim.). Ympäristöestetiikka. Suomen estetiikan seuran vuosikirja. Gaudeamus, Mänttä. s. 35–56.

Lindhagen, A. ja Hörnsten, L. 1998. Changes in forest recreation between 1977 and 1997 - A

study of public preferences and behavior in Sweden. Julkaisussa: Proceedings of AISF-EFI international conference on forest management in designated conservation and recreation areas, 7-11 October 1998, Florence, Italy. University of Padua Press. s. 105–114

Ribe, R.G. 1989. The aesthetics of forestry: What has empirical preference research taught us? Environmental Management 13(1):55–74.

Savolainen, R. ja Kellomäki, S. 1981. Metsän maisemallinen arvostus. Acta Forestalia Fennica 170.

Schroeder, H. ja Daniel, T.C. 1981. Progress in predicting the perceived scenic beauty of forest landscapes. Forest Science 27(1):71–80.

Sepänmaa, Y. 1987. Metsäestetiikka ja metsän estetiikka. Silva Fennica (21)4:374–385.

Ulrich, R.S. 1986. Human responses to vegetation and landscapes. Landscape and Urban Planning 13:29–44.

Virtanen, L. 1994. Suomen kansa on aina vihannut metsiään. Julkaisussa: Laaksonen, P. ja Mettomäki, S-L. (toim.). Metsä ja metsänviljaa. Kalevalaseuran vuosikirja 73. Suomalaisen kirjallisuuden seura. Helsinki. s. 134–140.

Vodak, M.C., Roberts, P.L., Wellman, J.D. ja Buhyoff, G.J. 1985. Scenic impacts of eastern hardwood management. Forest Science 31(2): 289–301.

Zube, E.H. 1984. Themes in landscape assessment theory. Landscape Journal 3:104–110.

Zube, E.H., Sell, J.L. ja Taylor J.G. 1982. Landscape perception: research, application and theory. Landscape Planning 9:1–33.

Maiseman merkitys maatila-matkailun kehittämisessä

Liisa Tyrväinen, Ismo Nousiainen, Harri Silvennoinen ja Liisa Tahvanainen

Maisema on luonteeltaan aineeton hyödyke, joka jää helposti syrjään maaseudun elinkeinotoiminnan ja maankäytön suunnittelussa. Maisema on kuitenkin resurssi esimerkiksi luonto- ja maatilamatkailussa, jossa palvelutason lisäksi ratkaisevaa on ympäristön, erityisesti visuaalisen maiseman, vetovoimaisuus. Maiseman huomioon ottamista metsä- ja maatalouden suunnittelussa jarruttaa menetelmien puuttuminen maiseman hyvyyden arvioinnista sekä maiseman ja muiden tilan tuotteiden vaikea rinnastettavuus tuotantoa suunniteltaessa. Maiseman merkitys matkailun vetovoimatekijänä vaikuttaa ratkaisevasti siihen, miten paljon esimerkiksi tilalla tai kunnassa kannattaa maisemanhoitoon kiinnittää huomiota ja panostaa taloudellisesti (kuva 4.3-8).

Tutkimuksessa selvitettiin maiseman merkitystä maatilamatkailussa (Silvennoinen ym. 1998, Tahvanainen ja Tyrväinen 1999). Erityisesti tutkittiin (i) millainen kysyntä on maatila- ja luontomatkailupalveluilla (ii) mikä on maisemien ja ympäristön merkitys maatila- ja luontomatkailussa nyt ja tulevaisuudessa ja (iii) ovatko metsätalous ja matkailu mahdollista samalla alueella.

Tutkimusaineisto kerättiin postikyselynä keväällä 1997. Kysely lähetettiin 1 500:lle 15–75 -vuotiaalle suomenkieliselle kansalaiselle. Vastaajista 37 % oli kiinnostunut lomailemaan maatilakohteella. Heistä noin puolella ei ollut aiempaa kokemusta maatilamatkailusta. Kolmannes vastaajista ei ollut kiinnostunut maatilamatkailusta ja noin neljäsosa ei osannut sanoa kantaansa. Luontomatkailusta oli kiinnostunut 60 % vastaajista,

joista noin 30 prosentilla ei ollut siitä aiempaa kokemusta. Noin viidesosa vastaajista ei ollut kiinnostunut luontomatkailusta, ja viidesosa ei osannut sanoa kantaansa.

Matkailun vetovoimatekijöistä luonnon merkitys korostui: kymmenen tärkeimmän vetovoimatekijän joukossa oli kuusi luontoon liittyvää tekijää. Maiseman huomioon ottaminen koettiin tärkeimmäksi hoidettaessa rantametsiä ja pihapiiristä näkyviä reunametsiä. Myös pikkuteiden ja polkujen varrella olevat metsäalueet, samoin kuin pellot ja niityt, koettiin maisemallisesti arvokkaiksi. Sen vuoksi maiseman hoidossa kannattaa erityisesti panostaa ranta-alueiden, majoituspaikan lähiympäristön sekä poluilta ja teiltä avautuvien näkymien hoitoon. Ympäristönhoidolla ja siisteydellä on ratkaiseva merkitys lomakokemukseen.

Ekologisten arvojen huomioonottamista pidettiin yleisesti hieman maisema-arvojen huomioonottamista tärkeämpänä. Naiset, nuoret ja korkeammin koulutetut korostivat ekologisia arvoja muita enemmän. Sekä metsien luonnontilaisuus että kasvien ja eläinten elinolosuhteiden huomioon ottaminen ovat uusille asiakkaille selvästi tärkeämpiä kuin nykyisille.

Matkailijat eivät suhtaudu metsien käsittelyyn kielteisesti mutta kylläkin kriittisesti. Maatilakohteen metsäalueilta haluttiin ennen kaikkea vaihtelevuutta. Metsien haluttiin olevan reheviä ja niissä olevan puuston sekä järeätä että iäkästä. Lisäksi metsissä sai olla suhteellisen runsaasti lehtipuita, mutta lahopuut eivät olleet kovin toivottuja. Lisäksi näkyvyys metsässä oli toivottu ominaisuus. Matkailijoiden eniten arvostamaa metsänäkymien vaihtelevuutta voidaan lisätä parhaiten hyvin harkituilla ja oikein ajoitetuilla metsänkäsittelyillä. Harvennuksilla ja taimikonhoidoilla on mahdollista parantaa metsissä liikkumista, mutta on huolehdittava siitä, ettei intensiivisesti käytetyille alueille jää kulkemista hait-



Kuva 4.3-8. Maisema on merkittävä vetovoimatekijä maaseutumatkailussa, mikä kannattaa ottaa huomioon metsien hoidossa.

taavia raivaus- ja hakkuutähteitä. Kiertoaikojen pidentäminen ja uudistushakkuiden toteuttaminen pienipiirteisesti useassa vaiheessa lisää yleensä kustannuksia puuntuotannollisesti optimaaliseen kiertoaikaan ja uudistusmenetelmiin verrattuna. Vaikka matkailutilan maisemanhoitoon käytettyjen varojen tuotto voi olla vaikeaa konkreettisesti mitata, osoittavat tutkimustulokset mökkiympäristöjen hoidon kuitenkin vaikuttavan mökkien vuokraan ja kilpailutilanteessa myös mökkien kysyntään.

Matkailuyrittäjien mielipiteitä selvitettiin kyselytutkimuksella Pohjois-Karjalassa ja Koillis-Savossa (Nousiainen ym. 2000). Mukana oli 230 maaseudulla matkailutoimintaa harjoittavaa yritystä kuten maatilamatkailupaikkoja, mökkien vuokraajia, luontomatkailuyrittäjiä ja ohjelmapalvelujen tuottajia. Tulosten mukaan yrittäjät tunnistavat ympäristön arvon matkailun vetovoimatekijänä ja vahvuutena. Toisaalta he kuitenkin arvioivat yrityksensä maisemat ja ympäistön jonkin verran todellisuutta houkuttelevammiksi, ja pitivät maa- ja metsätaloutta ja matkailuelinkeinoa ympäristöystävällisempinä kuin mitä matkailijat kokivat. Kaikkiaan yrittäjät tiedostivat melko hyvin vahvuutensa asiakkaiden houkutelemisessa. He tunnistivat matkailijoille kuusi tärkeintä kriteeriä, joskin niiden keskinäinen tärkeysjärjestys oli hieman erilainen. Matkailijoille olivat yrittäjien arvioita tärkeämpiä esimerkiksi metsänkäsittelyn jälkien vähäisyys ja avoimien kaukomaisemien olemassaolo. Lisäksi kotimaiset matkailijat eivät arvioineet maaseudun nykyisiä metsämaisemia perusluonteeltaan yhtä miellyttäviksi kuin yrittäjät.

Matkailun näkökulmasta maiseman kehittämisen tavoitteena tulisi olla nykyistä luonnonmukaisemman, monipuolisemman ja esteettisesti miellyttävämmän maiseman luominen. Näitä kysymyksiä tulee pohtia erityisesti metsänuudistamisessa, jonka vaikutukset maisemaan ovat metsänhoitotoimenpiteistä pitkäaikaisimpia ja näkyvimpiä. Metsätalouden lisäksi toinen merkittävä vaikuttaja maisemaan on perinteisen viljelymaiseman muuttuminen ja perinnebiotooppien häviäminen. Matkailullisesti tärkeillä alueilla peltojen pensoittuminen ja pellonmetsitykset vaikuttavat kielteisesti maisemaan. Matkailun kehittämisen tarpeet vahvistavatkin maisemansuunnittelun ja -hoidon tarvetta. Maatalous- ja metsäpolitiikalla on merkittäviä ulkoisvaikutuksia maaseutumaisemaan ja matkailun edellytyksiin, jotka tulisi ottaa huomioon päätöksenteossa.

Kirjallisuus

Silvennoinen, H., Tahvanainen, L., Tyrväinen, L. 1998. Luonto ja maisema lomakohteen vetovoimatekijänä: maatila- ja luontomatkailun erityisvaatimukset. Abstract: Nature and landscape as attractions for nature-based tourism. Julkaisussa: Saarinen, J. ja Järviluoma, J. (toim.). Kestävyys luonnon virkistys- ja matkailukäytössä. Pallas symposium 1997. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 671:109–127.

Nousiainen. I, Silvennoinen, H., Tahvanainen, L. ja Tyrväinen, L. 2000. Rural landscapes as a tourism resorts - a Comparison of attitudes and opinions of tourism entrepreneurs and tourists. Annals of Tourism Research. Submitted manuscript. 20 s.

Tahvanainen, L. ja Tyrväinen, L. 1999. Maisema yritystoiminnassa ja maaseudun elinvoimaisuuden ylläpitäjänä. Tutkimushankkeen loppuraportti. Joensuun yliopisto, Metsätieteellinen tiedekunta. 57 s.

4.4 Metsämaiseman hoito ja suojelu

Minna Komulainen

4.4.1 Maisemanhoidon merkitys

Maisema on tärkeä osa maaseudun asukkaiden elinympäristöä ja hyvinvointia. Se on vetovoimatekijä uusien asukkaiden ja matkailijoiden houkuttelemisessa, ja siten kylien elinvoimaisena säilymisessä. Ympäristövastuullinen matkailu, monimuotoisuuden säilyttäminen ja maaseudun elinkeinojen monipuolistaminen ovat tuoneet uusia haasteita maaseutumaiseman muovaajille. Esteettiset arvot ovat tulleet entistä tärkeämmiksi. Samalla kun yhteiskunta kansainvälistyy, matkailussa merkittäväksi on noussut paikallinen kulttuuriperintö, omaleimainen identiteetti ja harmonisena säilynyt maisema. Perinteistä maaseutumaisemaa muuttaa kuitenkin peltojen metsittäminen, luontainen umpeenkasvu, metsänhakkuut ja uudisrakentaminen.

Ympäristötekijät, arvostukset ja kustannusten nousu ovat muuttaneet myös metsänkäsittelyä luonnonläheisempään suuntaan. Metsänomistajakunta kaupunkilaistuu ja naisistuu. Oman metsän monikäyttöarvot ovat usein tärkeämpiä kuin perinteinen puuntuotanto. Kolmannes metsänomistajista arvostaa eniten metsänsä aineettomia arvoja kuten virkistyskäyttöä, vapaa-ajanviettomahdollisuuksia tai yhteyksiä kotiseutuun (Ihalainen 1992).

Arvojen muutos heijastuu myös maisema-sanan merkityksen muuttumisesta yleisessä kielenkäytössä. Viime vuosisadalla maisema yhdistettiin usein metsämaiseman hyötykäyttöön, kun taas nykyisin se liitetään ensisijaisesti virkistyskäyttöön ja esteettisiin kokemuksiin. 1800-luvulle saakka maisema-sana (landskap, landskab) tarkoitti pohjoismaisissa kielissä maata, aluetta, seutua, kun se nykyisin ymmärretään yleisimmin näköalana ympäröivälle alueelle (Keisteri 1990).

Maisemanhoito on aktiivista maiseman tuottokyvyn ja maisemarakenteen ylläpitoa, kehittämistä ja mahdollisuuksien hyväksikäyttöä eri toiminnoissa (Rautamäki 1997). Sen tavoitteita ovat perinteisesti olleet luonnonkauneuden, virkistysmahdollisuuksien ja kulttuuriarvojen säilyttäminen (Kalliola 1949). Kestävän kehityksen mukaisesti maisemanhoito on sarja toimenpiteitä, joilla turvataan kulttuuriperinnön säännöllinen hoito sekä harmoninen kehittyminen taloudellisten ja sosiaalisten tarpeiden täyttämiseksi (CLRAE 1998)

Metsämaiseman hoito on metsänkäsittelyn sovittamista alueelliseen maisemarakenteeseen. Se on metsäisten alueiden luonnon- ja maisematekijöiden käsittelyä siten, että maisemarakennetta ja maiseman ekologista tuottokykyä vahvistetaan. Se on esteettisten, ekologisten ja taloudellisten tarpeiden yhteensovittamista. Metsämaisemanhoito on mm. hakkuiden rajaamista maiseman muotoihin, puuryhmien jättämistä sekä maiseman ominaispiirteiden korostamista ohjaamalla metsänrakenteen kehittymistä harvennuksin.

4.4.2 Metsämaiseman hoitosuosituksia

Matkailijat muodostavat mielikuvan alueen viihtyisyydestä ja elinvoimaisuudesta kylän pelto- ja metsämaiseman perusteella, erityisesti teiden varsien ja rantojen hakkuita tarkastellessaan. Maisemanhoidolla voidaan lisätä seudun viihtyisyyttä, esimerkiksi avaamalla järvinäkymiä, sovittamalla uudistushakkuut maiseman muotoihin sekä suosimalla maisemapuita ja puuryhmiä.

Maisemanhoidon tärkein periaate on luonnonmukaisuus. Alueen ominaispiirteitä voidaan korostaa hakkuiden rajauksilla, näköaloja avaamisella ja puulajivalinnalla. Suomalainen metsämaisema vaihtelee paikallisten luonnonolosuhteiden mukaan.

Suomi voidaankin jakaa kymmeneen maisemamaakuntaan, joissa metsän sijainti maisemassa, maaston muodot, pellot ja asutus ovat muotoutuneet erilaisiksi. Eri maisemamaakunnissa korostuvat kullekin alueelle omat herkimmät alueet: Vaara-Suomessa lakialueet, Järvi-Suomessa rantametsät, Etelä-Suomessa ja Pohjanmaalla reuna- ja tienvarsimetsät, Lounais-Suomessa metsäsaarekkeet ja jokivarret (taulukko 4.4-1).

Metsänhoitotoimenpiteitä suunniteltaessa maisemaa pitäisi tarkastella kokonaisuutena eikä pelkästään yksittäisinä metsäkuvioina. Usein tilan rajat voivat vaikeuttaa hakkuiden rajaamista maiseman mukaisesti. Suoraviivaista vaikutelmaa voidaan lieventää jättämällä hakkuissa kaistaleita ja puuryhmiä sekä välttämällä avohakkuiden rajaamista aivan tilan rajoja pitkin. Myös yhteistyö naapurin kanssa on tärkeää hakkuiden keskittämiseksi sekä erityisesti silloin kun peltojen metsitys muuttaisi kylämaisemaa.

Jo yhdenkin kuvion hakkuulla voi olla merkittävä vaikutus maisemaan. Kuvion sijainti maastossa, sen rajaus ja puulajien värit vaikuttavat kaukomaisemaan. Hakkuita suunniteltaessa pitäisi tarkastella maiseman muotoja, mittakaavaa, monimuotoisuutta ja herkkyyttä. Herkkyydellä tarkoitetaan helposti näkyviä metsän kohtia, kuten mäen lakimetsät, rantamaisemat, pellon ja metsän reunavyöhyke sekä asutuksen lähimetsät.

Luonnon omat muodot ovat usein vinoja ja polveilevia. Ihmisen tekemät geometriset muodot koetaan usein häiritsevinä. Hakkuut olisikin parempi sijoittaa vaakasuoraan topografiaa kohtaan. Suoria linjauksia ja kulmia tulisi välttää. Pystysuorat kaistaleet sopivat huonosti suomalaisen maiseman vaakasuoriin linjoihin. Puuryhmät ja metsäkaistaleet vähentävät avohakkuun voimakasta muutosta (Karjalainen ja Komulainen 1997a).

Taulukko 4.4-1. Maisematyyppi vaikuttaa maisemanhoidon tavoitteisiin (Komulainen 1998).

Maisematyyppi	Sijainti maisemassa	Tavoitekuva	Esteettiset ongelmat	Maisemanhoito
Lakimetsä	Selänteiden laet	Kaukomaisemassa siluetin ääriviivat yhtenäisenä, laen tekstuuri suljettu, herkkä muutoksille	Tilan rajoja seuraavat suoraviivaiset hakkuut, toimenpiteiden näkyvyys, siluetin rikkoutuminen, rajaus jyrkässä maastossa, välikaistaleet	Suljettuna säilyttäminen, tiheä suojuspuuasento tai horisontaaliset, kapeat avohakkuut
Rinnemetsä	Selänteiden rinteet	Luonnonmukaisuus, suhteellisen kestävä muutoksille	Hakkuiden rajauksessa rinteen sijainti asutukseen, aiempi käsittelyhistoria, avohakkuut tilan rajojen mukaan, pienet metsälöt jaettu usein pystysuoraan maanjaossa, kuvion koko	Hakkuiden muoto ja mittakaava, rinteen topografian korostaminen eri puulajeilla
Reunametsä	Avoimet ja metsän välissä, rannat, suot, pellot, niityt	Monikerroksisen rakenteen ylläpito, komeat yksittäispuut	Metsänhoidon jälki, rajaus, pensaskerroksen raivaus, puulajivalinta, suojavyöhykkeen rakenne, valinta maisema- vai suojanäkökuma	Metsänreunan rikastaminen eri puu- ja pensaslajeilla
Laaksometsä	Laaksojen metsät, tasaisen maan metsät	Lähimaiseman rikkaus, metsäsaarekkeiden yhtenäisyys	Maiseman muutos, puulajivalinta, taimirivit, metsityksen kaavamaisuus, peltojen suorakaiteen muoto, peltojen umpeenkasvu, metsittämisen hoitamattomuus, yhteistyön puute	Lähimaiseman monimuotoisuuden rikastaminen

Tässä luvussa tarkasteltavat maisemanhoitosuositukset pohjautuvat ensisijaisesti maisema-arkkitehtuurin periaatteisiin, mutta myös preferenssitutkimusten tulosten tulkintaan sekä käytännön maisemahoitotyön tuomiin kokemuksiin.

Mäenlakimetsät

Lakimetsien siluetti eli ääriviivat pitäisi säilyttää suljettuna. Horisonttia vasten ei ole suositeltavaa jättää harvoja siemenpuuasentoja, muttei myöskään jyrkkärajaisia avohakkuukaistaleita. Mäkien lakiosat uudistetaan jäljelle jäävän puuston suojissa avohakkuuna tai tiheänä siemenpuuasentona. Siemenpuut voidaan jättää tiheämmäksi aivan mäen laella ja alempana jättää vähemmän siemenpuita. Hakkuuaukolle jätetään maisemapuita ryhmiin. Niiden sijainti ja lukumäärä on tarkoin harkittava. Yksittäiset puut ovat yleensä liian pieniä suurimittakaavaiseen lakialueeseen. Puita pitäisi jättää ryhmittäin reunoille, ei yksittäisiä puita keskelle aukkoa. Jätettävien puiden tulisi olla hyvämuotoisia, sillä ne vetävät katselijan huomiota. Kapeiden kaistaleiden pensaskerroksen raivauksia on kuitenkin vältettävä, sillä niistä näkyy läpi.

Tienvarsimetsät

Suurin osa ihmisistä muodostaa käsityksensä alueesta sen perusteella mitä tienvarsilta näkyy. Tienvarsien taimikonhoidossa ja harvennuksissa jätetään tavallista enemmän lehtipuita sekä pensaita maisemaa rikastuttamaan. Tienvarsien lehtipuusto myös suodattaa liikenteen saasteita. Hirvivaaran alueilla on kuitenkin tärkeää huolehtia näkyvyydestä vilkasliikenteisten teiden varsilla. Avohakkuita ei tarvitse välttää, kunhan hakkuun muoto ei ole suorakulmainen ja maisemapuita jätetään. Tienvarsikaista uudistetaan maastoa myötäillen ja taimikon vartuttua uudistetaan taakse jäänyt vanha metsä. Kulissin jättäminen voi olla ongelmien siirtämistä myöhäisemmäksi, sillä tulevaisuudessa niiden uudistaminen voi olla vaikeaa. Kuusikko voidaan uudistaa suojuspuuhakkuin, väljentämällä ja antamalla tilaa lehtipuille (Komulainen 1995b). Maaston muodoista riippuen myös vaihtelevan levyisen näkösuojakaistan jättäminen on perusteltua. Maisemallisesti tärkeän reunan taloudellinen tuotto voi olla vähäinen.

Metsätiet ja polut

Perinteinen kulkutie metsässä on ollut polku. Juuri polulta ihminen on tottunut metsän sisäisen maiseman näkemään. Metsän käsittelyssä polut pitää säilyttää. Suurin osa metsänkäsittelyn valituksista koskee sitä, että hakkuut vaikeuttavat metsässä liikkumista. Erityisesti siksi on tärkeää säästää hakkuualalla olevat polut puhtaina. Puita ei kaadeta polulle, hakkuutähteet raivataan polun päältä eikä polkuja muokata (Antikainen ja Tolonen 1994).

Metsätien linjaaminen ranta-alueilla voi olla mutkitteleva, luonnon omia muotoja seuraava. Suorat tienlinjaukset tekevät hampaankoloja rannoille ja lakialueilla. Metsäteiden rakentamisessa on tärkeää myös rakentamisen jälkien maisemointi. Kuivilla kankailla jälkien umpeutuminen kestää kauan. Kasvatushakkuissa ajourat pyritään suunnittelemaan niin, etteivät ne näy suoraan tielle. Sitä varten voidaan käyttää tiensuuntaista kokoomauraa tai tehdä ajouraan loiva mutka aivan tien varteen.

Lähimaisema

Lähimaisemassa vaikuttavat puuston tiheys, ikärakenne, puulajit ja pensaskerros. Retkeilijälle kaikkein tyypillisintä lähimaisemaa on suljettu latvuskerroksen alainen metsämaisema. Puuston aukot, tiheyden vaihtelu, erikoiset puut, suuret kivet, kallion jyrkänteet ja kasvillisuus tuovat monimuotoisuutta. Yksittäisiä elementtejä otetaan esille harvennuksin ja raivauksin. Lähimaiseman hoito vaihtelee erityyppisissä metsissä: kumpareilla avaruutta ja notkel-

missa rehevän, tiheän metsän tuntu. Männikköjen visuaaliseen luonteeseen kuuluu avaruus kasvupaikan karuuden vuoksi. Lehdoissa taas säilytetään suljetun, varjoisan tilan tuntu, pensaskerrosta ei raivata. Metsän sisään voidaan myös avata aukkoja valon ja varjon vaihtelun lisäämiseksi. Hakkuissa kalliometsät säästetään ja rajataan hakkuu alarinteeseen. Pienialaiset notkelmat säästetään hakkuilta. Metsän tunnelma tiivistyy puronotkoissa ja puronvarsikorvissa (Antikainen 1993).

Näköalojen hoito

Kasvatushakkuilla voidaan avata näkymiä. Suomalainen kansallismaisema on puiden välistä siivilöityvä järvinäkymä. Näkymät voidaan suodattaa männyn ja koivun runkojen lomitse tai avata näkymiä tietyistä pisteistä. Näköalapaikan lähi- ja taustametsän tulisi olla yksinkertainen, jotta se ei kilpailisi näkymän kanssa. Näköalan syvyyden lisäämiseksi yksittäispuita voidaan jättää.

Reunametsä - maiseman elävöittäjä

Reunametsän rakenne ja muoto ovat tärkeitä tekijöitä maisemassa. Erilaisten puulajien säästäminen reunassa lisää reunametsän kauneutta. Erityisesti haavalla ja koivulla on kauniit syysvärit.

Pellon reunavyöhyke on eliöstöltään rikas sekä suojaa peltoaukean tuulten kuivattavalta vaikutukselta ja maanviljelyksen epäpuhtauksilta. Reunavyöhykettä ei saisi raivata systemaattisesti, vaan säilyttää se tiheänä, lehtipuut ja pensaat metsänreunassa. Pyöreä reunavyöhyke on myös maisemallisesti kaunis ja kuuluu kulttuurimaisemaan.

Peltojen metsittäminen sulkee maisemia

Perinteiset niitty- ja laidunmaisemat ovat kulttuurihistoriallisesti arvokkaita. Pellon historia selviää pitäjän historian kirjoista ja vanhoista kartoista. Kyläalueen ensimmäisinä raivatut pellot säästetään metsityk-



Kuva 4.4-1. Kylämaisemassa hampaankoloille hakatut mäkien laet käyvät silmään. Laajat avohakkuut tai väljät siemenpuuhakkuut rikkovat siluetin yhtenäisyyden.



Kuva 4.4-2. Tienvarren avohakkuu avaa kauniin järvimaiseman. Näköala siivilöityy tien vierelle jätettyjen komeiden mäntyjen lomitse, mitä voidaan verrata kansallismaisemaihanteisiin.

seltä. Usein vanhoilla pelloilla on arvokkaita kiinteitä muinaisjäännöksiä, muistoja vuosisatojen takaa. Maisemallisesti arvokkaita perinnemaisemia ei saisi metsittää, vaan niiden luontainen umpeenkasvu olisi estettävä laidunnuksella, raivauksella ja vuotuisella niitolla.

Peltojen metsittämisessä seurataan maiseman omia pyöreitä, soikeita muotoja. Puita voidaan istuttaa metsäsaarekkeiksi tai reunavyöhykkeisiin. Geometrisia, suoraviivaisia muotoja vältetään. Tärkeitä näkymäyhteyksiä ei saa katkaista metsityksellä (Karjalainen ja Komulainen 1997b).

Puulajivalinnassa suositaan lehtipuita. Istutettava ala voidaan metsittää useilla puulajeilla, esimerkiksi reunaan koivua, lehmusta, notkelmiin tervaleppää ja taaemmas kuusta. Peltojen metsityksessä on tärkeää miettiä myös näkymää muutaman vuoden kuluttua. Kuusia ei pitäisi istuttaa liian lähelle tietä eikä riveittäin. Reunaan pitäisi istuttaa sekaan myös lehtipuita ja ryhmitellä rivejä (Komulainen 1995b).

4.4.3 Maisemaa koskeva lainsäädäntö ja yhteiskunnan ohjauskeinot

Maisemanhoidon merkitys metsätaloudessa on muuttunut tällä vuosisadalla kansallisromantiikasta tehometsätalouden aikakauden kautta ekologisempaan suuntaan. 1990-luvulla maisemanhoito vakiintui ja tuli yleisemmäksi käytännöksi metsätaloudessa, kun se aiemmin oli ollut pitkälti akateemisten piirien keskustelua ja marginaalialueiden suojelua. Pohjoismaihin tuli EU:n maatalouden erityistuen myötä uusia säädöksiä ja ohjauskeinoja, jotka toivat maisemanhoidon käytäntöön. Samalla virisi keskustelu maisemanhoidon periaatteista ja perusteista (Komulainen 1995a , 1998).

Kansainväliset sopimukset ja ympäristöministeriön *Maisema-aluetyöryhmän mietintö* (1992) ovat vauhdittaneet maisemahoidon kehittämistä metsäsektorilla. Vuonna 1993 Ympäristöministeriö laati kansallismaisema-ohjelman maiseman kulttuuriperinnön suojelemiseksi (Kansallismaisema 1993). Maa- ja metsätalousministeriön *Metsätalouden ympäristöohjelma* (1994) korosti maisemanhoidon kehittämistä mm. perinnemaisemien hoidolla, tutkimuksella, maisema-alueiden inventoinnilla sekä hoito- ja käyttösuunnitelmien laatimisella. Periaatteet on tarkennettu käytännönläheisiksi maiseman- ja luonnonhoito-ohjeiksi Metsäkeskus Tapion metsänhoitosuosituksissa.

Tähän mennessä Suomessa maisemanhoitoa on tuettu pitkälti yhteiskunnallisen ohjauksen kautta. Eri tukialueiden tavoiteohjelmissa yhtenä maaseudun kehittämistavoitteena on maaseudun kulttuuriperinnön vaaliminen ja maisemanhoito. Tärkein tukimuoto maisemanhoitoon on EU:n myötä tullut maatalouden ympäris-

tötuki, jota voidaan myöntää tilakohtaisille toimenpiteille, viljelijöiden ympäristönhoitokoulutukseen, neuvontaan ja kokeiluhankkeisiin. Erityistukeen oikeutettavia toimenpiteitä ovat maiseman kehittäminen ja hoito, luonnon monimuotoisuuden edistäminen ja perinnebiotooppien hoito. Säädösten mukaan toteutuksessa on kiinnitettävä huomiota alueellisiin erityispiirteisiin, maisemaan ja kulttuuriperinteeseen. Toimenpiteet voivat kohdistua mm. peltojen reunavyöhykkeisiin, puu- ja pensassaarekkeisiin, riistapeltoihin, maisemapeltoihin, peltoheittoihin ja perinnebiotooppeihin. Tuen saamisen ehtona on tilan ympäristönhoitosuunnitelma. Maisemanhoitotoimenpiteet ovat vaikutuksiltaan tehokkaimpia, jos ne kohdistuvat aluekokonaisuuksille (Niemi 1997). Ongelmana on nykyisin kuitenkin se, että tarkat säädökset rajaavat suurimman osan maisema-alueesta tuen ulkopuolelle eivätkä edes kaikki tukeen oikeutetut viljelijät hae maisemanhoitotukea.


Kuva Erkki Oksanen / Metlan kuva-arkisto.

Kuva 4.4-3. Reunametsän puulajien kirjo tuo väriä maisemaan. Yksittäisiä puita, pihlajaa, tuomea, haapaa, raitaa ja jaloja lehtipuita korostetaan metsän reunassa ja sisällä.

Nykyisin onkin virinnyt vilkas keskustelu siitä miten maaseudun maisemanhoito pitäisi järjestää. Aikaisemmin maisemat tulivat hoidetuiksi perinteisen maatalouden kautta. Nyt vastaavan tasoisen maatalousmaiseman hoitoon päästään vain yhteiskunnan tuen avulla. Koska maisemanhoidon tuella voidaan vaikuttaa vain kokonaisuuden kannalta pieniin osiin, kannattavammaksi tulisi panostaa elinkeinojen kehittämiseen siten, että maisemat tulevat hoidetuiksi maanviljelyksen ohella. Maisemanhoito samoin kuin tukisopimusten laatiminen tulee olla viljelijöille vapaaehtoista, koska vapaaehtoisuuden pohjalta tapahtuva ympäristönhoito muokkaa asenteita kestävälle pohjalle (Niemi 1997). Osallistuva suunnittelu, alueittainen aktivointi ja tiedotus samoin kuin alueellisen maisemasuunnittelun integrointi maa- ja metsätaloussuunnittelujärjestelmiin ovat merkittävimmät keinot maisemanhoidon tehostamiseksi.

Uuden luonnonsuojelulain mukaan maisema-alueista voidaan perustaa omia suojelualueita. 1990-luvun loppupuolella uudistettiin myös metsälaki, jonka sisältönä on metsätalouden tavoitteiden laajentaminen. Metsien taloudellisen hyödyntämisen ja hoidon rinnalle pyrittiin nostamaan luonnon monimuotoisuuden ja metsämaiseman vaaliminen. Kestävän metsätalouden rahoituslain (KEMERA) avulla voidaan edistää paitsi puuntuotantoa myös luonnon monimuotoisuutta, maisemanhoitoa, metsäluonnon hoitoa ja metsätalouden aiheuttamien ympäristöhaittojen torjuntaa.

4.4.4 Maisemanhoidon tulevaisuuden mahdollisuudet

Maisemanhoito on läheisesti kytkeytynyt koko maa- ja metsätalouden sosio-ekonomiseen ongelmakenttään. Lehmien ja maataloudesta aktiivisesti elävien ihmisten hä-

viäminen kyliltä on vaikuttanut maaseutumaiseman taantumiseen, eikä umpeenkasvua voida ratkaista laajassa mitassa pelkillä maisemanhoidollisilla raivaustöillä. Maisemanhoidon toteutumisen edellytyksenä ovat aktiiviset kyläyhteisöt ja kannattava maatalous.

Ongelmaksi on nähty, mitä tapahtuu laajoille tukijärjestelmän ulkopuolisille alueille. Peltojen umpeenkasvu on taantuvan yhdyskunnan maisemassa näkyvää nykypäivää. Kaavoitus ja maisemansuojelun välineet ovat maaseudun maisemanhoidossa varsin rajalliset sekä nekin tarvitsevat toteutuakseen elinvoimaisen elinkeinojen toimintaympäristön.

Maisemanhoitoa voidaan kestävästi edistää yhdistämällä sen periaatteet maa- ja metsätalouden suunnittelujärjestelmiin. Vaikka maisemanhoitosuunnitelmat eivät ole laillisesti yhtä sitovia kuin kaavoitus, niillä voidaan kuitenkin pyrkiä ohjaamaan maiseman muutosta toivottuun suuntaan todellisen elinkeinotoiminnan kautta. Suunnitelmien toteutumisessa oleellista on maanomistajan sitoutuminen tavoitteisiin, se että hän kokee toimenpiteet mielekkäiksi ja kannattaviksi myös omalta osaltaan. Tässä avainasemassa on ruohonjuuritason suunnittelu; asukkaiden arvojen ja tavoitteiden mukaan liittäminen elinkeinopohjaiseen suunnitteluun (taulukko 4.4-2).

Uhkakuvina maaseutumaisemalle ovat perinnebiotooppien umpeenkasvu, pellon metsitys ja koordinoimattomat metsänhakkuut. Kuitenkin suunnittelutyössä vahvuutena on kyläläisten positiivinen asenne ja kiinnostus maisemanhoitoon. Maisemanhoidon toteutumista kylätasolla lisää osallistuva suunnittelu asukkaiden kanssa.

Maisemanhoidon kehittämistyön tulisi perustua omaehtoisuuteen luomalla maisemanhoidolle sellaiset toimintamallit, että maanomistaja osaa ne toteuttaa ja hänen kannattaa ylläpitää maisemia muun tilansa hoidon ohella. Jos maanomistajalla ei ole siihen mahdollisuuksia, vaihtoehtoisia toimintamalleja esim. kolmannen sektorin, kuten kyläyhdistysten toimintamahdollisuuksia voidaan selvittää. Osallistuvalla suunnitteluprosessilla voidaan lisätä kyläläisten tietoisuutta oman elinympäristön arvoista ja hyödyntämisestä sekä sitoutumista suunnitelman toteuttamiseen.

Maisemanhoidon käytännön kysymyksiä ovat mm. miten maisemanhoidon toteuttaminen saadaan kannattavaksi maanomistajalle sekä miten maisemien ylläpito pitäisi toteuttaa jatkossa mm. maatalouden ympäristötuen ja uuden metsätalouden rahoituslain avulla. Tätä varten tulisi selvittää myös maisemanhoidon vaikutuksia viljelijäperheen/metsänomistajan talouteen seu-

Taulukko 4.4-2. Kylien maisemanhoidon ja -suunnittelun toimintaympäristöön vaikuttavat tekijät. Maisemanhoidon toimintaympäristön SWOT-analyysi (Komulainen 1998).

VAHVUUDET	**HEIKKOUDET**
monipuolinen luonto	toteutuksen pullonkaulat
kyläläisten kiinnostus	työnohjauksen puute
suunnittelu ruohonjuuritasolla	tietämättömyys hoitotavoista
positiivinen asenneilmasto	rahoitusjärjestelmien käyttö
	maanomistajien sitoutuminen
	suunnitelman havainnollistaminen
MAHDOLLISUUDET	**UHAT**
hyödynnettävissä matkailuun	perinnebiotooppien umpeenkasvu
kyläläisten koulutus maisemanhoitoon	kulttuurilajiston häviäminen
elinvoimainen maisema houkuttelee uusia asukkaita	pellon metsitys
työmahdollisuudet	koordinoimattomat metsänhakkuut

Maisemanhoidon eurooppalainen ulottuvuus

Minna Komulainen

Euroopan maaseutumaisemien tulevaisuus on tullut kasvavaksi huolenaiheeksi ympäristö- ja maatalouskeskustelussa. Elintarvikesektorin globalisoituminen, vientisäädösten vapauttaminen ja EU:n maatalouspolitiikan reformi ovat tuottaneet muutoksia maatalouden tuotantoprosesseissa ja sitä kautta maisemassa (Rønningen 1999, Bramsnaes 1992, Jones 1993). Erityisesti EU:n maatalouspolitiikalla (CAP, Common Agricultural Policy) on ollut laaja vaikutus maaseudun maankäyttöön, maanviljelijän toimenpiteisiin ja sitä kautta maaseutumaisemaan. 1990-luvulla CAP- järjestelmää uudistettiin tuotantoon perustuvasta tukijärjestelmästä aluepohjaiseen tukeen ympäristösäädöksillä, metsitystuella ja eläkejärjestelyillä.

Muutokset Euroopan nykyisessä maatalouspolitiikassa heijastavat jo tietyssä määrin "jälkituotannollista aikakautta" maataloudessa, mikä näkyy tukimuotojen muuttumisessa kohti aluekohtaisia ja maisemanhoitotukia. Maisemanhoitotuet edustavat yhteiskunnan uutta suuntausta, missä maatalous nähdään enenevässä määrin ympäristöhyödykkeiden tuottajana (kuva 4.4-4). Esimerkiksi Norjan maatalouspolitiikassa on viime vuosina ollut voimakas suuntaus yleisiin kulttuuriperintö- ja maisematukimuotoihin, perustuen alueellisiin tukiohjelmiin ja maanviljelyksen määräyksiin (Rønningen 1999).

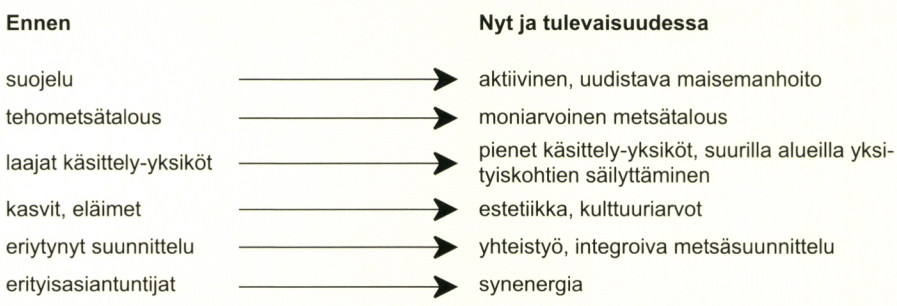
Uusia maaseudun elinkeinostrategioita ja kulttuurimaisemien hoitoa tarvitaan etenkin niillä reuna-alueilla, joita uhkaa maatalouden väistyminen (ESDP 1997). Eurooppalaisten maiden maisemanhoito-ohjelmia ovat mm.:

- Iso-Britannia: Environmentally Sensitive Areas, ESA - maisemansuojelualueet
- Tanska: Miljöfolsomme Områder, MFO- maisemansuojelualueet
- Ruotsi: Landskapsvård, maisemanhoito-ohjelma
- Norja: yleiset alueelliset ja kulttuurimaisemanhoitotuet
- Sveitsi: maankäytön suunnitteluun liittyvät maisemanhoitosopimukset
- Saksa: alueelliset Kulturlandschaft Program, kulttuurimaiseman hoito-ohjelmat ja luonnon kunnostukseen käytettävä uusjako

Rønningenin (1999) Euroopan maisemapolitiikan vertailevan tutkimuksen mukaan alueelliset tai tiettyjen maisematyyppien hoitosopimukset olivat tuloksellisimpia ympäristövaikutusten aikaansaamiseksi. Tarkemmilla hoitomääräyksillä, korkeammalla tukitasolla, ruohonjuuritason suunnittelulla sekä pitkäaikaisilla hoitosopi-



Kuva 4.4-4. Euroopan maankäyttöpolitiikassa perinteiset maankäyttömuodot ja tuotantoperusteiset tuet ovat vähentyneet. Matkailu on ollut kasvava elinkeino äärialueilla, samalla kun maiseman- ja luonnonhoidon tuet ovat kasvaneet (Bell 1999: CROSS-PLAN).



Kuva 4.4-5. Metsäsuunnittelun periaatteet Ruotsin metsätalouden maisematyöryhmän (SLU 1992) mukaan.

muksilla oli eniten merkitystä maisemavaikutusten aikaansaamiseksi. Viljelijöiden tiedon puute ja seuranta olivat suurimmat ongelmat ohjelmissa.

Euroopan aluesuunnittelun ja aluekehitysmietinnön mukaan (ESDP 1997) kulttuuriperinnön muuttuminen ja häviäminen tapahtuu vähitellen. On ollut vaikeaa kehittää maisemansuojelupolitiikkaa, koska maiseman kokonaisuus, ei pelkästään yksittäiset elementit, luovat sen arvon.

Tukimuotojen kehittämistä pitäisi suunnata yksittäisille maanomistajille jaettavista pienialaisia maisemanosia koskevista tuista kohti aluekohtaisia toimenpideohjelmia, jotka on integroitu alueellisiin sosioekonomisiin tavoitteisiin. Tämän toteutumiseksi on tärkeää laajentaa osallistuvaa suunnittelua myös maanviljelijöiden välillisen yhteistyön kehittämiseksi maanviljelyn ja maisemanhoidon suunnitelmissa. Bramsnaesin (1992) mukaan kokonaisvaltainen suunnitteluprosessi, joka osallistaa ihmiset mukaan, on keskeinen tekijä erityisesti maatalous- ja ympäristöpolitiikan integroinnissa.

EU:n ympäristötuki vaihtelee maittain riippuen kunkin maan omasta ympäristöohjelmasta. Ruotsissa maanviljelijä voi saada tukea myös arvokkaiden historiallisten maisemaelementtien, kuten karjakujien ja muinaisjäännösten säilyttämiseen. Siellä metsäorganisaatioiden ja luonnonsuojelujärjestöjen yhdessä laatima *Landskapsplanering i svenskt skogsbruk*-mietinnön mukaan esteettiset ja historialliset arvot korostuvat ja suojelua täydennetään aktiivisella maisemanhoidolla. Mietinnössä on luotu metsätalouden uudet toimintalinjat, joissa yksittäisten metsiköiden tarkastelun sijaan korostuu enemmän maiseman kokonaisuus (kuva 4.4-5).

Kirjallisuus

Bell, S. 1999. From trends to visions. Lecture in CROSS-PLAN seminar in 14.3.99 Vuokatti. 4 s.

Bramsnaes, A. 1992. The landscape of agriculture. Planning and regulation of agricultural landscape in the European Community. Landscape and Urban Planning 22:17–30.

ESDP 1997. European spatial development perspectives. First offical draft. Noodwijk. 72 s.

Jones, M 1993. Economy versus ecology - Challenges for agriculture in Norway in the light of some west European experiences. Bebyggelsehistorisk tidskrif 26:43–64.

Rønningen, K. 1999. Agricultural policies and countryside management. A comparative European study. Dr. Thesis for NTNU, Dept. of Geography, Trondheim. 341 s.

SLU. 1992. Landskapsplanering i svenskt skogsbruk. Rapport till Regeringen och den Skogspolitiska Kommitten. Stencil 92:8. Institutionen för Landskapsplanering, Sveriges Lantbruksuniversitet. Alnarp.

rantajärjestelmän avulla (hoidosta aiheutuneet kustannukset, työpanokset, tukikorvauksien kattavuus, tulot). Maisemanhoidon mahdollisuuksia tulisikin tarkastella elinkeinotoiminnan kautta.

Maaseutumaiseman muutoksia voidaan ohjata alueellisella maisemasuunnittelulla. Kokonaisvaltaista kylämaisemasuunnittelua tarvittaisiin mm. maisemansuojelualueilla. Suomessa uuden luonnonsuojelulain mukaan määritellyillä maisemansuojelualueilla voitaisiin kokeilla Iso-Britannian Environmentally Sensitive Areas (ESA) tapaisia ympäristöohjelmia, joissa maanviljelijöille on maksettu kompensaatiota alueen perinteistä viljelymuodoista, esim. Norfolk Broadsin ja Yorkshiren nummilla. Myös uusjaossa maisema tulee ottaa huomioon, mm. Saksassa maanomistussuhteiden järjestelyä on käytetty maisemansuojeluun.

Klassinen maaseudun maisemansuojelun ongelma on siinä, että maankäyttö on ennakkoehtona suojelulle. Miten suojella perinteistä maisemaa, kun maatalouden menetelmät muuttuvat? Kenelle todella suunnitellaan, suojellaan ja ylläpidetään kulttuurimaisemaa, kun sekä ihmiset ja lehmät häviävät maaseudulta? Kuka päättää mitä pitäisi suojella? Laajoja alueita ei voida ylläpitää vain maisemanhoidon nimissä. Lisäksi nämä olisivat keinotekoisia maisemia, jotka eivät perustu maa- ja metsätalouden tuotantoon. Tulevaisuuden maiseman muotoutumisessa merkittävä rooli onkin maaseutupolitiikalla sekä taloudellisella kehityksellä.

Kirjallisuus

Antikainen, M. 1993. Metsämaiseman suunnittelu Kolin kansallispuistossa. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 456.

Antikainen, M. ja Tolonen, J. 1994 (toim.). Melalahden maisemasuunnitelma. Metsäkeskus Tapion julkaisuja 7/1994.

CLRAE 1998. Congress of Local and Regional Authorities of Europe. The preliminary draft of European landscape convention, Strasbourg 12 May 1998, Council of Europe. 20 s.

Ihalainen, R. 1992. Yksityismetsänomistuksen rakenne 1990. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 405.

Kalliola, R. 1949. Metsätalous ja luonnonsuojelu. Julkaisussa: Kalela, E. (toim.). Suuri metsäkirja 1. Metsänhoito. WSOY.

Kansallismaisema. 1993. Ympäristöministeriö, alueiden käytön osasto.

Karjalainen E. ja Komulainen, M. 1997a. Uudistusalojen vaikutus kaukomaisemaan -tapaustutkimus Kainuussa. Metsätieteen aikakauskirja 3:423–428.

Karjalainen E. ja Komulainen, M. 1997b. Pellon metsityksen vaikutus maisema-arvostuksiin. Maaseudun Uusi Aika 1:96–104.

Keisteri, T. 1990. The study of changes in cultural landscapes. Fennia 168:1.

Komulainen, M. 1995a. Landscape management in forestry. Julkaisussa: Hytönen, M. (toim.). Multiple-use of forestry in the Nordic Countries. Metsäntutkimuslaitos. Gummerus, Jyväskylä, s. 295–320.

Komulainen, M. 1995b. Taajamametsien hoito. Ympäristöministeriö, Metsäntutkimuslaitos ja Metsäkeskus Tapio. Gummerus, Jyväskylä.

Komulainen, M. 1998. Kylämaisema eläväksi! - asukaskeskeinen suunnittelu maaseudun kehittäjänä. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 682. 128 s.

Maisema-aluetyöryhmän mietintö I ja II. 1992. Maisemanhoito, Arvokkaat maisema-alueet. Ympäristöministeriö, ympäristönsuojeluosasto. Mietintö 66/1992.

Metsätalouden ympäristöohjelma. 1994. Maa -ja metsätalousministeriö. Työryhmän mietintö nr 3.

Niemi, S. 1997. Ympäristönhoitojärjestelmän vaikutuksia pohjoispohjalaiseen maaseutumaisemaan ja viljelijäperheen talouteen. Diplomityö Oulun yliopiston arkkitehtuurin osastolle. Oulu. 99 s.

Rautamäki, M. 1997. Maisemarakenne - maisemakuva. Oulun yliopisto. Acta Univeritatis Ouluensis C 97. s. 99–113.

5 Metsien markkinattomien hyötyjen taloudellinen arvottaminen

Ville Ovaskainen (toim.)

5.1 Ympäristöhyötyjen rahamääräisen mittaamisen tarve

Ville Ovaskainen

Metsän tai muun luonnonvaran taloudellisen kokonaisarvon perustana ovat sen tuottamat monenlaiset, sekä aineelliset että aineettomat hyödyt. Ympäristötaloustieteessä taloudellinen kokonaisarvo on tapana jakaa käsitteellisesti käyttö- ja ei-käyttöarvoihin. Käyttöarvot voivat edelleen liittyä suoraan tai epäsuoraan käyttöön. Kuluttavaa suoraa käyttöä ovat puun ja muiden aineellisten tuotteiden korjuu, marjastus ja metsästys, ei-kuluttavaa käyttöä ulkoilu ym. luonnon virkistyskäyttö ja maisemien katselu. Ei-käyttöarvoja taas ovat alkuperäisen luonnon sekä ekosysteemien ja eliölajiston monimuotoisuuden olemassaolo- ja perintöarvot. Jos ryhmään luetaan myös tulevan käyttömahdollisuuden optioarvo, voidaan puhua passiivisen käytön arvoista.

Toinen tärkeä erottelu on markkinahintaisten ja markkinattomien hyötyjen välinen jako. Puhtaimmin yksityinen ja markkinahintainen hyödyke on puuraaka-aine. Markkinattomia käyttöarvoja taas ovat etenkin virkistys- ja maisema-arvot. Pohjoismaissa myös tiettyjen aineellisten tuotteiden, kuten marjojen ja sienten, talteenotto sisältyy jokamiehenoikeuteen. Luonnon ei-käyttöarvot ja erilaiset epäsuorat, esimerkiksi ekosysteemin toimintaan liittyvät hyötyvaikutukset ovat puhtaasti markkinattomia yhteishyödykkeitä.

Ympäristöhyötyjen markkinattomuus ja yhteismitallisuuden tarve

Ympäristöhyötyjen luonteen vuoksi ketään ei voida sulkea käyttämästä niitä eikä käyttäjiltä voida kerätä korvauksia. Erityisen selvä esimerkki tästä tilanteesta on maisema, mutta myös virkistyskäytöstä maksujen periminen on vähintäänkin vaikeaa ja kallista. Koska yksityisillä maanomistajilla ei näin ole taloudellista kiihoketta ympäristöhyötyjen tarjoamiseen, niiden tarjonnan turvaamiseksi tarvitaan yleensä yhteiskunnan toimia, kuten erityisiä suojelu- ja virkistysalueita.

Merkittävän laajojen hankkeiden tai ohjelmien valmistelussa tulisi nykyisen ajattelun mukaan yleensäkin ottaa huomioon vaikutukset ympäristöön ja luonnonarvoihin (vrt. lakisääteinen ympäristövaikutusten arviointimenettely). Suojeluhankkeissahan nämä vaikutukset edustavat hankkeen hyötyjä. Vastaavasti kehittämishankkeissa tulisi ottaa osana hankkeen kustannuksia huomioon myös palautumattomat luonnonarvojen menetykset, joita alueiden voimaperäisiin käyttömuotoihin (rakentaminen, kaivostoiminta tms. teollinen käyttö) voi liittyä.

Käytännössä myös yhteiskunnallisessa päätöksenteossa kuitenkin vallitsee "tiedollinen epäsymmetria". Kehittämisvaihtoehdon hyötyjä – ts. suojelun vaihtoehtoiskustannuksia – arvioitaessa voidaan tukeutua puuraaka-aineen, rakennusmaan ym. markkinoilla vaihdettujen hyödykkeiden hintoihin. Markkinattomien ympäristö- ja virkistyshyötyjen kysyntä ja taloudellinen arvo eivät sen sijaan ilmene suoraan havaittavina hintoina ja maksuvirtoina, vaan niiden arviointi vaatii aikaaviepää erillistä tutkimusta. Tuloksena on, että tehtävät päätökset helposti jäävät tällaisen tutkimuksen puuttuessa perusteiltaan sattumanvaraisiksi tai vinoutuvat kehittämisvaihtoehdon suuntaan.

Ympäristöhyötyjen taloudellisen arvottamisen historiikki

Arto Naskali

Arvottamismenetelmät voidaan jakaa kustannus- ja hyötytekniikkoihin. Aikoinaan pidettiin kustannuspuolen tarkastelua luonnollisena lähestymistapana myös metsän julkishyödykkeiden taloudellisen arvon selvittämiseksi. Esimerkiksi virkistysmahdollisuuksien tarjoamisen suoria kustannuksia, kuten retkeilyreittien rakentamiskustannuksia, onkin suhteellisen helppo mitata. Toinen mittaustapa perustuu vaihtoehtoiskustannuksiin: esimerkiksi kauniin metsämaiseman tuottamisen kustannus voidaan johtaa menetettyjen metsän muiden tuotosten nettoarvoista. Muita kustannustekniikoita ovat mm. tuotantovaikutusmenetelmä sekä uudelleensijoittumis-, ennaltaehkäisy- ja korvauskustannuksiin perustuvat menetelmät.

Kustannukset eivät kuitenkaan kerro käyttömuodon "todellista" arvoa. Tieto vaikkapa kauniin maiseman tuottamisen kustannuksista kertoo vain alarajan, joka maiseman arvon täytyy vähintään ylittää. Pelkkä kustannustieto ei siksi vielä riitä päätöksenteon perusteeksi. On mitattava aidosti sitä hyötyä, jonka kansalaiset saavat virkistyskäyttömahdollisuuksista ja luonnonsuojelualueista.

Ympäristöhyödykkeen arvoa tuleekin ensisijaisesti lähestyä kysyntälähtöisin menetelmin. Hyötyjä mitataan tällöin tutkimalla kansalaisten markkinattomiin hyödykkeisiin kohdistuvia preferenssejä, joko (osto)käyttäytymistä tarkkailemalla tai maksu- tai hyväksymishalukkuutta selvittävin tiedustelututkimuksin.

Arvottamismenetelmien kehittyessä kysyntälähtöisesti arvotettavien hyötyjen joukko on koko ajan laajentunut. Luonnonvarataloustiede keskittyi aluksi kuluttaviin käyttömuotoihin, kuten metsästykseen ja kalastukseen, käyttäen saaliin kaupalliseen arvoon tai osallistujien menoihin perustuvia menetelmiä. Alkeellisin metsästyksen ja marjastuksen arvottamistapa, kauppahintamenetelmä, samaistaa näiden arvon talteenotetun lihan ja marjasadon markkina-arvoon. Tämän puute on se, että tärkeät virkistysarvot eivät ole mukana markkinahinnoissa. Toisessa aikoinaan paljon käytetyssä menetelmässä retkeilymahdollisuuden arvo määritettiin kuluttajien uhraamien menojen (varusteiden, harrastusvälineiden ym. hinnat) summana.

Virkistyskäytön arvo liitettiin ympäristöhyötyjen joukkoon vasta kun matkakustannusmenetelmä (TCM) oli 1960-luvun alussa kehitetty Yhdysvalloissa julkisten ulkoilualueiden arvon mittaamiseksi. Menetelmää ehdotti alunperin taloustieteilijä Harold Hotelling vuonna 1947 kirjeessään Yhdysvaltain puistohallinnolle vastauksena kysymykseen, millä tavoin kansallispuistojen taloudellisia hyötyjä voidaan mitata, jos sisäänpääsymaksutuloja ei ole. Matkakustannusmenetelmää käyttivät ensimmäisinä Trice ja Wood 1958. Samantapainen markkinaliitäntäinen tekniikka on Shervin Rosenin 1970-luvun alussa kehittämä hedonisten hintojen menetelmä, jossa ympäristön laadun arvo päätellään asuinkiinteistöjen hinnoista.

Kohta huomattiin, että pelkät virkistyshyödyt eivät riitä ainakaan erämaiden säilyttämisen syyksi. Milton Friedman esitti 1962 teoksessaan "Capitalism and Freedom", että taloudellisen tehokkuuden kriteerin mukaan kansallispuisto tai erämaa-alue tulee lakkauttaa, jos alueen sisältämän puutavaran tai kaivannaisten kaupallinen arvo ylittää kansalaisten yhteenlasketun maksuhalukkuuden sen virkistyskäytöstä. Burton Weisbrod vastasi kuitenkin tähän, että virkistyskäyttäjien maksuhalukkuus on vain vähäinen osa puiston koko yhteiskunnallisesta arvosta. Monet ihmiset uskovat käyvänsä puistossa joskus myöhemmin ja ovat jo sen vuoksi halukkaita maksamaan optiosta, joka takaa pääsyn puistoon tulevaisuudessa. Optioarvo oli kuitenkin ainoa Weisbrodin mainitsema luonnon ei-käyttö-

arvo. John Krutilla meni vuonna 1967 askeleen eteenpäin: kansalaiset voivat olla halukkaita maksamaan erämaista vain saadessaan tietää, että sellaisia on suojeltu ja että myös tulevat sukupolvet voivat aikanaan nauttia niistä. Alettiin puhua luonnon olemassaoloarvosta.

Ympäristötaloustiede kehittyi 1970-luvulla nopeasti niin teoreettisesti kuin empiirisestikin. Teoreettiset työt keskittyivät aluksi optioarvoon ja olemassaoloarvon määritelmiä alkoi esiintyä kirjallisuudessa vasta 1980-luvun alussa. Molemmat ei-käyttöarvot todettiin kuitenkin vaikeiksi mitata, sillä arvotettavia hyödykkeitä ei myydä markkinoilla eivätkä ei-käyttöarvot ilmene ihmisten havaittavassa käyttäytymisessä.

Melko pian huomattiin, että ei-käyttöarvoja – tai taloudellista kokonaisarvoa käyttö- ja ei-käyttöarvojen summana – voidaan arvioida ns. hypoteettisten markkinoiden menetelmällä (contingent valuation). Sen avulla osoitettiin ihmisten arvostavan erämaiden suojelua silloinkin, kun he eivät ole koskaan käyneet erämaissa tai aio käydäkään. Ympäristötaloustieteen pioneeri S.V. Ciriacy-Wantrup oli itse asiassa jo 1947 ehdottanut kuluttajien maksuhalukkuuden kysymistä suoraan tiedustelututkimuksin. Robert Davis sovelsi tällaista menettelyä 1963 julkaistussa väitöskirjassaan, joka käsitteli Mainen osavaltion metsien virkistyskäytön taloudellista arvoa. Kymmenisen vuotta myöhemmin CV-menetelmä yleistyi ja tuli nopeasti hyväksytyksi markkinattomien hyötyjen arvottamisessa.

Hypoteettisten markkinoiden menetelmästä on käyty vilkasta tieteellistä keskustelua, jossa on käsitelty laajasti etenkin sen soveltamisen teknisiä näkökohtia. Kriitikot ovat korostaneet tiedusteluin saatavien tulosten harhaisuutta ja riittämättömyyttä preferenssien mittaamisessa. Monet taloustieteilijät ovatkin epäilleet olemassaoloarvojen estimaattien pätevyyttä. Menetelmän käyttökelpoisuutta, etenkin teoreettisia ja operationaalisia kysymyksiä, on kuitenkin tutkittu paljon. Toisenlaista kritiikkiä on kohdistettu menetelmän taustaoletuksiin, mm. pelkkään hyötyinformaatioon perustuvien normatiivisten johtopäätösten moraaliseen rajallisuuteen. Viime aikoina on yleistynyt myös toinen ilmaistujen preferenssien tekniikka, hypoteettisen valinnan menetelmä (choice experiment method). Siinä vastaajat valitsevat parhaana pitämänsä joukosta vaihtoehtoja, jotka kuvataan tiettyjen ominaisuuksien eli attribuuttien yhdistelminä.

Vasta aivan viime vuosina arvottamiskirjallisuudessa on huomattu ns. ekosysteemipalvelut eli luonnon epäsuorat käyttöarvot. Näiden arvottamista vauhditti kuitenkin Costanzan työryhmän *Nature*-lehdessä 1997 julkaistu artikkeli. Ekosysteemien toiminnothan muodostavat välttämättömän edellytyksen taloudelliselle toiminnalle. Tällaisten palvelujen mittaamisen lähtökohdaksi voidaan ottaa Bryan Nortonin esittämä myötävaikuttavan arvon (contributory value) käsite, jonka mukaan ympäristöresurssin arvo syntyy osaksi sen epäsuorasta asemasta talouden prosesseissa. Myötävaikuttavan arvon mittaaminen edellyttää, että tunnetaan ekosysteemin asema integroidussa ekologis–taloudellisessa järjestelmässä ja erityisesti tämän järjestelmän vastaukset ekosysteemitason häiriötekijöihin.

Myös matkakustannusmenetelmää on kehitetty edelleen eikä sen käyttöä kohtaan ole juuri esitetty kritiikkiä. Taloustieteilijät ovat hyväksyneet sen CV-menetelmää paremmin. Menetelmien välille on kehittynyt tietynlainen työnjako. Matkakustannusmenetelmä soveltuu parhaiten selvää käyttöarvoa omaavien hyödykkeiden, kuten retkeilyalueiden, arvottamiseen.

Jotta myös markkinattomat arvot voitaisiin ottaa asianmukaisesti huomioon päätöksenteossa, niitä on voitava arvioida yhteismitallisesti markkinahyödykkeiden kanssa. Markkinattomien hyötyjen arvottamismenetelmät, jotka ovat kehittyneet ympäristötaloustieteen piirissä viime vuosikymmenten aikana, ovat yritys vastata tähän tarpeeseen. Rahamääräisiä mittoja voidaan käyttää mm. markkinattomien hyötyjen sisällyttämiseksi kustannus–hyötyanalyyseihin, ympäristövahinkojen arvioinnissa sekä yhtenä lähestymistapana monikäyttömetsätalouden suunnitteluun liittyviin yhteismitallisuusongelmiin.

Tämä luku esittelee tutkimusohjelmassa tehdyn metsän markkinattomien hyötyjen arvottamistutkimuksen tuloksia. Aluksi esitellään lyhyesti erilaiset arvottamismenetelmät (luku 5.2). Sen jälkeen esiteltävät sovellukset käsittelevät erityyppisiä markkinattomia hyötyjä erilaisilla julkisilla alueilla: valtion retkeilyalueiden ja kansallispuistojen virkistyskäytön taloudellista arvoa (luku 5.3), taajamametsien arvoa asuinympäristön viihtyisyystekijänä ja ulkoilualueiden virkistyskäyttöarvoa (luku 5.4) sekä miellyttävän metsämaiseman ja luonnon monimuotoisuuden arvostusta ulkoilualueiden metsissä (luku 5.5).

Tutkimukset tarjoavat myös esimerkkejä kaikista tärkeimmistä markkinattomien hyötyjen arvottamismenetelmistä. Näitä ovat matkakustannus- ja hedonisten hintojen menetelmät sekä hypoteettisten markkinoiden (contingent valuation) ja hypoteettisen valinnan (choice experiments) menetelmät. Pääpaino on markkinattomien käyttöarvojen – virkistyskäyttö, maisema, asuinympäristön laatu – mittaamisessa. Niin sanottuja ei-käyttöarvoja ei juuri käsitellä, joskin luonnon monimuotoisuutta sivutaan ulkoilumetsien yhteydessä.

Arvottamistutkimuksen kysymyksenasettelut

Taloudellisen arvottamisen peruskysymys on esimerkiksi tietyn alueen virkistyskäyttöarvo luonnonympäristön ja palveluvarustuksen ollessa nykyisellään (ns. kaikki tai ei mitään -arvo). Tämä kuvaa menetystä, joka koituisi kävijöille ja yhteiskunnalle, jos alue poistuisi kokonaan käytöstä tai muuttuisi virkistykseen soveltumattomaksi. Tulosten perusteella voidaan verrata keskenään virkistyskäytön hyötyjä ja kustannuksia. Samoin voidaan vertailla alueen arvoa virkistyskäytössä ja poissulkevissa vaihtoehtoisissa käytöissä, esimerkiksi rakennusmaana tai rajoittamattomassa puuntuotantokäytössä.

Sovelluksena tarkastellaan valtion alueiden virkistyskäyttöä. Valtion retkeilyalueet on perustettu nimenomaan virkistyskäyttöä varten. Kansallispuistot ovat ensisijaisesti suojelualueita, joiden tarkoituksena on alkuperäisen luonnon ja eliölajiston säilyttäminen, mutta ne tarjoavat samalla pitkälle vastaavia virkistyspalveluja. Alueiden ja niiden perusrakenteiden – mm. polut, laavut ja tulentekopaikat polttopuineen – käyttömahdollisuus on julkisin varoin tuotettu, käyttäjille maksuton palvelu. Koska ainoastaan lisäpalvelut (kalastus- ja metsästysluvat, vuokrakämpät ym.) ovat hinnoiteltuja, alueiden tarjoamien palvelujen kysyntä ei pääosin ilmene havaittavana maksuvirtana. Maksuttomien palvelujen hyvinvointivaikutukset ja arvo yhteiskunnalle eivät siksi ole välttämättä tulleet täysin huomatuiksi esimerkiksi alueiden budjettirahoituksesta päätettäessä. Virkistysarvoja mitattaessa käytetään sekä hypoteettisten markkinoiden että matkakustannusmenetelmää.

Toisena esimerkkinä ovat taajamametsät ja kaupunkien ulkoilualueet. Puistot, ulkoilualueet ym. viheralueet ovat tärkeä asuinalueiden viihtyisyystekijä (maisema, virkistyskäyttö, suojavaikutukset), mutta niiden aineettomat arvot ovat vaikeasti nähtävissä verrattuna maan arvoon rakennusmaana. Kaupunkien kaavoitus- ja budjettipolitiikassa viheraluevaraukset ja ulkoilualueiden hoidon rahoitus ovatkin usein jääneet vähäiselle huomiolle. Taajamametsien arvoa asuinympäristön osana tutkitaan asuntojen hintoihin perustuvalla hedonisten

hintojen menetelmällä. Ulkoilualueiden virkistyskäyttöarvoa mitattaessa käytetään hypoteettisten markkinoiden menetelmää.

Toinen näkökulma liittyy ympäristön laadun muutoksiin tai esimerkiksi virkistysalueen eri ominaisuuksien – maisema, palveluvarustus, luonnonympäristö – arvoon. Arvottamisessa ei tällöin verrata alueen säilymistä nykyisessä muodossaan ja sen poistumista, vaan kysymys on alueen laadun ja ominaisuuksien muutoksesta sekä eri ominaisuuksien arvostuksesta.

Esimerkkinä on Helsingin kaupungin ulkoilualueiden metsien käsittely. Yleisöllä on ristiriitaisia käsityksiä siitä, tulisiko metsät pitää "puistomaisesti" hoidettuina vaiko jättää jopa kokonaan käsittelemättömiksi. Ongelmana on etenkin maisema- ja ulkoilunäkökohtien ja luonnon monimuotoisuuden yhteensovittaminen. Tutkimuksessa käytettiin ns. hypoteettisen valinnan menetelmää (choice experiments), joka sopii useiden ominaisuuksien yhtäaikaisten muutosten arvottamiseen. Eri käsittelyvaihtoehdot erosivat maisemallisen miellyttävyyden, luonnon monimuotoisuuden (lajirunsauden) ja hoitokustannusten suhteen.

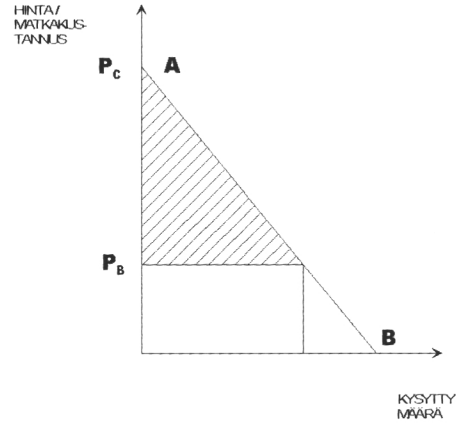
5.2 Markkinattomien hyötyjen arvottamismenetelmät

Ville Ovaskainen, Liisa Tyrväinen, Arto Naskali ja Paula Horne

5.2.1 Mitä arvottamismenetelmät mittaavat

Markkinattomien hyötyjen arvottamisen lähtökohtana oleva taloudellisen arvon käsite on olennaisesti laajempi kuin pelkästään kaupallinen tai markkina-arvo. Taloudellista arvoa on kaikella, minkä saadakseen tai säilyttääkseen ihmiset ovat valmiit maksamaan eli uhraamaan rahaa, aikaa tai muita resursseja. Arvon perusmääritelmä on siis maksuhalukkuus. Arvon olemassaolo ei riipu todellisista maksutapahtumista eikä siitä, onko hyödykkeelle markkinat.

Kokonaismaksuhalukkuus jakautuu tosiasiallisesti maksettuihin menoihin ja nettoarvoon (kuva 5.2-1). Maksettu kokonaismeno on käytetyn määrän ja yksikköhinnan tulo. Nettoarvoa mittaa kuluttajan



Kuva 5.2-1. Markkinahyödykkeen tai virkistyskäytön kysyntäkäyrä (suora AB) sekä vastaava markkinahinta tai käynnin keskimääräinen matkakustannus (P_B). Varjostettu kolmio kuvaa kuluttajan ylijäämää (nettoarvoa) ja sen alapuolinen suorakaide maksettuja menoja.

ylijäämä eli maksuhalukkuus yli tosiasiallisesti maksettujen menojen (esim. Ng 1979, Johansson 1991). Osa kuluttajista ostaisi hyödykkeen markkinahintaa P_B kalliimmallakin, ja kukin kuluttaja saattaisi maksaa enemmän ensimmäisistä kuluttamistaan yksiköistä. Kuluttajan ylijäämä syntyy tällöin maksetun hinnan ja kysyntäkäyrän osoittaman enimmäismaksuhalukkuuden (kysyntähinnan) erotuksena, kun kukin joutuu maksamaan vain markkinahinnan.

Kuluttajan ylijäämän käsite soveltuu sekä markkina- että markkinattomiin hyödykkeisiin. Virkistyskäytön tapauksessa "hyödykeyksikkönä" on käyntikerta ja markkinahintaa vastaa käynnistä aiheutuva keskimääräinen matkakustannus.

Arvottaminen, taloudellinen vaikutusanalyysi ja hinnoittelu

Rahamääräisen arvottamisen tavoite on viime kädessä mahdollistaa myös markkinattomien hyötyjen sisällyttäminen kustannus–hyötyanalyysiin mittaamalla näitä yhteismitallisesti markkinahyödykkeiden kanssa. Yhteiskunnallisen kustannus–hyötyanalyysin ongelmana on hankkeen tai ohjelman hyvinvointivaikutus: ovatko hankkeen kokonaishyödyt suuremmat kuin sen kustannukset? Toisin sanoin ilmaistuna kysymys on siitä, ylittääkö hyötyjien maksuhalukkuus häviäjien vaatiman kompensaation.

Vaikka sekä arvottamistutkimus (*nonmarket valuation*) että taloudellinen vaikutusanalyysi (*regional economic impact)* tuottavat kumpikin rahamääräisiä tuloksia, niissä on kysymys eri asioista (esim. Alward ym. 1992, McCollum ja Bergstrom 1992). Arvottamistutkimus mittaa markkinattoman hyödykkeen nettoarvoa, ja kustannus–hyötyanalyysissä arvioidaan koko hankkeen nettohyötyjä. Kysymys on ns. tehokkuusarvoista. Vaikutusanalyysi taas mittaa markkinatoiminnan laajuutta, ts. bruttomääräisiä meno- ja tulovirtoja (menoarvoja). Koska näkökulma on aluetaloudellinen, myös tulonsiirrot lasketaan hyötyvaikutuksiksi. Koko yhteiskunnan näkökulmasta hankkeen toteutukseen liittyvät työtulot tai virkistysalueen kotimaisten kävijöiden menot majoitukseen, ruokailuun ym. eivät sen sijaan ole hyötyjä. Nehän eivät ole nettoeriä vaan alueiden tai ryhmien välisiä tulonsiirtoja.

Taloudellinen arvottaminen on myös eri asia kuin julkishyödykkeiden *hinnoittelu*. Hinnoittelu tarkoittaa tosiasiallisesti perittävän hinnan tai käyttömaksun asettamista palvelulle ja tämän oikean tason määrittämistä. Vaikka arvottamistutkimuksissa viitataan mm. pääsymaksuihin, nämä ovat kuvitteellisia. Tavoitteena ole määrittää käyttömaksujen suuruutta vaan selvittää, kuinka paljon käyttäjät arvostavat ko. palvelua. Arvottamisen tarkoitus ei siis ole arvioida "rahastusmahdollisuuksia" vaan kävijöiden ja koko yhteiskunnan saamien hyötyjen suuruutta. Yleisön ilmaisema suuri maksuhalukkuus ei siten ole perustelu pääsy- tms. kävijämaksuille vaan pikemmin palvelujen yhteiskunnalliselle rahoitukselle. Osa kustannuksista voidaan koota takaisin kävijämaksujen avulla, mutta tämän tarkoituksenmukaisuus on monitahoinen kysymys (esim. Ovaskainen 2001).

Maksuhalukkuuden selvittäminen käytännössä

Seuraavassa esitellään lyhyesti tärkeimmät arvottamistekniikat, joita käytetään myös tämän esityksen sovelluksissa. Epäsuorat eli paljastettujen preferenssien menetelmät perustuvat havaittuun käyttäytymiseen eli arvotettavaan ympäristöhyödykkeeseen läheisesti liittyvän hyödykkeen markkinoilla tehtyihin valintoihin. Näistä tunnetuin on virkistyskäytön arvottamisessa kauan käytetty matkakustannusmenetelmä (travel cost method, TCM). Hedonisten hintojen menetelmä (hedonic pricing method, HPM) sopii erityisesti asumiseen liittyvien ja kiinteistöjen hintoihin heijastuvien ympäristöhyötyjen mittaamiseen.

Suorat eli ilmaistujen preferenssien menetelmät perustuvat vastaajalta suoraan tiedusteltuun maksuhalukkuuteen tai hänen ilmoittamiinsa valintoihin. Näihin kuuluu sekä käyttö- että ei-käyttöarvojen mittaamisessa eniten käytetty hypoteettisten markkinoiden menetelmä (contingent valuation method, CVM). Hypoteettisen valinnan menetelmä (choice experiment method, CE) on puolestaan lupaava uusi menetelmä ympäristöhyödykkeen eri ominaisuuksien arvon ja niiden välisten vaihtosuhteiden tutkimiseen.

5.2.2 Epäsuorat, paljastettujen preferenssien menetelmät

Matkakustannusmenetelmä

Matkakustannusmenetelmää voidaan pitää markkinattomien hyötyjen varsinaisista – ts. kysyntäpohjaisista – arvottamismenetelmistä vanhimpana. Sitä on jo pitkään käytetty luonnon virkistyskäytön arvottamisessa (katsauksia Fletcher ym. 1990, Smith ja Kaoru 1990, Walsh ym. 1992, Smith 1993, Bockstael 1995). Menetelmä hyödyntää tietoja arvotettavan hyödykkeen välttämättömän komplementin, virkistysalueelle pääsemiseksi tarvittavan matkan, havaituista kysyntäpäätöksistä. Se kuuluu näin epäsuoriin eli paljastettujen preferenssien menetelmiin.

Matkakustannusmenetelmän lähtökohtana on yksinkertainen havainto: vaikka sisäänpääsystä virkistysalueelle ei peritä maksua, alueen saavuttamisesta aiheutuu kustannuksia sekä suorina matkakustannuksina että ajanmenekkinä. Matkakustannuksia voidaan tällöin käyttää käynnin hinnan korvikemuuttujana virkistyskäytön kysyntäkäyrän, ts. alueen havaitun käyntimäärän ja käynnin ”hinnan” välisen relaation, jäljittämiseksi. Matkakustannus sisältää edestakaisen matkan henkilöä kohti lasketun ajoneuvokustannuksen ja mahdollisesti matka-ajan vaihtoehtoiskustannuksen.

Kysyntäkäyrän avulla saadaan edellä esitelty taloudellisen nettoarvon perusmitta, kuluttajan ylijäämä. Keskimääräinen kuluttajan ylijäämä markkoina käyntiä kohti kuvaa käyntikerran arvoa, joten vuotuisen kokonaiskäyntimäärän avulla voidaan edelleen laskea koko alueen vuotuinen virkistyskäyttöarvo kustannus–hyötyanalyysejä tai maankäyttövertailuja varten.

Alkuperäistä aggregoitua mallia (Clawson ja Knetsch 1966), joka perustuu vyöhykkeittäisiin tai lähtöalueittaisiin kävijämääriin ja kustannuksiin, käytetään sovelluksissa edelleen jossain määrin. Tutkimus on keskittynyt yksilölliseen malliin, jossa selitettävänä muuttujana on kävijäkohtainen käyntimäärä tietyllä jaksolla. Yksilöllisen mallin etuna on mm. vahvempi taloustieteellinen perusta. Se on johdettavissa kotitalouden tuotantofunktion teoriasta, jonka mukaan kotitalous yhdistää annetut resurssinsa tuottaakseen annetuin hinnoin mieltymyksiään parhaiten vastaavan kulutuksen ja muiden hyödykkeiden yhdistelmän.

Mallien estimoinnissa on yleisesti luovuttu pienimmän neliösumman tekniikoista ja siirrytty tiettyihin epäjatkuvien jakaumien malleihin. Nämä ottavat huomioon selitettävän muuttujan lukumääräluonteen, samoin kuin kävijäaineiston ”katkaistun” jakauman (truncated count data models, esim. Creel ja Loomis 1990, Grogger ja Carson 1991). Niille on myös selkeät talousteoreettiset perusteet (Hellerstein ja Mendelsohn 1992, Hellerstein 1999).

Vaikka matkakustannusmallien yksinkertaisin sovellus liittyy ns. kaikki tai ei mitään -arvon mittaamiseen, niitä on käytetty paljon myös tutkittaessa resurssin ominaisuuksien tai laadun vaikutusta sen kysyntään ja arvoon. Tämä vaatii luonnollisesti aineistoa, jossa ominaisuudet vaihtelevat riittävästi ja siten useiden alueiden muodostaman kysyntäsysteemin tarkastelua.

Perinteisen matkakustannusmallin piirissä käyntikohteen valintaa ja alueen ominaisuuksien vaikutusta kysyntään on tarkasteltu sekä aggregoidusta (esim. Burt

ja Brewer 1971) että yksilöllisestä mallista (Englin ym. 1998, Shonkwiler 1999) kehitetyin kysyntäsysteemein. Toinen merkittävä kehityshaara ovat taloustieteelliseen ns. random utility -malliin perustuvat mallit. Ulkoiluun osallistumista, alueen valintaa ja käyntikertojen määrää tarkastellaan näissä useampitasoisena päätöksenä käyttäen epäjatkuvien muuttujien tilastollisia malleja, erityisesti ns. logit-mallin eri muunnelmia (esim. Bockstael 1995, Herriges ja Kling 1999).

Matkakustannusmenetelmä soveltuu vain käyttöarvojen mittaamiseen, ts. hyödykkeisiin joihin liittyy havaittava kysyntätapahtuma, kuten käynti virkistysalueella. Menetelmä ei siis mittaa ns. ei-käyttöarvoja ja on sikäli suoria, ilmaistujen preferenssien menetelmiä rajoittuneempi. Havaittuun käyttäytymiseen perustuvana menetelmä edustaa jälkikäteisarviointia. Esimerkiksi suunnitellun uuden virkistysalueen kysyntää voidaan epäsuorasti arvioida etukäteen, mikäli kohteeseen läheisesti rinnastettavista alueista tai politiikkamuutoksista on aiempia havaintoja.

Menetelmä on alkujaan kehitetty ja luontevimmin sovellettavissa aluekohtaisena. Tällöin käytetään usein kävijäaineistoa, joka mittaa nykyisen käytön arvoa. Menetelmä sopii myös väestöaineistoon, jonka etuna on mm. se, että myös käyttömahdollisuuden arvo potentiaalisille uusille kävijöille tulee huomioon otetuksi. Tietyn alueen kävijähavaintojen vähyyden vuoksi joudutaan käytännössä kuitenkin usein arvottamaan konkreettisten alueiden sijasta samankaltaisten alueiden ryhmiä tai ominaisuusyhdistelmiä. Vastaajan voi myös olla vaikea nimetä käyntikohdetta luotettavasti.

Matkakustannusmenetelmän vahvuus on, että se perustuu havaittuun käyttäytymiseen. Perustana ovat ihmisten tosiasiallisesti tekemät kysyntäpäätökset ja valinnoin osoittama, ei vain sanallisesti ilmaisema, maksuhalukkuus. Tällöin vältetään ne ongelmat, joita ilmaistujen preferenssien menetelmissä aiheutuu asetelman ja maksujen hypoteettisuudesta.

Vaikeudet puolestaan liittyvät siihen, että havaittava kysyntä ei ole suoraan arvotettavan hyödykkeen (alueelle pääsy ja sen palvelut) vaan sen komplementin, alueen saavuttamiseksi tarvittavan matkan, kysyntää. Matkan hinta ei myöskään ole suoraan havaittava, yksiselitteinen suure. Hintaa edustaa tällöin matkakustannus, jonka suuruus on yleensä tutkijan oletus. Eri kävijät voivat kuitenkin arvioida jo auton käyttökustannuksiakin erilaisin perustein, matka-ajan arvottamisesta puhumatta. Tulosten käyttökelpoisuudelle onkin olennaista tarkastella niiden herkkyyttä hintamuuttujan määrittelyn ja kustannustason suhteen.

Hedonisten hintojen menetelmä

Hedonisten hintojen menetelmässä ympäristön laadun muutosten hyvinvointivaikutusten mittaaminen perustuu korvaavien markkinoiden tarkasteluun. Tällaisina markkinoina voidaan käyttää esimerkiksi asunto- tai tonttimarkkinoita. Menetelmä perustuu ajatukselle, että markkinahyödykkeet ovat heterogeenisia ja siten eroavat toisistaan monilta ominaisuuksiltaan. Eri ominaisuuksien arvo voidaan päätellä implisiittisesti tuotteiden hintaeroista tilastollisen hintamallin avulla. Teorian mukaan esimerkiksi asuntojen hintaerot johtuvat paitsi asuntojen ominaisuuksien ja sijainnin, myös ympäristön laadun eroista (Rosen 1974, Freeman 1985, 1993, Palmquist 1991).

Hedonisten hintojen menetelmä on periaatteessa kaksivaiheinen. Ensimmäisessä vaiheessa kerätään laaja asuntokauppa- tai tonttihinta-aineisto. Aineistosta laaditaan hintoja kuvaava malli, jossa selittäjinä ovat asunnon tai tontin ostopäätökseen vaikuttavat ominaisuudet. Esimerkiksi asuntohintamallissa selittävinä muuttujina ovat asunnon ominaisuudet, kuten ikä ja varustetaso, sijainti suhteessa palveluihin sekä asuinympäristön laatua kuvaavat muuttujat. Teorian mukaan hintamallin selittäjien kertoimet ovat asunnon eri ominai-

suuksien implisiittisiä rajahintoja. Tilastollisen analyysin avulla voidaan tarkastella, millainen vaikutus esimerkiksi viheralueiden tai vesistöjen läheisyydellä ja laadulla on hintaan.

Toisessa vaiheessa estimoidaan implisiittisten hintojen avulla asunnon yksittäisen ominaisuustekijän käänteinen kysyntäfunktio (rajamaksuhalukkuus). Oletuksena on, että ympäristöhyödykkeen kysyntä tai maksuhalukkuus riippuu asunnon ominaisuustekijöistä, tulotasosta ja ympäristöhyödykkeen määrästä (Palmquist 1991).

Menetelmällä voidaan mitata kuluttajan ylijäämää, joka syntyy esimerkiksi taajamametsien virkistyskäytöstä sekä metsien muista asumiseen liittyvistä hyödyistä. Hedonisten hintojen menetelmä mittaa ennen kaikkea käyttöarvoja, jotka ovat merkittävin metsien arvoluokka taajama-alueilla. Lisäksi tulevaisuuden käyttöarvot (optioarvo) voivat heijastua jossain määrin asuntohintoihin. Menetelmällä ei kuitenkaan voida mitata taajamametsien kokonaisarvoa, koska se ei sovellu olemassaoloarvojen mittaamiseen. Tarkastelun ulkopuolelle jäävät myös alueen ulkopuolelta tulevien kävijöiden saamat hyödyt esimerkiksi ulkoilualueiden käytöstä.

Hedonisten hintamallien tyypillinen käyttöalue on asuinympäristön muutosten vaikutusten analysointi. Pelkän hedonisen hintafunktion avulla voidaan laskea rahamitat marginaalisista ympäristömuutoksista johtuville kuluttajan hyvinvoinnin muutoksille. Ei-marginaalisten muutosten mittaaminen edellyttää periaatteessa käänteisen kysyntäkäyrän estimointia, joka on oletuksiltaan suhteellisen vaativa ja teknisesti hankala toteuttaa. Käänteinen kysyntäkäyrä voidaan estimoida asettamalla ennalta rajoituksia yhtälöiden funktiomuodolle tai käyttämällä useiden markkinoiden aineistoa (Vainio 1995). Valtaosa empiirisista sovelluksista on rajoittunut pelkän hedonisen hintafunktion käyttöön.

Hedonisen hintateorian empiirinen soveltaminen asuinympäristön laadun kysyntään ja hyvinvointivaikutusten mittaamiseen edellyttää tiettyjä perusoletuksia. Ensiksi ympäristön laadun oletetaan kapitalisoituvan asunnon hintaan. Lisäksi ympäristöhyödykkeen tulee olla mitattavissa ja sellainen, että ihmiset pystyvät havaitsemaan sen yksiselitteisesti asunnonostotilanteessa. Ostajilla tulee olla täydellinen informaatio valittavissa olevista asuntovaihtoehdoista ja mahdollisuus valita asunto mistä tahansa markkina-alueelta. Riittävän aineiston saamiseksi joudutaan käytännössä usein yhdistämään eri vuosien kauppatapahtumia. Aineistojen yhdistäminen yli ajan on periaatteessa mahdollista, mikäli asuntomarkkinoissa ei ole tapahtunut voimakkaita muutoksia (Palmquist 1991).

Menetelmän suurimpana etuna on, että se perustuu todelliseen hinta-aineistoon ja ihmisten konkreettisiin valintoihin asunnonostotilanteessa. Sen soveltaminen rajoittuu kuitenkin jälkikäteistarkasteluun. Soveltamisen ongelmana on aineiston saatavuus, ts. kaikkien hintaan vaikuttavien muuttujien saaminen mukaan hintayhtälöihin. Mallista pois jätetyt muuttujat voivat aiheuttaa virhettä, mikäli ne korreloivat ympäristötekijöiden kanssa. Keskeisiä ongelmia ovat myös sopivat ympäristön laatua kuvaavat muuttujat ja mittaukset. Lisäksi hintamallin funktiomuoto tulisi valita aineistokohtaisesti. Myös hintayhtälön muuttujien multikollineaarisuus aiheuttaa epätarkkuutta hintaestimaatteihin (Palmquist 1991).

Valtaosa menetelmän empiirisistä sovelluksista on peräisin Yhdysvalloista. Euroopassa asuntojen hintoja ja ympäristön ominaisuuksia koskevia tutkimuksia on julkaistu suhteellisen vähän (Vainio 1995, Laakso 1997). Puustoisuutta kuvaavia muuttujia malleihin ei useinkaan ole sisältynyt tai ne ovat olleet suhteellisen yleisiä, kuten viheralueiden kokonaismäärä asuntoalueella. Viheralueiden arvottamistutkimuksia ei ole aiemmin tehty Pohjoismaissa.

5.2.3 Suorat, ilmaistujen preferenssien menetelmät

Hypoteettisten markkinoiden menetelmä (contingent valuation)

Hypoteettisten markkinoiden menetelmä on markkinattomien ympäristöhyödykkeiden ja muiden julkishyödykkeiden arvottamisessa yleisimmin käytetty menetelmä. Sitä on sovellettu jo tuhansissa tutkimuksissa eri puolilla maailmaa (esim. Loomis ja White 1996, Carson ym. 1997). Menetelmän keskeisenä vahvuutena pidetään yleisesti sitä, että sen avulla voidaan mitata myös ns. ei-käyttöarvoja ja siten ympäristöhyödykkeen taloudellista kokonaisarvoa. Samoin se soveltuu vasta suunnitteilla olevien muutosten arvottamiseen etukäteen.

Hypoteettisten markkinoiden menetelmän talousteoreettinen perusoletus on se, että ihmisillä on myös markkinattomille ympäristöhyödykkeille todelliset mutta kätketyt preferenssit, jotka he myös pystyvät muuttamaan rahayksiköihin. Menetelmä pyrkii paljastamaan vastaajien maksuhalukkuuden tietystä ympäristömuutoksesta tai heidän siitä vaatimansa kompensaation. Oikean mitan valinnassa on olennaisinta omistusoikeusasema eli se, onko vastaaja oikeutettu ympäristön laadun muutoksen alku- vai lopputilaan. Mittojen valintaa voidaan siksi tarkastella omistusoikeuskysymyksenä. Vaikka kompensaation hyväksymishalukkuus on usein teoreettisesti korrektein mitta, käytännössä suositellaan lähes aina käytettäväksi maksuhalukkuusmittaa (Arrow ym. 1993).

Arvottamistutkimuksissa on kolme keskeistä elementtiä (esim. Mitchell ja Carson 1989). Tarkasteltavaan politiikkaan liittyvässä skenaariossa kuvataan hyödykemuutos, jota vastaajia sitten pyydetään arvottamaan tai jonka toteuttamisesta heidän tulee äänestää. Toiseksi ilmoitetaan käytettävä maksuväline (esim. pääsymaksu, vero, maksu rahastoon). Kolmanneksi vastaajille esitetään joko ota tai jätä -tyyppinen (kyllä/ei) tai avoin (jatkuva) hyväksymis- tai maksuhalukkuuskysymys. Avoin maksuhalukkuuskysymys on esimerkiksi: "Oletetaan, että ympäristön laatu paranee tilasta Z_0 tilaan Z_1. Kuinka paljon olet enintään halukas maksamaan tästä muutoksesta?" Dikotominen kysymys voi puolestaan olla "Oletko valmis maksamaan X markkaa, jotta edellä kuvattu muutos tapahtuu: kyllä/ei?"

Kysymys voidaan esittää myös tarjouspelinä (tarjousta korotetaan tai lasketaan vastauksen mukaan) tai maksukortin avulla (kuvataan muihin kuin kysyttyyn tarkoitukseen käytettyjä julkisia menoja informaatiokorteilla). Dikotominen kysymys toimii myös postikyselynä mutta vaatii laajan otoksen ja on siten kallis soveltaa haastatteluna. Ns. *double bounded* -versiossa tehdään alkuvastauksen mukaan alemman tai korkeamman tarjouksen sisältävä jatkokysymys, *multiple bounded* -tekniikka tuottaa periaatteessa vielä enemmän informaatiota. Yksi keskeisiä ongelmia on protestivastausten käsittely ja tulkitseminen. Nolla- tai ei-vastaukset tai vastaamisesta kieltäytyminen voivat tarkoittaa koko arvottamistehtävän torjumista moraalisista tai eettisistä syistä (ns. leksikografiset preferenssit, Hanley ja Milne 1996).

Tiedustelussa kerätään informaatiota myös vastaajan sosioekonomista ominaisuuksista (ikä, sukupuoli, tulot, koulutus), ympäristöasenteista ja ulkoilukäyttäytymisestä käytettäväksi estimoitavan maksuhalukkuusfunktion selittävinä muuttujina. Lisäksi kontrolloidaan seurantakysymyksin, onko vastaaja ymmärtänyt annetun informaation, uskonut siihen ja ottanut siten hypoteettisen päätöksenteon vakavasti.

Skenaariossa pyritään kuvaamaan mahdollisimman hyvin hyödykkeen ominaisuudet, lähtö- ja tavoitetasot sekä tapahtuvan muutoksen aiheuttaja, laajuus, aikaperiodi ja varmuusaste. Arvotettavan hyödykkeen on oltava vastaajalle konkreettinen ja realistisesti kuvattu. Mitä epäkonkreettisempi hyödyke on, sitä helpommin vastaaja pitää arvottamista vain symbolisena tehtävänä. Maksuvälinekuvaus taas määrittelee itse maksuvälineen, päätöksen-

tekoyksikön (henkilö/kotitalous) sekä maksun ajankohdan. Maksun tulee olla uskottava ja selkeässä yhteydessä hyödykkeen tarjontaan. Se on myös voitava nähdä mahdollisimman sitovana.

Hypoteettisten markkinoiden menetelmästä on viimeisten 15 vuoden aikana käyty laaja tieteellinen keskustelu ja tehty useita arviointeja (esim. Cummings ym. 1986, Arrow ym. 1993, Hausman 1993, Mitchell ja Carson 1989, 1995, Bjornstad ja Kahn 1996). Keskeisiä kysymyksiä ovat olleet erilaiset potentiaaliset harhat (hypoteettisuus ja ns. *part–whole-harha*) ja informaatiovaikutukset. Erityisen vilkasta keskustelu oli 1990-luvun alkupuoliskolla, mihin oli syynä menetelmän Yhdysvalloissa saama virallinen asema ympäristövahinkojen korvausten arvioinnissa ja kustannus–hyötyanalyyseissa. Ns. NOAA-paneeli (Arrow ym. 1993) kirjasi lukuisia ongelmia erityisesti olemassaoloarvojen mittaamisessa ja laati ohjeet, joita tutkimuksissa tulisi noudattaa pätevien estimaattien saamiseksi.

Menetelmän ns. konstruktiovaliditeetti liittyy siihen, miten hyvin mittauksen onnistuminen voidaan teoreettisesti ennustaa. Tässä yhteydessä sekä verrataan saatuja estimaatteja muilla menetelmillä saatuihin että tutkitaan sitä, tuottaako menetelmä teoreettisten ennusteiden mukaisia tuloksia (esim. tulojen ja arvoilmausten tulisi olla positiivisesti korreloituneita keskenään). Ns. kriteerivaliditeettia arvioitaessa pidetään yleensä todellisia markkinahintoja ideaalimittoina. Vaikka ympäristöhyödykkeillä ei olekaan markkinahintoja, arvottamisessa voidaan ainakin laboratorio-olosuhteissa käyttää jopa todellista rahaa.

Olennaista on myös se, jäljitelläänkö kyselyssä yksityishyödykkeiden markkinoita (kuluttajan valintatilannetta) vai käytetäänkö vaihtoehtoisesti poliittisten "markkinoiden" analogiaa (äänestystilanne). Vastausten tulkitseminen pelkästään kuluttajapreferenssien ilmauksiksi eikä kansalaismielipiteiksi onkin viime vuosina kyseenalaistettu (esim. Blamey ym. 1995) soveltamalla yhä useammin dikotomisen valinnan tekniikkaa. Samalla on lähes huomaamatta siirrytty näennäismarkkina-asetelmasta poliittisen valinnan eli äänestysasetelmaan, jonka myös NOAA-paneeli katsoi luonnolliseksi vaihtoehdoksi. Arvottamistutkimushan on läheistä sukua mielipidemittauksille, joten se voidaan nähdä keinona tuottaa informaatiota poliittiseen prosessiin eikä vain kustannus–hyötyanalyysien informaatiopanoksena. Arvottamistutkimus voi olla tässä mielipidemittausta parempi instrumentti: se asettaa vastaajat suoraan maksajan tai hyödynsaajan rooliin, jolloin he joutuvat ottamaan huomioon päätösten henkilökohtaiset rahoitusseuraamukset.

Julkishyödykkeiden poliittiseen teoriaan perustuvan kritiikin mukaan arvottamistutkimuksen puhtaasti henkilökohtainen kysymyksenasettelu rohkaisee vastaajia ajattelemaan asioita oman itsekkään etunsa näkökulmasta, vaikka tilanne olisi toinen, jos kysyttäisiin, mikä vastaajan mielestä on yhteiskunnan kokonaisetu. Viime aikoina on huomattu, että hypoteettisten markkinoiden menetelmä on itse asiassa keino rakentaa (konstruoida) preferenssejä eikä vain paljastaa jo olemassaolevia (Sagoff 1998). Rakentumisprosessi riippuu kuitenkin välittävistä instituutioista; markkina-analogia rohkaisee kuluttajan asemaan, kun taas neuvottelevat prosessit (esim. ns. kansalaislautakunnat) rohkaisevat omaksumaan kansalaisnäkökulman. Neuvottelevissa instituutioissa julkishyödykkeisiin liittyvät arvot voivat muuttua. Siten ihmisillä ei olekaan vain yhtä preferenssijoukkoa, vaan heidän mielipiteensä riippuu siitä instituutiosta, jonka puitteissa heidän arvojaan tiedustellaan (Jacobs 1997).

Hypoteettisen valinnan menetelmä (choice experiments)

Ilmaistujen preferenssien menetelmissä vastaajaa pyydetään arvioimaan arvotettavan hyödykkeen tilan tai hinnan kuvitteellista muutosta. Saatava arvo perustuu siten ilmaistuun, ei todennettuun, maksuhaluk-

kuuteen. Menetelmiin lukeutuvat mm. hypoteettisten markkinoiden menetelmä, pareittainen vertailu (esim. Peterson ym. 1998), hypoteettisen valinnan menetelmä sekä vaihtoehtojen paremmuusjärjestykseen asettaminen (contingent ranking, esim. Bergland 1995).

Ilmaistujen preferenssien menetelmien etuna on, että niitä voidaan soveltaa vasta suunnitteilla oleviin muutoksiin samoin kuin sellaisiin hyödykkeisiin, jotka eivät juuri tuota käyttöarvoja. Esimerkiksi luonnon monimuotoisuuteen liittyvät ns. olemassaoloarvot perustuvat tietoisuuteen siitä, että kyseinen luontotyyppi tai laji on olemassa. Tällaisiin hyödykkeisiin ei liity havaittavia valintoja, joten paljastettujen preferenssien menetelmiä ei voida soveltaa.

Pisimpään ja laajimmin ympäristöhyödykkeiden arvottamiseen sovellettu ilmaistujen preferenssien menetelmä on hypoteettisten markkinoiden menetelmä. Kuitenkin hypoteettisen valinnan menetelmä tai vaihtoehtojen paremmuusjärjestykseen asettaminen soveltuvat paremmin tilanteisiin, joissa arvotetaan useiden ympäristön ominaisuuksien samanaikaisia muutoksia tai tutkitaan useampien ominaisuuksien vaihtosuhteita.

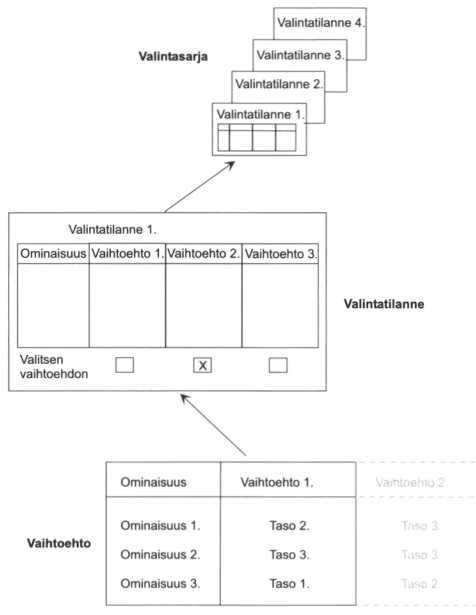
Monivalintaan perustuvien menetelmien taustalla on markkinatutkimuksessa perinteisesti käytetty ns. conjoint-analyysi. Ympäristöresurssien markkinattomien hyötyjen arvottamisessa niitä on kuitenkin käytetty vielä suhteellisen vähän.

Monivalintatekniikkaa soveltavissa menetelmissä vastaajille esitetään joukko vaihtoehtoja, jotka koostuvat ympäristöominaisuuksien erilaisista yhdistelmistä, ja vastaajat joko valitsevat vaihtoehdoista parhaana pitämänsä tai asettavat ne paremmuusjärjestykseen. Menetelmät vähentävät hypoteettisten markkinoiden menetelmälle ominaisia hypoteettista ja strategista harhaa sekä protestikäyttäytymistä. Taloustieteen näkökulmasta hypoteettisen valinnan menetelmää voidaan pitää muita monivalintatekniikkaa soveltavia arvottamismenetelmiä teoreettisesti vahvempana, koska se pohjautuu hyvinvointitaloustieteen ns. random utility -teoriaan (Adamowicz ym. 1994, Adamowicz ym. 1998).

Hypoteettisen valinnan menetelmä nojautuu myös taloustieteen kuluttajan teoriaan, jossa kuluttajan oletetaan pystyvän valitsemaan annetuista kulutusvaihtoehdoista mieltymystensä (preferenssiensä) mukaisen valikoiman hyödykkeitä oman budjettinsa rajoissa. Mieltymysten määrittelemän, eri hyödykkeiden välisen ns. rajasubstituutioasteen mukaisesti kukin kuluttaja on halukas luopumaan jostakin hyödykkeestä saadakseen jotain toista enemmän.

Hypoteettisen valinnan menetelmä toteutetaan kyselynä, jossa vastaajalle esitetään kuvitteellinen valintasarja (kuva 5.2-2). Valintasarja koostuu useista valintatilanteista. Kussakin näistä pyydetään vastaajaa valitsemaan ja osoittamaan, esimerkiksi rastimalla, annetuista vaihtoehdoista yksi eli parhaana pitämänsä.

Kutakin vaihtoehtoa kuvataan arvotettavaan kohteeseen liittyvillä ominaisuuksilla. Eri vaihtoehdoissa nämä ominaisuudet saavat eri tasoja, joten vastaaja joutuu tekemään valintansa eri ominaisuuksien



Kuva 5.2-2. Hypoteettisen valinnan menetelmän rakenne.

vaihtosuhteet huomioon ottaen. Ominaisuudet voivat olla laadullisia (kuten maisema) tai määrällisiä, kuten esimerkiksi lajirikkausindeksi. Käytettävät ominaisuudet ja niiden tasot määritellään esitutkimuksella, mieluiten käyttäen apuna kohderyhmien haastatteluja.

Valintatilanteet ja vaihtoehdot rakennetaan valittujen ominaisuuksien ja niiden tasojen muodostamista yhdistelmistä koesuunnittelua varten kehitetyn tilastotieteellisen faktorikoemenetelmän (fractional factorial design) avulla. Aineiston analysoinnissa käytetään ekonometrisiä malleja, esimerkiksi multinomiaalista logit-mallia.

Kirjallisuus

Adamowicz,W., Louviere, J. ja Williams, M. 1994. Combining revealed and stated preference methods for valuing environmental amenities. Journal of Environmental Economics and Management 26:271–292.

Adamowicz, W., Boxall, P. , Williams, M. ja Louviere, J. 1998. Stated preference approaches for measuring passive use values: Choice experiments and contingent valuation. American Journal of Agricultural Economics 80(1):64–75.

Alward, G.S., Workman, W.G. ja Maki, W.R. 1992. Regional economic impact analysis for Alaskan wildlife resources. Julkaisussa: Peterson, Swanson, McCollum ja Thomas (toim.). Valuing wildlife resources in Alaska. Westview Press, Boulder–Oxford. s. 61–86.

Arrow, K., Solow, R., Leamer, E., Portney, P., Rander, R. ja Schuman, H. 1993. Report of the NOAA Panel on contingent valuation. Federal Register 58(10):4602–4614.

Bergland, O. 1995. Valuing multidimensional environmental changes with contingent ranking. Agricultural University of Norway, Discussion Papers from Dept. of Economics and Social Sciences.

Bjornstad, D.J. ja Kahn, J.R. (toim.). 1996. The contingent valuation of environmental resources: Methodological issues and research needs. Edward Elgar, Brooksfield.

Blamey, R.K., Common, M.S. ja Quiggin, J. 1995. Respondents to contingent valuation surveys: Consumers or citizens? Australian Journal of Agricultural Economics 39(3):263–288.

Bockstael, N.E. 1995. Travel Cost Models. Julkaisussa: Bromley, D.W. (toim.). Handbook of environmental economics. Basil Blackwell Ltd. s. 655–671.

Burt, O.R. ja Brewer, D. 1971. Estimation of net social benefits from outdoor recreation. Econometrica 39:813–831.

Carson, R.T., Hanemann, W.M., Kopp, R.J., Krosnick, J.A., Mitchell, R.C., Presser, S., Ruud, P.A., Smith, V.K., Conaway, M. ja Martin, K. 1997. Temporal reliability of estimates from contingent valuation. Land Economics 73(2):151–163.

Clawson, M. ja Knetsch, J.L. 1966. Economics of outdoor recreation. The Johns Hopkins University Press, Baltimore, MD.

Creel, M.D. ja Loomis, J.B. 1990. Theoretical and empirical advantages of truncated count data estimators for analysis of deer hunting in California. American Journal of Agricultural Economics 72:434–441.

Cummings, R.G., Brookshire, D.S. ja Schulze, W.D. (toim.). 1986. Valuing environmental goods: An assessment of the contingent valuation method. Rowman ja Allanheld, Totowa.

Englin, J. Boxall, P. ja Watson, D. 1998. Modeling recreation demand in a poisson system of equations: An analysis of the impact of international exchange rates. American Journal of Agricultural Economics 80:255–263.

Fletcher, J.J., Adamowicz, W.L. ja Graham-Tomasi, T. 1990. The travel cost model of recreation demand: Theoretical and empirical issues. Leisure Sciences 12:119–147.

Freeman III, A.M. 1985. Methods for assessing the benefits of environmental programs. Julkaisussa: Kneese ja Sweeney (toim.). Handbook of Natural Resource and Energy Economics, vol. I. Elsevier Science Publishers. s. 223–269.

Freeman III, A.M. 1993. The Measurement of environmental and resource values. Theory and methods. Resources for the Future, Washington D.C.

Grogger, J.T. ja Carson, R.T. 1991. Models for truncated counts. Journal of Applied Econometrics 6:225–238.

Hanley, N., ja Milne, J. 1996. Ethical beliefs and behaviour in contingent valuation surveys. Journal of Environmental Planning and Management 39(2):255–272.

Hausman, J.A. (toim.). 1993. Contingent valuation: a citical assessment. Elsevier Science Publishers.

Hellerstein, D. 1999. Can we count on count models? Julkaisussa: Herriges ja Kling (toim.). Valuing recreation and the environment: Revealed preference methods in theory and practice. Edward Elgar Publishing, Cheltenham–Massachusetts. s. 271–283.

Hellerstein, D. ja Mendelsohn, R. 1993. A theoretical foundation for count data models. American Journal of Agricultural Economics 75:604–611.

Herriges, J.A. ja Kling, C.L. (toim.). 1999. Valuing recreation and the environment: Revealed preference methods in theory and practice. Edward Elgar Publishing, Cheltenham–Massachusetts.

Jacobs, M. 1997. Environmental valuation, deliberative democracy and public decisionmaking institutions. Julkaisussa: Foster, J. (toim.). Valuing nature? Ethics, economics and the environment. Routledge, London. s. 211–231.

Johansson, P.-O. 1991. An introduction to modern welfare economics. Cambridge University Press.

Laakso, S. 1997. Urban housing prices and the demand for housing characteristics. A study of housing prices and the willingness to pay for housing characteristics and local public goods in the Helsinki Metropolitan Area. Dissertation. Helsinki Research Institute of the Finnish Economy.

Loomis, J.B. ja White, D.C. 1996. Economic benefits of rare and endangered species: Summary and metaanalysis. Ecological Economics 18:197–206.

McCollum, D.W. ja Bergstrom, J.C. 1992. Measuring net economic value and regional economic impact. Julkaisussa: Peterson, Swanson, McCollum ja Thomas (toim.).Valuing wildlife resources in Alaska. Westview Press, Boulder–Oxford. s. 135–197.

Mitchell, R.C. ja Carson, R.T. 1989. Using surveys to value public goods: The contingent valuation method. Resources for the Future, Washington, D.C.

Mitchell, R.C. ja Carson, R.T. 1995. Current issues in the design, administration, and analysis of contingent valuation surveys. Julkaisussa: Johansson, Kriström ja Mäler (toim.). Current issues in environmental economics. Manchester University Press. s. 10–34.

Ng, Y-K. 1979. Welfare economics: Introduction and development of basic concepts. The Macmillan Press Ltd, London.

Ovaskainen, V. 2001. Käyttäjien suhtautuminen valtion alueiden virkistyspalvelujen rahoitustapoihin. Julkaisussa: Järviluoma, J. ja Saarinen, J. (toim.). Luonnon matkailu- ja virkistyskäyttö tutkimuskohteena. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 796:19–33.

Palmquist, R.B. 1991. Hedonic methods. Julkaisussa: Braden ja Kolstad (toim.). Measuring the demand for environmental guality. North-Holland, Amsterdam. s. 77–120.

Peterson, G.L. ja Brown, T.C. 1998. Economic valuation by the method of paired comparison, with emphasis on evaluation of the transitivity axiom. Land Economics 74(2):240–261.

Rosen, S. 1974. Hedonic prices and implicit markets: Product differentiation in pure competition. Journal of Political Economy 82:34–55.

Sagoff, M. 1998. Aggregation and deliberation in valuing environmental public goods: A look beyond contingent pricing. Ecological Economics 24:213–230.

Shonkwiler, J.S. 1999. Recreation demand systems for multiple site count data travel cost models. Julkaisussa: Herriges ja Kling (toim.). Valuing recreation and the environment: Revealed preference methods in theory and practice. Edward Elgar Publishing, Cheltenham–Massachusetts. s. 253–269.

Smith, V.K. 1993. Nonmarket Valuation of Environmental Resources: An Interpretive Appraisal. Land Economics 69(1):1–26.

Smith, V.K. ja Kaoru, Y. 1990. Signals or Noise? Explaining the Variation in Recreation Benefit Estimates. American Journal of Agricultural Economics 72:419–433.

Tyrväinen, L. 1997. The Amenity Value of the Urban Forest: An Application of the Hedonic Pricing Method. Landscape and Urban Planning 37:211–222.

Vainio, M. 1995. Traffic noise and air pollution. Valuation of externalities with hedonic price and contingent valuation methods. Helsinki School of Economics and Business Administration, A-102.

Walsh, R.G., Johnson, D.M. ja McKean, J.R. 1992. Benefit transfer of outdoor recreation demand studies, 1968–1988. Water Resources Research 28(3):707–713.

5.3 Retkeilyalueiden ja kansallispuistojen virkistyskäytön arvo

Ville Ovaskainen, Paula Horne ja Jarmo Mikkola

5.3.1 Onko maksuton palvelu myös arvoton?

Metsähallituksen hoitamat valtion retkeilyalueet ovat virkistyskäyttöä varten perustettuja, monipuolisesti varusteltuja ulkoilu-, retkeily- ja harrastamiskohteita. Harrastamista ajatellen retkeilyalueilla on kehitetty erityisesti virkistyskalastuspaikkoja. Kansallispuistot taas ovat ensisijaiselta tarkoitukseltaan luonnonsuojelualueita, mutta tarjoavat usein kalastuspaikkoja lukuunottamatta pitkälle samanlaisen palveluvarustuksen ja ulkoilu- ja retkeilymahdollisuudet kuin retkeilyalueet. Kansallispuistojen virkistyskäyttö onkin ollut laajaa ja arvioitujen käyntimäärien mukaan kasvussa.

Virkistyskäyttöä varten erityisesti varusteltujen valtion alueiden tuottamien virkistyshyötyjen rahamääräiselle mittaamiselle on selvä tarve. Alueiden käyttömahdollisuus on julkisin varoin tuotettu, käyttäjille maksuton palvelu. Maksuttomiin peruspalveluihin kuuluu sisäänpääsyn lisäksi alueen perusrakenteiden – mm. polkureitit, käymälät, laavut ja tulentekopaikat polttopuineen – käyttö. Kaikki ulkoilevan tai retkeilevän ”jokamieskävijän” tarvitsemat palvelut ovat siis käytettävissä maksuttomasti. Hinnoiteltuja ovat ainoastaan harrastamiseen ja majoittumiseen liittyvät lisäpalvelut, kuten kalastus- ja metsästysluvat sekä veneiden, vuokrakämppien ja mökkien käyttö.

Pääosa alueiden tarjoamista virkistyspalveluista kuuluu siten maksuttomiin yhteiskunnallisiin palveluihin, joiden arvostus ei ilmene maksuvirtana. Palveluvarustuksen rakentamisesta ja ylläpidosta (rakenteet, polttopuut, jätehuolto jne.) aiheutuvat kustannukset sen sijaan ovat suoraan havaittavissa. Tällöin virkistyskäytön hy-

vinvointivaikutukset ja virkistyspalvelujen arvo yhteiskunnalle voivat, etenkin kireän julkisen talouden oloissa, jäädä huomaamatta alueiden budjettirahoituksesta päätettäessä. Toisaalta julkisia varoja voisi periaatteessa kulua alueiden ylläpitoon perusteettomastikin suhteessa palveluista koituviin hyötyihin, koska ilmaispalvelun käyttö on yksittäiselle kävijälle kannattavaa vaikka saatu hyöty ei vastaisi yhteiskunnalle aiheutuvaa kustannusta sen tuottamisesta.

Jotta suojelu- ja retkeilyalueiden maksuttomien, yhteiskunnallisten virkistyspalvelujen julkisesta rahoituksesta voitaisiin tehdä informoituja ja perusteltuja päätöksiä, virkistyskäytön hyötyjä on voitava tarkastella konkreettisin, määrällisin suurein. Seuraavassa esiteltävässä tutkimuksessa mitattiin siksi valtion retkeilyalueiden ja kansallispuistojen virkistyskäytön arvoa rahamääräisesti. Tulosten perusteella voidaan verrata virkistyskäytön hyötyjä yhteismitallisesti palvelujen tarjonnasta aiheutuviin kustannuksiin. Retkeilyalueiden osalta voidaan myös verrata alueen arvoa virkistyskäytössä ja vaihtoehtoisissa käyttömuodoissa, käytännössä lähinnä metsätaloudessa.

Tarkastelun kohteena olivat Evon ja Teijon retkeilyalueet sekä Nuuksion ja Seitsemisen kansallispuistot. Aineistot koottiin ohjatuin kävijäkyselyin touko–lokakuussa 1996. Aineiston keruu sekä perustulokset kävijöistä on raportoitu toisaalla (Ovaskainen ym. 1999 a,b). Valtion alueiden virkistyskäytöstä ei juuri ole aikaisempaa arvottamistutkimusta. Aiemmin on arvotettu metsästystä valtion mailla (Ovaskainen ym. 1992) sekä kaupunkien ulkoilualueita (Sievänen ym. 1992, Tyrväinen ja Väänänen 1998, Tyrväinen 1999), mutta tämäntyyppisistä alueista on tutkittu vain Hossan ja Ruunaan retkeilyalueita (Kekkonen 1993). Poudan ym. (2000) tutkimus Natura 2000 -suojeluohjelmasta on esimerkki ns. eikäyttöarvoihin painottuvasta arvottamistutkimuksesta.

Arvottamisessa käytettiin kahta eri menetelmää. Matkakustannusmenetelmässä käytettiin yksilökohtaisia käyntimääriä ja matkakustannuksia, jolloin tuloksena saadaan virkistyskäytön arvo (keskimääräinen kuluttajan ylijäämä) markkoina käyntikertaa kohti. Hypoteettisten markkinoiden menetelmällä arvotettiin sekä kyseistä käyntiä (maksuvälineenä kuvitteellinen pääsymaksu tai käyntikustannusten nousu) että kaikkien valtion retkeilyalueiden ja kansallispuistojen käyttömahdollisuutta (maksuvälineenä vuotuinen retkeilykortti tai verojen lisäys). Tulokset ovat siten markkoja käyntikertaa kohti tai markkoja henkilöä kohti vuodessa.

5.3.2 Virkistyskäytön arvo matkakustannusmenetelmällä arvioituna

Virkistyskäytön kysyntämalli ja nettoarvon mitta

Virkistyshyötyjen arvottaminen matkakustannusmenetelmällä perustuu virkistyskäytön kysyntäfunktioon, joka estimoidaan käyttäen havaittuja käyntimääriä ja matkakustannusten vaihtelua. Kun menetelmää sovelletaan yksilökohtaisiin havaintoihin, mallin selitettävänä muuttujana (Y) on vastaajan kyseiselle alueelle viimeisten 12 kuukauden aikana tekemien käyntien lukumäärä. Kun määritettäviä kertoimia merkitään β:lla, funktio on muotoa

$$(5.1)\ Y = \exp(\beta_0 + \beta_P P + \beta_1 X_1 + ... + \beta_K X_K)$$
$$\Leftrightarrow \quad \ln Y = \beta_0 + \beta_P P + \beta_1 X_1 + ... + \beta_K X_K.$$

Selittävistä muuttujista P on käynnin ”hinta” eli edestakainen matkakustannus. Se sisältää matkan rahamääräiset kustannukset (yleensä auton käyttökustannus/henkilö) ja mahdollisesti matka-ajan kustannuksen. Muut muuttujat X_k kuvaavat kävijän sosioekonomista taustaa, mieltymyksiä ja/tai kävijäryhmittäisiä eroja sekä matkakustannusta vaihtoehtoiselle alueelle (substituutin hintaa). Esimerkiksi kalastuslupamaksut, jotka ovat kalastajille pääsymaksun kaltainen välttämätön kustannus, voidaan myös ottaa huomioon erillisenä muuttujana.

Soveltavasta näkökulmasta keskeinen

tulos on kävijän saama nettohyöty käyntikertaa kohti. Taloudellista nettoarvoa mittaa kuluttajan ylijäämä, maksuhalukkuus yli maksetun "hinnan" eli keskimääräisen matkakustannuksen. Teknisesti kävijän vuotuinen kuluttajan ylijäämä (CS) on kysyntäfunktion integraali alkuperäisestä hinnasta siihen hintaan, jolla käyntimäärä laskee nollaan (kuvan 5.2-1 varjostettu kolmio). Käytännössä keskimääräinen kuluttajan ylijäämä käyntikertaa kohti (CS/Y) saadaan suoraan matkakustannusmuuttujan kertoimen b_p avulla.[1]

Harhattomien tulosten saamiseksi on huomattava, että selitettävä muuttuja on lukumäärä ja suuruudeltaan aina vähintään yksi, koska kävijäaineistossa ovat luonnollisesti mukana vain alueella ko. jaksolla vähintään kerran käyneet. Hajonta on yleensä keskiarvoon nähden suuri. Tilanteeseen sopivat ns. katkaistujen lukumäärämuuttujien mallit (Creel ja Loomis 1990, Grogger ja Carson 1991, Hellerstein 1999). Kävijäaineisto myös valikoituu käyntiuseudesta riippuvan poimintatodennäköisyyden vuoksi (Shaw 1988, Englin ja Shonkwiler 1995a). Koska tämä ei kuitenkaan juuri vaikuta saataviin kertoimiin (Dobbs 1993, Ovaskainen ym. 1998), voidaan käyttää ns. katkaistun negatiivisen binomijakauman mallia.

Evon, Teijon ja Seitsemisen kysyntämallit

Taulukossa 5.3-1 esitetään Evon ja Teijon retkeilyalueille sekä Seitsemisen kansallispuistolle saadut kysyntäyhtälöt. Nuuksion kävijät tulevat pääosin niin läheltä, että matkakustannusmenetelmä ei sovellu kovin hyvin. Mallien matkakustannusmuuttuja sisältää vain suorat, rahamääräiset matkakustannukset henkilöä kohti. Niitä laskettaessa oletettiin henkilöauton käyttökustannukseksi 65 penniä kilometriltä ja edestakaisen matkan ajoneuvokohtainen kustannus jaettiin seurueen aikuisten jäsenten lukumäärällä. Kaikki mallien laskennassa mukana olleet kävijät kuuluivat henkilöautolla liikkuneisiin "itsenäisiin" seurueisiin. Muutamat julkisin kulkuneuvoin tulleet, yritysvieraat ja opetukseen sisältyvällä käynnillä olleet koululais- tai opiskelijaryhmät jätettiin pois tulkinnallisen selkeyden vuoksi.

Vuotuisten käyntikertojen määrä riippui odotetulla tavalla negatiivisesti matkakustannuksesta. Muuttujan kerroin oli kaikilla alueilla selkeästi merkitsevä. Myös mallien yleistä sopivuutta voidaan pitää yksilöllisiin havaintoihin perustuvalle mallille hyvänä. Muut merkitsevät tekijät vaihtelivat hieman alueittain.

Evolla virkistyskalastajat, joilla kalastus oli käynnin tärkein toiminto, olivat käyneet muita useammin. Selvästi muita harvemmin käyneinä erottuivat uudet kävijät (ensimmäinen käynti vasta kyseisenä tai edeltävänä vuonna). Myös Teijossa ja Seitsemisessä uudet kävijät erottuivat selkeästi. Virkistyskalastajia kuvasi näillä alueilla paremmin "tyytyväinen kalastaja" -muuttuja (alueella aikaisemmin kalastaneet, jotka arvioivat aikaisemmat saaliinsa hyviksi tai tyydyttäviksi). Ulkoiluun yleensäkin enemmän rahaa käyttävät kävivät usein myös Evolla ja Seitsemisessä. Vaikka Evon kävijäkunta on miesvaltaista, sukupuoli ei tullut merkitseväksi. Tämä vaikutus kanavoituu ilmeisesti virkistyskalastaja-muuttujaan, joka on tiiviissä yhteydessä sukupuolen kanssa.

Virkistyskäytön arvo käyntikertaa kohti

Virkistyskäytön taloudellista arvoa kävijöille ja sitä kautta yhteiskunnalle kuvaa mallista saatava kuluttajan ylijäämä markkoina käyntikertaa kohti. On kuitenkin muistettava, että tulokset riippuvat matkakustannusmuuttujan määrittelystä ja olete-

[1] Kysyntäkäyrän Y(p) ollessa yhtälön (5.1) muotoa vuotuinen ylijäämä CS = $\int_{P_B}^{P_C} Y(p)dp = -Y / \beta_p$, joten keskimääräinen kuluttajan ylijäämä käyntiä kohti saadaan kaavasta $CS/Y = -1 / \beta_p$.

tusta kustannustasosta. Koska matkakustannus ei ole suoraan havaittu vaan laskennallinen, on tärkeää tarkastella tulosten herkkyyttä näiden tekijöiden suhteen. Taulukossa 5.3-2 esitetään siksi sekä taulukon 5.3-1 perustapausta että eräitä vaihtoehtoisia oletuksia vastaavat arvot.

Perustapauksessa virkistyskäytön arvoksi saadaan Evolla keskimäärin 113 markkaa, Teijossa 71 markkaa ja Seitsemisessä 83 markkaa käyntikertaa kohti. Matkakustannuksiin sisältyivät tällöin vain suorat kustannukset, jotka ovat melko "objektiivisesti" määritettävissä. Voidaan olettaa, että vapaa-ajan tarkoituksissa ajetun (lisä)kilometrin hinnassa ei oteta kattavasti huomioon auton pääoma- ym. kiinteitä kustannuksia vaan muuttuvat kustannukset, lähinnä polttoainekulut. Tämän mukaisesti auton kustannukseksi oletettiin 65 penniä/km, joka kattaa henkilöauton tavanomaista keskikulutusta ja vallinnutta bensiinin hintaa vastaavat poltto- ja voiteluainekulut sekä pienen varauksen juokseville huoltokuluille.

Perusmalleja voidaankin pitää myös oletuksiltaan uskottavimpana tapauksena. Koska auton käyttökustannustakin voidaan kuitenkin arvioida eri tavoin, tarkastellaan esimerkkinä myös 0,50–1,00 markan kilometrikustannusta vastaavia tuloksia. Alaraja on lähellä pelkkiä polttoainekuluja, ylempään sisältyy myös osa kiinteitä kustannuksia. Tällöin saatavat arvot ovat Evolla 87–173, Teijossa 54–109 ja Seitsemisessä 64–128 markkaa käyntikertaa kohti. Ylijäämän estimaatti muuttuu samassa suhteessa oletetun suhteellisen hintatason kanssa.

Virkistysalueelle matkaaminen vaatii rahallisten kustannusten lisäksi aikaa (käytettävissä oleva aika voi käytännössä olla virkistyskäyntejä enemmän rajoittava tekijä kuin suorat matkakulut). Hintamuuttujan tulisi siten sisältää myös matka-ajan vaihtoehtoiskustannus, koska matkakustannus ja lopulta saatava kuluttajan ylijäämä tulevat muuten aliarvioiduiksi.

Taulukko 5.3-1. Virkistyskäytön kysyntämallien estimoidut kertoimet (suluissa t-arvot). Katkaistuun binomijakaumaan perustuva (truncated negative binomial) malli.

Selittävät muuttujat	Evon retkeily-alue	Teijon retkeilyalue [2)]	Seitsemisen kansallispuisto [2)]
Vakio	0,860	0,911	0,275
	(2,60)	(2,29)	(0,63)
Matkakustannus [1)]	– 0,008870	– 0,012179	– 0,012012
	(3,69)	(3,83)	(4,10)
Virkistyskalastaja (tärkein harrastus)	0,914		
	(5,44)		
Saaliisiin tyytyväinen kalastaja		0,836	1,121
		(3,13)	(3,57)
Kalastuslupamaksut		0,0042	
		(2,19)	
Uusi kävijä	– 1,760	– 1,908	– 1,225
	(9,95)	(6,14)	(5,09)
Rahankäyttö ulkoiluun	0,201		0,200
	(2,61)		(2,26)
Ikä		0,022	
		(2,67)	
Sukupuoli (1 = nainen)		– 0,562	
		(1,60)	
Alfa (overdispersion)	1,568	0,605	2,372
	(4,18)	(2,32)	(1,70)
Log likelihood	– 729,08	– 211,40	– 422,21
Pseudo-R^2	0,492	0,499	0,337

[1)] Edestakaisen matkan suorat ajoneuvokustannukset seurueen aikuista jäsentä kohti hinnalla 0,65 mk/km, ilman matka-ajan kustannusta.

[2)] Useissa kohteissa käyneet poistettu.

Taulukko 5.3-2. Virkistyskäytön arvo markkoina käyntikertaa kohti: eri hintamuuttujia ja kilometrikustannuksia vastaavat keskiarvot sekä keskiarvojen 90 %:n luottamusvälit perushinnalla (0,65 mk/km).

	Evon retkeilyalue		Teijon retkeilyalue		Seitseminen	
	suorat kust.	aikakust. mukana	suorat kust.	aikakust. mukana	suorat kust.	aikakust. mukana
Autokustannus, mk/km (suht. taso)						
- 0,50 mk/km (75)	86,72	85,42	54,25	63,15	64,12	71,43
- 0,65 mk/km (100)	112,74	116,97	70,53	82,09	83,25	101,98
- 1,00 mk/km (150)	173,44	170,83	108,51	126,29	128,23	142,85
90 %:n luottamusväli [1)]						
- alaraja	58,70	75,09	38,14	52,29	47,92	63,80
- keskiarvo	112,74	116,97	70,53	82,09	83,25	101,98
- yläraja	166,78	158,85	102,92	111,89	118,58	140,16

[1)] Kustannusten perustasoa vastaava piste-estimaatti ± 1,65 x keskivirhe. Keskivirhe laskettu ylijäämämitalle (1/matkakustannuksen kerroin) toisen asteen Taylor-approksimaationa saadusta varianssista.

Hintamuuttujaan sisällytettiin siksi vaihtoehtoisesti myös matkan aikakustannus arvioituna tavanomaisen "nyrkkisäännön" (Cesario 1976) mukaisesti kolmasosaksi tuntiansiosta. Saadut käyntikerran arvot olivat tällöin Evolla 117 markkaa, Teijossa 82 markkaa ja Seitsemisessä 102 markkaa eli 4–23 prosenttia korkeampia. Tulos on odotettu, mutta sitä arvioitaessa on huomattava aikakustannuksen määrittämisen vaikeus. Kiinteiden työaikojen vuoksi työ- ja vapaa-aikaa ei useinkaan voida valita vapaasti, vaan virkistysalueilla käydään viikkovapailla ja vuosilomilla. Tällöin vaihtoehtoinen ajankäyttö ei ole työnteko vaan jokin muu vapaa-ajan viettotapa, joka ei ole arvotettavissa markkinahinnoin. Vaikka aikakustannusta on yritetty määrittää eri tavoin, mitään menettelyä ei voi pitää yksiselitteisesti parhaana tai yleispätevänä (esim. Fletcher ym. 1990, Bockstael 1995); lomamatkalaisille matka voi lisäksi olla osa käyntikokemusta eikä kustannus.

Käyntiin voi myös liittyä muita välttämättömiä menoja. Erityisesti kalastuslupamaksut ovat kalastamaan tuleville pakollinen, pääsymaksuun rinnastettava kustannus ja siten periaatteessa osa käynnin hintaa. Kiinteää, kaikille samansuuruista maksua ei kuitenkaan olisi tarpeen ottaa huomioon, koska se ei vaikuta saatavaan ylijäämämittaan (kysyntäkäyrä siirtyy kaltevuuden muuttumatta). Olennaista on, korreloiko ko. meno matkakustannusten kanssa ja vaikuttaako se näin estimoitavan kysyntäkäyrän kaltevuuteen eli matkakustannuksen kertoimeen.

Kalastuslupamaksut eivät kuitenkaan tulleet merkitseviksi tai vaikuttaneet hintamuuttujan kertoimeen, poikkeuksena Teijo. Kertoimen etumerkin perusteella muuttuja ei Teijossakaan heijasta maksujen lisäkustannusvaikutusta vaan eri ryhmien mieltymysten eroa. Harhaa voivat aiheuttaa myös useihin eri käyntikohteisiin suuntautuvat matkat, joiden vuoksi tietyllä alueella käyntiin kohdistuva kustannus voi tulla yliarvioiduksi. Harhan välttämiseksi matkakustannus määritettiin käynnin tosiasiallisesta lähtöpaikasta, ei aina kotoa. Lisäksi useissa kohteissa käyneiden vaikutus malleihin testattiin. Evolla näillä ei ollut merkitystä, mutta Teijossa ja Seitsemisessä ko. havainnot poistettiin ylijäämämittojen yliarvioinnin välttämiseksi.

Empiirisesti uskottavimpana matkakustannusmallin tuloksista voidaan kaikkiaan pitää perustapausta, jossa hintamuuttuja sisältää vain suorat kustannukset arvioituina "järkevällä" 65 pennin kilometrikustannuksella. Aikakustannuksen määrittämiseen liittyvät ongelmat jäävät tällöin pois. Saatavat tulokset ovat myös pikemminkin varovaisia kuin yliarvioituja, mikä

on suotavaa, kun tuloksia käytetään laskelmissa käyntikerran arvona.

5.3.3 Virkistyskäytön arvo hypoteettisten markkinoiden menetelmän mukaan

Kyseisen käyntikerran arvo kävijälle

Hypoteettisten markkinoiden menetelmällä (katso luku 5.2.3) ympäristöhyödykkeen arvostus selvitetään tiedustelemalla suoraan vastaajan maksuhalukkuutta. Tulosten luotettavuuden ja tulkinnan kannalta erittäin tärkeitä kysymyksiä ovat mm. kuvitteellisen markkina-asetelman kuvaus, arvotettavan hyödykkeen määrittely, oletettujen maksujen keruutapa, kysymyksen muoto sekä mahdollisten protestivastausten käsittely.

Käyntikerran arvostuksen mittaamiseksi vastaajia pyydettiin olettamaan, että retkeilyalueiden ja kansallispuistojen kävijöiltä perittäisiin pääsymaksu, jonka tuotto käytettäisiin alueen hoitoon. Maksu oikeuttaisi alueelle pääsyyn sekä tulentekopaikkojen, polttopuiden ja jätehuollon ym. perusrakenteiden käyttöön. Vastaajilta kysyttiin, kuinka paljon he olisivat olleet valmiita enintään maksamaan kyseisestä käynnistään alueelle. Kysymyksen muoto oli ns. maksukortti, jossa esitetään joukko eri summia monivalintakysymyksen muodossa. Tämän tekniikan etuna on, että se antaa vastaajalle visuaalista tukea ja helpottaa näin vastaamista.

Maksukortissa annetut vastausvaihtoehdot olivat 0 mk, 10 mk, 25 mk, 50 mk, 100 mk, 150 mk, 200 mk ja 300 markkaa sekä yhdeksäntenä vaihtoehtona avoin vastausmahdollisuus ”enemmän, _____ mk” suurinta esitettyä summaa korkeammalle maksuhalukkuudelle. Vaihtoehdon nolla markkaa valinneilta kysyttiin lisäkysymyksellä nollavastauksen tärkeintä syytä (kyselylomake ks. Ovaskainen ym. 1999a). Tuloksia kuvataan maksuhalukkuuksien alueittaisilla keskiarvoilla ja muilla keskiluvuilla.

Tuloksia laskettaessa jätettiin pois ns. protestivastaukset, joita oli koko aineistossa vajaat 10 prosenttia. Vastaus tulkittiin protestiksi, jos vastaaja oli ilmoittanut maksuhalukkuudekseen nolla markkaa siksi, ettei hyväksynyt kysymyksenasettelua tai oletettua rahoitusmekanismia. Vastaus ei tällöin kuvaa vastaajan todellisia arvostuksia. Retkeilyalueilla protestoijia oli vajaat 5 prosenttia mutta kansallispuistoissa, etenkin Nuuksiossa (17 prosenttia), selvästi enemmän. Lähes kaksi kolmasosaa katsoi, että alueiden peruspalvelut tulisi kattaa verovaroista. Loput eivät hyväksyneet oletettua maksua siksi, että heillä oli mielestään oikeus alueen ja sen palvelujen käyttämiseen. Lisäksi poistettiin muutama epärealistisen suuri arvo ja ne vastaajat, joille ko. alue ei ollut matkan ainoa tai tärkein kohde. Laskennassa käytetty aineisto käsitti yhteensä 732 vastausta.

Käynnin keskimääräinen arvostus

Käyntiä virkistysalueelle pidettiin Evolla keskimäärin 58 markan, Nuuksiossa 28 markan, Seitsemisessä 42 markan ja Teijossa 39 markan arvoisena. Vastausten mediaani oli Evolla 50 ja muilla alueilla 25 markkaa. Yleisin arvo (moodi) oli Evolla 50 ja Seitsemisessä 25 markkaa sekä Nuuksiossa ja Teijossa 10 markkaa.

Aitoja nolla markkaa -vastauksia, joiden syynä oli muu kuin protesti ja jotka siten tulkittiin markkamääräksi, oli Nuuksiossa 13 ja muualla 6–9 prosenttia vastauksista. Yleisin perustelu oli, että vastaaja siirtyisi käymään maksuttomilla alueilla, koska ei tarvitse palveluvarustusta (Evolla ja Seitsemisessä joka kolmas, Nuuksiossa ja Teijossa lähes joka toinen). Muun kuin kysymyksessä esitetyn syyn ilmoitti 20–32 prosenttia. Joka neljäs (Teijossa vain 7 prosenttia) katsoi, että maksuihin ei olisi varaa ja arveli lakkaavansa käymästä alueilla. Teijossa joka neljäs nolla markkaa vastannut ilmoitti syyksi, ettei kokenut alueella käymistä kovin tärkeäksi itselleen. Evolla ja Seitsemisessä näin vastanneita oli kymmenesosa, Nuuksiossa ei lainkaan.

Protestivastausten vaikutus tuloksiin

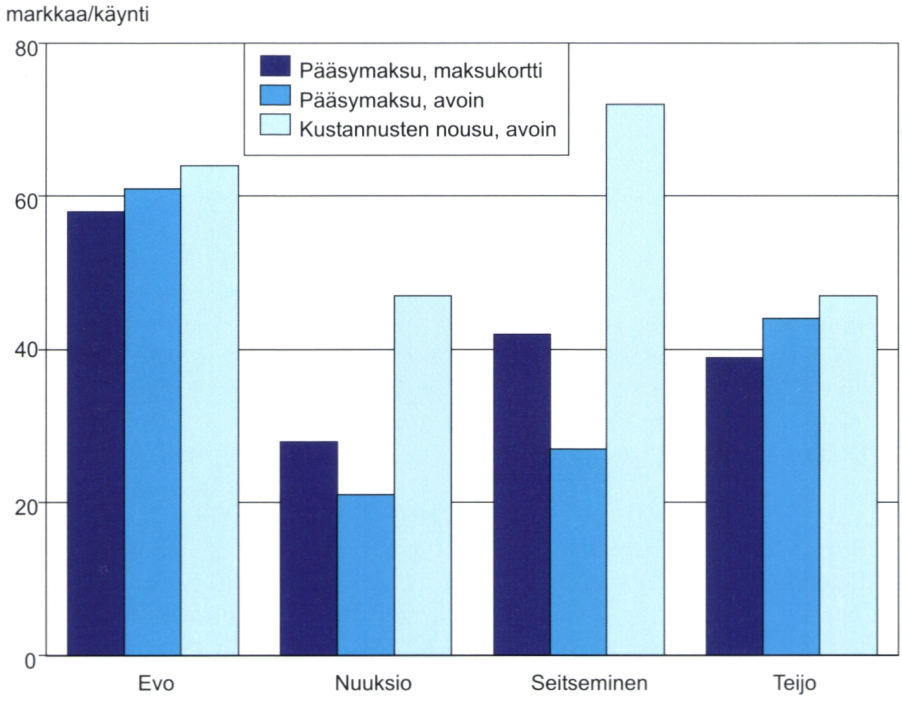
Protestiksi tulkittavien nollien poistaminen analysoitavista vastauksista on tärkeää, koska ne aiheuttaisivat harhaa tuloksiin. Protestivastausten mukanaolo olisi alentanut edellä esitettyjä käyntikerran keskimääräisiä arvoja retkeilyalueilla 5–6 prosentilla, Seitsemisessä 9 prosentilla ja Nuuksiossa 17 prosentilla. Kansallispuistoissa vaikutus olisi protestivastausten suuremman osuuden vuoksi voimakkaampi kuin retkeilyalueilla. Vastaavasti myös selvästi epärealistisen suuret arvot on syytä poistaa, koska ne harhauttaisivat tuloksia ylöspäin.

Kysymyksen muodon vaikutus

Kysymyksen muodon vaikutusta tuloksiin tutkittiin käyttämällä toisessa lomakeversiossa maksukortin sijasta avointa maksuhalukkuuskysymystä. Vaihtoehdon rastimisen sijasta vastaus merkittiin avoimelle viivalle: "enintään _____ markkaa".

Avointa kysymysmuotoa pidettiin ilmeisesti vaikeampana vastata kuin maksukorttimuotoa. Kysymykseen vastaamatta jättäneiden osuus kasvoi kaikilla alueilla (Nuuksiossa 4, Evolla 5, Teijossa 6 ja Seitsemisessä 10 prosenttia vastaajista). Protestivastausten määrä väheni Nuuksiossa ja Teijossa mutta kasvoi Seitsemisessä ja Evolla. Analysoitavia vastauksia kertyi 309 kappaletta. Aitoja nollavastauksia oli Seitsemisessä ja Teijossa 16–17 prosenttia vastauksista eli huomattavasti enemmän kuin maksukorttia käytettäessä. Nuuksiossa aitojen nollavastausten määrä nousi parilla prosenttiyksiköllä, Evolla se hieman pieneni.

Nuuksiossa ja Seitsemisessä avoimella kysymyksellä saatu käyntikerran keskimääräinen arvo oli 25–36 prosenttia pienempi kuin maksukortin mukainen (kuva 5.3-1). Retkeilyalueilla avokysymys tuotti



Kuva 5.3-1. Kyseisen käyntikerran arvostus eri kysymystyyppien perusteella ja alueittain, markkaa/käyntikerta.

sen sijaan maksukorttia hieman korkeampia, Evolla 6 prosenttia ja Teijossa 12 prosenttia suurempia keskiarvoja. Nollavastausten suhteellisen osuuden nousu ei selitä kansallispuistojen ja retkeilyalueiden välistä eroa, koska osuus nousi myös retkeilyalueilla.

Kuvitteelliseenkin pääsymaksuun viittaaminen voi vaikuttaa ilmaistuun maksuhalukkuuteen, kun kävijät ovat tottuneet siihen, että virkistysalueet ovat käytettävissä maksuttomasti. Maksuvälineen vaikutusta tuloksiin tutkittiin siksi käyttämällä vaihtoehtoisesti käynnin kustannusten yleiseen nousuun viittaavaa kysymystä, joka on tässä suhteessa neutraalimpi. Vastaajia muistutettiin, että käynnistä aiheutuu heille matkakustannuksia ja muita menoja. Heiltä tiedusteltiin sitten avokysymyksellä, kuinka paljon nykyisiä kustannuksia enemmän he olisivat olleet valmiit enimmillään maksamaan ennemmin kuin luopumaan käynnistä.

Kysymykseen vastaamatta jättäneiden määrä kasvoi huomattavasti kaikilla alueilla ja oli Nuuksiossa 10, Teijossa 18, Evolla 25 ja Seitsemisessä 30 prosenttia (havaintoja yhteensä 265 kappaletta). Nollavastauksista ei eritelty protestivastauksia. Nollavastausten osuus olikin protestivastausten mukanaolon vuoksi suuri, Nuuksiota (23 prosenttia) lukuunottamatta noin 30 prosenttia. Nollavastausten runsaudesta huolimatta tämän maksuvälineen mukainen käynnin keskimääräinen arvostus oli sekä maksukorttimuotoisella että avoimella pääsymaksukysymyksellä saatua selvästi suurempi, erityisesti kansallispuistoissa (kuva 5.3-1).

Kansallispuistojen ja retkeilyaluiden vuosittaisen käyttömahdollisuuden arvo

Vastaajia pyydettiin vaihtoehtoisesti otaksumaan, että alueiden käyttäjiltä vaadittaisiin henkilökohtainen retkeilykortti, joka oikeuttaisi pääsyyn kaikille valtion retkeilyalueille ja kansallispuistoihin sekä niiden perusrakenteiden käyttöön. Vastaajilta kysyttiin, kuinka paljon he olisivat valmiita enintään maksamaan vuosittaisesta retkeilykortista. Maksukortissa oli vaihtoehtoina 0, 50, 100, 200, 300, 500, 1 000, 1 500 ja 2 000 markkaa vuodessa sekä kymmenentenä vaihtoehtona "enemmän, _____ mk".

Kysymykseen kertyi yhteensä 1 042 vastausta. Aineistosta poistettiin poikkeuksellisen suuret arvot sekä ne vastaajat, joille alueella käynti ei ollut matkan päätarkoitus. Protestivastauksia oli enemmän kansallispuistoissa (noin 12 prosenttia) kuin retkeilyalueilla (noin 7 prosenttia). Protestivastaajista noin kaksi kolmasosaa katsoi, että alueiden peruspalvelut tulisi kattaa verovaroin. Loput eivät hyväksyneet maksua, koska he katsoivat alueen käytön oikeudekseen.

Virkistysmahdollisuuden keskimääräinen arvostus

Kansallispuistojen ja valtion retkeilyalueiden käyttömahdollisuutta pidettiin Evolla keskimäärin 156 markan, Nuuksiossa 108 markan, Seitsemisessä 117 markan ja Teijolla 108 markan arvoisena kävijää kohti vuodessa. Vastausten mediaani oli Evolla 100, Seitsemisessä 75 ja muilla alueilla 50 markkaa sekä yleisin arvo (moodi) kaikilla alueilla 50 markkaa.

Vastaajista 15–17 prosenttia ilmoitti maksuhalukkuudekseen nolla markkaa jostain muusta kuin protestiksi luokiteltavasta syystä. Yleisimmin ilmoitettu perustelu oli, että vastaaja siirtyisi käyttämään maksuttomia alueita, koska ei tarvitse palveluvarustusta (41–49 prosenttia aidoista nollavastauksista). Muun kuin kysymyksessä mainitun syyn ilmoitti 20–24 prosenttia. Osa vastaajista, Seitsemisen runsaasta kymmenesosasta Evon kolmasosaan, vastasi ettei heillä ole varaa maksuihin, joten he lopettaisivat käyntinsä alueilla. Lisäksi Evolla 3 ja Nuuksiossa 9 prosenttia sekä muilla alueilla noin neljäsosa ilmoitti vastanneensa nolla markkaa siksi, ettei koe alueella käymistä kovin tärkeäksi itselleen.

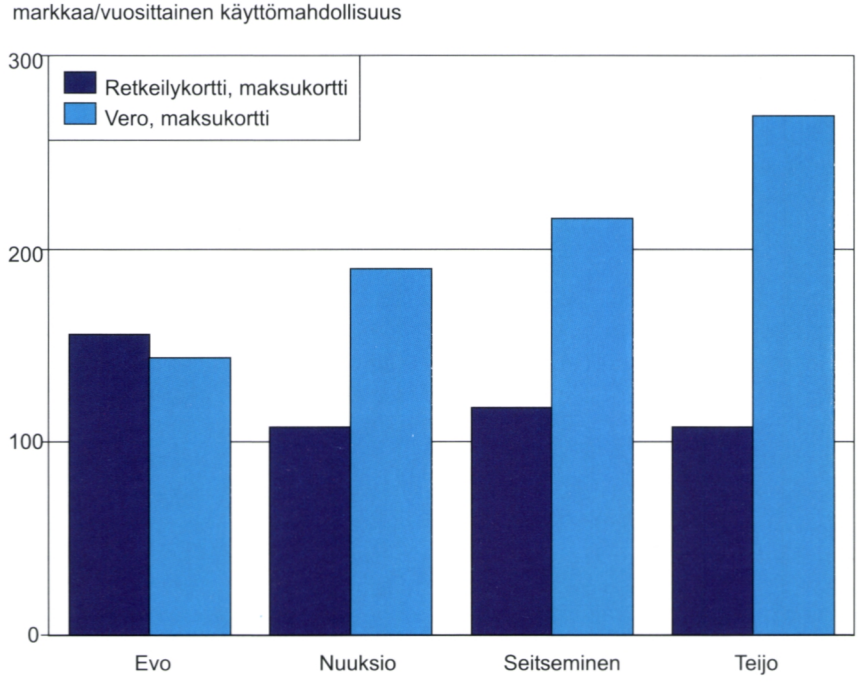
Protestivastausten ja maksuvälineen vaikutus tuloksiin

Esitettäviä tuloksia laskettaessa protesteiksi tulkittavat nollavastaukset poistettiin niiden aiheuttaman harhan takia. Näiden mukaanotto olisi laskenut vuotuisen käyttömahdollisuuden keskimääräisiä arvoja keskimäärin 10 prosentilla. Kansallispuistoissa vaikutus olisi runsaampien protestimäärien johdosta suurempi (noin 14 prosenttia) kuin retkeilyalueilla (noin 7 prosenttia).

Maksuvälineen vaikutusta tutkittiin olettamalla kuvitteellisen maksun keruutavaksi vuosittaisen retkeilykortin sijasta verojen nousu, joka mahdollistaisi alueiden palvelutason säilyttämisen ja niiden käytön pitämisen maksuttomana. Vastaajilta kysyttiin, kuinka paljon he olisivat enimmillään valmiit maksamaan lisää veroja vuotta kohti, jos kootut varat käytettäisiin alueiden ylläpitoon. Maksukortin vastausvaihtoehdot olivat samat kuin vuosittaisella retkeilykortilla.

Kun maksuvälineeksi oletettiin verojen nousu, protestivastausten määrä kasvoi kansallispuistoissa noin kaksin- ja retkeilyalueilla kolminkertaiseksi retkeilykorttiin verrattuna. Protestivastauksen antaneista 26–42 prosenttia (Seitseminen/Nuuksio) katsoi, että alueiden kustannukset pitäisi kattaa käyttäjiltä perittävin maksuin. Lopuilla vastauksen perusteena oli se, että verot ovat jo muutenkin liian korkeat. Aitojen nollavastausten osuus nousi Evolla ja Seitsemisessä noin 20 prosenttiin ja laski muilla alueilla muutamalla prosenttiyksiköllä.

Keskimääräinen maksuhalukkuus kansallispuistojen ja valtion retkeilyalueiden vuosittaisesta käyttömahdollisuudesta muodostui kuitenkin useimmilla alueilla selvästi suuremmaksi kuin retkeilykortilla mitattuna. Kansallispuistojen kävijät pitivät vuosittaisen käyttömahdollisuuden arvoa verotuksen avulla tiedusteltuna noin 80 prosenttia suurempana ja Teijon kävijät jopa 2,5-kertaisena verrattuna retkeilykortilla saatuun tulokseen (kuva 5.3-2). Evo



Kuva 5.3-2. Valtion alueiden käyttömahdollisuuden arvostus eri maksuvälineiden avulla mitattuna, markkaa/henkilö/vuosi.

erosi tässä kohdin selvästi muista alueista: verojen nousulla mitattuna arvostus oli 8 prosenttia pienempi kuin retkeilykortin avulla. Muilla alueilla verokysymyksestä saatua keskiarvoa nosti muutamien vastaajien suuri maksuhalukkuus: 300 markkaa tai enemmän ilmoitti tällöin yli 15 prosenttia vastaajista mutta retkeilykorttia käytettäessä vain muutama prosentti.

Tulosten pohdintaa

Tulokset osoittavat alueiden kävijöiden arvostavan retkeilyalueiden ja kansallispuistojen tarjoamia virkistysmahdollisuuksia. Yhden käyntikerran arvostus vaihteli kysymystyypeittäin ja alueittain 30–70 markan välillä, ja kaikkien valtion retkeilyalueiden ja kansallispuistojen vuotuista käyttömahdollisuutta pidettiin noin 100–250 markan arvoisena.

On ilmeistä, että maksuhalukkuuskysymykseen sisältyvä oletus substituutiomahdollisuuksista, ts. korvaavien virkistysmahdollisuuksien tarjonnasta, vaikuttaa merkittävästi tuloksiin. Kuvitteelliset pääsymaksut esitettiin ainoastaan valtion hoitamia, erityisesti varusteltuja alueita koskevina. Kysymyksen johdannossa mainittiin, että vaihtoehtoisia ulkoilupalveluja tarjoavat mm. jokamiehenoikeudella käytettävät talousmetsät sekä kuntien ulkoilualueet, ja siirtyminen maksuttomille alueille esiintyi myös mahdollisena nollavastauksen syynä. Kysymyksessä ei siis pyydetty olettamaan, että jokamiehenoikeus poistuisi tai että myös muut virkistysalueet tulisivat maksullisiksi.

Asetelma eroaa selvästi Kekkosen (1993) kyselystä, jossa vastaajaa kehotettiin olettamaan, että jokamiehenoikeutta ei olisi vaan ulkoilu luonnossa olisi yleisesti maksullista. Vaikka kysymys on myös erilaisista alueista, asetelman ero selittänee osaltaan sen, että saadut maksuhalukkuudet ovat pienempiä kuin Kekkosella, jonka mukaan Hossan ja Ruunaan kävijöiden maksuhalukkuus sisäänpääsystä tai päivän oleskelusta oli 80–92 markkaa. Valtion erityisalueiden merkitys lisääntyisi luonnollisesti entisestään, jos muut ulkoilualueet eivät enää olisi maksuttomasti käytettävissä eikä jokamiehenoikeus voimassa. Toisin sanoen valtion alueiden tarjoamia virkistysmahdollisuuksia arvostettaisiin nykyistäkin enemmän, jos vaihtoehtoiset kohteet em. tavalla vähenisivät. Tämän tutkimuksen tavoitteena oli kuitenkin mitata valtion alueiden arvoa nykyisessä ja nähtävissä olevassa reaalisessa tilanteessa.

5.3.4 Eri menetelmien tulosten vertailu

Valtion retkeilyalueiden ja kansallispuistojen virkistyskäyttöä arvotettiin edellä kahdella erilaisella lähestymistavalla. Sekä menetelmällisesti että tulosten soveltamiselle olennainen kysymys on, ovatko eri menetelmin saadut tulokset jokseenkin yhtäpitäviä vai eroavatko ne selvästi. Tulosten erotessa on syytä kysyä, osoittaako tämä menetelmien epäluotettavuutta vai onko eroille luonnollinen selitys. Jotta tulosten vertailu olisi mielekästä, on ensin kysyttävä, arvotetaanko samaa hyödykettä ja pitäisikö tulosten siten ylipäänsä olla samoja.

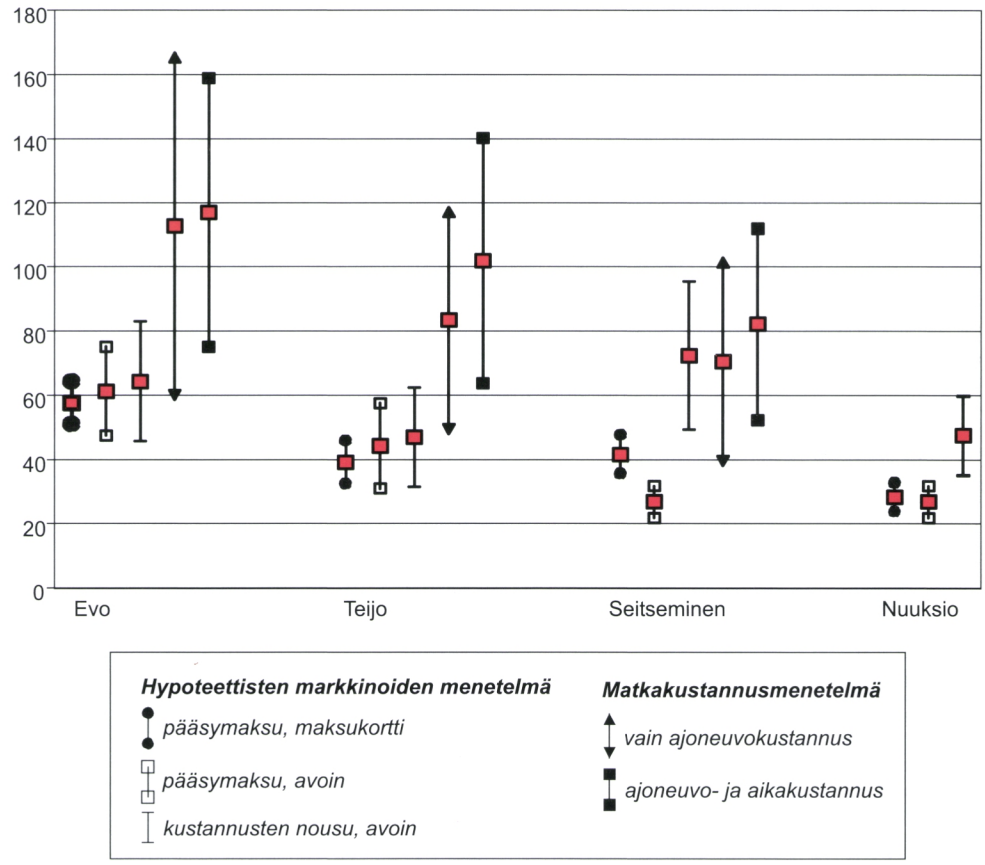
Mittojen sisältö ja tulosten havaitut erot

Matkakustannusmenetelmä mittaa virkistyskäytön arvoa käyntikertaa kohti. Saatava mitta on käyntiin liittyvä kuluttajan ylijäämä, ts. maksuhalukkuus yli maksettujen matkakustannusten (ja mahdollisten lupatms. maksujen). Hypoteettisten markkinoiden menetelmän tuloksista tätä lähinnä vastaavia ovat käyntikertaa koskevat tulokset. Hyödykkeen sisällöksi määriteltiin sisäänpääsy alueelle ja perusvarustuksen käyttö, sama palvelu, jonka kävijä nykyisellään saa matkakustannusten vastineeksi. Vastaaja epäilemättä ymmärsi, että kuvitteellinen pääsymaksu tulisi maksettavaksi käynnin muiden menojen lisäksi. Kysymyksessä,

jossa maksuvälineenä oli oletettu kustannusten nousu, nykyisiin matkakustannuksiin viitattiin suoraan.

Molemmat menetelmät mittaavat siis käsitteellisesti samaa asiaa, taloudellista nettoarvoa. Vaikka kysymys on teoreettisesti erilaisista mitoista (marshallilainen kuluttajan ylijäämä ja hicksiläinen kompensoitu mitta), erolla ei juuri ole käytännön merkitystä etenkin kun tulovaikutukset ovat pieniä. Se, että matkakustannusmenetelmässä arvotetaan keskimääräistä käyntiä mutta maksuhalukkuuskysymyksillä kyseistä käyntikertaa, ei aiheuta eroa, koska aineistoa voidaan pitää edustavana otoksena käynneistä. Lähtökohtaisesti menetelmät siis arvioivat samaa asiaa niin, ettei tuloksissa pitäisi olla suuruus- tai ainakaan kertaluokkaeroja.

Kuvasta 5.3-3 näkyvät eri menetelmin saadut käyntikertakohtaiset arvot luottamusväleineen. Evolla ja Teijossa hypoteettisten markkinoiden menetelmä antoi maksuvälineestä riippumatta jokseenkin yhdenmukaisia arvoja, mutta matkakustannusmenetelmän tulokset olivat selvästi korkeampia. Myös Seitsemisessä molempien pääsymaksukysymysten tulokset olivat melko lähellä toisiaan ja matkakustannusmenetelmään verrattuna selvästi alempia. Seitsemisessä kustannusten nousu -kysymys kuitenkin tuotti muihin maksuvälineisiin verrattuna lähes kaksinkertaisia, matkakustannusmenetelmän kanssa yhtäpitäviä arvoja.



Kuva 5.3-3. Käyntikerran arvo hypoteettisten markkinoiden menetelmän ja matkakustannusmenetelmän mukaan eri maksuvälinein ja hintamuuttujin. Keskiarvon 90 prosentin luottamusvälit, keskiarvot merkitty harmaalla neliöllä.

Myös Nuuksiossa pääsymaksutulokset olivat keskenään yhtäpitäviä ja kustannusten nousu -kysymyksen tulokset korkeampia, joskin vähemmän selvästi kuin Seitsemisessä.

Kun otetaan huomioon keskiarvojen osittain päällekkäiset luottamusvälit, eri menetelmät eivät kuitenkaan eroa niin selvästi kuin pelkästään keskiarvoista voisi päätellä. Tilastollisesti merkitseviä eroja on lähinnä pääsymaksukysymyksen ja matkakustannusmenetelmän välillä. Seitsemisen ja Nuuksion kansallispuistoissa myös kustannusten yleiseen nousuun viitannut kysymys tuotti pääsymaksuvaihtoehtoa merkitsevästi korkeampia arvoja. Yleisesti ottaen matkakustannusmenetelmän tuottamat käyntikerran arvot näyttävät joka tapauksessa hieman korkeammilta kuin hypoteettisten markkinoiden menetelmän. Seuraavassa tarkastellaan erojen mahdollisia syitä.

Lähestymistapojen eron vaikutukset

Hypoteettisten markkinoiden menetelmässä arvostuksia selvitetään suorin maksuhalukkuuskysymyksin. Osassa kysymyksistä viitattiin (vaikkakin kuvitteellisesti) alueelle pääsystä ja perusvarustuksen käytöstä perittäviin maksuihin. Matkakustannusmenetelmässä maksuhalukkuus sen sijaan päätellään havaituista kysyntäpäätöksistä. Merkittävää on, että vastaaja ei tällöin joudu ottamaan kantaa sisäänpääsystä maksamiseen vaan tarkastellaan päätöksiä, jotka kävijät ovat tehneet matkakustannusten (ja mahdollisten kalastuslupa- ym. menojen) perusteella.

Jotta matkakustannusmenetelmä ja pääsymaksuun viittaava maksuhalukkuuskysely johtaisivat samaan tulokseen, kävijöiden tulisi reagoida sisäänpääsystä maksamiseen samalla tavoin kuin matkakustannusten nousuun. Erityisesti Suomessa oletuksen pätevyys ei ole itsestäänselvä, koska valtion alueita peruspalveluineen on totuttu pitämään osana yhteiskunnan maksuttomia hyvinvointipalveluja. Tutkimusten mukaan ajatus pääsymaksuista ei ole yleisesti hyväksytty (Sievänen ja Ruuska 1999, Ovaskainen 2001). Se, että pääsymaksuihin ei kulttuurisista syistä suhtauduta samalla tavoin neutraalisti kuin matkakustannuksiin tms. menoihin, on yksi mahdollinen selitys menetelmien tulosten erolle.

Hypoteettisten markkinoiden menetelmä

Hypoteettisten markkinoiden menetelmän tuloksiin voivat siten vaikuttaa kuvitteellisenkin pääsymaksun herättämät kielteiset reaktiot. Jos käyntiin liittyy epämieluisaksi koettu maksutapa, maksuhalukkuus saatetaan ilmoittaa "todellista arvostusta" alemmaksi (käynnistä tulee toinen, vähemmän arvostettu hyödyke). Selvimmin vastustus ilmenee ns. protestinollina, jolloin vastaaja ilmoittaa maksuhalukkuudekseen nollan, vaikka tosiasiassa arvostaakin itse hyödykettä. Protestiäänten mahdollisuus otettiin huomioon selvittämällä nollavastausten syyt, ja esitetyistä tuloksista niiden vaikutus on jo poistettu.

Vastustava asenne virkistyspalveluista maksamiseen saattaa kuitenkin vaikuttaa ilmaistuun maksuhalukkuuteen myös positiivisia arvoja alentavasti. Pääsymaksujen "vierastamiseen" viittaa se, että tässä suhteessa neutraali kustannusten nousu -kysymys tuotti pääsymaksuihin verrattuna selvästi korkeampia, kansallispuistoissa jopa kaksinkertaisia käyntikerran arvoja. Samoin alueiden vuosittaiselle käyttömahdollisuudelle saatiin yleensä selvästi korkeampi arvo, kun rahoitustavaksi oletettiin retkeilykortin asemesta verotus. Evon päinvastainen tulos voi selittyä sillä, että kävijät ovat suurelta osin kalastajia, jotka ovat lupamaksujen vuoksi tottuneempia maksamaan virkistäytymisestään. Asiaa voidaan tutkia tarkemmin rinnastamalla vastaajan ilmaistu maksuhalukkuus ja asenteet kävijämaksuihin.

Lisäksi maksukorttivastauksista laskettu keskiarvo aliarvioi keskimääräistä arvostusta. Kun vastaaja valitsee annetuista vaihtoehdoista korkeimman summan, jon-

ka olisi valmis maksamaan, maksimaalinen maksuhalukkuus voi olla hyväksytyn ja seuraavaksi suuremman summan välillä. Tavallinen keskiarvo ei ota tätä huomioon eikä monimutkaisiin tilastollisiin tarkasteluihin ole tässä syytä mennä. Jos käyntikerran keskimääräistä arvostusta laskettaessa kuitenkin käytettäisiin esimerkiksi vastaajan valitseman ja seuraavaksi suuremman summan keskiarvoja, käyntikerran arvot kasvaisivat esitetyistä 33–45 prosenttia ja lähestyisivät matkakustannusmenetelmän tuloksia.

Matkakustannusmenetelmän epävarmuustekijät

Jotta matkakustannusmenetelmä puolestaan johtaisi realistisiin tuloksiin, hintamuuttujan tulee vastata kävijöiden käyntipäätöksissään huomioon ottamia kustannuksia. Tärkeitä kysymyksiä ovat kilometrikustannusten "oikea" taso, aikakustannuksen käsittely ja ajoneuvokohtaisen kustannuksen kohdistaminen seurueen jäsenille. Niihin kuuluvat myös matkan aikana useissa kohteissa käyvien kustannusten kohdistuminen sekä käynnin muiden kustannusten vaikutus.

Koska kaikki em. tekijät eivät ole yksiselitteisesti määritettäviä, on olennaista tutkia tulosten herkkyyttä niiden suhteen. Malleja laadittaessa testattiin useita tekijöitä: auton kilometrikustannus, aikakustannukset, kalastuslupamaksut, useita käyntikohteita sisältävät matkat, korvaavan alueen etäisyys (substituutin hinta) ja ajoneuvokustannuksen jakoperuste (seurueen aikuiset/kaikki jäsenet). Vaihtoehtoisten oletusten vaikutus joko näkyy esitetyissä tuloksissa tai aiheutuvat harhat on eliminoitu käyntikerran arvon yliarvioinnin välttämiseksi.[2]

Jos autoilevat kävijät todellisuudessa ottavat käyntipäätöksissään huomioon vain osan todellisista kustannuksista (esim. pelkästään polttoaineen), kattavien autokustannusten käyttö johtaisi käyntikerran arvon yliarviointiin. Esitetyt tulokset perustuivat siksi varovaiseen oletukseen, että virkistysalueella käynnille ei kohdisteta auton täysiä käyttökustannuksia vaan ainoastaan muuttuvat kustannukset, nekin pikemmin aliarvioituina. Realistisimpina voitaneen pitää malleja, joissa matkakustannus oli likimääräisesti poltto- ja voiteluainekuluja vastaavalla tasolla (0,65 mk/km).

Tulokset testattiin matkakustannusmenetelmän keskeisten epävarmuuksien suhteen, ja myös käytetty estimointimenetelmä välttää varhaisten mallien taipumuksen yliarvioida kuluttajan ylijäämä. Teoreettisesti ja empiirisesti tärkeä ongelma on kuitenkin hintamuuttujan havaitsemattomuus (Randall 1992). Todellisen matkakustannuksen havaitsemattomuus, yksilöllinen vaihtelu ja arvionvaraisuus merkitsee tilastollisesti muuttujan mittausvirhettä. Tämä voi johtaa itseisarvoltaan liian pieniin kertoimiin ja – vaikka matkakustannuksen taso sinänsä olisi realistinen – ylöspäin harhaisiin ylijäämämittoihin. Ratkaisuyrityksiä ovat ns. latenttien muuttujien lähestymistapa (Englin ja Shonkwiler 1995b) sekä paljastettujen ja ilmaistujen preferenssien menetelmien yhdistäminen (ks. Herriges ja Kling 1999).

Loppupäätelmä

Edellä päädyttiin siihen, että hypoteettisten markkinoiden menetelmää käytettäessä virkistyskäytön arvostus voi tulla aliarvioi-

[2] Matkakustannusmalleja laadittaessa poistettiin pienet, tässä asetelmassa epärelevantit erityisryhmät, jotka kuitenkin olivat mukana hypoteettisten markkinoiden menetelmän tuloksissa. Opiskelija- ja koululaisryhmillä sekä yritysvierailla käyntipäätös ei ole itsenäinen eikä kustannuksia makseta itse. Ns. pakettimatkalaisilla matkakustannus on erityisen vaikea määrittää eikä ole selvää, onko kauden muut käynnit tehty samalla tavoin. Lisäksi poistettiin harvinaiset kulkuneuvot niin, että malleissa olivat mukana vain henkilöautolla (ml. matkailuvaunu tai -auto) liikkuneet. Havaintoja poistui lähinnä Teijossa muttei merkittävästi muilla alueilla.

duksi, kun kysymyksissä viitataan pääsymaksuihin. Matkakustannusmenetelmällä taas saatetaan päätyä yliarviointiin. Lisätarkastelut viittasivat kuitenkin siihen, että tietyin oletuksin menetelmät johtavat varsin yhdenmukaisiin tuloksiin.

Näin ollen voidaan ajatella "oikean" tai uskottavimman arvion olevan menetelmien välimaastossa. Arvottamistuloksia sovellettaessa on siksi perusteltua käyttää keskimääräisenä käyntikerran arvona eri menetelmin saatujen tulosten keskiarvoja. Tuloksiin sisältyvän epävarmuuden vuoksi on myös luontevaa käyttää eri menetelmien tuloksia arvioitujen virkistyshyötyjen ylä- ja alarajojen laskemiseksi.

Kirjallisuus

Bockstael, N.E. 1995. Travel cost models. Julkaisussa: Bromley, D.W. (toim.). Handbook of en-vironmental economics. Basil Blackwell Ltd. s. 655–671.

Cesario, F.J. 1976. Value of time in recreation benefit studies. Land Economics 52:32–41.

Creel, M.D. ja Loomis, J.B. 1990. Theoretical and empirical advantages of truncated count data estimators for analysis of deer hunting in California. American Journal of Agricultural Economics 72:434–441.

Dobbs, I. M. 1993. Adjusting for sample selection bias in the individual travel cost method. Journal of Agricultural Economics 44:335–342.

Englin, J. ja Shonkwiler, J.S. 1995a. Estimating social welfare using count data models: An application to longrun recreation demand Under conditions of endogenous stratification and truncation. The Review of Economics and Statistics LXXVII(1):104–112.

Englin, J. ja Shonkwiler, J.S. 1995b. Modeling recreation demand in the presence of unobservable travel costs: Toward a travel price model. Journal of Environmental Economics and Management 29:368–377.

Fletcher, J.J., Adamowicz, W.L. ja Graham-Tomasi, T. 1990. The travel cost model of recreation demand: Theoretical and empirical issues. Leisure Sciences 12:119–147.

Grogger, J. T. ja Carson, R.T. 1991. Models for truncated counts. Journal of Applied Econometrics 6:225–238.

Hellerstein, D. 1999. Can we count on count Models? Julkaisussa: Herriges ja Kling (toim.). Valuing recreation and the environment: Revealed preference methods in theory and practice. Edward Elgar Publishing, Cheltenham–Massachusetts. s. 271–283.

Herriges, J.A. ja Kling, C.L. (toim.). 1999. Valuing recreation and the environment: Revealed preference methods in theory and practice. Edward Elgar Publishing, Cheltenham–Massachusetts.

Kekkonen, R. 1993. Retkeilyalueen virkistyshyötyjen arvottaminen. Pro gradu -työ. Helsingin yliopisto, metsäekonomian laitos.

Ovaskainen, V. 2001. Käyttäjien suhtautuminen valtion alueiden virkistyspalvelujen rahoitustapoihin. Julkaisussa: Järviluoma, J. ja Saarinen, J. (toim.). Luonnon matkailu- ja virkistyskäyttö tutkimuskohteena. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 796:19–33.

Ovaskainen, V., Mikkola, J. ja Pouta, E. 1998. Estimating recreation demand with on-site data: An application of truncated vs truncated, endogenously stratified count data models. Tiivistelmä: Virkistysalueiden hyötyjen taloudellinen arvottaminen: matkakustannusmallien sovellus kävijäaineistoon. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 683.

Ovaskainen, V., Savolainen, H. ja Sievänen, T. 1992. The benefits of managing forests for grouse habitats: A contingent valuation experiment. Scandinavian Forest Economics 33: 263–274.

Ovaskainen, V., Horne, P. ja Sievänen, T. 1999a. Evon ja Teijon retkeilyalueiden kävijät ja kävijätyytyväisyys kesäkaudella 1996. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 726.

Ovaskainen, V., Horne, P. ja Sievänen, T. 1999b. Nuuksion ja Seitsemisen kansallispuistojen virkistyskäyttö kesäkaudella 1996: kävijät ja kävijätyytyväisyys. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A 107.

Pouta, E., Rekola, M., Kuuluvainen, J., Tahvonen, O. ja Li, C-Z. 2000. Contingent valuation of the Natura 2000 nature conservation Program in Finland. Forestry. 73:119–128.

Randall, A. 1994. A difficulty with the travel cost method. Land Economics 70:88–96.

Shaw, D. 1988. On-site samples' regression, problems of non-negative integers, truncation, and endogenous stratification. Journal of Econometrics 37:211–223.

Sievänen, T. ja Ruuska, P. 1999. Suomalaisten asenteet virkistyspalvelujen maksullisuuteen. Metsätieteen aikakauskirja 2/1999:191–201.

Sievänen, T., Pouta, E. ja Ovaskainen, V. 1992. Problems of measuring recreation value given everyman's rights. Scandinavian Forest Economics 33:231–243.

Tyrväinen, L. 1999. Monetary Valuation of Urban Forest Amenities in Finland. Väitöskirja. Joensuun yliopisto, metsätieteellinen tiedekunta. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 739.

Tyrväinen, L. ja Väänänen. H. 1998. The economic value of urban forest amenities: An application of the contingent valuation method. Landscape and Urban Planning 43:105–188.

5.4 Taajamametsien taloudellinen arvo

Liisa Tyrväinen

5.4.1 Tausta ja tavoitteet

Taajamametsien hoidon ja käytön ongelmat johtuvat pitkälti tehdyistä maankäyttöpäätöksistä. Maankäytön suunnittelussa ratkaisut tehdään usein teknis–taloudellisin perustein ja yleisimmin käytetty mittari on raha. Viheralueiden hyötyjä onkin vaikea osoittaa riittävän konkreettisesti alueiden käytöstä päätettäessä. Siten metsien aineettomat hyödyt – maisema, virkistysmahdollisuudet ja suojavaikutukset – ja niiden tuottamisen tavoitteet jäävät helposti syrjään. Kunnissa taajamametsien hoitoon käytetyt varat saatetaan usein nähdä kustannuksina, joille ei saada riittävästi katetta.

Rahamääräistä tietoa tarvitaan esimerkiksi verrattaessa taajamametsien tuottamia hyötyjä niiden aiheuttamiin kustannuksiin tai alueen arvoa viheralueena sen arvoon muissa käyttömuodoissa. Taajamametsien hoidon yhteydessä tulee esiin kysymys maksuttomien palvelujen yhteiskunnallisesta merkityksestä ja taloudellisesta arvosta suhteessa niiden ylläpitoon käytettyihin budjettivaroihin.

Taajamametsien aineettomia hyötyjä arvotettiin sekä hedonisten hintojen että hypoteettisten markkinoiden menetelmällä kahdessa erilaisessa kaupungissa, Joensuussa ja Salossa (Tyrväinen 1997, 1999, Tyrväinen ja Väänänen 1998). Tutkimuskohteeksi valittiin taajamametsät, koska valtaosa kuntien viheralueista on perustettu säilyttämällä olemassaolevaa metsäkasvillisuutta. Tavoitteena oli mitata taajamametsien aineettomia hyötyvaikutuksia rahamääräisesti. Erityisesti tutkittiin, missä määrin metsien hyödyt heijastuvat asuntojen hintoihin sekä kuinka paljon asukkaat ovat valmiita maksamaan ulkoilualueiden käytöstä ja kaupungin asuntoalueiden nykyisten viheralueiden säästämiseksi raken-

tamiselta. Laajempana tavoitteena oli edistää viheralueiden hyötyjen huomioon ottamista maankäyttösuunnittelussa.

Tutkimuskaupungeista Joensuussa on runsaasti viheralueita, noin 34 prosenttia asemakaava-alueen pinta-alasta. Kaupungin keskustan kautta virtaa Pielisjoki ja kaupunki rajoittuu Pyhäselkään, jonka rannoilla on laajempia vesistöön liittyviä viheralueita. Asuntoalueille on rakennettaessa pyritty jättämään mahdollisimman paljon puustoa. Asemakaava-alueen metsät ovat etupäässä mäntyvaltaisia, varttuneita tai uudistuskypsiä metsiä. Useimmilla asuntoalueilla on kaupungin omistama ulkoiluun varattu metsäalue, jossa on polkuja latuverkosto ym. palveluvarustusta.

Salon seutu on pinnanmuodostukseltaan kattilamainen laakso, jossa suuri osa maa-alasta on ollut peltoa. Keskustan halki virtaa Salojoki, jonka varteen palvelut ja asutus ovat keskittyneet. Salossa viheralueita on selvästi vähemmän kuin Joensuussa, noin 17 prosenttia. Metsät sijaitsevat etupäässä kaupungin laidoilla, mutta uusia metsäisiä viheralueita on perustettu myös entiselle maatalousmaalle. Osa kaupungin ylläpitämistä virkistyspalveluista on sijoitettu kaava-alueen ulkopuolisiin talousmetsiin, ja palveluja on myös läheisillä yksityismetsäalueilla.

5.4.2 Asuntojen hinnat ja viheralueiden arvo

Hedonisten hintojen menetelmää sovellettiin Joensuussa ja Salossa kerättyihin asuntohinta-aineistoihin. Hinta-aineisto käsitti Joensuussa yli tuhat ja Salon alueella vajaat 700 rivitalo-osakekauppaa. Aineisto kerättiin 1980-luvun puolivälistä, jolloin hinnat olivat asuntomarkkinoilla riittävän vakaat. Tutkimuskohteeksi valittiin rivitalo-osakkeet, koska niiden ominaisuudet vaihtelevat vähemmän kuin muiden asuntotyyppien (kuva 5.4-1). Asuinympäristön vaikutus ja asukkaiden maksuhalukkuus taajamametsien hyödyistä arvioitiin saatavan siten paremmin esille hintamalleissa.

Hintamalleihin pyrittiin saamaan tärkeimmät rivitaloasuntojen hintoihin vaikut-



Kuva 5.4-1. Taajamametsien tuottamat aineettomat hyödyt heijastuvat asuntohintoihin.

tavat muuttujat (taulukko 5.4-1). Perusaineistona käytettiin paikallisten kiinteistövälittäjien rekisteriä osakehuoneistokaupoista. Lisäksi kaikille vuosien 1984–1986 rivitaloasuntokaupoille kerättiin verotoimistojen leimavero-laskelmista hinta- ja osoitetiedojen ohella tiedot asunnon iästä, pinta-alasta, huoneistotyypistä ja myyntikuukaudesta sekä saunasta, pihasta tai parvekkeesta. Asunnon kokonaishinta laskettiin lisäämällä myyntihintaan huoneiston osuus asunto-osakeyhtiön veloista. Aineistosta poistettiin sellaiset asunnot, joiden neliöhinta oli markkinoiden hintatasoa selvästi alhaisempi sekä yli viiden huoneen asunnot. Eri vuosien hinta-aineiston yhdistämiseksi asuntohinnat muunnettiin perusvuoden tasolle asuntojen neljännesvuosittaisen hintaindeksin avulla.

Asuntokauppakohteet merkittiin kartalle, samoin kuin palvelujen ja viheralueiden sijainti. Metsien määrä ja sijainti asuntoalueilla selvitettiin yleiskaavan, asunnon myyntiajankohtana otettujen ilmakuvien sekä metsäsuunnitelmakarttojen avulla (Joensuu). Metsäalueeksi luettiin alue, jossa oli puustoa vähintään 0,3 hehtaaria. Kustakin asunnosta mitattiin etäisyys palveluihin ja ympäristömuuttujiin 100 metrin tarkkuudella. Reitti asunnosta kauppoihin, kouluihin ja ulkoilualueille mitattiin teitä (polkuja) pitkin. Näkymä asunnosta tutkittiin maastossa ja etäisyys asunnosta näkyvään metsään arvioitiin silmävaraisesti. Metsäalueiden suhteellinen osuus asuntoalueen pinta-alasta laskettiin mittaamalla metsäalueiden ala ja jakamalla tämä asuntoalueen kokonaispinta-alalla.

Taajamametsien merkitystä kuvattiin hintamalleissa neljällä eri muuttujalla (taulukko 5.4-1). Nämä olivat asunnon etäisyys virkistysalueesta, sen etäisyys lähimmästä

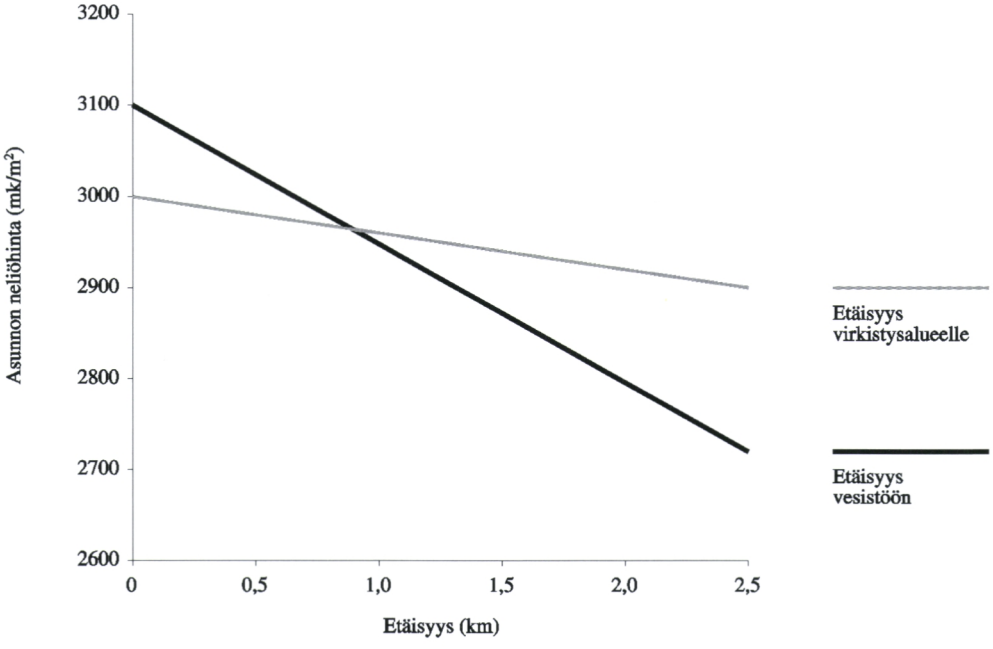
Taulukko 5.4-1. Salon hintamalleissa käytetyt muuttujat ja niiden odotettu vaikutus asuntohintaan (+ hintaa nostava, – hintaa alentava vaikutus, ? ei ennakkoarviota).

Selittävä muuttuja	Odotettu hintavaikutus	Selittävä muuttuja	Odotettu hintavaikutus
Asunnon pinta-ala	+	Etäisyys Salon keskustaan	–
Huoneiden lukumäärä	+	Etäisyys suurimpaan työnantajaan (Nokia)	–
Keittiötyyppi (keittokomero = 0, keittiö = 1)	+	Etäisyys kauppaan	–
Oma sauna (0 = ei, 1 = kyllä)	+	Etäisyys kouluun	–
Kattotyyppi (0 = tasakatto, 1 = harjakatto)	+	Etäisyys uimahalliin	–
Tiilitalo (0 = ei, 1 = kyllä)	?	Etäisyys metsäiselle virkistysalueella	–
Asunnon ikä	–	Etäisyys metsäpuistoon	–
Pihakoko (asuntoyhtiön pihan ala/huoneistoluku)	+	Viheralueiden suhteellinen määrä asunto-alueella	+
Sijaintikunta (0 = Salo, 1 = Halikko)	?	Metsänäkymä (0 = ei, 1 = on)	+
Matalan statuksen asuntoalue, Ollikkala (0 = ei, 1 = kyllä)	–	Puistonäkymä (0 = ei, 1 = on)	+

metsäkaistaleesta tai -puistosta, asunnosta avautuva näkymä (metsänäkymä on/ei, Salossa) sekä metsäalueiden osuus asuntoalueella. Etäisyys lähimmälle virkistysalueelle kuvaa asuinympäristön ulkoilu- ja virkistysmahdollisuuksia (hiihto/kävely/juoksu). Etäisyys lähimpään metsäpuistoon kuvaa osittain suojavaikutusten merkitystä, osittain lähiympäristön vihreyttä. Metsänäkymä puolestaan mittaa asunnosta avautuvan maiseman merkitystä. Taajamametsien suhteellinen osuus kuvaa asuntoalueen väljyyttä ja yleistä viihtyisyyttä.

Vesistöjen läheisyyttä kuvattiin kahdella muuttujalla. Etäisyydellä uima- tai venerantaan pyrittiin kuvaamaan asukkaiden mahdollisuuksia vesistöjen virkistyskäyttöön (veneily/uinti). Suoralla etäisyydellä vesistöön taas haettiin suoran vesistönäkymän tai vesistön läheisyyden vaikutusta asunnon arvoon. Kiinteistön kattotyyppi ja julkisivumateriaali selvitettiin rakennus- ja huoneistorekisterin avulla ja osin maastossa. Myyntivuoden tilanne tarkistettiin etsimällä rakennusluvista asunto-osakeyhtiöt, joissa oli tehty kattoremontti asunnon myyntiajankohdan jälkeen.

Aineistosta estimoitujen mallien selitettävänä muuttujana oli kokonaishinta (Salo) tai neliöhinta (Joensuu). Asunnon hintaa selitettiin yhteensä 20 muuttujalla. Erityisesti tarkasteltiin puustoisuuden ja viheralueiden läheisyyden vaikutusta. Sosioekonomiset muuttujat korvattiin osittain erottamalla selvästi alemman hintatason asuntoalueet muista dummy-muuttujin. Malleissa pyrittiin mahdollisimman korkeaan selitysasteeseen niin, että muuttujien määrä pysyy suhteellisen pienenä ja malli tulkittavana. Malleissa käytettiin eri funktiomuotoja (lineaarinen, puolilogaritminen ja loglineaarinen). Salon aineistosta estimoitiin myös Box–Cox-muunnokseen ja joustavaan funktiomuotoon perustuva malli, koska funktiomuoto on perusteltua valita aineiston perusteella tapauskohtaisesti.



Kuva 5.4-2. Metsäisen ulkoilualueen ja vesistön etäisyyden vaikutus asunnon neliöhintaan Joensuussa.

Taajamametsien vaikutus asuntojen hintoihin

Tulosten mukaan asunnonostajat ovat keskimäärin valmiita maksamaan vihreästä ja väljästä asuinympäristöstä. Joensuussa metsäisten ulkoilualueiden ja vesistöjen läheisyys sekä metsäalueiden suuri suhteellinen määrä asun-toalueella nostivat asunnon hintaa (kuva 5.4-2). Kaikkiaan lasketut mallit selittivät asunnon neliöhintaa varsin hyvin (lineaarinen malli 66 % neliöhinnan vaihtelusta ja puolilogaritminen 66 % logaritmoidusta neliöhinnasta). Eniten asuntojen keskimääräiseen hintatasoon vaikuttivat asunnon etäisyys keskustaan ja ikä.

Rivitaloasunnon hinta aleni ulkoilualueesta kauemmaksi siirryttäessä keskimäärin 42 mk/m^2 sataa metriä kohden, kun muut asunnon ominaisuudet oli vakioitu aineiston otoskeskiarvoihin (kuva 5.4-2). Vesistöjen läheisyys vaikutti voimakkaammin: neliöhinta laski keskimäärin 154 mk, kun etäisyys vesistöön kasvoi 100 metriä. Sen sijaan pienten metsäpuistojen merkitys ei ollut selvä, vaan puiston läheisyys vaikutti hintaan vastoin odotuksia negatiivisesti. Joensuun aineiston ongelmana oli kuitenkin se, että valtaosa asunnoista (78 prosenttia) sijaitsi alle 100 metrin etäisyydellä lähimmästä puistosta. Tämän vuoksi etäisyysmuuttujaan ei saatu riittävää vaihtelua hintavaikutuksen esille saamiseksi.

Joensuun hintamallien tulokset viittaavat kuitenkin siihen, että asuntoa liian lähellä sijaitsevat hoitamattomat metsäalueet voivat alentaa asuntohintaa. Tulos on ymmärrettävissä kaupungin metsien erityispiirteiden vuoksi: valtaosa taajamametsistä on 60–70-vuotiaita mäntyvaltaisia metsiä. Lähipuiston sijainti ja puuston laatu vaikuttavat sekä asunnon että pihan valoisuuteen, ja lähellä sijaitseva puusto voi olla haitaksi mm. varjostamalla asuntoa liiaksi. Asuntoalueiden puustojen hoitajille esitetäänkin usein toiveita valoisuuden lisäämisestä. Reuna-alueilla tulisi suosia lehtipuita ja matalakasvuisia puulajeja ja välttää tiheitä, varjostavia havupuumetsiä. Ruotsissa Rydberg (1998) on ehdottanut asuntojen lähelle noin 30 metrin levyisiä matalia metsänreunoja varjostusongelmien vähentämiseksi.

Salossa, jossa metsäisiä viheralueita on huomattavasti vähemmän, metsäpuistojen hintavaikutukset olivat selvempiä. Saadut mallit selittivät hintoja hyvin, noin 87 prosenttia asunnon logaritmoidusta kokonaishinnasta (taulukko 5.4-2). Sellaiset ri-

Taulukko 5.4-2. Salon asuntohintojen riippuvuus etäisyydestä metsäpuistoon ja asunnon muista ominaisuuksista. Puolilogaritmimalli, selitettävä muuttuja ln (rivitalo-osakkeen deflatoitu kokonaishinta).

Selittävä muuttuja, mittayksikkö	Kerroin	t-arvo
Vakio	9,082	102,91
ln (asunnon pinta-ala, m^2)	0,779	38,71
ln (keskustaetäisyys, km)	–0,111	–4,87
ln (etäisyys kauppaan, km)	–0,033	–2,96
Etäisyys metsäpuistoon, km	–0,057	–3,37
Asunnon ikä, v	–0,015	–12,32
Sijaintikunta	0,046	2,24
Tiilitalo	0,068	4,33
Metsänäkymä	0,048	3,37
R^2 (adjusted, df = 581)	0,87	
Durbin–Watson	1,91	

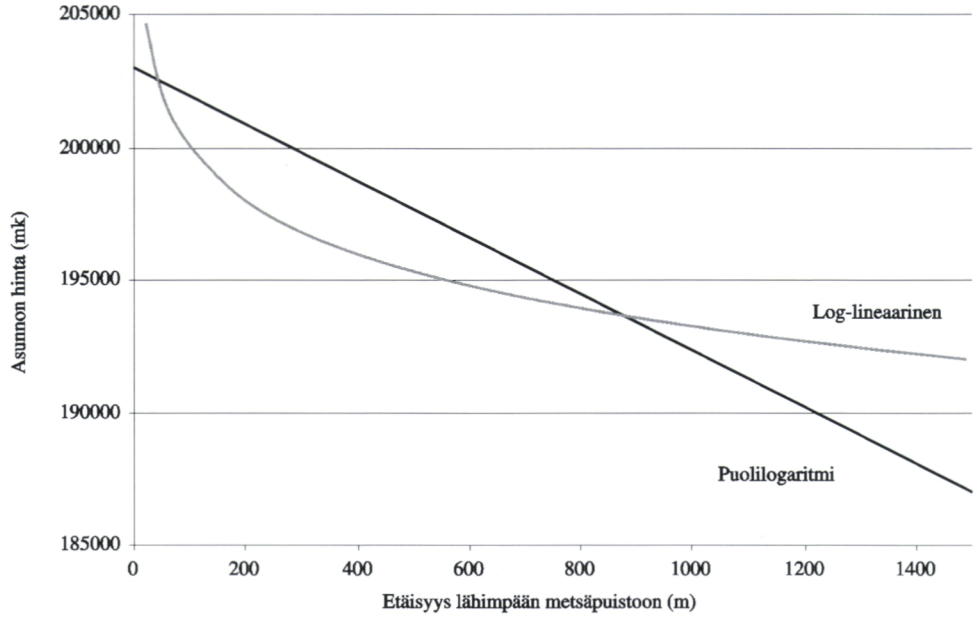
vitaloasunnot, joista oli metsänäkymä, olivat muuten vastaavia noin 5 prosenttia kalliimpia. Lisäksi puiston läheisyys nosti selvästi asunnon hintaa kaikissa hintamalleissa. Puolilogaritmimallin mukaan asunnon hinta oli kilometrin päässä metsäpuistosta noin 6 prosenttia alempi verrattuna vastaavaan asuntoon puiston vieressä (kuva 5.4-3).

Metsäpuiston vaikutus hintaan ei kuitenkaan ollut tasainen. Loglineaarisessa mallissa hintavaikutus oli voimakkain kävelyetäisyydellä puistosta (noin 600 metriä), minkä jälkeen se pieneni nopeasti etäisyyden lisääntyessä (kuva 5.4-3). Myös mallissa, jossa puistoetäisyys oli muunnettu luokkamuuttujaksi, saatiin merkitsevä hintavaikutus vain 600 metriin asti. Tulos on yhtäpitäviä virkistyskäyttötutkimusten kanssa, joiden mukaan metsäalueiden käyttö on aktiivisinta asunnon lähialueilla (Sievänen 1993, Jensen 1998).

Sen sijaan laajemmat metsäiset ulkoilualueet eivät Salossa vaikuttaneet merkitsevästi asunnon hintaan. Tämän selittänee se, että Salossa oli tutkimusajankohtana vain kaksi suhteellisen pientä ulkoilualuetta kaupungin yhdellä laidalla, kun taas Joensuussa alueiden tarjonta oli huomattavasti parempi. Syynä siihen, ettei ulkoilualueiden hintavaikutus Salossa tullut esille kaupunkitason asuntohintatarkastelussa, on siten todennäköisesti kaupungin ulkoilualueiden vähyys ja pienuus.

Aineiston keruumenetelmä oli aikaavievä ja suhteellisen kallis. Paikkatietojärjestelmien kehittyminen parantaa kuitenkin merkittävästi menetelmän soveltamismahdollisuuksia jatkossa. Numeeriset kaavakartat ja metsäsuunnitelmat mahdollistavat ympäristömuuttujien mittaamisen kartoilta nopeammin ja luotettavammin. Paikkatietojärjestelmät helpottavat mm. maisemarakenteen huomioon ottamista. Asuntoalueilta voidaan laskea korkeuseroja ja näkyvyyttä eri kohteisiin, mikä voi olla olennaista yksittäisen asunnon hinnanmuodostukselle.

Tuloksia ei voi suoraan verrata muihin tutkimuksiin, koska vastaavia tutkimuksia ei ole Suomessa aiemmin tehty. Varsinaisia kaupunkipuustojen arvoon liittyviä tutkimuksia on tehty lähinnä Yhdysvalloissa, jossa on erilaisten kaupunkiolosuhteiden vuoksi tutkittu ensisijaisesti yk-



Kuva 5.4-3. Metsäpuiston etäisyyden vaikutus asunnon (kokonais)hintaan Salossa.

Osa 1	Osa 2	Osa 3	Osa 4
• Vastausohjeet • Taajamametsien määritelmä Kartta 1. Kaupungin taajamametsät Kartta 2. Kaupungin kolme pääulkoilu-aluetta Kartta 3. Potentiaalinen rakennusalue	• Taajamametsien hyödyt ja haitat • Alueiden käyttöaktiivisuus ja –motiivit	• Maksuhalukkuus ulkoilualueiden • käytöstä (kartta 2) Maksuhalukkuus viheralueille rakentamisen estämiseksi (kartta 3)	• Vastaajan sosioekonomiset taustatiedot

Kuva 5.4-4. Kyselylomakkeen rakenne ja pääosat.

sittäispuiden vaikutuksia. Tutkimukset ovat osoittaneet, että pihapuusto lisää asunnon arvoa verrattuna puuttomaan asuintonttiin (esim. Morales ym. 1983, Martin ym. 1989).

Taajamametsien vaikutusta asuntohintoihin selvitettiin lähinnä metsien sijainnin ja pinta-alan avulla. Menetelmä sopii myös muiden viheralueiden, kuten pihojen tai rakennettujen puistojen arvottamiseen. Metsien olemassaolon lisäksi myös niiden laatu, esimerkiksi ikä ja puulajisuhteet, vaikuttavat arvostukseen. Näiden tekijöiden vaikutusta voidaan periaatteessa tutkia, jos vain käytössä on riittävän laaja aineisto. Ongelmana kuitenkin on, etteivät metsien rakenneominaisuudet taajama-alueella välttämättä vaihtele riittävästi esimerkiksi iän suhteen, koska ikäluokkajakauma on usein selvästi painottunut varttuneisiin ja uudistuskypsiin metsiin. Siten viheralueiden kaikkien eri laatutekijöiden arvoa tuskin voidaan selvittää hedonisten hintojen menetelmällä. Metsien rakenneominaisuuksien merkityksen mittaamiseen soveltuvat paremmin asukkaisiin tai alueiden kävijöihin kohdistuvat kyselytekniikat (esim. luku 5.5).

5.4.3 Taajamametsien virkistyskäyttöarvo

Joensuussa ja Salossa tehtiin kyselytutkimus, jossa selvitettiin asukkaiden taajamametsiin liittyviä arvostuksia. Lisäksi mitattiin taajamametsien virkistyskäytön ja asuinympäristön metsien taloudellista arvoa asukkaille hypoteettisten markkinoiden menetelmällä (Tyrväinen ja Väänänen 1998, Tyrväinen 1999). Kysely lähetettiin kummassakin kaupungissa 500:lle väestörekisteristä satunnaisesti valitulle 15–75-vuotiaalle asukkaalle. Useista osista koostunut kysely oli suunniteltu siten, että vastaajat hahmottivat aluksi taajamametsien merkitystä itselleen arvioimalla metsien hyötyjä ja käyttöä (kuva 5.4-4). Vastaajat johdatettiin näin kyselyn tärkeimpään osaan eli maksuhalukkuuskysymyksiin.

Kyselyn alussa määriteltiin taajamametsän käsite ja esitettiin karttojen avulla kaupungin taajamametsien sijainti. Toinen osa selvitti suhtautumista taajamametsiin sekä alueiden käyttöaktiivisuutta ja -motiiveja. Kolmannessa osassa vastaajat arvioivat taajamametsiin liittyviä arvostuksiaan rahassa. Ensiksi kysyttiin maksuhalukkuutta kolmen ulkoilualueen käytöstä. Joensuun ulkoilualueista Linnunlahti ja Repokallio sijaitsevat asemakaava-alueella ja Lykynlampi 10 kilometrin päässä keskustasta. Salon ulkoilualueet ovat sen sijaan kaikki asemakaava-alueen ulkopuolella. Niistä Maalu ja Kankare sijaitsevat yksityismailla, mutta ulkoi lureitistö on kaupungin ylläpitämä. Tupurin alue on kaupungin omistuksessa.

Joensuussa käytettiin puoliksi kahta kysymystyyppiä: kausimaksua sekä kuukausittaista ulkoilualueiden käyttömaksua. Kysymys osoitettiin alueiden käyttäjille, ja maksuhalukkuudet selvitettiin erikseen kesälle ja talvelle. Salossa käyttäjiltä kysyttiin

maksuhalukkuutta kahden tunnin ulkoilusta liitekartoilla osoitetuilla alueilla (kuva 5.4-5).

Toiseksi vastaajilta kysyttiin maksuhalukkuutta eräiden potentiaalisten rakennusalueiden säilyttämiseksi viheralueina. Alueiden valinta perustui ajankohtaiseen kaavoitustilanteeseen. Joensuussa oli meneillään yleiskaavan laadinta, jossa etsittiin sopivia rakentamisalueita kaupunkirakenteen tiivistämiseksi. Potentiaalisia rakennettavia alueita oli kaksi, toinen keskellä Noljakan asuntoaluetta ja toinen kaupungin laidalla Rantakylän asuntoalueella. Kaupunki jaettiin kysymyksessä kolmeen suuralueeseen. Länsi- ja pohjoisosien asukkailta kysyttiin vuosittaista maksuhalukkuutta oman alueensa metsien rakentamisen estämiseksi, eteläosan asukkailta maksuhalukkuutta muutoksen estämiseksi länsiosassa Noljakan alueella. Maksut esitettiin kerättäviksi kunnallisverotuksen yhteydessä kolmen vuoden ajan.



Kuva 5.4-5. Ulkoilijoita pyydettiin arvioimaan ulkoilualueiden arvoa rahassa.

Salossa tutkimuksessa oli mukana kolme rakennettavaa metsäaluetta eri puolilta kaupunkia. Näistä Anjala ja Isohärjänmäki oli kaavoitettu asuinalueiksi kaupungin osayleiskaavassa. Isohärjänmäki oli kaupungin pohjoisosien viimeinen yhtenäinen, laajahko metsäalue (59 ha). Alueen kaavoitus asuntoalueeksi oli herättänyt lähialueen asukkaissa voimakasta vastustusta, jonka vuoksi alkuperäistä rakentamistehokkuutta oli vähennetty ja vapaa-alueiden määrää kaavassa lisätty.

Maksuhalukkuutta tiedusteltiin maksukorttitekniikalla esittämällä vastaajille jana, jolle oli merkitty rahasummia nollasta alkaen tasaisin välein. Vastaajia pyydettiin arvioimaan suurin maksuhalukkuutensa ko. hyödykkeestä ja merkitsemään se vastauslomakkeeseen. Maksukorttitekniikka valittiin, koska se antaa vastaajalle visuaalista apua. Lisäksi se ei sisällä alkuarvoa, joka saattaisi vaikuttaa maksuhalukkuuteen. Toisaalta maksukortin korkein arvo tai maksuvälin laajuus voi osaltaan vaikuttaa vastaukseen.

Kyselyn vastausprosentti oli Joensuussa 65 ja Salossa 45 prosenttia. Joensuun aineisto edusti kaupungin asukkaita hyvin sukupuolen, iän, koulutuksen, asuntotyypin ja asuinalueen suhteen. Salossa aineisto oli kaupungin koko väestöä edustava iän, sukupuolen ja koulutuksen suhteen. Rivitaloasukkaat ja lapsiperheet olivat hieman yliedustettuina.

Taajamametsien käyttö ja niihin liittyvät arvostukset

Yleensä kaupunkilaiset suhtautuivat myönteisesti taajamametsiin ja kokivat niiden tuottavan ensisijaisesti hyötyjä. Metsien tärkeimmät hyödyt liittyivät kummassakin kaupungissa luontoon ja ulkoilumahdollisuuksiin (kuva 5.4-6). Vastaajat arvioivat myös metsien kaupunki-ilmastoa parantavat ominaisuudet suhteellisen merkittäviksi. Arkkitehtoniset ominaisuudet arvioitiin Salossa selvästi tärkeämmäksi kuin Joensuussa, koska osa Salon asuntoalueista on

rakennettu entisille peltoalueille. Näillä alueilla ympäristön vihreyttäminen puuston ja muun kasvillisuuden avulla on maisemallisesti tärkeää. Metsien puuntuotannolliset hyödyt koki tärkeimmiksi vain pieni osa (1–3 %) vastaajista.

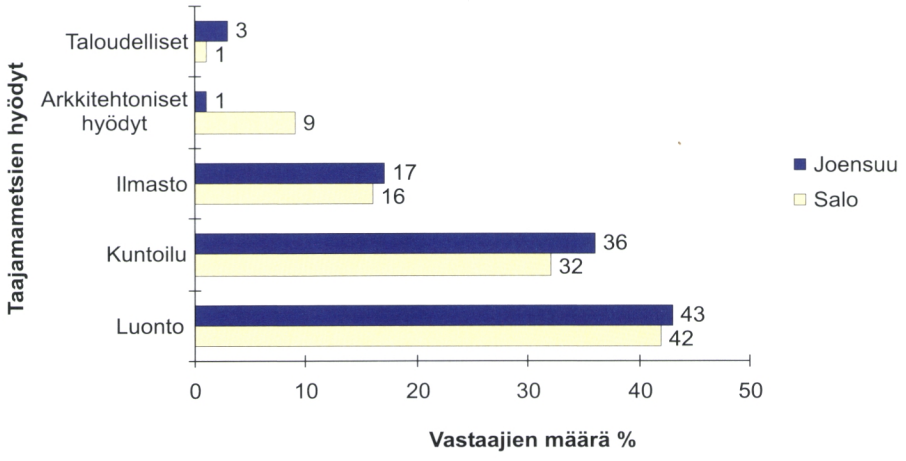
Reilusti yli puolet kummankin kaupungin vastaajista ei kokenut taajamametsistä olevan lainkaan haittoja. Suurimmiksi haitoiksi koettiin Salossa epäsosiaalisen väestön oleilu alueilla ja lasten turvallisuuskysymykset, Joensuussa varjostusongelmat ja roskaaminen. Seikat liittyivät ensisijaisesti alueiden hoitoon ja ylläpitoon eikä suoranaisesti niiden olemassaoloon.

Tulosten mukaan kaupunkilaiset käyttävät taajamametsiä hyvin aktiivisesti. Kaksi kolmasosaa joensuulaisista ilmoitti käyttävänsä alueita 2–3 kertaa ja 80 prosenttia kerran viikossa. Salossa noin puolet vastaajista käytti alueita joka viikko ja noin viidesosa 2–3 kertaa viikossa. Alueiden käyttöaktiivisuuden eroissa näkyy kuitenkin selvästi Joensuun parempi ulkoilualueiden tarjonta. Salossa puolet ei-käyttäjistä ilmoitti liian pitkän välimatkan syyksi siihen, ettei ulkoilualuella käyty.

Ulkoilualueiden arvo kävijöille

Tulosten mukaan ulkoilualueiden kävijät arvostavat niiden käyttömahdollisuutta. Joensuussa 64–83 prosenttia vastaajista ilmoitti alueen käytölle rahamääräisen arvon (taulukko 5.4-3). Joensuussa alueiden käyttömahdollisuutta pidettiin 42–53 markan arvoisena kuukaudessa ja keskimäärin 108–141 markan arvoisena koko kaudelta alueen ja vuodenajan mukaan. Pienin rahamääräinen arvostus oli 10 km päässä keskustasta sijaitsevan Lykynlammen talvikäytöllä. Vaikka alue on talvisin vilkkaassa ulkoilukäytössä, vaihtoehtoisia hiihtoalueita on Joensuussa suhteellisen helppo löytää. Pääsyyt nolla markkaa -vastauksiin olivatkin mahdollisuus käyttää muita alueita ja vastaajan huono taloudellinen tilanne.

Ulkoilukäyttäjien määrän ja virkistyskäytön keskimääräisen arvostuksen perusteella laskettiin myös eri alueiden virkistyskäyttöarvo kertomalla keskimääräinen maksuhalukkuus kyseistä aluetta käyttävien asukkaiden lukumäärällä. Joensuussa korkein ulkoilukäyttöarvo, 8,6 milj. markkaa vuodessa, saatiin Linnunlahdelle käytettäessä kuukausimaksun keskiarvoja. Kahden muun alueen arvot olivat lähellä toisiaan eli noin 4,4 milj. markkaa vuodessa. Laskennan oletuksena kuitenkin on, että



Kuva 5.4-6. Taajamametsien tärkeimmät hyödyt Joensuussa ja Salossa.

Taulukko 5.4-3. Ulkoilualueiden käytön rahamääräinen arvostus Joensuussa, markkaa/kuukausi (kävijät).

Alue ja kausi [1] (vastaajien lkm)	Maksuhalukkuus > 0, %	Maksuhalukkuus nolla, %	Protestoi tai ei osaa sanoa, %	Keskiarvo mk/kk [2]
Repokallio, kesä (39)	82,1	5,1	12,8	46
Repokallio, talvi (32)	75,0	9,4	15,6	53
Linnunlahti, kesä 80)	75,0	6,2	18,8	51
Linnunlahti, talvi (63)	70,0	9,5	20,6	42
Lykynlampi, kesä (40)	67,5	10,0	22,5	47
Lykynlampi, talvi (39)	64,1	15,4	20,5	50

[1] Kesäkausi touko–syyskuu, talvikausi loka–huhtikuu.

[2] Protestivastaukset poistettu.

alueita käytettäisiin 12 kuukautta vuodessa. Kausimaksujen perusteella ulkoilualueiden arvo oli selvästi pienempi ja vaihteli välillä 1,9–4 milj. markkaa.

Myös Salossa suurin osa (63–80 %) vastaajista ilmoitti alueen käytölle rahamääräisen arvon (taulukko 5.4-4). Suosituin ulkoilualue oli kaupungin omistama Tupuri, jota käytti lähes joka toinen vastaaja. Maalussa kävi noin joka viides ja Kankareen alueella joka kymmenes. Kahden tunnin ulkoilukertaa pidettiin alueesta ja vuodenajasta riippuen 9–17 markan arvoisena. Pienin rahamääräinen arvostus, 9 markkaa/käynti, oli Kankareen ulkoilualueella kesällä. Alue oli mukana olleista ulkoilualueista pienin, vähiten hoidettu ja yksityismailla. Maalussa ja Tupurissa käyntikerran arvo oli 15–17 markkaa.

Salossa pääsyinä nolla markkaa -vastauksiin olivat mahdollisuus käyttää muita alueita tai haluttomuus käyttää ko. aluetta tiettynä vuodenaikana. Osa vastaajista protestoi kummassakin kaupungissa kysymyksenasettelua. Suurimpana syinä protestivastauksiin olivat ulkoilualueiden käyttömaksujen periaatteellinen vastustaminen tai se, että vastaaja ei osannut ilmaista arvostuksiaan rahamääräisinä.

Salossa ulkoilukerran arvon ja alueiden käyttömäärien perusteella laskettiin ulkoilualueiden kuukausittainen arvo käyttäjää kohti. Arvoksi saatiin alueen ja vuodenajan mukaan 31–76 markkaa kuukaudessa. Alueen edullinen sijainti ja hoidon aktiivisuus nostivat arvostusta. Joensuussa saadut kuukausittaiset käyttöarvot (keskimäärin 50 mk) sijoittuivat Salon tulosten keskivälille. Ulkoilukäytön määrän ja keskimääräisten maksuhalukkuuksien perusteella voitiin laskea myös eri alueiden virkistyskäyttöarvo. Salossa suurin arvo, runsaat 6 milj. markkaa vuodessa, saatiin parhaiten hoidetulle ja eniten käytetylle Tupurin alueelle. Maalun virkistyskäyttöarvo oli 1,4 milj. ja Kankareen pienimpänä noin 0,6 milj. markkaa vuodessa.

Metsäalueiden säästäminen rakentamiselta

Joensuulaisista noin puolet oli valmiita maksamaan viheralueiden vähenemisen estämiseksi. Keskimääräinen maksuhalukkuus oli suuralueittain 126–206 markkaa vuodessa kolmen vuoden ajan (taulukko 5.4-5). Pienin maksuhalukkuus oli kaupungin eteläosan asukkailla, joihin ehdotettu taajamametsien väheneminen vaikutti vähiten.

Maksuhalukkuutta selittävän mallin mukaan asuminen lähellä muutosaluetta ja alueen käyttö lisäsivät maksuhalukkuutta, samoin näkymä asunnosta muutosalueelle. Kotitalouden tuloilla ei ollut vaikutusta, mikä voidaan tulkita niin, että viheralueet eivät ole ylellisyyshyödyke vaan jokapäi-

Taulukko 5.4-4. Ulkoilualueiden käytön rahamääräinen arvostus Salossa, markkaa kahden tunnin käyttökerralta (käyttäjät).

Alue ja kausi (vastaajien lkm)	Maksuhaluk-kuus > 0, %	Maksuhalukkuus nolla, %	Protestoi tai ei osaa sanoa, %	Keskiarvo mk/käynti [1]
Tupuri, kesä (89)	77,5	10,1	12,4	16,5
Tupuri, talvi (93)	79,6	11,8	8,6	15,5
Maalu, kesä (29)	65,5	13,8	20,7	16,7
Maalu, talvi (43)	76,7	11,6	11,6	16,2
Kankare, kesä (19)	63,2	21,0	15,8	9,1
Kankare, talvi (22)	72,8	13,6	13,6	11,3

[1] Protestivastaukset poistettu.

väinen osa asukkaiden elämää. Metsien olemassaoloa ja käyttömahdollisuutta arvostetaan yhteiskuntaluokasta riippumatta. Samansuuntaisia tuloksia tulojen ja maksuhalukkuuden yhteydestä on saatu luonnon monimuotoisuuteen liittyvistä arvottamistutkimuksista (esim. Veisten 1993).

Tärkeimpinä syinä nolla markkaa -vastauksiin olivat mahdollisuus käyttää muita viheralueita tai se, ettei muutos vaikuttanut vastaajaan. Useiden mielestä kaupungissa myös olisi vielä riittävästi viheralueita muutoksen jälkeen. Noin viidesosa kyselyyn osallistuneista protestoi kysymyksenasettelua. Päämotiivit olivat haluttomuus maksaa lisää veroja tai taloudellisen arvottamisen vaikeus.

Salon vastaajista noin kaksi kolmasosaa oli valmis maksamaan Isohärjänmäen alueen säästämiseksi rakentamiselta, Anjalan noin puolet ja Utiskamäen alueen 62 prosenttia vastaajista. Keskimääräinen maksuhalukkuus oli 74–169 markkaa vuodessa kolmen vuoden ajan (taulukko 5.4-5). Suurin maksuhalukkuus koko kolmen vuoden kaudelle, noin 500 markkaa/kotitalous, saatiin Isohärjänmäen alueelle. Anjalan vastaava arvo oli 460 ja Utiskanmäen 220 markkaa.

Saatuja tuloksia on vaikea verrata muihin tutkimuksiin, koska kaupunkiviheralueiden taloudellista arvoa ei ole Suomessa tutkittu aiemmin. Muissakin Pohjoismaissa on tutkittu lähinnä seudullisten ulkoilualueiden tai laajojen virkistys- ja retkeilyaluiden käyttöä. Alueet ovat luonteeltaan ja ominaisuuksiltaan niin erilaisia, ettei tuloksia voida suoraan vertailla.

Taulukko 5.4-5. Kotitalouksien maksuhalukkuus (WTP) metsäalueiden rakentamisen estämiseksi Salossa (n=208) ja Joensuussa (n=303).

Rakennettava alue	WTP > 0, %	WTP = 0, %	Protestoi tai ei osaa sanoa, %	Keskiarvo, mk/v [1]	Yhteensä, milj. mk/v
Anjala, Salo	48,0	41,3	10,6	152	0,58 [2]
Isohärjänmäki, Salo	66,2	19,9	13,9	169	0,65 [2]
Utiskamäki, Salo	62,5	20,0	17,5	74	0,28 [2]
Joensuu länsiosa	55,4	23,1	21,5	206	1,79
Joensuu itäosa	55,1	25,5	19,4	190	1,20
Joensuu eteläosa	45,2	29,8	25,0	126	0,82

1) Protestivastaukset poistettu. Maksut kerätään kolmena vuonna.

2) Laskettu kolmasosalle Salon kotitalouksista.

5.4.4 Johtopäätökset

Tulosten mukaan asukkaat arvostavat taajamametsien hyötyvaikutuksia. Se, että metsien hyödyt heijastuvat asuntohintoihin, osoittaa erityisen selvästi, että niistä ollaan valmiita konkreettisesti maksamaan. Samoin asukkaat arvioivat taajamien ulkoilualueiden tuottavan rahassa mitattuna merkittäviä virkistyshyötyjä. Tutkimuksessa käytetyt taloudellisen arvottamisen menetelmät antoivat yhdensuuntaisia tuloksia.

Asukkaat painottavat maisema- ja ulkoiluarvoja myös taajamametsien hoidossa. Siten alueiden hoidon ja käytön suunnittelussa olisi kiinnitettävä huomiota määrältään riittävien viheralueiden varaamisen lisäksi myös alueiden laatuun. Tulokset korostavat taajamametsien erityispiirteet huomioonottavien metsäsuunnitelmien ja hoitoperiaatteiden tärkeyttä. Useimmista kunnista tällaiset suunnitelmat nykyisin puuttuvat.

Vaikka asuinympäristön laadun merkitys asuntojen hinnoille on intuitiivisesti selvä, on epäselvää, millaisilla muuttujilla viheralueita tulisi asuntohintamalleissa kuvata. Ongelmana on myös se, että metsien hyödyt ovat moniulotteisia ja osittain päällekkäisiä. Esimerkiksi metsäinen virkistysalue tarjoaa ulkoilumahdollisuuksia, mutta vaikuttaa myös läheisten asuintalojen viihtyisyyteen vaimentamalla tuulta ja yhdyskuntamelua sekä suodattamalla ilman epäpuhtauksia. Tämän tutkimuksen perusteella puisto- tai metsänäkymä sekä etäisyys puisto- ja ulkoilualueille näyttävät olevan toimivia taajamametsien hyötyjen kuvaajia.

Kiinteistöarvomenetelmä on perustaltaan luotettava, koska se perustuu kuluttajien todella tekemiin valintoihin ja todellisiin, maksettuihin hintoihin. Todennäköisesti taajamametsien aineettomien hyötyjen kapitalisoituminen kiinteistöjen arvoon ei kuitenkaan ole täydellistä. Menetelmä mittaa ensisijaisesti vain asumiseen liittyviä käyttöarvoja. Ulkopuolelle jäävät esimerkiksi alueiden käytöstä muille kuin asukkaille syntyvät hyödyt. Siten menetelmällä saadaan vain alueiden minimiarvo.

Hypoteettisten markkinoiden menetelmä on joustavampi, mutta sen haittana on maksujen hypoteettinen luonne. Rakennetussa ympäristössä sitä voidaan kuitenkin käyttää rinnakkain kiinteistöarvomenetelmän kanssa, ja saatavat maksuhalukkuusestimaatit ovat lisäksi suoraan käytettävissä kustannus–hyötyanalyyseissa. Hypoteettisten markkinoiden menetelmällä on periaatteessa mahdollista mitata alueiden kokonaisarvoa. On kuitenkin muistettava, että taajamametsien tuottamat ekologiset ja sosiaaliset hyödyt ovat moninaisia. Viheralueilla on myös yhdyskuntateknisiä hyötyjä, kuten eroosiontorjunta ja vedenpidätys, jotka ovat tulossa erityisen tärkeiksi Keski-Euroopan tiheästi rakennetuissa maissa. Viheralueiden kokonaismerkityksen arviointi ja taloudellinen arvottaminen voikin olla asukkaille vaikea tehtävä.

Taloudelliset arvottamismenetelmät kuvaavat taajamametsien aineettomia hyötyjä ja asukkaiden arvostuksia kvalitatiivisia menetelmiä konkreettisemmin. Menetelmien keskeistä soveltamisalaa ovat kuntien maankäyttösuunnittelu, kaavatalouslaskelmat ja viheralueiden hoidon kustannus–hyötyanalyysit. Nykyisin maankäyttösuunnittelussa ei systemaattisesti arvioida viheralueiden hyötyjä eri maankäyttövaihtoehdoissa. Menetelmiä voidaan käyttää myös arvioitaessa uusien viheralueiden perustamisen hyötyjä.

Sen ymmärtäminen, että investointi puuston istuttamiseen heijastuu aikanaan asuntojen arvoon, voi edesauttaa esimerkiksi lähiöympäristöjen kunnostusprojektien käynnistämistä. Istutetun puuston hintavaikutus on kuitenkin suurimmillaan vasta kun puusto on täysikasvuista, mikä vie Suomen olosuhteissa useita vuosikymmeniä. Sen vuoksi rakennettavien alueiden olemassaolevan puuston säilyttäminen ja suojaaminen on tärkeää.

Kaikkiaan on vaikeaa sanoa, kumpi käytetyistä menetelmistä tuottaa tarkempia arvioita viheralueiden arvosta. Kumpaankin liittyy potentiaalisia virhelähteitä, joita on sovelluksissa vaikea täysin eliminoida

(ks. luku 5.2). Carsonin ym. (1996) mukaan CV-estimaatit olivat keskimäärin hieman korkeampia kuin ns. paljastettujen preferenssien menetelmillä saadut. Samalla kuitenkin todettiin, ettei vertailluissa tutkimuksissa arvotettu hyödyke useinkaan ollut täysin sama. Tämä pätee myös tähän taajamametsätutkimukseen, koska hyödykkeitä ei ollut mahdollista määritellä täysin vastaaviksi. Saadut tulokset kuitenkin osoittavat, että maksuhalukkuusestimaatit ovat samaa suuruusluokkaa ja erot loogisesti selitettävissä.

Metsiin suhtautuminen on todennäköisimmin riippuvainen paitsi niiden tarjonnasta, myös asukkaiden kulttuuritaustasta. Vaikka arvostukset vaihtelevat, suomalaiset arvostavat keskimäärin puustoista ja vihreää asuinympäristöä. Muualla Euroopassa suhtautuminen puustoisiin kaupunkiviheralueisiin voi olla erilainen kaupunkikulttuurin ja luonnonolosuhteiden erojen vuoksi.

Kirjallisuus

Carson, R.T., Flores, N., Martin, K.M. ja Wright, J.L. 1996. Contingent valuation and revealed preference methodologies: comparing the estimates for quasipublic goods. Land Economics 72 (1):80–99.

Jensen, F.S. 1998. Forest recreation in Denmark from the 1970s to the 1990s. PhD dissertation, Royal Veterinary and Agricultural University/ Danish Forest and Landscape Research Institute.

Martin, C., Maggio, R. ja Appel D. 1989. The contributory value of trees to residential property in the Austin, Texas Metropolitan Area. Journal of Arboriculture 15(3):72–76.

Morales, D.J., Micha, F.R. ja Weber, R.L. 1983. Two methods of valuating trees on residential sites. J. Arboricol. 9:21–24.

Rydberg, D. 1998. Urban forestry in Sweden. Silvicultural aspects focusing on young forests. Doctoral Thesis, Swedish University of Agricultural Sciences, Department of Silviculture. Acta Universitatis Agriculturae Sueciae Silvestria 73.

Sievänen, T. 1993. Kaupunkiväestön ulkoilukäyttäytyminen ja ulkoilualueiden käyttö. Hämeenlinnan ulkoilututkimus. Folia Forestalia 824.

Tyrväinen, L. 1997. The amenity value of the urban forest: an application of the hedonic pricing method. Landscape and Urban Planning 37: 211–222.

Tyrväinen, L. 1999. Monetary valuation of urban forest amenities in Finland. Väitöskirja. Joensuun yliopisto, metsätieteellinen tiedekunta. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 739.

Tyrväinen, L. ja Väänänen. H. 1998. The economic value of urban forest amenities: An application of the contingent valuation method. Landscape and Urban Planning 43:105–188.

Veisten, K., Hoen, H., Navrud, S. ja Strand, J. 1993. Valuing biodiversity in Norwegian forests: A contingent valuation study with multiple bias testing. Memorandum from Dept. of Economics 7, University of Oslo.

5.5 Metsän ominaisuuksien arvottaminen virkistysalueilla

Paula Horne ja Ville Ovaskainen

5.5.1 Mitä virkistysalueiden metsiltä odotetaan?

Virkistysalueiden metsien käyttö on tyypillisesti monikäyttöä, jossa eri käyttömuodot voivat olla toisiaan suosivia, neutraaleja tai kilpailevia (esim. Hytönen 1995). Eri käyttömuodot vaativat metsäluonnolta erilaisia ominaisuuksia, joihin voidaan vaikuttaa metsänhoidollisin toimenpitein. Noudatettu metsänhoidon linja määrää luonnonolosuhteiden ohella esimerkiksi alueen metsäluonnon monimuotoisuuden tason ja puuntuotantokyvyn. Taajamien ulkopuolella sijaitsevien kaukovirkistys- tai ulkoilualueiden metsien hoidossa ulkoilukäytön tarpeita ja puuntuotannollista näkökulmaa on painotettu vaihtelevasti. Yleisesti ottaen virkistysmetsien hoidossa on kuitenkin käytetty kevyempiä ja pienipiirteisempiä käsittelymenetelmiä kuin talousmetsien hoidossa (Löfström 1990).

Kun metsänhoidon tavoitteena on miellyttävän virkistysympäristön luominen, alueiden hoitajat tarvitsevat tietoa siitä, minkälaisen metsäympäristön kävijät kokevat viihtyisäksi. Usein tilanteeseen tyytyväiset henkilöt eivät ilmaise mielipidettään, jollei sitä vartavasten kysytä, kun taas epäkohtia havainneet antavat palautetta herkemmin (Sievänen 1992). Hoidon suunnittelussa tulee ottaa huomioon eri kävijäryhmien tarpeet ja toiveet, jotka saattavat olla keskenään ristiriidassa (Pouta ja Heikkilä 1998). Lisäksi samankin kävijän toiveet ulkoilumetsien hoidosta voivat olla ristiriitaisia: luonnon monimuotoisuuden vaalimista saatetaan toivoa samalla kun vaaditaan helppokulkuisia ulkoilumaastoja. Kokonaiskuvan luomiseksi ulkoilijoiden ja lähiasukkaiden mielipiteistä näitä on monilla alueilla pyritty selvittämään osallistavan ja vuorovaikutteisen suunnittelun menetelmin.

Helsingin kaupungin omistamilla Nuuksion ulkoilualueilla metsien hoidon päätavoitteena on ollut virkistys- ja vapaa-ajanviettoympäristön kehittäminen (Metsien hoidon... 1995). Lisätavoitteita ovat luonnonsuojelu ja monimuotoisuuden kehittäminen, metsien säilyminen ja elinvoimaisuus, maisema-arvojen vaaliminen sekä työtapojen ja -menetelmien taloudellisuus ja tarkoituksenmukaisuus. Metsäluontoa hoitaa Rakennusviraston viherosasto em. tavoitteisiin perustuvan metsäsuunnitelman mukaisesti. Metsien hoidosta tiedotetaan ja siinä toimitaan yhteistyössä alueiden käyttäjien ja viranomaisten kanssa. Vuorovaikutteisuutta on toteutettu toimenpiteistä tiedottamalla, suunnitteluryhmissä, sidosryhmiä kuulemalla ja kävijäkyselyin (esim. Pouta 1990, Nuuksion ulkoilualueiden... 1995, Miettinen ja Horne 1999).

Ulkoilumetsien hoidon suunnittelussa tarvitaan siis tietoa alueiden käyttäjien mieltymyksistä (preferensseistä) metsän eri ominaisuuksien suhteen. Ulkoiluun soveltuvuuden lisäksi myös ulkoilumetsien maisemallinen miellyttävyys ja luonnon monimuotoisuuden säilyttäminen ovat kävijöille tärkeitä asioita (esim. Eskelinen 1979, Katila 1987, Pouta ja Heikkilä 1998). Hoitotapoja valittaessa on syytä kiinnittää huomiota myös taloudellisiin seikkoihin (Pouta ja Heikkilä 1998).

Seuraavassa esiteltävässä tutkimuksessa selvitettiin ulkoilualueiden kävijöiden mieltymyksiä eräiden metsänkäsittelysyä riippuvien ominaisuuksien kuten metsämaiseman, luonnon lajirikkauden ja hoitokustannusten suhteen. Tutkimus liittyi useista alueista koostuvan virkistysalue kokonaisuuden hoitoon, jolloin eri alueilla voidaan lisäksi soveltaa erilaista metsänhoitoa. Asetelma antaa siten mahdollisuuden tutkia myös kävijöiden preferenssejä metsän ominaisuuksien alueellisen sijoittumisen ja vaihtelevuuden suhteen.

5.5.2 Tutkimusasetelma, aineisto ja menetelmät

Aineisto kerättiin ohjattuna kyselynä neljällä Nuuksion järviylängöllä sijaitsevalla Helsingin kaupungin ulkoilualueella (Luukkaa, Pirttimäki, Salmi ja Vaakkoi) kesä–lokakuussa 1998. Jotta kaikilla vastaajilla olisi ollut samat perustiedot, haastattelija kertoi vastaajille aluksi ulkoilualueiden hoidosta ja hoitokustannuksista sekä luonnon monimuotoisuudesta ja sen suojelun tärkeydestä. Lisäksi vastaajia muistutettiin alueilla olevista aarnialueista ja läheisen Nuuksion kansallispuiston olemassaolosta. Osa kysymyslomakkeesta oli itsenäisesti täytettävissä, osa vaati haastattelijan ja vastaajan vuorovaikutusta.

Kävijöiden mieltymyksiä ulkoilualueiden metsien hoidon suhteen tutkittiin kahdella eri lähestymistavalla. Ns. puhtaiden preferenssien tutkimiseksi vastaajilta kysyttiin ensiksi heidän mieltymyksiään kunkin valitun metsän ominaisuuden suhteen. Toiseksi käytettiin hypoteettisen valinnan menetelmää eri ominaisuuksien välisten vaihtosuhteiden tutkimiseksi.

Puhtaasti maisemallisten mieltymysten selvittämiseksi kävijöilta kysyttiin, mitä esitetyistä kolmesta kuvaparista he pitävät maisemallisesti kauneimpana. Kuvaparien oletettu yhteinen lähtökohta oli viljelemällä uudistettu kuivan kankaan mäntytaimikko. Kukin kuvapari esitti kyseistä metsikköä tietyllä voimakkuudella käsiteltynä noin 40 ja 100 vuoden iässä. Käsittelyvaihtoehtoja oli kolme: taimikkovaiheen jälkeen käsittelemättä jätetty, Helsingin ulkoilumetsien nykyisten hoito-ohjeiden mukaisesti käsitelty sekä voimakkaasti käsitelty metsä. Nykytilanne vastasi siis käsittelyvoimakkuudeltaan keskimmäistä vaihtoehtoa. Voimakkaasti käsitelty metsä taas oli muita vaihtoehtoja harvempi ja siitä oli poistettu hakkuutähteet sekä kuolleet puut.

Koska lähtokohtana oli kaikissa tapauksissa keinollisesti syntynyt taimikko, käsittelemätön metsä -vaihtoehtokaan ei ollut täysin luonnontilainen. Kysymyksessä ei kuitenkaan annettu vastaajalle tietoa metsänkäsittelyn voimakkuudesta. Tutkimuksissa on todettu, että ulkoilijat kertovat arvostavansa luonnontilaista metsää mutta heillä ei välttämättä ole käsitystä siitä, milloin metsä on luonnontilainen (Savolainen ja Kellomäki 1981). Tässä tutkimuksessa ei tarkasteltu suhtautumista metsänkäsittelytoimenpiteisiin sinänsä, vaan pikemminkin niiden tuloksena syntyvään metsäluontoon.

Vastaajilta kysyttiin lisäksi viisiportaisella asteikolla, kuinka tärkeinä he pitivät eräitä metsien hoidosta riippuvia ominaisuuksia. Mainittuja ominaisuuksia olivat lajirikkaus, maisemallinen kauneus, hoitokustannukset, metsämaiseman vaihtelevuus, metsien helppokulkuisuus sekä metsien hoito niillä ulkoilualueilla, joilla kyseinen vastaaja ei yleensä käynyt.

Eri ominaisuuksien välisiä vaihtosuhteita tutkittiin hypoteettisen valinnan menetelmällä (ks. luku 5.2.3). Vastaajalle esitettiin kuusi erilaista valintatilannetta. Kussakin valintatilanteessa vastaajalla oli valittavanaan kolme erilaista vaihtoehtoa. Vaihtoehtoja kuvattiin neljän eri tekijän avulla: luonnon lajirikkauden tasolla, metsänhoidon kustannuksilla, metsämaisemalla sekä lajirikkaudeltaan ja maisemaltaan erilaisten metsien sijoittumisella ulkoilualueiden kokonaisuudessa. Yksi vaihtoehto esitettiin nykytilanteena, joka oli kaikissa valintatilanteissa sama. Vastaajien tuli valita kussakin valintatilanteessa parhaana pitämänsä vaihtoehto.

Vaihtoehdot esitettiin pelkistettyinä Nuuksion järviylängön karttoina, joissa näkyi viisi Helsingin ulkoilualuetta sekä Nuuksion kansallispuisto. Vaihtoehdon sisältämät alueittaiset maisemat oli merkitty karttaan tunnusvärein, jotka kuvasivat maisemamieltymysten yhteydessä esiteltyjä valokuvapareja (taulukko 5.5-1). Lajirikkautta kuvattiin alueen viereen merkityllä indeksiluvulla, jonka suurin mahdollinen arvo oli käsittelemätöntä metsää vastaava 100. Kartan alla esitettiin samat alueittaiset tiedot, vaihtoehtoon liittyvä keskimää-

Taulukko 5.5-1. Käsittelyvaihtoehtoja kuvaavat metsän ominaisuudet tasoineen.

Ominaisuus	Esitystapa	Tasovaihtoehdot
Maisema	Valokuvaparit	Käsittelemättä jätetty
		Nykyisen kaltainen käsittely
		Voimakas käsittely
Lajirikkaus	Indeksiluku	15
	(korkein arvo 100)	40
		70
		100
Hoitokustannukset	Verojen muutos,	–50 (säästö)
	mk/kotitalous/vuosi	0
		50
		100
		200
		300

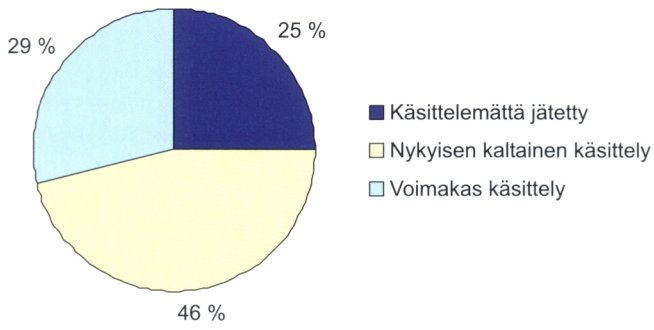
räinen lajirikkaustaso ja hoitokustannuksia kuvaava verojen muutos nykytasosta (mk/kotitalous/v).

Nykytilanteen kuvauksessa kaikkien ulkoilualueiden maisema vastasi keskivoimakasta käsittelyä, lajirikkausindeksin arvo oli 70 ja veronmuutoksen tilalla maininta "nykyiset kustannukset". Muissa vaihtoehdoissa ominaisuuksien tasot vaihtelivat, kuitenkin niin että kullekin maisemalle oli vain kaksi mahdollista lajirikkaustasoa (esim. käsittelemättömälle metsälle arvot 100 ja 70). Hoitokustannusten vaikutukset veroihin esitettiin tietoisesti tasoltaan epärealistisen korkeina, koska tutkimuksella haluttiin selvittää parhaana pidettyyn vaihtoehtoon vaikuttavien tekijöiden painotuksia. Eri käsittelyvaihtoehtojen todelliset kustannusvaikutukset olisivat olleet kotitaloutta kohti laskettuina merkityksettömän pienet, jolloin tämän ominaisuuden merkitystä ei olisi voitu tutkia. Asetelma mahdollistaa myös myöhemmin tehtävän hyvinvointivaikutusten analyysin.

Vastauksia kertyi kaikkiaan 424. Yksittäisiä tekijöitä koskevien mieltymysten osalta tulokset laskettiin myös alueittain. Vaakkoin vastausmäärä jäi kuitenkin liian pieneksi tilastollisesti luotettavien tunnuslukujen laskemiseksi, joten alueen tuloksia ei ole raportoitu erikseen.

5.5.3 Mieltymykset yksittäisten tekijöiden perusteella

Kaikkien alueiden vastaajista lähes puolet, 46 prosenttia, piti maisemallisesti kauneimpana vaihtoehtona keskivoimakkaasti – ts. nykykäytännön mukaisesti – käsiteltyä



Kuva 5.5-1. Maisemallisesti kauneimpana pidetty käsittelyvaihtoehto, kaikkien alueiden vastaajat.

metsää (kuva 5.5-1). Seuraavaksi suosituin oli voimakkaasti käsitelty vaihtoehto, jonka valitsi parhaaksi kolmasosa Luukkaan ja vajaat 30 prosenttia Salmen ja Pirttimäen vastaajista (taulukko 5.5-2). Käsittelemätöntä metsää piti kauneimpana runsas viidesosa Luukkaan ja neljäsosa Salmen ja Pirttimäen vastaajista. Myös aikaisempien tutkimusten mukaan hoidetut metsät ovat olleet maisemallisesti arvostetuimpia (esim. Savolainen ja Kellomäki 1981, Brown ym. 1990).

Vastaajista nuorimmat ikäluokat pitivät käsittelemätöntä metsämaisemaa kauneimpana yleisemmin kuin muut, kun taas vanhimmat ikäluokat pitivät vastaavasti voimakkaasti käsitellystä metsämaisemasta. Naisista 21 ja miehistä 28 prosenttia piti käsittelemätöntä metsää kauneimpana.

Kysyttäessä mielipidettä metsän eri ominaisuuksien tärkeydestä yli 90 prosenttia vastaajista piti lajirikkautta hyvin tai ainakin melko tärkeänä ulkoilualueiden metsän ominaisuutena (kuva 5.5-2). Erityisesti Salmen ja Pirttimäen vastaajien valtaosa katsoi lajirikkauden hyvin tärkeäksi, samoin kuin vanhin ikäluokka (yli 70 prosenttia). Lajirikkauden tärkeys oli käänteisessä yhteydessä nettotuloihin: mitä alempi tuloluokka, sitä useampi piti lajirikkautta hyvin tärkeänä. Naiset pitivät miehiä useammin lajirikkautta hyvin tärkeänä.

Maiseman kauneutta piti hyvin tärkeänä yli 60 prosenttia vastaajista ja vähintään melko tärkeänä lähes kaikki (kuva 5.5-2). Maisemaa siis pidettiin tärkeänä tai hyvin tärkeänä jopa hieman yleisemmin kuin lajirikkautta, erityisesti Luukkaalla ja Pirttimäessä. Mitä vanhempaan ikäluokkaan vastaaja kuului, sitä yleisemmin hän piti maisemaa hyvin tärkeänä. Naiset pitivät maiseman kauneutta hyvin tärkeänä miehiä useammin. Maiseman kauneuden ohella myös sen vaihtelevuus koettiin tärkeäksi. Hyvin tärkeäksi maiseman vaihtelevuus oli kuitenkin arvioitu alueesta riippumatta selvästi harvemmin kuin lajirikkaus ja maiseman kauneus.

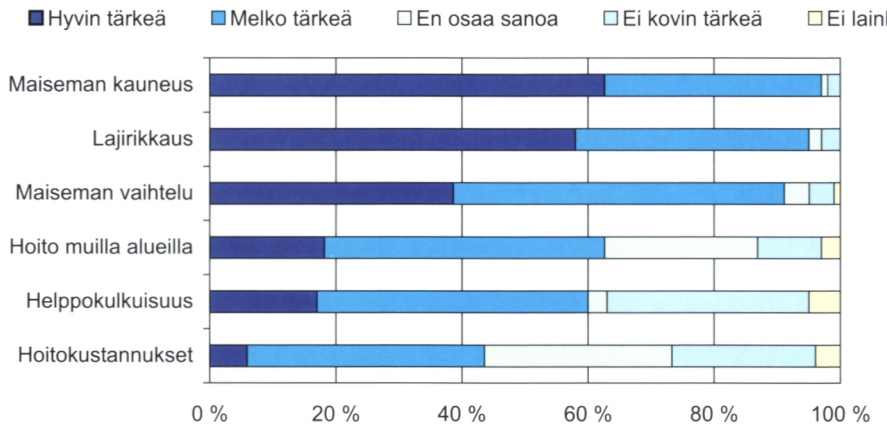
Metsien hoito niillä alueilla, joilla kyseinen vastaaja ei yleensä käy, oli monille melko tärkeää mutta harvoin hyvin tärkeää (useimmin Luukkaalla ja harvimmin Salmessa). Keskimäärin 13 prosenttia vastaajista ei pitänyt muiden alueiden hoitoa kovin tai lainkaan tärkeänä. Epätietoisten osuus oli varsin suuri, noin neljäsosa vastaajista. Alueen helppokulkuisuutta pidettiin samoin usein melko tärkeänä, mutta Pirttimäessä lähes puolet ja muillakin alueilla noin kolmasosa vastaajista katsoi, ettei helppokulkuisuus ole kovin tai lainkaan tärkeää.

Hoitokustannusten tärkeydestä noin joka kolmas vastaaja, ts. huomattavan suuri osa, ei osannut sanoa mielipidettään. Kysymys myös jakoi mielipiteitä: runsas neljäsosa vastaajista ei pitänyt kustannuksia kovin tai ollenkaan tärkeinä, kun taas noin kolmasosa piti niitä melko tärkeänä metsien hoitoon liittyvänä tekijänä. Hyvin tärkeänä hoitokustannuksia pitivät erittäin harvat. Salmessa epätietoisten osuus oli selvästi suurin. Hoitokustannukset merkitsivät sitä vähemmän, mitä ylempään tuloluokkaan vastaaja kuului.

Kahden tärkeimpänä pidetyn tekijän perusteella kävijöiden mieltymyksistä voidaan sanoa yhteenvetona, että ulkoilualueiden metsänhoidon pitäisi tuottaa ennen kaikkea maisemallisesti miellyttävä ja sa-

Taulukko 5.5-2. Maisemallisesti kauneimpana pidetty käsittelyvaihtoehto alueittain.

Maisema	Luukkaa	Salmi	Pirttimäki	Kaikki alueet (ml. Vaakkoi)
	% vastaajista			
Käsittelemättä jätetty	22	27	26	25
Nykyisen kaltainen käsittely	45	46	45	46
Voimakas käsittely	33	28	28	29



Kuva 5.5-2. Kävijöiden mielipiteet eri tekijöiden tärkeydestä ulkoilualueiden metsien hoidossa, kaikki alueet.

malla runsaslajinen virkistysympäristö. Suosituimpana metsämaisemana pidettiin useimmin nykyisen käytännön mukaisesti käsiteltyä metsää. Ympäristön tulisi myös olla maisemallisesti vaihteleva. Mielipiteitä jakoivat eniten metsän helppokulkuisuuden ja hoitokustannusten tärkeys. Vaikeinta vastaajien oli ottaa kantaa muiden kuin oman suosikkialueen hoitoon ja hoitokustannusten merkitykseen.

5.5.4 Metsän eri ominaisuuksien vaihtosuhteet

Kun kävijöiden mieltymyksiä tai eri ominaisuuksien tärkeyttä tarkastellaan tekijä kerrallaan, vaikeutena on vastaajien luonnollinen taipumus pitää yhtä lailla "tärkeinä" kaikkia hyviksi koettuja ja haluttavia asioita. Tällöin jää helposti huomioon ottamatta se, että jos jotain ominaisuutta halutaan lisää, joudutaan yleensä tinkimään jostain toisesta. Realistisessa tarkastelussa tulisi siten ottaa huomioon eri ominaisuuksien väliset vaihtosuhteet.

Kävijöiden mieltymyksistä alueiden metsien käsittelyn suhteen haluttiin siksi realistisempi ja johdonmukaisempi, eri tekijöiden vaihtosuhteet ja aluekokonaisuuden merkityksen huomioon ottava kuva. Tätä varten kysymystä tutkittiin myös hypoteettisen valinnan menetelmällä, jossa eri ominaisuuksia tarkastellaan yhtäaikaisesti. Menetelmän uutuuden vuoksi sen aikaisemmat sovellukset ovat vielä harvalukuisia (esim. Boxall ym. 1996). Erityisesti maisemaa ja sijaintikysymyksiä (spatiaalisuutta) ei ole tarkasteltu aikaisemmin.

Koska lajirikkauden taso ja maisemavaihtoehto olivat sidoksissa toisiinsa, analyysimalleissa voidaan käyttää vain jompaa kumpaa muuttujaryhmää. Tässä esitettävät tulokset perustuvat maisemamuuttujia käyttävään malliin. Tulosten estimoinnissa käytettiin multinomiaalista logit-mallia. Aineistossa olivat mukana myös sellaiset vastaajat, jotka olivat kaikissa esitetyissä valintatilanteissa valinneet vaihtoehdon "nykytilanne". Tuloksia tulkittaessa on huomattava, että osa em. vastauksista saattaa olla kysymykseen tai kyselytapaan kohdistuvia protesteja.

Vastaajien valintoja selittävän mallin (taulukko 5.5-3) positiivinen vakiotermi kertoo vastaajien taipumuksesta ankkuroitua nykytilanteeseen. Verotuksen muutos -muuttujan negatiivinen kerroin osoittaa, että vaihtoehtoon liittyvät suuret hoitokustannukset pienensivät sen todennäköisyyttä tulla valituksi parhaaksi. Helsinkiläisyyden ja verojen yhdysvaikutusta kuvaavan kertoimen mukaan helsinkiläiset

vastaajat reagoivat hoitokustannusten nousuun muita voimakkaammin. Tämä oli odotettua, koska hoitokustannukset oletettiin katettaviksi kunnallisverotuksen lisäyksellä, jolloin ne kohdistuisivat nimenomaan helsinkiläisiin.

Alueittaisten maisemamuuttujien kertoimien mukaan vaihtoehdon todennäköisyyttä tulla valituksi lisäsi se, että Salmen ulkoilualueen metsät olivat vaihtoehdossa käsittelemättömiä tai nykyisen kaltaisesti käsiteltyjä. Samalla tavoin valintatodennäköisyyttä lisääviä, haluttuja ominaisuuksia olivat myös nykyisen kaltaisesti käsitellyt metsät Pirttimäessä ja käsittelemätön metsämaisema Karjakaivossa. Luukkaan tai Vaakkoin metsämaisema ei vaikuttanut merkitsevästi vaihtoehdon haluttavuuteen.

Suosikkimaisema suosikkialueella -muuttuja sai positiivisen, ja merkitsevän kertoimen. Tämän mukaan vastaajille oli erityisen tärkeää, että valittu vaihtoehto sisälsi vastaajan miellyttävimpänä pitämän maisemavaihtoehdon sillä alueella, jolla kyseinen kävijä oli useimmin vieraillut. Muuttuja muodostettiin laskennallisesti vastaajan ns. puhtaisiin maisemapreferenssiehin ja alueittaiseen käyntiuseuteen liittyneiden kysymysten perusteella. Tulos merkitsee sitä, että tietyn maisematyypin arvostus riippuu myös sen sijoittumisesta.

5.5.5 Loppupäätelmiä

Edellä tarkasteltiin Helsingin kaupungin Nuuksion ulkoilualueiden kävijöiden mieltymyksiä ulkoilualueiden metsäluonnon hoidon suhteen kahta eri lähestymistapaa käyttäen. Molempien menetelmien tulokset viittaavat siihen, että ulkoilijat ovat pääosin tyytyväisiä alueiden metsäluonnon nykyiseen hoitoon. Metsäluonnon ominaisuuksista maisemaa pidetään erityisen tärkeänä, ja nykyisen kaltainen käsittely näyttää tuottavan suosituimman maiseman ainakin mäntykankaalla. Tulokset ovat myös yhteneväisiä tämän tutkimuksen kanssa samanaikaisesti tehdyn laajemman kävijäkyselyn (Miettinen ja Horne 1999) kanssa.

Taulukko 5.5-3. Parhaan vaihtoehdon valintaan vaikuttaneet tekijät multinomiaalisen logitmallin mukaan.

Selittävä muuttuja	Kerroin	P-arvo
Vakio	0,4867	0,00066
Verojen muutos	–0,0017	0,00004
Maisema, Karjakaivo		
- käsittelemättä jätetty	0,2614	0,00000
- nykyisen kaltaisesti käsitelty	0,0536	0,34855
- voimakkaasti käsitelty	–0,315	
Maisema, Luukkaa		
- käsittelemättä jätetty	–0,0023	0,96894
- nykyisen kaltaisesti käsitelty	0,0155	0,79413
- voimakkaasti käsitelty	–0,0153	
Maisema, Pirttimäki		
- käsittelemättä jätetty	–0,0004	0,99393
- nykyisen kaltaisesti käsitelty	0,1250	0,02564
- voimakkaasti käsitelty	–0,1246	
Maisema, Salmi		
- käsittelemättä jätetty	0,1818	0,00072
- nykyisen kaltaisesti käsitelty	0,1345	0,02005
- voimakkaasti käsitelty	–0,3163	
Maisema, Vaakkoi		
- käsittelemättä jätetty	0,0406	0,47120
- nykyisen kaltaisesti käsitelty	0,0786	0,18544
- voimakkaasti käsitelty	–0,1192	
Suosikkimaisema suosikkialueella (kyllä = 1)	0,4744	0,00000
Lajirikkauden varianssi	0,0002	0,09176
Helsinkiläisyys x verojen muutos	–0,0011	0,07882

Tutkimuksessa käytetyt maisemavaihtoehdot kuvasivat vain kuivan kankaan männikköä, mutta eri alueilla puulajisuhteet ja kasvuolosuhteet vaihtelevat. Alueilla samanaikaisesti tehty, erityisesti maisemapreferenssejä koskeva tutkimus valottaa puulajeja ja ikäluokkia koskevia mieltymyksiä (ks. Karjalainen 2000).

Hypoteettisen valinnan menetelmä toi esiin mielenkiintoisia lisänäkökohtia verrattuna tuloksiin, joita saatiin tarkastelemalla ns. puhtaita maisemamieltymyksiä tai eri tekijöiden tärkeyttä tekijä kerrallaan. Ensiksikin tietynlaisen maiseman arvostus ei välttämättä ole sama paikasta riippumatta, vaan maisema-arvostuksissa vaikuttaa myös sijainti eli ns. spatiaalinen ulottuvuus. Erityisen tärkeäksi koettiin oman "suosikkialueen" maisema.

Toiseksi ilmeni, että haluttuja olivat nyt vaihtoehdot, joissa tiettyjä alueita käsiteltiin nykyisen kaltaisesti tai jätettiin käsittelemättä, kun taas pelkästään maisemallisesti parhaana pidettiin useimmin nykyisen kaltaisesti tai jopa voimakkaasti käsiteltyä metsää. Lievempien käsittelytapojen suosiminen viittaa siihen, että vastaajat tinkivät puhtaasti maisemallisista arvostuksistaan lajirikkauden hyväksi, mikä tukee ennakko-oletusta ominaisuuksien välisistä vaihtosuhteista. Kun itselle tärkeimmälle alueelle kuitenkin toivottiin nimenomaan mielimaisemaa, monimuotoisuutta ilmeisesti haluttiin edistää mieluummin "muualla" (*Not in my backyard* -nimellä tunnettu ilmiö).

Monellakaan ulkoilijalla ei ollut selvää mielipidettä metsäluonnon hoitokustannuksista, eivätkä kustannukset keskimäärin myöskään vaikuttaneet voimakkaasti vastaajien valintoihin. Tulokset eivät siten ole ristiriidassa esimerkiksi Sieväsen (1993) tuloksen kanssa, jonka mukaan hämeenlinnalaiset ulkoilijat olivat valmiit ohjaamaan ulkoilumetsien hoitoon enemmän verovaroja, vaikka valintatodennäköisyys näyttikin laskevan hoitokustannusten noustessa. Kyseessä on erilainen kyselytekniikka, jonka päätavoite on selvittää valintoihin vaikuttavia tekijöitä ja niiden keskinäistä painotusta. Protestivastausten mahdollisen vaikutuksen vuoksi tulosten perusteella ei voida vielä tehdä kovin pitkälle meneviä johtopäätöksiä. Lisäanalyysejä tarvitaan myös aluettaiseen tarkasteluun.

Tulosten tarkastelu osoittaa ne edut, joita erilaisten menetelmien rinnakkainen käyttö tarjoaa tutkittaessa esimerkiksi kävijöiden mieltymyksiä ulkoiluympäristön suhteen. Eri menetelmät tukevat toisiaan tuottamalla vastauksia erilaisiin alueiden hoitoa koskeviin kysymyksiin. Yksittäisiä ominaisuuksia koskevat kyselyt kertovat, mikä kävijöitä miellyttää ja mitkä asiat he kokevat tärkeiksi. Jos metsänhoidolla ei kuitenkaan voida tuottaa kaikkia ominaisuuksia samalla alueella, on tärkeätä tietää mistä kävijät ovat valmiita luopumaan jotain muuta pitääkseen.

Kirjallisuus

Boxall, P.C., Adamowicz, W.L., Swait, J., Williams, M. ja Louviere, J.J. 1996. A comparison of stated preference methods for environmental valuation. Ecological Economics 18:243–253.

Brown T.C., Richards, M.T., Daniel, T.C. ja King, D.A. 1990. Scenic beauty and recreation value: Assessing the relationship. Julkaisussa: Vining, J. (toim.). Social Science and Natural Resource Recreation Management, Westview Press, Boulder, CO. s. 281–299.

Eskelinen, O. 1979. Pyynikin ulkoilualue: tutkimus erään metsäisen ulkoilualueen luonnonympäristön hyvinvointitekijöistä. Silva Fennica 13(2):146–151.

Hytönen, M. (toim.) 1995. Multiple-use forestry in the Nordic countries. Metsäntutkimuslaitos. 460 s.

Karjalainen, E. 2000. Metsänhoitovaihtoehtojen arvostus ulkoilualueilla. Julkaisussa: Saarinen, J. ja Raivio, P.J. (toim.). Metsä, harju ja järvi: näkökulmia suomalaiseen maisematutkimukseen ja -suunnitteluun. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 776:123–136.

Katila, P. 1987. Virkistysalueisiin kohdistuvat arvostukset. Ympäristöministeriö, ympäristön- ja luonnonsuojeluosaston sarja A 60/1987.

Löfström, I. 1990. Kaupunkien ja kuntien metsien hoito. Ympäristöministeriö, ympäristönsuojeluosasto, Selvitys 87.

Metsien hoidon kenttätyöohje. 1995. Helsingin kaupungin kiinteistöviraston metsä- ja maatalousosaston julkaisu 9/95.

Miettinen, A. ja Horne, P. 1999. Nuuksion ulkoilualueiden kävijätutkimus 1998. Helsingin kaupungin rakennusviraston julkaisuja 2.

Nuuksion ulkoilualueiden asiakaspalvelukysely 1995. Moniste. Helsingin kaupungin kiinteistövirasto, metsä- ja maatalousosasto.

Pouta, E. 1990. Ulkoilualueiden virkistyshyötyjen taloudellinen arviointi. Kansantaloudellisen metsäekonomian Pro gradu -työ, Helsingin yliopisto.

Pouta, E. ja Heikkilä, M. 1998. Virkistysalueiden suunnittelu ja hoito. Ympäristöministeriö, alueiden käytön osasto, Ympäristöopas 40.

Savolainen, R. ja Kellomäki, S. 1981. Metsän maisemallinen arvostus. Summary: Scenic value of forest landscape. Acta Forestalia Fennica 170.

Sievänen, T. 1993. Kaupunkiväestön ulkoilukäyttäytyminen ja ulkoilualueiden käyttö. Hämeenlinnan ulkoilututkimus. Folia Forestalia 824.

Sievänen, T. 1992. Aulangon ja Ahveniston ulkoilualueiden käyttö ja kävijät. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 415.

5.6 Esimerkkejä ympäristöhyötyjen rahamittojen soveltamisesta

Ville Ovaskainen ja Paula Horne sekä Liisa Tyrväinen

Markkinattomien hyötyjen rahamääräisen mittaamisen keskeisiä tavoitteita on mahdollistaa niiden huomioon ottaminen yhteiskunnallisessa kustannus–hyötyanalyysissä (esim. Dasgupta ja Pearce 1978, Johansson 1993). Kustannus–hyötyanalyysin ongelmana on arvioida, onko tietyn hankkeen tai ohjelman hyvinvointivaikutus positiivinen eli ylittävätkö aikaansaatavat kokonaishyödyt hankkeen kustannukset.

Valtion alueiden virkistyskäytön (luku 5.3) yhteydessä voidaan tarkastella sitä, ovatko yhteiskunnallisten, käyttäjille maksuttomien virkistyspalvelujen tuottamat kokonaishyödyt suuremmat kuin yhteiskunnalle niiden tarjoamisesta aiheutuvat taloudelliset uhraukset. Viimeksi mainittuihin kuuluvat palvelujen ylläpitomenot ja alueiden vaihtoehtoiskustannus. Taajamametsien arvottamistuloksia (luku 5.4) voidaan vastaavasti käyttää esimerkiksi arvioitaessa, millaisia taloudellisia menetyksiä viheralueiden ottaminen rakennusmaaksi aiheuttaa. Samoin voidaan verrata viheralueiden hyötyjä niiden hoitokustannuksiin tai alueen arvoa viheralueena sen arvoon muissa maankäyttömuodoissa.

5.6.1 Valtion alueiden virkistyskäytön kustannus–hyötyanalyysi

Seuraavassa esitellään valtion retkeilyalueiden ja kansallispuistojen virkistyskäytön hyötyihin ja kustannuksiin liittyviä esimerkkilaskelmia. Tarkoituksena on ensisijaisesti esitellä virkistyskäytön kustannus–hyötyanalyysin periaatteita (esim. Swanson ja Loomis 1996) ja antaa käsitys huomioon otettavien hyöty- ja kustannuserien suhteellisista suuruusluokista. Käy-

tettävissä olleiden lähtötietojen yleisyyden vuoksi tulokset ovat lähinnä suuntaa-antavia.

Taloudelliset kustannukset ja hyödyt

Virkistyspalvelujen tarjoamisesta aiheutuvia *kustannuksia* ovat ensiksikin alueiden suorat kustannukset. Näitä edustaa virkistyskäyttöä edistävien rakenteiden ym. palveluvarustuksen ylläpitoon käytetty budjettirahoitus. (Liiketoimintaan kuuluvia maksullisia palveluja ei tässä tarkastella, koska voidaan olettaa, että perittävät käyttömaksut kattavat niiden kustannukset.) Toiseksi kustannuksiin kuuluvat vaihtoehtoiskustannukset, kun huomataan, että resurssin nykyisen käytön kustannus on parhaassa vaihtoehtoisessa käytössä menetetty nettohyöty. Metsäalueen varaamisesta suojelu- ja virkistystarkoituksiin syntyvää vaihtoehtoiskustannusta mittaa siten metsätalouskäytön menetetty nettotuotto (puuntuotoksen arvo tienvarressa vähennettynä korjuu- ja hoitokustannuksilla).

Suojelu- ja virkistyskäytössä olevan alueen *hyödyt* voidaan arvioida markkinattomien hyötyjen arvottamismenetelmin. Eri menetelmien tulokset eroavat "kattavuudeltaan" sekä lähtökohtaisesti että kulloisenkin sovelluksen mukaan. Hypoteettisten markkinoiden menetelmällä voidaan periaatteessa mitata resurssin kokonaisarvoa, johon kuuluvat sekä nykyiset ja potentiaaliset käyttöarvot että ei-käyttöarvot. Saatavien mittojen sisältö riippuu luonnollisesti kuitenkin hyödykkeen määrittelystä ja aineiston luonteesta. Matkakustannusmenetelmä puolestaan mittaa vain käyttöarvoja ja erityisesti kävijäaineistoa käytettäessä nykyisen käytön arvoa.

Huomioon otettavien hyötyjen ja kustannusten täsmällinen määrittely riippuu kulloisestakin konkreettisesta tilanteesta. Arvottamismenetelmä ja -sovellus ratkaisee hyötyjen mittauksen kattavuuden, joten kustannusten määrittelyn ja erityisesti vaihtoehtoiskustannusten käsittelyn tulee luonnollisesti vastata tätä. Ratkaisevaa on tarkasteltavan alueen luonne, erityisesti virkistyskäytön suhteellinen merkitys sillä. Kansallispuistot eroavat tässä suhteessa selvästi retkeilyalueista.

Hyödyt ja kustannukset kävijäaineiston perusteella

Edellä mitattiin valtion retkeilyalueiden ja kansallispuistojen virkistyskäytön arvoa kahdella eri arvottamismenetelmällä. Kokonaishyötyjen laskemiseksi käyttökelpoinen perustulos on virkistyskäytön arvo markkoina käyntikertaa kohti. Käyntikerran keskimääräisen arvon ja arvioidun vuotuisen käyntimäärän tulona saadaan alueen vuotuinen virkistyskäyttöarvo. Tutkimus perustui kävijäaineistoihin ja keskittyi virkistyskäytön arvottamiseen. Tulokset mittaavat siten vain alueiden *nykyisen virkistyskäytön* arvoa, ei taloudellista kokonaisarvoa (ml. potentiaalinen käyttö ja ei-käyttöarvot).

Valtion retkeilyalueilla virkistyskäyttö on alueen päätarkoitus. Jos alueella ei ole erityistä suojeluarvoa, virkistyskäyttö edustaa pääosaa sen hyödyistä. Tällöin virkistyskäytön arvo voidaan karkeasti rinnastaa alueen kokonaiskustannuksiin mukaan lukien menetetyn puuntuotannon vaihtoehtoiskustannus. Vaikka metsiä hoidetaan virkistyskäytön ehdoin, niitä kuitenkin myös hakataan. Kustannusta edustaa siten tavanomaisen ja virkistyskäytön ehdoin harjoitetun metsätalouden tuottojen erotus. Alueen suojeluarvon ollessa merkittävä tilanne on mutkikkaampi, mutta tätä ei tässä tarkastella lähemmin.

Kansallispuistot ovat ensisijaisesti suojelualueita, ja virkistyskäyttö edustaa – laajuudestaan huolimatta – vain pientä osaa niiden kokonaisarvosta. Mikäli hyötyinä otetaan huomioon vain virkistyskäyttö, alueen vaihtoehtoiskustannusta ei ole perusteltua sisällyttää kustannuksiin. Kansallispuistojen arvioituja virkistyshyötyjä voidaan siten verrata virkistyskäyttöä edistävien rakenteiden ja palvelujen aiheuttamiin

suoriin kustannuksiin, ts. näiden ylläpitoon käytettyyn vuotuiseen budjettirahoitukseen.[1]

Näitä periaatteita esittelevät laskelmat perustuvat tiettyihin vahvoihin oletuksiin. Koska aluekohtaisia kustannustietoja ei ollut käytettävissä, niissä tarkastellaan ensiksikin valtion retkeilyalueita ja kansallispuistoja kokonaisuutena. Toiseksi oletetaan, että virkistyskäytön arvo käyntikertaa kohti vastaisi edellä tutkittuja neljää eteläsuomalaista aluetta. Koska pohjoisimman Suomen suuret kansallispuistot kuitenkin eroavat luonteeltaan ja käytöltään Etelä-Suomen pienistä puistoista, tarkastelu rajattiin eteläiseen Suomeen jättämällä sekä arvioidusta kokonaiskäyntimäärästä että budjettirahoituksesta pois Metsähallituksen Perä-Pohjolan ja Ylä-Lapin alueita vastaava osuus. Laskelmat sisältävät siten kaikki seitsemän lakisääteistä valtion retkeilyaluetta, mutta kansallispuistoista jäävät pois Urho Kekkosen, Lemmenjoen ja Pallas–Ounastunturin puistot sekä Pyhätunturi.

Valtion retkeilyalueiden virkistyskäytön arvoksi oletettiin keskimäärin 70 markkaa käyntikertaa kohti, mikä on Evolle ja Teijolle eri menetelmin saatujen tulosten (50–90 mk, kuva 5.3-3) puolivälissä. Vuotuiseksi käytöksi oletettiin yhteensä 350 000 käyntikertaa (Valtion alueiden... 1996). Kustannuksiin sisältyy valtion retkeilyalueiden yhteiskunnallisiin palveluihin 1995–1996 keskimäärin käytetty budjettirahoitus (Valtion alueiden... 1996) sekä alueiden vaihtoehtoiskustannus, joka arvioitiin olettaen, että metsätalouden kestävä tuotto jää puoleen tavanomaisesta. Oletettu keskituotos (kasvu) oli 3,0 m^3/ha/v, kantohinta 175 mk/m^3 ja metsänhoitokulujen osuus 10 prosenttia. Pinta-alana käytettiin valtion retkeilyalueiden metsämaan alaa, 23 000 hehtaaria (Metsien suojelupinta-alat 1999).

Kansallispuistojen virkistyskäyttöhyötyjä arvioitaessa ”tyypilliseksi” puistoksi oletettiin Seitseminen (Nuuksiota ei pääkaupunkiseudulla sijaitsevana, lähivirkistykseen painottuvana alueena voida pitää tyypillisenä). Käyntikerran arvoksi oletettiin siten Seitsemisen mukaisesti keskimäärin 65 markkaa ja rajoiksi 45–85 mk/käyntikerta. Vuotuiseksi käyntimääräksi oletettiin varovaisena pidettävä 625 000 kertaa (Valtion alueiden... 1996). Kustannuksiksi laskettiin eteläistä Suomea vastaava osa suojelualueiden yleisöpalvelujen eli opastuksen (mm. luontokeskukset) ja palveluvarustuksen ylläpidon budjettirahoituksesta. Kokonaissummana käytettiin vuosien 1995–1996 keskiarvoa ja ko. alueiden osuutena tästä Metsähallitukselle 80 prosenttia (Valtion alueiden... 1996, Mh/luonnonsuojelu 1996, 1998) ja Metlalle 2/3 (Kolin kävijämääräosuus). Koska huomioon otetaan vain nykyisen virkistyskäytön hyötyihin rinnastettavat kustannukset, alueen vaihtoehtoiskustannusta ei kansallispuistoissa lasketa mukaan.

Laskelmien mukaan valtion retkeilyalueiden virkistyskäytön arvo on suuruusluokaltaan noin 25 miljoonaa markkaa vuodessa (taulukko 5.6-1). Tämän mukaan hyödyt olisivat noin 2,5-kertaiset verrattuna alueiden kustannuksiin eli käytetyn budjettirahoituksen ja metsätalouden tuottomenetysten summaan. Kansallispuistojen virkistyshyötyjen suuruusluokaksi saadaan vastaavasti runsaat 40 milj. markkaa vuodessa. Myös niiden arvioidut hyödyt ylittävät selvästi kustannukset eli virkistyskäyttöä edistäviin rakenteisiin, palveluihin ja luontokeskusten menoihin käytetyn budjettirahoituksen.

Sikäli kuin laskelman lähtötietoja voidaan pitää realistisina, pelkästään nykyisen virkistyskäytön hyödyt – ilman potentiaalisen käytön arvoa ja alueiden ei-käyttöarvoja – näyttävät hyvin kattavan alueiden ylläpitoon käytetyn budjettirahoituksen,

[1] Kansallispuistoissa alueen vaihtoehtoiskustannus jätetään toisin sanoen alueiden ”suojeluarvon katettavaksi”. Toisin päin oletetaan, ettei virkistyskäyttö häiritse suojelutavoitteiden toteutumista niin merkittävästi, että tämä olisi tarpeen ottaa huomioon välillisenä kustannuksena.

retkeilyalueiden osalta myös vaihtoehtoiskustannukset. Toteutuneen virkistyskäytön arvon lisäksi alueiden hyötyinä on kuitenkin muistettava erityisesti käyttömahdollisuuden arvo potentiaalisille uusille kävijöille. Virkistyskäyttöä palvelevat rakenteet tukevat myös luonnonsuojelullisia tavoitteita ohjaamalla alueiden käyttöä ja vähentämällä luonnon kulumista.

5.6.2 Viheralueiden kustannus–hyötyanalyysi ja maankäyttö

Asuntohintamallien käyttö

Asuntohintamallin avulla voidaan laskea esimerkiksi viheralueen ottamisesta rakennusmaaksi aiheutuva asuntoalueen kiinteistöjen arvon lasku. Maankäytön muutoksen hintavaikutuksia havainnollistetaan seuraavassa soveltamalla Joensuun hintamallia Kanervalan asuinalueeseen. Alueella on 566 asuntoa, joista suurin osa omakoti- ja rivitaloasuntoja. Mikäli Kanervalassa nykyisin oleva ulkoilualue otettaisiin rakentamiseen, lähin ulkoilualue olisi Linnunlahdella ja keskimääräinen etäisyys ulkoilualueelle kasvaisi nykyisestä noin 0,5 km. Keskimääräisen asunnon neliöhinta alenisi tällöin 211 mk/m^2 (5 x 42 mk/m^2). Maankäyttömuutoksen kokonaisvaikutus voidaan laskea asuntoalueen kokonaiskerrosneliömäärän ja em. neliöhintamuutoksen tulona. Näin saadaan Kanervalan ulkoilualueen rahamääräiseksi arvoksi 10,9 milj. markkaa. Kun summaa verrataan alueen asuntojen kokonaisarvoon keskineliöhinnalla (2 740 mk), alueen asuntojen kokonaisarvo alenisi noin 7 prosenttia.

Salon hintamallin käyttöä voidaan havainnollistaa olettamalla, että pientaloalueen keskellä sijaitsee ympyränmuotoinen, hehtaarin suuruinen metsäpuisto. Puiston arvo voidaan laskea epäsuorasti hinta-

Taulukko 5.6-1. Valtion retkeilyalueiden ja kansallispuistojen (eteläinen Suomi) virkistyskäytön hyödyt ja kustannukset: esimerkkilaskelma kävijäaineiston tuloksista.

Hyödyt, 1000 mk/v		Kustannukset, 1000 mk/v	
		Valtion retkeilyalueet	
Nykyisen virkistyskäytön arvo (70 mk x 350 000)	24 500	Budjettirahoitus, lakisääteiset valtion retkeilyalueet	5 300
- alaraja (50 mk x 350 000)	17 500	- MMM	3 820
- yläraja (90 mk x 350 000)	31 500	- työllisyysrahoitus (TM)	1 480
Potentiaalisen virkistyskäytön arvo	Ei mitattu	Vaihtoehtoiskustannus, arvio (50 % metsätalouden tuotosta)	5 400
		Kansallispuistot, pl. Perä-Pohjola ja Ylä-Lappi	
Nykyisen virkistyskäytön arvo (65 mk x 625 000)	40 625	Budjettirahoitus, suojelualueiden yleisöpalvelut; aluerajauksen mukainen 80 % koko maasta	27 060
- alaraja (45 mk x 625 000)	28 125	Metsähallituksen alueet (YM, TM)	24 390
- yläraja (85 mk x 625 000)	53 125	- opastus (mm. luontokeskukset)	13 810
		- palveluvarustuksen ylläpito	10 580
		Metlan kansallispuistot (YM, TM), 2/3 koko maasta	2 670
Potentiaalisen virkistyskäytön arvo	Ei mitattu		
		Alueryhmät yhteensä	
Nykyisen virkistyskäytön arvo	65 125	Virkistyskäyttöön liittyvät kustannukset kaikkiaan	37 760
- alaraja	45 625		
- yläraja	84 625		
Potentiaalisen käytön arvo	Ei mitattu		

malleista saatujen puistonäkymän arvon ja etäisyysvaikutuksen kautta. Näkymän arvo oli puolilogaritmimallin mukaan noin 5 prosenttia puistoon rajoittuvien asuntojen kokonaisarvosta. Kun tiedetään puistoalueen reunan pituus ja oletetaan tonttikooksi 400 m^2, voidaan päätellä, että puiston vieressä sijaitsevien asuntojen lukumäärä on 35. Salon asuntojen markkinahintojen (keskimäärin 4 225 mk/m^2) ja keskikoon (90 m^2) perusteella saadaan puiston vieressä sijaitsevien asuntojen kokonaisarvoksi 13,3 milj. markkaa. Näkymän arvo on 5 prosenttia tästä summasta eli noin 650 000 markkaa.

Seuraavaksi lasketaan puiston läheisyyden vaikutus asuntojen arvoon. Oletetaan, että puiston vaikutusalue ulottuu 600 metrin päähän, koska kysymyksessä on suhteellisen pieni puisto. Puiston vaikutusalueella olevan asuntokannan arvoksi saadaan 454,3 milj. markkaa, kun lähtötietoina ovat vaikutusalueen pinta-ala (1,344 km^2), pientaloalueiden tyypillinen rakennustehokkuus (0,1), asuinpinta-alan osuus kokonaiskerrosneliöistä (0,8) ja em. asuntojen keskimääräinen neliöhinta.

Mallin mukaan kilometrin päässä metsäpuistosta olevan asunnon hinta oli noin kuusi prosenttia alempi kuin puiston vieressä olevien. Puiston läheisyyden vaikutus voidaan laskea mallin avulla myös 600 metrin etäisyydelle. Puiston keskimääräinen hintavaikutus on tällöin 4,9 prosenttia eli em. asuntokannan arvosta noin 22,2 milj. markkaa. Tähän tulee lisätä edellä laskettu puistonäkymän arvo, jolloin alueen kokonaisarvoksi saadaan noin 22,8 milj. markkaa. Laskelmassa oletetaan, ettei muita viheralueita ole 600 metriä lähempänä asuntoja. Mikäli rakentamistehokkuus on suurempi (esim. kerrostalovaltainen asutus), puiston arvo on merkittävästi suurempi. Metsäpuiston ekologinen ja sosiaalinen kapasiteetti on kuitenkin rajallinen. Alueen tungostuminen ja voimakas kuluminen voi pienentää hintavaikutusta tai kääntää sen jossakin vaiheessa negatiiviseksi.

Maksuhalukkuuskyselyjen tulosten käyttö

Hypoteettisten markkinoiden menetelmällä saadut estimaatit ovat suoraan käyttökelpoisia maankäyttömuotojen vertailussa tai kustannus–hyötyanalyyseissä. Seuraavassa tarkastellaan esimerkkinä Joensuussa tehtyä tutkimusta. Tulosten mukaan taajamametsien hyödyt viheralueina ovat moninkertaiset verrattuna alueiden tuottoon metsätalouskäytössä.

Potentiaalisten rakentamisalueiden arvo metsätalouskäytössä arvioitiin puuston ja maapohjan summa-arvona MONSU-ohjelmistolla (Pukkala 1998). Metsäsuunnitelmatietojen mukaan metsäalan keskimääräinen puuston tilavuus oli Noljakassa 194 ja Rantakylässä 145 m^3/ha. Noljakan rakentamisalueen metsätalousarvoksi saatiin noin 1,1 milj. markkaa. Asukkaat puolestaan arvostivat alueen säilymisen viheralueena 8,2 milj. markan arvoiseksi (diskontattu vuoteen 1997 viiden prosentin korolla, koska maksut oletettiin kerättävän kolmen vuoden aikana 1995–1997). Siten alueen arvo viheralueena oli noin 7-kertainen metsätalousarvoon verrattuna. Vaikka kaupungin eteläosan asukkaiden maksuhalukkuus viheralueen säilymisestä jätettäisiin pois, Noljakan viheraluearvo olisi vielä viisinkertainen metsätalousarvoon verrattuna. Myös kaupungin pohjoislaidalla sijaitsevan Rantakylän alueen arvo viheralueena oli kaksinkertainen verrattuna sen metsätalousarvoon.

Tulosten mukaan viheralueiden hyödyt kattavat myös alueiden hoitoon käytetyt varat useiksi kymmeniksi vuosiksi eteenpäin. Joensuun asukkaat ilmaisivat pitävänsä viheralueiden säästymistä rakentamiselta 10,6 milj. markan arvoisena diskontattuna 5 %:n korolla vuoteen 1997. Alueiden hoitokustannukset olivat vuosina 1991–1995 noin 10 000 mk/ha vuodessa, ja tavallisimmin alueita hoidetaan 5–10 vuoden välein. Siten asukkaiden kokemat hyödyt kattavat kustannukset 34–67 vuodeksi hoidon intensiivisyydestä riippuen. Samalla tavalla laskettuna Repokallion vuotuinen arvo ulkoi-

lijoille on 10–20-kertainen verrattuna alueen vuotuisiin hoitokuluihin, kun käytetään konservatiivista kausikohtaista maksuhalukkuutta.

Repokalliossa tulee ottaa huomioon puustonhoitokulujen lisäksi myös ulkoilupalvelujen kuten valaistuksen ja latuverkoston ylläpitokustannukset, jotka ovat runsaat 40 000 markkaa vuodessa. Lisäksi laskelmiin tulee periaatteessa sisällyttää puuntuotannon menetys virkistys- ja maisema-arvoja painottavan metsänhoidon vuoksi. Puuntuotannon arvoa pienentävät erityisesti kiertoaikojen pidentäminen ja normaalia pienemmät käsittely-yksiköt.

Repokallion puuston vuotuinen tuottoarvo on 93 000 markkaa, kun käytetään Pohjois-Karjalan alueen keskikantohintaa 190 mk/m^3 (1997) ja kaupunkimetsien keskituottoa 5,7 m^3/ha/v (Joensuun… 1998). Virkistysmetsissä metsätalouden tuotto on noin 10–30 prosenttia pienempi kuin talousmetsissä (Komulainen 1995). Jos tuotot pienenevät Repokalliossa noin 20 prosenttia, menetetyn puuntuotannon arvo on noin 19 000 mk vuodessa. Mikäli em. kustannukset otetaan huomioon, Repokallion vuotuinen virkistysarvo on vielä 7–12-kertainen verrattuna alueen kaikkiin markkinahintaisiin kustannuksiin yhteenlaskettuina.

Salossa puolestaan puistometsien hoitokulut ovat keskimäärin 1000 mk/ha vuodessa. Siten Tupurin ulkoilualueen (160 ha) vuotuiset puuston hoitokulut ovat noin 160 000 markkaa ja lisäksi reitistön ylläpitokustannukset noin 40 000 mk vuodessa (Salon… 1997). Koska asemakaava-alueen metsistä ei ollut puustotietoja, metsätalousarvon laskemisessa käytettiin kaupungin omistamien talousmetsien keskituotosta 6,1 m^3/ha/v. Tupurin vuotuinen tuottoarvo on tämän mukaan noin 176 000 mk Salon seudun keskikantohinnoin (180 mk/m^3). Jos puuntuotannon menetys arvioidaan 20 prosentiksi, sen rahallinen arvo on 35 000 markkaa vuodessa. Tupurin ulkoilualueen virkistyskäyttöarvo oli puolestaan noin 6,1 milj. mk/v. Siten ulkoiluhyödyt olivat noin 26-kertaiset verrattuna alueen ylläpitokulujen ja metsätalouden menetettyjen tuottojen summaan.

Viheralueiden hyötyjä voidaan verrata myös raakamaan hintaan. Salon Isonhärjänmäen arvoksi raakamaana saadaan alueen pinta-alan (67 ha) ja raakamaan keskihinnan (130 000 mk/ha) perusteella 8,7 milj. markkaa. Kaupungin pohjoisosan asukkaat arvostivat alueen säästymisen rakentamiselta yhteensä 2,1 milj. markan arvoiseksi (maksuhalukkuus kolmelta vuodelta diskontattuna 5 %:n korolla). Yhteenlaskettu maksuhalukkuus kattaa tässä tapauksessa 24 prosenttia summasta, joka tarvittaisiin vastaavankokoisen alueen ostamiseksi muualta. Edellä viheralueen arvo laskettiin olettaen, että alue vaikuttaa kolmasosaan kaupungin asukkaista. Koska ko. alue on kuitenkin Salon pohjoisosan viimeinen laajempi metsäaluekokonaisuus ja kiinnostaa siten todennäköisesti oletettua suurempaa osaa salolaisista, sen arvo on todennäköisesti esitettyä suurempi.

Joensuussa Noljakan ehdotettu rakennusalue merkitsi kaupunkirakenteen tiivistämistä ja asuntojen rakentamista olemassaoleville viheralueille. Viheralueen arvoksi raakamaana saadaan keskimääräisen raakamaan hinnan (150 000 mk/ha) ja alueen koon perusteella noin 7,5 milj. markkaa. Alueen säilyttämistä viheralueena pidettiin hieman tätä arvokkaampana, 8,2 milj. markan arvoisena. Arvojen erotus 0,7 milj. markkaa olisi käytettävissä korvaamaan kaupungille mahdollisesti koituvia lisäkuluja esimerkiksi kunnallistekniikan perustamisesta kauempana keskustasta sijaitsevalle kaava-alueelle. Mikäli kaupungin eteläosan asukkaiden arvostus jättäisiin huomiotta, alueen arvo 5,6 milj. markkaa olisi 75 prosenttia sen arvosta raakamaana.

Esitettyjen esimerkkilaskelmien mukaan kaupunkirakenteen tiivistäminen ei välttämättä ole paras vaihtoehto, mikäli viheralueiden menetetyt hyödyt otetaan kaavataloustarkasteluissa huomioon. Viheralueiden arvo riippuu luonnollisesti niiden määrästä, minkä vuoksi markkamääräiset tulokset ovat kuntakohtaisia. Hyötyjen taloudellinen arvo pinta-alayksikköä kohti kasvaa viheralueiden vähentyessä ja sen mukaan, mitä enemmän asukkaita alueella

on. Tehdyssä asuntohintatutkimuksessa olivat mukana vain rivitaloasunnot. Kerrostaloalueilla käyttäjiä on enemmän ja viheralueiden taloudellinen arvo suurempi kuin pientaloalueilla. Samoin ympäristön parantaminen, kuten pihojen kunnostus tai uusien puistojen perustaminen, hyödyttää suurempaa määrää asukkaita ja nostaa lukumääräisesti useamman asunnon hintaa. Taloudellisten kriteerien perusteella tällaiset hankkeet ovat parhaiten perusteltavissa.

Kirjallisuus

Dasgupta, A.K. ja Pearce, D.W. 1978. Cost-benefit analysis: Theory and practice. Macmillan Press Ltd, London.

Hiltunen, A. 1997. Raakamaan hinta Suomessa vuosina 1985–1992. Kiinteistöopin ja talousoikeuden julkaisuja A 16. Teknillinen korkeakoulu, maanmittausosasto.

Joensuun metsäsuunnitelma vuosille 1998–2007. 1998. Tiivistelmä. Pohjois-Karjalan metsäkeskus.

Johansson, P.-O. 1993. Cost-benefit analysis of environmental change. Cambridge University Press.

Komulainen, M. 1995. Taajamametsien hoito. Kustannusosakeyhtiö Metsälehti, Jyväskylä. 180 s.

Metsien suojelupinta-alat. 1999. MMM:n ja YM:n suojelupinta-alaprojektin raportti. Suomen ympäristö 300.

Metsähallitus, luonnonsuojelualueet. Toimintakertomus 1995.

Metsähallitus, luonnonsuojelu. Vuosikertomus 1998.

Pukkala, T. 1998. MONSU-metsäsuunnitteluohjelma. Ohjelmiston toiminta ja käyttö. 61 s.

Salon kaupungin kunnalliskertomus 1997. Salon kaupunginkanslia. 130 s.

Swanson, C.S. ja Loomis, J.B. 1996. Role of nonmarket economic values in benefit-cost analysis of public forest management. USDA Forest Service, Pacific Northwest Research Station, General Technical Report 361.

Valtion alueiden virkistyskäyttötyöryhmän muistio. 1996. Maa- ja metsätalousministeriö, työryhmämuistio 1996:12.

6 Metsäsuunnittelu käyttömuotojen yhteensovittamisessa

Jyrki Kangas (toim.)

6.1 Monitavoitteinen metsäsuunnittelu: mitä ja miksi

Jyrki Kangas

6.1.1 Suunnittelu on päätöksenteon tukemista

Metsäsuunnittelu on keskeinen metsäneuvonnan sekä metsien hoidon ja käytön ohjauksen väline. Siinä pyritään tarkasteltavalle alueelle osoittamaan se tuotanto-ohjelma, jonka arvioidaan parhaiten täyttävän alueen metsille asetetut tavoitteet. Metsäsuunnittelusta on hyötyä, jos sen avulla kyetään tekemään parempia päätöksiä kuin sitä ilman. Suunnittelu on kannattavaa vain niin kauan kuin sen jatkamisesta koituvat lisähyödyt ovat suuremmat kuin jatkamisen lisäkustannus ja vaiva.

Suunnittelu koskee aina tulevaisuutta; se on ennakolta valmistautumista tulevaan toimintaan. Siinä tuotetaan informaatiota metsästä, sen vaihtoehtoisista käyttötavoista sekä erilaisten tuotanto-ohjelmien seurauksista. Tavoitteena ovat optimaaliset tai ainakin hyvät päätössuositukset. Pyrkimys on, että päätöksentekohetkellä tunnettaisiin päätösten todennäköiset vaikutukset kaikkien kiinnostavien seikkojen suhteen. Suunnittelun periaate ja päätöstukiluonne ovat samat olipa kyseessä sitten pelkän puuntuotannon tai usean käyttömuodon yhteissuunnittelu.

Metsäsuunnittelun tuloksena saadaan usein metsäsuunnitelma. Suunnitelmassa esitetään ehdotus alueen tuotanto-ohjelmaksi. Suunnitelman yksityiskohtaisuus riippuu erityisesti tarkasteltavan alueen koosta, mutta myös esimerkiksi suunnittelun ajallisesta kattavuudesta. Tilakohtainen metsäsuunnitelma laaditaan yleensä noin 10 vuodelle ja siinä annetaan suositukset metsiköittäisiksi toimenpiteiksi. Sen sijaan vaikkapa maakunnan ja valtakunnan tason suuraluelaskelmissa tyydytään karkeampaan tarkasteluun. Niissä on usein myös pidempi aikahorisontti, jopa 50–100 vuotta.

Suunnitelma-asiakirja ei kuitenkaan aina ole suunnittelun päätuote. Monesti tärkeintä on oppiminen: tietämyksen lisääminen metsäalueesta ja sen tuotantovaihtoehdoista kehitysennusteineen. Metsän kehityksen ennustaminen jo kymmenenkin vuotta on siinä määrin epävarmaa, että ehdottomia käsittelysuosituksia ei voida antaa. Erityisen vaikeaa on toimintaympäristön kehityksen ennustaminen, kuten puun kantohintojen ja metsien käytön edellytyksiin vaikuttavien poliittisten linjausten ennakointi. Suunnittelussa olisikin aina paikallaan tarkastella ja esittää useita vaihtoehtoisia metsänkäsittelytapoja. Vaihtoehtoisia suunnitelmia olisi hyvä lisäksi arvioida toimintaympäristön erilaisten tulevaisuusnäkymien kannalta.

Se, miten suunnittelu on viisainta toteuttaa, riippuu suunnittelutilanteesta. Sopivien suunnittelumenetelmien, tuotettavan informaation, suunnitteluun osallistuvien jne. valintaan vaikuttavat mm. se, kenelle päätöstukea tuotetaan, mitkä ovat metsänkäytön tavoitteet, millainen on suunniteltava alue, kuinka luotettavaa tietoa halutaan ja paljonko ollaan valmiita maksamaan suunnittelusta. Parhaan suunnitteluprosessin valinta kuhunkin tilanteeseen on vaativa tehtävä: metsäsuunnittelun suunnittelu on taiteilua kustannusten ja suunnittelutarpeiden välillä.

Ei ole olemassa kaikkiin tilanteisiin hyvin sopivaa suunnittelumenetelmää ja suunnitteluprosessin sapluunaa. Esimerkiksi pelkästään puuntuotannon taloudellista tulosta tavoittelevan yksityismetsänomis-

tajan suunnittelutilanteen ja julkisyhteisön omistaman puistometsän suunnittelun välillä on huikea ero, ja niissä tarvitaan erilaisia apuvälineitä ja suunnitteluotteita. Samoin suurten alueiden, kuten koko maan tai maakunnan, suunnitteluun sopivat parhaiten eri menetelmät kuin kylätason tai yksittäisten tilojen tapauksiin.

MELA-metsälaskelmaohjelmistoa (Siitonen ym. 1996) on käytetty Suomessa yleisesti suuraluelaskelmiin. MELAn tuottamia ja muita optimointilaskelmia voidaan hyödyntää myös metsän eri käyttömuotojen yhteensovittamisen tehtävissä, kun avuksi otetaan esimerkiksi monitavoitteisen vertailun menetelmiä (ks. seuraava luku). Pienempien metsäalueiden suunnitteluun on kehitetty monia tietokoneistettuja ohjelmistoja. Niistä tällä hetkellä monipuolisin on MONSU-suunnittelujärjestelmä (Pukkala 1993), joka on erityisesti monitavoitteisen suunnittelun apuneuvo. MONSUa on käytetty paljon myös monitavoitteisen metsäsuunnittelun tutkimuksissa.

6.1.2 Metsäsuunnittelun keskeisiä lähtökohtia ja käsitteitä

Lähes kaikki Suomen metsät ovat jonkinasteisen metsäsuunnittelun piirissä. Niistäkin metsäalueista, joiden omistajat eivät ole itselleen varsinaista suunnittelua ja suunnitelmaa tilanneet, on hankittu informaatiota alueelliseen metsäsuunnitteluun tai metsäpolitiikan tarpeisiin. Kansainvälisessä vertailussa suomalainen metsäsuunnittelu on varsin intensiivistä. Metsäsuunnittelu on nähty meillä myös yhteiskunnallisesti tärkeäksi: yksityismetsien hoitoa ja käyttöä suunnitellaan huomattavalla yhteiskunnan panostuksella.

Metsien hoidolle ja käytölle asetetaan nykyään yhä useammin monia samanaikaisia tavoitteita, jotka lisäksi liittyvät useaan eri käyttömuotoon. Valtaosa myös yksityismetsänomistajista näkee metsillään useita merkityksiä (esim. Kangas ja Niemeläinen 1997). Julkisyhteisöjen metsissä monitavoitteisuus on nykyään lähes itsestäänselvyys. Lainsäädäntökin on viime aikoina muuttunut metsän monikäytöllisiä näkökohtia korostavaksi.

Käytännöllisesti katsoen lähes kaikki Suomen metsät ovatkin monikäytössä. Jo jokamiehen oikeudet takaavat sen. Myös luonnonsuojelualueilla on useita tavoitteita ja käyttömuotoja. Esimerkiksi kansallispuistojen hallinnassa ja hoidossa ei voida sivuuttaa matkailun tarpeita ja vaikutuksia, useimmilla luonnonsuojelualueilla voi poimia marjoja ja sieniä, joillakin metsästetään ja porot laiduntavat Pohjois-Suomen luonnonsuojelualueilla. Toisaalta ekologiset näkökohdat pyritään nykyään ottamaan huomioon lähes kaikessa metsiä koskevassa päätöksenteossa, kuten vaikkapa talousmetsien hakkuutapojen valinnassa. Luonnonsuojelullisiakin tavoitteita ja ekologista informaatiota - samoin kuin virkistyskäytön ja puuntuotannon näkökohtia - joudutaan suunnittelussa siten tarkastelemaan yleensä rinnan muiden tavoitteiden ja muunlaisen informaation kanssa.

Monitavoitteisella metsäsuunnittelulla tarkoitetaan yleensä juuri metsän eri käyttömuotojen yhteensovittamiseen tähtäävää suunnittelua, metsien monikäytön suunnittelua. Toisaalta monitavoitteisesta suunnittelusta on periaatteessa kyse myös silloin, kun suunnittelussa tarkastellaan useita sellaisia tavoitteita, jotka liittyvät vain yhteen käyttömuotoon, esimerkiksi puuntuotantoon tai luonnonsuojeluun. Hyvässä suunnittelussa kyetään tarkastelemaan suunnittelun kohteena olevan alueen kaikkia käyttömuotoja ja alueelle asetettuja tavoitteita. Siinä myös kyetään arvioimaan vaihtoehtoiset suunnitelmat kunkin käyttömuodon ja tavoitteen kannalta sekä - erityisesti - arvioimaan suunnitelmavaihtoehtoja asetettujen tavoitteiden kokonaisuuden kannalta.

Metsäsuunnittelussa voidaan erottaa erilaisia suunnittelutasoja erityisesti ajallisen ja maantieteellisen kattavuuden perusteella. Tarkastelu voi kohdistua yksittäiseen metsikköön, metsälöön tai tilaan, useista metsätiloista koostuvaan alueeseen kylätasolla (ns. alueellinen metsäsuunnit-

telu), metsäkeskuksen alueeseen, lääniin, koko valtakuntaan, Euroopan Unioniin tai vaikkapa maapallon kaikkiin metsiin yhtenä kokonaisuutena. Maisematason suunnittelu vastaa useista metsätiloista koostuvan metsäalueen suunnittelua. Siinä voi olla periaatteena tarkastella aluetta kiinnittämättä huomiota hallinnollisiin rajoihin ja omistussuhteisiin. Viime aikoina yleistynyt ns. alue-ekologinen suunnittelu on maisematason suunnittelua, missä ekologiset tavoitteet saavat korostetun suuren painoarvon.

Kauaskantoisinta on normatiivinen suunnittelu, jonka pohjalta määritetään yrityksen, metsäalueen tms. toiminta-ajatus. Siinä aikajänne voi olla useita kymmeniä, jopa satoja vuosia. Yleisin nykykäytännön mukainen metsäsuunnittelu voidaan luokitella taktiseksi suunnitteluksi. Siinä aikajänne on 5–20 vuotta ja tarkastelun kohteena metsäalueen tuotantomahdollisuudet kokonaisuutena sekä käsittelyvaihtoehdot metsiköittäin. Taktisessa metsäsuunnittelussa arvioidaan sekä yksittäisiä metsiköitä että metsiköittäisten toimenpideiden yhdistelmiä. Strateginen suunnittelu puolestaan on aikajänteeltään ja luonteeltaan normatiivisen ja taktisen suunnittelun välimuoto. Siinä on taktista suunnittelua karkeampi ote ja suunniteltava alue on usein suurempi. Strateginen suunnittelu antaa suuntaviivoja yksityiskohtaisemmalle taktiselle suunnittelulle. Metsähallituksen toteuttama alueellinen luonnonvarasuunnittelu on esimerkki strategisesta suunnittelusta. Lyhin aikajänne on operatiivisessa suunnittelussa. Operatiivinen metsäsuunnittelu on usein metsikkökohtaista, enintään kolmen vuoden päähän ulottuvaa toimenpiteiden yksityiskohtaista suunnittelua.

Yksityismetsien suunnittelussa metsänomistaja on päätöksentekijä, jonka tavoitteiden mukaisesti ensisijaisesti edetään. Tosin ympäröivä yhteiskunta pyrkii monin tavoin, esim. lainsäädännön, normien ja ohjeistojen sekä subventioiden kautta, ohjaamaan metsänomistajien valintoja. Jopa lakien ja määräysten osalta metsänomistaja voi silti tehdä valintoja. Niiden noudattamatta jättämisestä voi seurata rangaistuksia, joiden suuruuden ja todennäköisyyden metsänomistaja voi ottaa huomioon vaihtoehtoisia metsänkäsittelyjä vertaillessaan. Julkisyhteisöjen metsissä on vaikeampi määrittää, kuka metsän oikeastaan omistaa ja kenelle päätösvallan tulisi perimmältään kuulua. Päätösvalta on hallinnollisesti yleensä määrätty jollekin henkilölle tai organisaatioelimelle.

Erityisesti kaupunkien ja valtion metsissä on paljolti siirrytty ns. osallistavaan suunnitteluun. Siinä pyritään aktiivisesti saamaan yhteisön jäsenet ja muut metsän käytöstä kiinnostuneet kansalaiset mukaan suunnitteluprosessiin. Tavoitteena on löytää mielellään kaikkia osallistujia tai ainakin mahdollisimman monia tyydyttävä tuotanto-ohjelma. Eräs osallistavan suunnittelun tavoitteista on metsäkonfliktien ennakoiva hallinta. Myös yksityismetsänomistaja voi haluta ottaa suunnittelussa huomioon muiden metsänkäyttäjien, kuten metsästäjien, marjastajien yms. toiveita, tai ainakin tarkastella niiden mahdollisen huomioon ottamisen vaikutuksia esimerkiksi hakkuutuloihin. Jos metsätila on yhtymän tai perikunnan omistuksessa, voidaan puhua ryhmäpäätöksenteosta. Tällöin suunnittelussa joudutaan usein sovittamaan yhteen paitsi eri käyttömuotoja myös omistajien erilaisia tavoitteita ja näkemyksiä. Samoin on periaatteessa laita myös yhteismetsien kohdalla.

Metsäsuunnittelu nojaa nykyään yhä enemmän tietokoneistettuihin suunnittelujärjestelmiin. Niissä keskeisiä välineitä ovat mallit, simulointi ja optimointi. Metsää ja sen kehitystä kuvaavia malleja käytetään jäljilteltäessä metsän kehittymistä levossa tai eri toimenpiteiden jälkeen. Ennustaminen on väistämätön osa suunnittelua. Tietokoneella käytettävissä järjestelmissä ennustaminen tapahtuu mallien avulla metsän kehittymistä simuloimalla. Simuloimalla myös päivitetään vanhat metsää kuvaavat tiedot ajantasaisiksi. Simuloimalla voidaan selvittää tarkasteltavan alueen suunnitelmavaihtoehdot ja arvioida niiden toteuttamisen seurauksia. Optimoinnissa valitaan tarkasteltavana olevista vaihtoehdoista se,

joka parhaiten täyttää asetetut valintakriteerit. Optimoinnin tehtävänä voi olla vaikkapa määritellä tietylle metsäalueelle se tuotanto-ohjelma, joka lain asettamissa rajoissa tuottaa parhaan nettotulon vähentämättä samalla liito-oravakannan elinvoimaisuutta.

Suunnittelumenetelmällisesti eräs keskeinen haaste johtuu suuresta vaihtoehtoisten tuotanto-ohjelmien määrästä. Taktisen metsäsuunnittelun tilanteessa on suhteellisen pienelläkin alueella niin paljon mahdollisia tuotanto-ohjelmia, että valinnan avuksi tarvitaan erityisiä matemaattisia optimointimenetelmiä. Niitä voidaan hyödyntää tietokoneilla käytettävissä suunnittelusysteemeissä. Jos tarkasteltavana on esimerkiksi 200 hehtaarin metsäalue, joka on jaettu sataan kahden hehtaarin metsikkökuvioon ja jokaiselle metsikkökuviolle on määritetty 10 mahdollista käsittelyvaihtoehtoa, on erilaisia metsiköittäisten vaihtoehtojen yhdistelmiä kaikkiaan 10^{100} kappaletta (luku jossa on ykkönen ja 100 nollaa - mikä sen nimi lieneekään). Tällaisen optimointitehtävän ratkaiseminen järjellisessä ajassa, ja noin suuren vaihtoehtojen määrän tehokas analysointi muutenkin, edellyttää numeerisia laskentatekniikoita.

6.1.3 Monitavoitteisen metsäsuunnittelun vaiheet

Monitavoitteisen suunnitteluprosessin idea voidaan pelkistää listaamalla suunnitteluprosessin keskeisimmät vaiheet:

(i) Alustus: mikä alue, kuka päätöksentekijä, kenet osallistetaan ja miten, mitkä ulkopuoliset rajoitteet, perusnäkemys siitä mitä alueelta halutaan, jne.

(ii) Kohdeanalyysi: mitä alueella on, minkälaisia käyttöpaineita sinne kohdistuu, mitkä ovat alueen tuotantomahdollisuudet, jne; hyödynnetään ilmakuvia, satelliittikuvia, maastomittauksia sekä malleja ja simulointia.

(iii) Tavoiteanalyysi: mitkä ovat alueen käytön tavoitteet, mitä niillä tarkoitetaan eli mitkä ovat yksityiskohtaiset tavoitesuureet, miten tavoitteiden saavuttamista arvioidaan, mitkä ovat tavoitteiden ja tavoitesuureiden keskinäiset tärkeydet, jne.

(iv) Vaihtoehtojen tuottaminen: mitkä ovat tavoitesuureiden tuotantosuhteet, minkälaisia tehokkaita suunnitelmavaihtoehtoja alueelle voidaan laatia (vaihtoehto ei ole tehokas, jos sitä voidaan parantaa jonkin tavoitteen suhteen huonontamatta sitä samalla muiden tavoitteiden suhteen), mitkä vaihtoehdot otetaan tarkempaan jatkotarkasteluun, jne.

(v) Vaihtoehtojen arviointi: mitä mikäkin jatkotarkasteluun otettu suunnitelma merkitsisi kunkin tavoitteen ja tavoitesuureen kannalta, mitkä ovat vaihtoehtojen hyvyyssuhteet kunkin tavoitesuureen suhteen, ennenkaikkea mikä on suunnitelmien suositeltavuus koko tavoiteyhdistelmän kannalta.

(vi) Suunnitelman koostaminen: tuotetaanko suunnitelmadokumentti ja jos tuotetaan niin minkälainen.

(vii) Jatkuva suunnittelu ja seuranta: ovatko tilanteet jo olennaisesti muuttuneet, onko laadittua suunnitelmaa noudatettu, onko tarpeen hankkia uutta/lisää päätöstukea, onko syytä koostaa uusi suunnitelma, jne.

Prosessi ei välttämättä kulje juuri tässä järjestyksessä. Osa vaiheista on usein tarpeen toteuttaa limittäin. Esimerkiksi tehokkaiden suunnitelmavaihtoehtojen tuottaminen edellyttää vaihtoehtojen arviointia eri tavoitteiden suhteen. Prosessi ei myöskään yleensä ole näin suoraviivainen: monesti on syytä palata edelliseen vaiheeseen esimerkiksi lisäinformaatiota hankkimaan. Iteraatiota ja vaiheiden vuorovaikutusta tarvitaan usein.

Vuorovaikutteinen eli interaktiivinen suunnitteluote on usein tarpeen yksittäisissä vaiheissa ja läpi koko prosessin. Esimerkiksi yksityismetsien suunnittelussa met-

Taajamametsät suunnittelun kohteena

Irja Löfström

Suomen metsäpinta-alasta on taajamametsiä vain pari prosenttia, mutta neljä viidennestä suomalaisista asuu taajamassa. Kunnat omistavat suurimman osan taajamien metsistä. Lähes jokainen kunta (99 %) on metsänomistaja. Taajamien pinta-alasta lähes 30 % on metsää (Löfström 2001).

Taajamametsien tehtävänä on puunmyyntitulojen ohella tuottaa virkistysmahdollisuuksia ja suojavaikutuksia (melu, epäpuhtaudet) sekä parantaa taajaman maisemallista arvoa. Metsänhoidon suunnitteluun luo erityispiirteensä myös se kun rakentaminen pilkkoo metsäalueita ja runsas ulkoilukäyttö kuluttaa kasvillisuutta. Maankäytön suunnittelu vaikuttaa ratkaisevasti metsäalueiden ekologiseen kestävyyteen (Löfström 1995).

Metsäntutkimuslaitos tutki vuosina 1987, 1995 ja 2000 kuntien omistamien metsien suunnittelua ja hoitoa. Vuosien 1987 ja 2000 kyselyissä olivat mukana kaikki Suomen kunnat. Vuonna 1995 tutkittiin niitä kuntia, jotka omistivat metsää sekä taajamassa että niiden ulkopuolella. Tässä kyselyssä oli mukana 228 kuntaa. Tutkimustehtävänä oli selvittää mahdollisia eroja talous- ja taajamametsien suunnittelussa ja hoidossa. Toisena keskeisenä tavoitteena oli tutkia, ovatko taajamametsien suunnittelun ja hoidon periaatteet muuttuneet 1990 -luvun uuden metsälain ja metsänhoitosuositusten myötä (Löfström 1990, 1996, 2001).

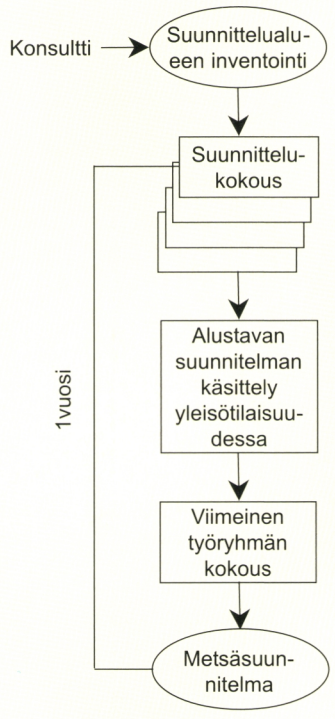
Valtaosalle (> 90 %:lle) kuntien omistamia metsiä on laadittu metsänhoitosuunnitelma. Suunnittelun taso kuitenkin vaihteli kunnittain hyvin paljon. Selkeät metsänhoidon tavoitteet puuttuivat suurimmalta osalta kuntia. Viime vuosina muutamat kunnat (n. 6 % kunnista) ovat laatineet strategiatason viheralueohjelmia, missä määritellään viheralueiden suunnittelun ja hoidon periaatteet ja kehittämisen painopisteet seuraavalle kymmenelle vuodelle (Löfström 2001).

Suunnittelussa kullekin metsäalueelle tulisi määrittää ensisijaiset hyödyt ja käytön tavoitteet, minkä pohjalta määräytyvät myös hoidon taso ja luonne. Vain noin 40 % kunnista on jaotellut metsäalueensa käytön ja sijainnin mukaan erilaisiin metsänkäyttöluokkiin, esimerkiksi talousmetsiin ja erityismetsiin (ulkoilumetsät, maisemametsät, suojavyöhykkeet yms.). Taajamametsien käytön ja hoidon suunnitteluun ei ole kehitetty yhtenäistä inventointi- ja arviointimenetelmää. Kussakin tilanteessa on joko laadittu omia luokituksia ja käytetty sanallista kuvailua tai inventointi on tehty perinteisen metsätaloussuunnittelun mukaisesti. Viime vuosina muutamat kunnat (esim. Helsinki, Hämeenlinna) ovat laatineet strategiatason viheralueohjelmia, missä määritellään viheralueiden suunnittelun ja hoidon periaatteet ja kehittämisen painopisteet seuraavalle kymmenelle vuodelle (Löfström 2001).

Kuntien omistamien taajamametsien hoidosta vastaavat eri alojen ammattilaiset, kuten metsänhoitajat, puutarhurit ja rakennusmestarit (Löfström 2001). Vain vajaalla kolmasosalla kunnista metsänhoidosta vastaa viheralan ammattilainen, metsä- tai puutarha-alan koulutuksen saanut henkilö. Metsänhoidosta vastaavien henkilöiden taajamametsiin kohdistamat arvot ja asenteet ovat muuttuneet voimakkaasti runsaan kymmenen vuoden aikana. 1980 -luvun lopulla taajamametsien hoidossa osalla kunnista oli talousmetsien hoidolle luonteenomaista kaavamaisuutta ja puuntuotannon korostamista ja osalla kunnista vastaavasti puistomaista siisteyden ihannetta. Nykyisin metsäalan koulutuksen saaneet korostavat metsänhoidossa luonnon monimuotoisuuden säilyttämistä ja vastaavasti puutarha-alan koulutuksen saaneet monimuotoisuuden ohella myös maisemanhoitoa. Sen sijaan niillä metsän-

hoidosta vastaavilla henkilöillä, joilla ei ole viheralan koulutusta, asenteet ja arvot ovat pysyneet jokseenkin samanlaisina viimeisen kymmenen vuoden aikana (Löfström 2001).

Taajamametsiin kohdistuu käyttäjien taholta monenlaisia odotuksia ja käyttöpaineita. Viheralueiden tulisi tarjota pitkällä tähtäimellä mahdollisimman monipuolisia palveluita, joiden tulisi olla yhteensovitettavissa keskenään. Joissakin tapauksissa esimerkiksi metsän esteettisyyden ja monimuotoisuuden välille saattaa syntyä ristiriitoja. Erilaisten arvojen ja käyttömuotojen yhteensovittamiseksi muutamat kunnat (n. 18 % kunnista) käyttävät nykyisin ns. osallistavaa metsäsuunnittelua (Löfström 2001). Sillä tarkoitetaan paikallisten asukkaiden ja alueen käyttäjien ottamista mukaan viheralueiden suunnitteluun. Työmuoto on uusi ja kunnat soveltavat sitä eri tavoin. Monilla kunnilla suunnitelma tilataan ostopalveluina ja metsäsuunnitelman luonnokseen pyydetään kommentteja yleisötilaisuuksissa. Sen sijaan joissakin kunnissa (esim. Helsinki) metsäsuunnitelmat tehdään suunnitteluryhmissä, joissa ovat edustettuina paikalliset asukkaat, järjestöt ja kaupungin virkamiehet. Suunnitteluprosessin loppuvaiheessa suunnitelmaluonnos esitellään yleisötilaisuudessa, missä on mahdollisuus vaikuttaa lopulliseen suunnitelmaan (kuva 6.1-1). Osallistavassa suunnittelussa pyritään ottamaan aiempaa paremmin huomioon käyttäjien tarpeet ja ratkaisemaan paikallisia ongelmia ja ristiriitoja (Löfström ja Tyrväinen 2000).



Kuva 6.1-1. Kaavakuva Helsingin kaupungin osallistavasta metsäsuunnittelusta.

Kirjallisuus

Löfström, I. 1990. Kuntien omistamien metsien hoito. Tiivistelmä: The management of municipal forests. Ympäristöministeriö. Ympäristönsuojeluosaston julkaisu 87. 118 s.

Löfström, I. 1995. Maankäytön suunnittelu perustana taajamametsien ekologiselle kestävyydelle. Julkaisussa: Siikanen, L., Heloma-Leinonen, T. ja Pekkarinen-Kanerva, P. (toim.). Ekologinen lähiöuudistus. s. 56.

Löfström, I. 1996. The management of urban forests in Finland. Julkaisussa: Randrup, T.B. and Nilsson, K. (toim.). Urban forestry in Nordic countries. Danish Forest and Landscape Research Institute.

Löfström, I. ja Tyrväinen, L. 2000. Ekologian ja estetiikan yhteensovittaminen taajamametsien vuorovaikutteisessa suunnittelussa. Julkaisussa: Saarinen J. ja Raivo, P. (toim.). Metsä, harju ja järvi -symposium. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 776:137–145.

Löfström, I. 2001. The management of urban forests in 1987–2000. Käsikirjoitus.

sänomistajan mukanaolo tietokoneella tuotantolaskelmia laadittaessa mahdollistaa tehokkaan vuorovaikutuksen päätöksentekijän, suunnittelijan ja suunnittelujärjestelmän kesken (Kangas ym. 1996a). Se edesauttaa suuresti hyvän suunnitelman tuottamista. Erityisen tärkeää interaktiivisuus on osallistavassa suunnittelussa (Kangas ym. 1996b) sekä ylipäätään suunnitteluprosessissa oppimisen kannalta (Tikkanen 1997).

Perinteisesti vaihe (ii) eli kohdeanalyysi on ollut metsäsuunnittelussa keskeisessä roolissa. Suunniteltavan alueen metsävarojen inventointi onkin tärkeä osa mitä tahansa suunnitteluprosessia. Se on usein myös kallein vaihe. Nykyään kuitenkin myös muiden vaiheiden kelpo toteutus nähdään tärkeäksi. Varsin inventointivetoisesta suunnittelunäkemyksestä on siirrytty enemmän tavoitelähtöisyyttä, vaihtoehtotarkasteluja ja suunnittelua oppimisprosessina korostavaan otteeseen. Nykyään ei enää kuvitella, että metsäsuunnittelija yksin kykenisi metsänhoito-ohjeita soveltaen määrittämään metsikkö metsiköltä "parhaat" käsittelyohjelmat pelkästään kunkin metsikön ominaisuuksien perusteella. Sen sijaan yhä useammat suunnittelijatkin ymmärtävät, että metsänkäsittelyjen suositeltavuudet riippuvat myös tavoitteista ja alueen muiden metsiköiden käsittelyohjelmista.

Minkään suunnittelun kohdalla ei voi liikaa painottaa päätöstuen tapauskohtaisuutta. Päätöksentekijä, osallistujat, tavoitteet, tuotantomahdollisuudet yms. vaihtuvat suunnittelukohteittain. Niiden myötä myös tehokkain tapa toteuttaa suunnittelu vaihtelee tapauksittain; samoin se, mikä on suunnittelun tärkein anti ja miten prosessin tulokset on parasta esittää. Mikä tahansa yleinen suunnitteluprosessin esitys jääkin idean kiteytysasteelle, jota on sovellettava tilanteittain.

Tarve useiden käyttömuotojen ja metsän ominaisuuksien yhteissuunnitteluun vaikuttaa prosessin kuhunkin vaiheeseen. Metsien monikäytön suunnittelu on väistämättä vaikeampaa ja monimutkaisempaa kuin yhden käyttömuodon, esimerkiksi pelkän puuntuotannon, suunnittelu. Eri käyttömuodot yhteensovittavassa suunnittelussa myös tarvitaan laajempi kirjo erilaisia apuneuvoja. Esimerkiksi luonnonsuojelullisia ja virkistyskäytön tavoitteita on puuntuotannon tunnuksia vaikeampi sisällyttää tietokoneella käytettäviin suunnittelujärjestelmiin.

Tutkimuksissa on nähty tärkeäksi kehittää tapoja tarkastella mahdollisimman laajasti kaikkia käyttömuotoja myös numeerisesti, ja laskennallisia menetelmiä aineettomienkin arvojen numeeriseen laskentaan on kehitetty. Kaikkia päätöksiin vaikuttavia seikkoja ei kuitenkaan koskaan saada täydellisesti muokattua numeroiksi ja siten tehokkaasti laskelmissa käsiteltäviksi. Siksi monitavoitteisessa metsäsuunnittelussa tarvitaan sekä määrällisiä että laadullisia menetelmiä. Paras suunnitteluprosessi voidaan koostaa näiden yhteiskäytöllä, tilanteittaisten edellytysten ja tarpeiden mukaisesti.

Jokainen valittu suunnitelma vastaa jotakin alueelle asetettavaa tavoiteyhdistelmää. Ja jokainen valittu suunnitelma merkitsee jotakin hyväksyttyä eri käyttömuotojen tuotantosuhteiden yhdistelmää (ns. trade-offeja). Näin on myös luonnonsuojelullisten ja virkistyksellisten tavoitteiden - ja niiden muihin suureisiin rinnastettavuuden - suhteen. Monitavoitteisessa päätöksentekoprosessissa, jossa asetetaan useita toisistaan poikkeavia tavoitteita, ei voi vältyä vertaamasta esimerkiksi luonnonsuojelua (jos se on mukana yhtenä käyttömuotona) muihin tavoiteltaviin seikkoihin eikä sen yhteismitallistamista tavalla tai toisella muiden näkökohtien kanssa. Viimeistään lopullisen valinnan hetkellä päätöksentekijä joutuu omaksumaan jotkin trade-offit eri tavoitteiden kesken. Hyvä päätöstuki auttaa päätöksentekijää ymmärtämään kunkin valinnan seuraamukset ja eri valintojen mukaiset trade-offit etukäteen.

Vaikka metsäsuunnittelussa käytetään yhä enemmän matemaattisia apuneuvoja, on muistettava, että kaikkia suunnittelun ja päätöstuen tarpeita ei voida tyydyttää numeerisilla malleilla ja simuloinnilla. Nume-

ronmurskaus ja optimointilaskelmat ennusteineen ovat vain osa päätöstukea. Mitä vaativampi ja monisäikeisempi suunnittelutilanne on, sitä tärkeämpää mutta myös vaikeampaa on sovittaa mallit, simulointi ja optimointi osiksi koko suunnitteluprosessia sekä liittää numeeriset laskelmat ja ennusteet muuhun päätöstukeen, jossa hyödynnetään myös kuvailevat ja kvalitatiiviset tarkastelut. Suunnittelu voi olla tiedettäkin, mutta käytännön toteutuksessa tarvitaan myös aimo annos taidetta, jotta kelpo suunnitteluprosessi saadaan kokoon ja viisaat valinnat lopulta tehtyä. Niin on erityisesti metsien monikäytön, ja vallankin sen osallistavassa suunnittelussa.

Kirjallisuus

Kangas, A. ja Kangas, J. 1997. Mallit, ennusteet ja simulointi metsätalouden laskentajärjestelmissä. Metsätieteen Aikakauskirja 3/1997: 389–404.

Kangas, A. ja Kangas, J. 1998. Ekologiset mallit ja ekologisten riskien hallinta metsäsuunnittelussa. Metsätieteen Aikakauskirja 2/1997: 207–222.

Kangas, J., Pukkala, T. ja Pykäläinen, J. 1996a. Vuorovaikutteinen heuristinen optimointi yksityismetsien suunnittelussa. Metsätieteen Aikakauskirja - Folia Forestalia 3/1996:231–244.

Kangas, J., Loikkanen, T., Pukkala, T. ja Pykäläinen, J. 1996b. A participatory approach to tactical forest planning. Acta Forestalia Fennica 251. 24 s.

Pukkala, T. 1993. Monikäytön suunnitteluohjelmisto MONSU. Moniste. Joensuun yliopisto. 42 s.

Siitonen, M., Härkönen, K., Hirvelä, H., Jämsä, J., Kilpeläinen, H., Salminen, O. ja Teuri, M. 1996. MELA Handbook. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 622. 452 s.

Tikkanen, J. 1997. Vuorovaikutteinen oppiminen metsäsuunnittelun lähestymistapana. Joensuun yliopisto, Metsätieteellinen tiedekunta. Metsäsuunnittelun lisensiaattityö. 117 s.

6.2 Monitavoitteinen vertailu metsäsuunnittelun lähestymistapana

Jyrki Kangas

6.2.1 Vaihtoehtojen tuottamisesta kokonaisvaltaiseen arviointiin

Monitavoitteinen vertailun lähestymistapa voidaan karkeasti jakaa kolmeen päävaiheeseen: 1) vaihtoehtoisten suunnitelmien tuottaminen ja muutaman (3–10) suunnitelman valinta lähemmin arvioitaviksi, 2) valittujen suunnitelmavaihtoehtojen arvioiminen kunkin yksittäisen käyttömuodon ja tavoitteen suhteen ja 3) vaihtoehtojen kokonaisvaltainen vertailu ottaen huomioon kaikki metsäalueelle asetetut tavoitteet. Lopputuloksena saadaan arviot vaihtoehtojen suositeltavuudesta monitavoitteisessa suunnittelutilanteessa.

Ensimmäinen päävaihe on oikeastaan varsinaisten vertailuvaiheiden alustusta, mutta suunnitteluprosessissa tietenkin välttämätön. Tavoitteena suunnitelmien tuottamisessa on valmistaa sellaisia suunnitelmavaihtoehtoja, joita ei voida enää parantaa minkään tavoitteen suhteen huonontamatta niitä samalla jonkun muun tavoitteen kannalta. Lähempään tarkasteluun otettavien vaihtoehtojen tuottamisessa onkin jo oltava hyvä käsitys metsän hoidon ja käytön päämääristä suunnittelualueella.

Näitä ”valmiita” suunnitelmia vertaillaan aluksi erikseen kaikkien kiinnostavien seikkojen suhteen. Tarkasteltavat suunnitelmavaihtoehdot voidaan näiden vertailujen perusteella asettaa paremmuusjärjestykseen kunkin yksittäisen tavoitteen suhteen. Osallistavassa suunnittelussa vertailut voidaan tehdä myös erikseen kunkin osallistujan näkökulmasta. Osallistavassa suunnittelussa ja ryhmäpäätöksenteossa vaihtoehtojen paremmuusjärjestys yksittäisen tavoitteen suhteen voi olla erilainen riippuen osallistujan yksilöllisistä mielipiteistä, tarpeista ja toiveista. Siksi siinä on paikallaan

rankata vaihtoehdot joidenkin tavoitteiden suhteen myös erikseen jokaisen osallistujan näkökulmasta. Tällaisia subjektiivisen arvottamisen kohteita voivat olla maiseman kauneus tai ulkoiluarvot; mutta osin myös esimerkiksi metsästys- ja riistanäkökohdat, koska eri henkilöt voivat haluta suosia eri riistalajeja.

Erityisin monitavoitteisen päätöstuen menetelmin on mahdollista tarkastella suunnitelmien hyvyyksiä yhteismitallisesti eri tavoitteiden suhteen. Kokonaisvaltaisia hyvyysvertailuja voidaan laatia antamalla painoarvot eri tavoitesuureille, kuten hakkuutuloille ja lajiston elinvoimaisuudelle. Monitavoitteisen vertailun menetelmin voidaan rinnastaa keskenään määrälliset ja laadulliset arviot.

Suunnitelmavaihtoehtojen kokonaisvaltaisia arvioita voidaan tehdä myös painottamalla eri tavoin eri osallistujien tavoitteita ja mielipiteitä. Näin saadaan arvokasta oppia eri tavoitteiden ja eri osallistujien näkökulmien huomioon ottamisen vaikutuksista suunnitelman valinnassa. Samalla suunnittelussa mukana oleville voidaan valaista eri tavoitteiden ja myös eri henkilöiden näkemysten kesken vallitsevat ristiriidat. Niitähän kaikissa monitavoitteisissa tilanteissa on enemmän tai vähemmän.

Analyyttinen hierarkiaprosessi (AHP) on esimerkki monitavoitteisen vertailun menetelmistä (ks. Kangas ym. 1992, 1994). Tosin tutkimuksissa nykyisin käytettävät menetelmät poikkeavat monin kohdin AHP:n perusversiosta. AHP:n heikkouksia on paikattu mm. tilastotieteellisesti edistyksellisemmin tekniikoin. Perusajatus ja menetelmien käyttötavat ovat kuitenkin pysyneet samankaltaisina. AHP:ia on sovellettu laajalti erilaisiin monikriteerisen päätöstuen tehtäviin. Suomessa on pysytty hyvin tämän kehityksen kelkassa sekä tutkimuksessa että osin myös käytännön metsätaloudessa. AHP:n periaatteita on sovellettu mm. Metsähallituksen osallistavassa luonnonvarasuunnittelussa (Heinonen 1997, Pykäläinen 1997).

Seuraavassa havainnollistetaan yksinkertaistetun esimerkin avulla monitavoitteisen vertailun lähestymistapaa metsäsuunnittelussa.

6.2.2 Monitavoitteinen vertailu yksityismetsälön suunnittelussa

Monitavoitteisen vertailun lähestymistapa sopii hyvin yhdistettäväksi yksityismetsien nykyiseen suunnittelukäytäntöön. Sen avulla suunnittelu on mahdollista saada asiakasläheiseksi ja aidosti monitavoitteiseksi.

Perusidea on, että suunnittelija valmistelee muutaman vaihtoehtoisen tuotanto-ohjelman metsälölle ja laatii niitä vastaavat metsäsuunnitelmat. Suunnitelmat tuotetaan hankitun perusmateriaalin (metsää kuvaava informaatio), alustavan tavoitekartoituksen ja suunnittelujärjestelmän (kuten SOLMU, MONSU, MELA) avulla.

Metsänomistaja vertailee näitä suunnitelmia pareittain kunkin oman tavoitteensa kannalta. Mahdollisesti epätäsmälliset ja vaikeasti arvioitavat tavoitteet jäsennellään vertailuja varten selkeiksi tavoitesuureiksi, tarvittaessa jakamalla tavoite yksityiskohtaisempiin osiin. Jos esimerkiksi halutaan vaalia monimuotoisuutta, on tarpeen yksilöidä mitä monimuotoisuudella tässä tapauksessa lopulta tarkoitetaan. Yksilöinti voi tapahtua vaikka määrittämällä alueelle avainlajit, joiden elinympäristövaatimusten perusteella suunnitelmia vertaillaan.

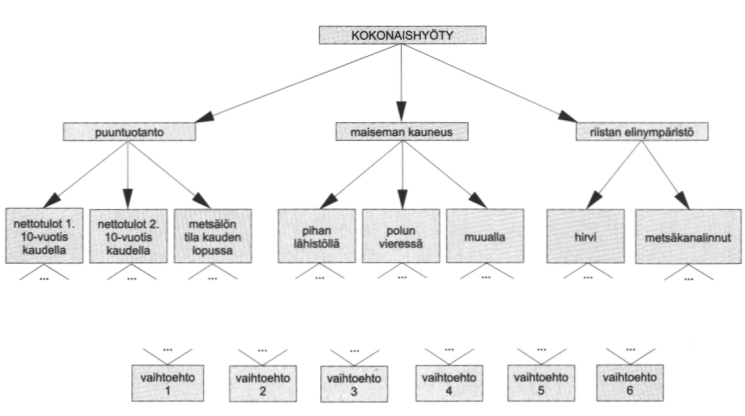
Kustakin suunnitelmasta tuotetaan suunnittelujärjestelmällä ja muin käytettävissä olevin keinoin monipuolinen tietomateriaali, jotta vertailu on mahdollisimman helppo toteuttaa. Tällaista materiaalia ovat mm. tiedot tuloista ja kustannuksista sekä metsän kehitysennusteet kussakin suunnitelmassa. Monesti myös suunnitelmakohtaiset keruutuotteiden satoarviot, lajiston kehitysennusteet ja elinympäristöjen analyysit sekä maiseman kehittymistä esittävät kuvat ovat hyödyllisiä. Metsän kehitys voidaan nykyisin apuvälinein havainnollistaa tietokonegrafiikalla yllättävän todenmukaisesti.

Esimerkkitapauksemme metsätila sijaitsi Länsi-Suomessa ja sen pinta-ala oli 86 hehtaaria, mikä kaikki oli kasvullista metsämaata. Suunnitelma laadittiin 20 vuodeksi. Metsänomistajalla oli kolmitahoinen päämäärä metsien hoidossa ja käytössä. Omistaja halusi metsälönsä tuottavan hakkuutuloja, metsämaiseman olevan kaunis sekä samalla toimivan kelpo elinympäristönä eräille riistalajeille. Lisäksi hän edellytti puuntuotannon edellytyksille jatkuvuutta siten, että hakkuumahdollisuuksia jäisi vielä tulevillekin vuosille. Maiseman kauneuden suhteen hän halusi kiinnittää huomiota erityisesti pihapiiriinsä näkyviin sekä alueen läpi kulkevan polun varrella oleviin metsiköihin. Riistalajeista merkityksellisiä metsänomistajlle olivat hirvi ja alueella esiintyvät metsäkanalinnut, erityisesti metso. Tavoitekokonaisuus voitiin siten jaotella kolmeen pääelementtiin: puuntuotanto, maiseman kauneus, riistakannat (kuva 6.2-1).

Metsälöstä oli käytettävissä metsäsuunnittelussa tavanomaisesti saatavilla oleva tai hankittava materiaali, kuten ilmakuvat, puusto- ja maaperätiedot metsiköittäin sekä metsiköiden sijaintitiedot. Suunnittelijan johdolla laadittiin kuusi erilaista metsäsuunnitelmaa alueelle. Ne laadittiin metsänomistajan tavoitteita eri tavoin painottaen: yksi oli puuntuotantoa korostava, yksi maiseman kauneuteen panostava, yksi riistapainotteinen, ja loput näiden välimuotoja. Suunnitelmien laadinnassa käytettiin apuna matemaattisiin optimointimenetelmiin perustuvaa suunnittelujärjestelmää.

Kuusi suunnitelmavaihtoehtoa arvioitiin tavoitehierarkian alimman tason elementtien suhteen: nettotulot ensimmäisen ja toisen kymmenvuotisjakson aikana, puuston tuottoarvo suunnittelukauden lopussa, maisemallinen kauneus alueen kolmessa eri osa-alueessa sekä alueen hyvyys hirven ja metsäkanalintujen elinympäristönä. Pareittaiset vertailut oli helppo tehdä puuntuotannollisten seikkojen suhteen suunnittelulaskelmista saatavien markkamääräisten arvioiden perusteella. Metsänomistaja arvioi kustakin suunnitelmaparista kumpi on esimerkiksi tuottoarvon suhteen hänen mielestään toivotumpi ja kuinka paljon toivotumpi. Vertailut voi tehdä sanallisesti tai esimerkiksi suunnitelmien paremmuussuhteita kuvaavin graafisin pylväin, tahi ilmaista vertailu suoraan numeroarvona. Sanalliset ja graafiset vertailut muunnettiin AHP-menetelmällä numeerisiksi arvioiksi.

Metsämaiseman kauneuden arvioinnissa hyödynnettiin tietokoneella tuotettuja piirroksia metsän tilasta kymmenen ja kahdenkymmenen vuoden päästä, jos vertailtavat suunnitelmat toteutettaisiin. Maiseman kauneudenkin arviot teki metsänomistaja itse. Sen sijaan hän ei kokenut tuntevansa riittävän hyvin riistalajien elinympäristövaatimuksia. Siksi riista-alan asiantun-



Kuva 6.2-1. Tavoitehierarkia yksityismetsien suunnittelun esimerkissä.

Taulukko 6.2-1. Esimerkin suunnitelmavaihtoehtojen prioriteetit kunkin yksittäisen tavoite-elementin suhteen. Jokaisen rivin arvojen summa on yksi.

	Vaihto-ehto 1	Vaihto-ehto 2	Vaihto-ehto 3	Vaihto-ehto 4	Vaihto-ehto 5	Vaihto-ehto 6
Nettotulot vv.1-10	0,02	0,19	0,36	0,05	0,11	0,27
Nettotulot vv. 11-20	0,03	0,18	0,10	0,33	0,30	0,06
Tuottoarvo v. 20 lopussa	0,26	0,22	0,10	0,10	0,12	0,21
Kauneus pihan läh.	0,33	0,20	0,10	0,08	0,15	0,15
Kauneus polun läh.	0,29	0,15	0,19	0,08	0,23	0,06
Kauneus muualla	0,38	0,28	0,18	0,07	0,20	0,07
Hirven elinymp.	0,08	0,39	0,26	0,15	0,04	0,08
Metsäkanalintujen elinymp.	0,18	0,09	0,32	0,23	0,14	0,05

tijana tunnettu suunnittelija vertaili suunnitelmavaihtoehtoja hirven ja metsäkanalintujen elinympäristövaatimusten suhteen. Vaihtoehtojen vertailujen tuloksena saatiin lukemat - prioriteetit, jotka kuvasivat niiden suositeltavuutta kunkin tavoite-elementin kannalta (taulukko 6.2-1).

Vertailujen perusteella oli selvää, että eri suunnitelmien paremmuusjärjestys oli erilainen eri tavoite-elementtien suhteen. Siten se, mitä suunnitelmaa metsänomistajalle voitaisiin suositella, riippui tavoitteiden keskinäisistä tärkeyksistä. Jos esimerkiksi nettotulot ensimmäisen kymmenvuotiskauden aikana olisi ollut ylivoimaisesti tärkein valintakriteeri, olisi suositeltu vaihtoehtoa 3. Jos sen sijaan olisi tavoiteltu maiseman kauneutta, valinta olisi ollut vaihtoehto 1.

Seuraavassa vaiheessa metsänomistajan oli määriteltävä, kuinka paljon hän mitäkin tavoitetta ja tavoite-elementtiä halusi painottaa. Muuten vaihtoehtoja ei olisi voitu asettaa kokonaisvaltaisen prioriteetin suhteen järjestykseen. Metsänomistajan tehtävänä oli vertailla keskenään eri tavoitteita, jälleen pareittain. Kysymys oli, kumpaa hän pitää metsässään tärkeämpänä ja kuinka paljon tärkeämpänä: puuntuotantoa vai maiseman kauneutta, maiseman kauneutta vai riistakantojen vaalimista, puuntuotantoa vai riistakantojen vaalimista. Vertailut muunnettiin taas numeerisiksi arvioiksi. Samantyyppiset vertailut piti tehdä myös kutakin tavoitetta tarkentavien tavoite-elementtien kesken. Metsänomistaja esimerkiksi määritti, kumpaa hän halusi enemmän vaalia, hirvi- vai kanalintukantoja.

Laskelmia ja eri arvioiden yhteismitallistamista varten tavoitteiden tärkeyksiä vastaavat lukuarvot muunnettiin siten, että niiden summa oli yksi. Tavoitteiden painoarvot olivat näin skaalattuina: puuntuotanto 0,63, maiseman kauneus 0,28, riistakantojen elinvoimaisuus 0,09. Kunkin tavoitteen mukaiset yksityiskohtaisemmat tavoite-elementit skaalattiin samoin siten, että kunkin tavoitteen elementtien summa oli yksi. Metsänomistaja mm. painotti ensimmäisen jakson nettotuloja selvästi enemmän kuin toisen jakson nettotuloja. Tuottoarvon hän näki yhtä tärkeäksi kuin ensimmäisen jakson nettotulot. Maisema pihapiiristä katsoen oli hänelle tärkeintä maiseman kauneuden osalta. Myös polun varren metsiköitä hän piti maisematarkasteluissa tärkeämpinä kuin muuta aluetta. Metsäkanalintukantojen vaalimista metsänomistaja piti tärkeämpänä kuin hirven.

Kun jokaisesta suunnitelmavaihtoehdosta oli tiedossa niiden suhteelliset prioriteetit kunkin tavoitteen sekä tavoite-elementin suhteen ja kun tavoite-elementtien

keskinäiset tärkeydet oli määritetty, voitiin laatia kokonaisvaltaiset arviot vaihtoehdoista. Koska tavoitteet ja tärkeydet olivat metsänomistajan itsensä määrittämät, kokonaisvaltainen arviointi tapahtui juuri metsänomistajan omasta näkökulmasta.

Kuudesta tarkastellusta suunnitelmasta lopulta vaihtoehto 2 osoittautui suositeltavimmaksi. Suositeltavuusjärjesteys oli kuitenkin herkkä muutoksille sekä eri arvioissa että tavoite-elementtien tärkeyksissä. Koska on ilmeistä, että kummassakin vaiheessa on huomattavasti epävarmuutta, oli tässäkin tapauksessa viisainta olla antamatta ehdotonta suositusta.

Monitavoitteisen vertailun laskelmien tarkoitus on palvella päätöstukena, ei suoraan parhaan päätöksen osoittajana. Vaihtoehtojen lopullisen arvioinnin teki metsänomistaja itse. Valinnan tueksi laadittiin herkkyysanalyysejä arvioiden ja painoarvojen suhteen. Herkkyysanalyyseissä tarkasteltiin esimerkiksi, kuinka paljon tavoitteiden tärkeyssuhteita olisi muutettava, jotta jokin muu vaihtoehto osoittautuisi suositeltavimmaksi. Samoin tarkasteltiin esimerkiksi kauneusarvioissa mahdollisesti olevien virheiden merkitystä laskelman tuloksiin.

Metsänomistaja päätyi lopulta samaan suunnitelmaan kuin ensimmäiseksi tehty laskelma. Lopulliseen suunnitelmaan tosin tehtiin muutama pieni metsikkökohtainen muutos: eräässä metsikössä vaihdettiin avohakkuuehdotus siemenpuuhakkuuksi, eräs toinen metsikkö taas jaettiin kahteen osaan, joista vain toinen käsiteltiin. Metsänomistajan valitsemassa suunnitelmassa noudatettiin kestävän puuntuotannon periaatetta ottaen samalla huomioon maiseman esteettiset arvot. Maisemallista kauneutta vaalittiin erityisesti pihapiiriin lähistöllä ja alueen läpi kulkevan polun varrella, juuri niinkuin metsänomistaja alunperin halusikin.

Siinä tapauksessa, että mikään vertailluista suunnitelmista ei olisi tyydyttänyt metsänomistajaa eikä mitään niistä olisi pidetty pienin muutoksinkaan hyvänä, olisi ollut paikallaan tuottaa uusia erilaisia suunnitelmia tarkasteltavaksi. Niille olisi tehty edellä kuvatut arvioinnit ja laskelmat. Jos taaskaan ei olisi löydetty metsänomistajaa tyydyttävää ratkaisua, olisi jälleen voitu jatkaa uusin vaihtoehdoin, jne. kunnes kelpo suunnitelma olisi saatu aikaan.

6.2.3 Muita sovelluksia ja kokemuksia

Kun monitavoitteisen vertailun perusmallia sovelletaan ryhmäpäätöksenteossa, kuten yhtymän metsien suunnitelman valinnassa, kullekin ryhmän jäsenelle laaditaan oma tavoitehierarkiansa. Edellisen esimerkin kaltaisten jäsenkohtaisten tarkastelujen lisäksi voidaan tehdä laskelmia, joissa jäsenille annetaan erilaiset painoarvot. Yhtymän tai yhtiön tapauksessa painoarvot voidaan asettaa osakkaiden omistusosuuksien mukaisesti. Monipuolisia ja valaisevia laskelmia käytetään neuvottelujen taustainformaationa.

Lähestymistapaa on sovellettu myös osallistavaan suunnitteluun. Ruunaan luonnonsuojelualueen suunnittelussa kokeiltiin AHP-menetelmää jo kymmenkunta vuotta sitten (Kangas ja Matero 1992). 14 intressiryhmää otettiin mukaan arvioimaan sitä, mikä osa alueesta jätettäisiin aarnialueeksi ja mikä puistoalueeksi, jossa mm. luonnonmukaiset hakkuut olisivat sallittuja. Aarni- ja puistoalueiden vaihtoehtoisten rajauksien vertailussa otettiin huomioon paitsi luonnonsuojelulliset myös tieteelliset, puuntuotannolliset ja virkistykselliset näkökohdat. Valtaosa intressiryhmistä näki luonnonsuojelun tärkeimmäksi käyttömuodoksi alueella. Lopulta suositeltavimmaksi osoittautui vaihtoehto, jossa koko alue oli aarnialuetta. Myös Metsähallitus alueen hallinnoijana päätyi lopulta samaan ratkaisuun; kuitenkin siten, että virkistyskäyttöä palvelevia rakenteita sallitaan tietyissä kohteissa.

Samaa monitavoitteisen vertailun periaatetta on hyödynnetty myös Metsähallituksen strategisessa luonnonvarasuunnittelussa (esim. Hiltunen 1998) sekä Lapin metsästrategian laadinnassa (Kajala 1996).

Lähestymistavan on havaittu soveltuvan erityisesti osallistavan suunnittelun työryhmätyöskentelyyn. Koko kansan osallistumiskanavaksi se ei hyvin sellaisenaan sovellu. Paras hyöty lähestymistavasta saadaan sovitettuna se yhteiskäyttöön muiden osallistavan suunnittelun menetelmien ja tekniikoiden kanssa ja soveltamalla sitä vuorovaikutteisesti (Kangas ym. 2000).

Yksi suurimmista eduista monitavoitteisen vertailun tekniikoissa on se, että niiden avulla voidaan hyödyntää yhdessä ja samassa vertailulaskelmassa erityyppisiä tietolähteitä ja arvioita. Täysin kvalitatiivisetkin tarkastelut voidaan sanallisen vertailun kautta muuntaa rinnastettaviksi muiden kriteerien kanssa. On myös mahdollista hyödyntää sekä objektiivista numerotietoa, asiantuntijoiden arvioita että metsänomistajan tai osallistujien mielipiteisiin perustuvia vertailuja. Kokonaisvaltaisen menetelmän avulla on mahdollista tarkastella koko päätöksentekoapparaatin olemusta ja sen herkkyyttä valintaan vaikuttaville seikoille. Monitavoitteinen vertailu auttaa suunnittelijoita ja päätöksentekijöitä monisäikeisen päätöstilanteen kokonaisuuden hallinnassa.

Tärkeää on pystyä sovittamaan monitavoitteisen vertailun menetelmät, kuten muutkin apuvälineet, suunnitteprosessin kokonaisuuteen jouhevasti, niin että niiden käyttö tukee toinen toistaan. Koska esimerkiksi AHP-menetelmä on varsin joustava tavoitteiden asettelun ja vaihtoehtojen arvioinnin suhteen, se on helppo liittää osaksi suunnittelun kokonaisuutta. Monitavoitteisen vertailun menetelmät muodostavat tehokkaan teknisen ytimen metsäsuunnitteluun yhdessä numeeristen optimointimenetelmien ja osaavan suunnittelijan kanssa.

Monitavoitteinen vertailu sopii nimensä mukaisesti nimenomaan monitavoitteisiin suunnittelutilanteisiin, joissa sovitetaan yhteen metsän eri käyttömuotoja. Se sopii sellaisille metsänomistajille, jotka ovat metsien hoidosta ja käytöstä kiinnostuneita ja joilla on sekä halu että mahdollisuus osallistua suunnitteluprosessiin. Niille metsänomistajille, jotka eivät pysty osal-

Tilastotieteen työkaluja suunnitelmien monitavoitteiseen vertailuun

Pekka Leskinen ja Jyrki Kangas

Metsänomistajan kannalta parhaan suunnitelman koostamiseksi tarvitaan tietoa metsänomistajan tavoitteista ja niiden keskinäisistä tärkeyssuhteista. Lisäksi eri suunnitelmavaihtoehtojen keskinäiset hyvyyssuhteet on pystyttävä arvioitamaan jokaisen yksittäisen tavoitteen kannalta. Metsänomistajan tavoitteiden tärkeyssuhteiden määrittely edellyttää preferenssien mittaamista.

Analyyttinen hierarkiaprosessi (AHP) on eräs menetelmä, jota voidaan hyödyntää preferenssien mittaamisessa monitavoitteisessa päätöksentekotilanteessa (Saaty 1980). Menetelmä perustuu päätöksenteon kannalta merkityksellisten seikkojen pareittaisiin vertailuihin. Metsänomistalta esimerkiksi kysytään, kuinka tärkeänä hän pitää hakkuutuloja verrattuna biodiversiteetin tärkeyteen (tai päinvastoin). Lopputuloksena AHP:sta saadaan kunkin päätösvaihtoehdon suhteellista hyvyyttä kuvaavat lukuarvot, joiden perusteella metsänomistaja voi periaatteessa valita parhaan metsäsuunnitelman toteuttamista varten.

Preferenssien tiedustelulle luonteenomainen piirre on lähtötietoihin sisältyvä epävarmuus. Vaikka AHP on saavuttanut suosiota monilla eri päätöksenteon tukemisen ja tutkimisen alueilla, ei perusmenetelmä tarjoa hyviä keinoja mitata lähtötietojen aiheuttamaa epävarmuutta suunnitteluprosessin lopputulokseen. Epävarmuuden mittaaminen ja havainnollistaminen päätöksentekijälle on kuitenkin ensiarvoisen tärkeää päätöksenteon perustietoa. Parivertailuaineiston tilastotieteellinen analysointi on osoittautunut hedelmälliseksi lähtökohdaksi kehitettäessä monitavoitteisen metsäsuunnittelun laskentatekniikoita entistä realistisemmiksi.

Tilastollinen perusmalli

Olkoon r_{ij} vastaajan antama komponentin i suhteellinen arvo verrattuna komponenttiin j. Oletetaan, että

$$r_{ij} = (v_i / v_j)\exp(\varepsilon_{ij}),$$

missä v_i ja v_j ovat komponenttien i ja j todelliset arvot, sekä ε_{ij} on virhetermi. Parivertailujen regressiomalli on muotoa (Alho ja Kangas 1997)

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

missä $\alpha_i = \log(v_i)$ ja virhetermit ε_{ij} ovat korreloimattomia, sekä $\mathrm{E}(\varepsilon_{ij}) = 0$ ja $\mathrm{Var}(\varepsilon_{ij}) = \sigma^2$. Yhtälön parametrit α_i ja σ^2 voidaan estimoida tavallisen regressioanalyysin keinoin.

Parivertailuaineiston sisällään pitämä epävarmuus voidaan huomioida päätöksenteossa virhetermin varianssin σ^2 avulla. Klassisen hypoteesien testauksen lisäksi on käytettävissä myös helpommin ymmärrettäviä vaihtoehtoja epävarmuuden havainnollistamiseksi päätöksentekijälle. Yhtälön ns. Bayesiläisen tilastotieteen mukainen analyysi mahdollistaa esimerkiksi muotoa "metsänkäsittelyvaihtoehto A on parempi kuin B" olevien väittämien todennäköisyyksien arvioinnin (Alho ja Kangas 1997).

Esimerkkejä perusmallin laajennoksista

Edellä esitetty yhtälö sopii sellaisenaan yksittäisen parivertailujoukon analysointiin, esimerkiksi metsänomistajan tavoitteiden keskinäisten tärkeyssuhteiden määrittelyyn. Malli voidaan myös laajentaa soveltuvaksi moniin muihin käytännön metsäsuunnittelussa vastaantuleviin tilanteisiin.

Monitavoitteista metsäsuunnittelua silmällä pitäen Alho ja Kangas (1997) osoittivat, kuinka yhtälöä voidaan käyttää päätöshierarkiassa, joka koostuu useista metsänomistajan määrittelemistä päätöksenteon tavoitteista ja alitavoitteista. Yhtälö voidaan laajentaa myös usean asiantuntijan mielipiteiden mallittamiseen soveltuvaksi (Alho ym. 1996, Kangas ym. 1998). Tällöin tilastotieteellisestä näkökulmasta kiinnostuksen kohteeksi nousee aineistossa esiintyvän vaihtelun ryhmittely. Perusmallissa huomioitavan epävarmuuden käsitettä voidaan laajentaa koskemaan myös yksittäisen parivertailun epävarmuutta käyttämällä tavallisten parivertailujen sijasta ns. intervalliparivertailuja (Leskinen ja Kangas 1998).

Kirjallisuus

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

– , ja Kangas, J. 1997. Analyzing uncertainties in experts' opinions of forest plan performance. Forest Science 43(4):521–528.

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

Leskinen, P. ja Kangas, J. 1998. Analysing uncertainties of interval judgment data in multiplecriteria evaluation of forest plans. Silva Fennica 32(4):363–372.

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

listumaan suunnitelman laadintaan, voidaan menetelmää yksinkertaistaa tai soveltaa muita menetelmiä. Käytettiinpä mitä keinoja tahansa, olennaista on, että metsänomistajan omat arvot ja tavoitteet ohjaavat suunnitelman koostamista.

Metsäsuunnittelun tutkimuksissa on viime aikoina voimallisesti kehitetty monitavoitteisen vertailun tekniikoita. Koska lähestymistavan perusidea on jo paljolti omaksuttu käytännön metsätaloudessa, tutkimuksen tuottamat uudetkin tekniikat on suhteellisen helppo ottaa käyttöön. Metlan metsän eri käyttömuotojen yhteensovittamisen tutkimusohjelmassa tutkittiin mm. vertailussa käytettäviä asteikkoja (esim. Leskinen ja Kangas 1998), laskelmissa käytettävien arvioiden luotettavuuksia (esim. Alho ym. 1997) ja asiantuntemuksen hyödyntämistä (esim. Kangas ym. 1998).

Laskelmien luotettavuusarvioinnin kehittäminen on nähty erityisen tärkeäksi etenkin silloin, kun käytetään asiantuntijoiden lausuntoja laskelmien tietolähteenä. Näiden tutkimusten tuloksena on mm. kehitetty menetelmiä sen määrittämiseen, millä todennäköisyydellä asiantuntija-arvioiden perusteella suosituimmaksi saatu suunnitelma todella on paras tai millä todennäköisyydellä joku tietty suunnitelma on parempi kuin joku sen vaihtoehdoista (Alho ja Kangas 1998, Leskinen ja Kangas 1998).

Edellä mainitun AHP-menetelmän lisäksi käytettävissä on useita muitakin samantyyppisiin perusideoihin perustuvia menetelmiä, kuten ns. outranking-tekniikat.

Kirjallisuus

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

Heinonen, P. 1997. Balancing forest uses at regional level: the case of State forests in western Finland. EFI Proceedings 14:203–210.

Hiltunen, V. (toim.). 1998. Kainuun alueen luonnonvarasuunnitelma. Metsähallituksen metsätalouden julkaisuja 8. 75 s.

Kajala, L. (toim.). 1996. Lapin metsästrategia. MMM:n julkaisuja 2/1996. 129 s.

Kangas, J. 1992. Multiple-use planning of forest resources by using the Analytic Hierarchy Process. Scandinavian Journal of Forest Research 7:259–268.

Kangas, J. 1994. An approach to public participation in strategic forest management planning. Forest Ecology and Management 70:75–88.

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

Kangas, J., Hytönen, L. ja Loikkanen, T. 2000. Integrating the AHP and HERO into the process of participatory natural resources planning. Julkaisussa: Schmoldt, D. L., Kangas, J., Mendoza, G. M. ja Pesonen, M. (toim.). The Analytic Hierarchy Process in Natural Resources and Environmental Decision Making. Kluwer Academic Publishers. Painossa.

Kangas, J. ja Matero, J. 1993. Ruunaan luonnonsuojelualueen jako aarni- ja puistoalueisiin: kokemuksia analyyttisen hierarkiaprosessin käytöstä osallistuvassa metsäsuunnittelussa. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 449. 44 s.

Leskinen, P. ja Kangas, J. 1998. Analysing uncertainties of interval judgement data in multiple-criteria evaluation of forest plans. Silva Fennica 32(4):363–372.

Pykäläinen, J. 1997. Päätösanalyysi Metsähallituksen alueelliseen luonnonvarasuunnitteluun. Metsähalituksen metsätalouden julkaisuja 11. 33 s.

6.3 Matemaattiset mallit, ennusteet ja optimointi

Annika Kangas ja Jyrki Kangas

6.3.1 Numeeriset menetelmät suunnittelun arkipäivää

Matemaattisia malleja, useista malleista koostuvia simulointisysteemejä sekä niillä saatavia ennusteita on käytetty metsätalouden laskentajärjestelmissä apuvälineenä aina tietokoneiden käytön yleistymisestä lähtien. Malleja käytetään metsätalouden laskentajärjestelmissä johdettaessa mitatuista tunnuksista halutut tiedot. Myös optimointimenetelmien hyödyntäminen on lisääntynyt viime aikoina sekä tutkimuksessa että käytännön metsätaloudessa. Matemaattisilla malleilla ja optimointimenetelmillä voidaan kuitenkin tarkastella vain numeroin ilmaistavia seikkoja.

Jos mitään malleja ei olisi käytettävissä, puuston kehitystä pystyttäisiin ennustamaan lähinnä vain iän suhteen. Tällöin optimoinnissa voitaisiin tarkastella vain eri ikäluokkien osuuksia. Mitä monipuolisempia laskelmia halutaan, sitä enemmän malleja tarvitaan, ja sitä monimutkaisempi on niiden muodostama mallikokonaisuus. Mallikokonaisuuksia käytetään laskentajärjestelmien simulointiosissa ennustettaessa metsien kehitystä erilaisilla toimenpideohjelmilla esimerkiksi optimointilaskelmia varten. Simuloimalla myös päivitetään vanhat inventointitiedot ajantasaisiksi.

Optimoinnin ja tietokoneella käytettävien suunnittelusysteemien sovellusmahdollisuuksien laajentamiseksi on tuotettu keinoja muuntaa myös laadullisia arvioita numeerisiksi. Esimerkiksi maiseman kauneuden ja ulkoiluarvojen liittämiseksi laskelmiin on kehitetty menetelmiä. Informaatiota kuitenkin menetetään aina enemmän tai vähemmän, kun kvalitatiivista aineistoa numeeristetaan.

Optimoinnin hyödyllisyys riippuu paljolti sen teknisestä tehokkuudesta, joustavuudesta käsitellä erilaisia tavoitteita ja kriteereitä sekä mahdollisuudesta muotoilla optimointitehtävä todellisen valintaongelman mukaiseksi. Optimoinnin tulosten kelpoisuuden kannalta olennaisen tärkeää on myös laskelmissa käytettävän infomaation ja simulointisysteemin luotettavuus. Laskelmien epävarmuustekijöiden selvittäminen onkin tärkeää metsäsuunnittelun tutkimuksessa. Tärkeää on myös tietää, miten laskennassa käytettävien mallien ja simulointien epävarmuudet vaikuttavat metsänkäsittelyvaihtoehtojen vertailuun.

Epävarmuutta ja sen vaikutuksia voidaan usein arvioida tilastotieteen menetelmin. Laskelmiin liittyy kuitenkin aina myös sellaista epävarmuutta, jota ei voida ottaa huomioon. Ennustettaessa tulevaa kehitystä menneiden tapahtumien perusteella joudutaan olettamaan muuttujien välisten suhteiden sekä olosuhteiden pysyvän ennallaan. Suunnitteluun epävarmuutta aiheuttavat esimerkiksi ennakoimattomat metsänkäsittelysäädösten ja ohjeistojen muutokset, tai ilmaston muutoksen kaltaiset vaikeasti ennustettavat ilmiöt.

Jokin valinta on tehtävä kussakin päätöstilanteessa, vaikka ennusteissa ja suunnittelun eri vaiheissa onkin epävarmuutta. Metsäsuunnittelun tehtävä on tuottaa käytettävissä olevin keinoin ja saatavilla olevan tietämyksen perusteella mahdollisimman vankka ja todenmukainen päätöstuki. Tulevaisuuden tuotantomahdollisuuksia sekä päätösvaihtoehtoja ja niiden seuraamuksia kuvaavan informaation tuottaminen on keskeinen osa metsäsuunnittelua. Mallit, simulointi ja ennusteet ovat välttämättömiä numeerisen metsäsuunnittelun työkaluja.

6.3.2 Mallien virheet ja ennustamisen epävarmuus

Simuloinnin tulokset ovat yleensä tilastollisilla malleilla saatuja ennusteita ja sisältävät useita epävarmuustekijöitä. Näistä ilmeisin on käytettyjen mallien aiheuttama

epävarmuus. Tilastollisella mallilla tehdyissä ennusteissa on epävarmuutta, joka syntyy neljästä päälähteestä: 1) mallin jäännösvirhe, 2) mallin kertoimien epävarmuus, 3) mallin selittävissä muuttujissa olevat virheet ja 4) mallin vääränlaisesta muotoilusta johtuvat virheet. Lisäksi simulointi on aina ehdollista tehtyjen oletusten suhteen. Simuloinnin tuloksiin liittyvä epävarmuus johtuukin sekä käytettyjen mallien että tehtyjen oletusten epävarmuudesta. Tilastollisten ennusteiden lisäksi voidaan suunnittelussa käyttää hyväksi asiantuntijoiden arvioita.

Mallien jäännösvirhe kuvaa sitä osaa tunnuksen vaihtelusta, jota ei mallilla pystytä selittämään. Kasvuennusteissa epävarmuutta aiheuttaa esimerkiksi se, että sääolot vaihtelevat runsaasti vuodesta toiseen. Mallin jäännösvirhettä pystytään vähentämään lisäämällä malliin uusia selittäviä tekijöitä. Mallien kertoimissa on satunnaista estimointivirhettä, jota voidaan pienentää keräämällä lisää aineistoa mallin laadintaan. Mallin selittävissä tunnuksissa on epävarmuutta, mikäli tunnusten arvot on saatu esimerkiksi silmävaraisella arvioinnilla, otoksesta tai ne on ennustettu jollakin toisella mallilla. Mitattuihinkin tietoihin liittyy mittausvirhettä. Jonkin olennaisen selittävän tekijän puuttuminen on esimerkki mallin muotoilun virheistä.

Jos mallin laadinta-aineistossa on selittävissä muuttujissa mittaus- tai muuta virhettä, malliin saatavat kertoimet ovat harhaiset. Jos malli on harhainen, se tuottaa keskimäärin ali- tai yliarvion. Mittausvirheet mallin laadinta-aineistossa vaikeuttavat myös mallien tulkintaa: jos halutaan saada selville tietyn tekijän merkitys mallissa, tulokset ovat harhaanjohtavia. Esimerkiksi pituusboniteetti-indeksin malli tuottaa mittausvirheiden vuoksi helposti aliarvion hyvillä kasvupaikoilla ja yliarvion huonoilla kasvupaikoilla. Läpimitan ja pituuden mittausvirheet kasvumallin laadinta-aineistossa taas aiheuttavat kasvun yliarvioita voimakkaasti käsitellyissä ja aliarvioita käsittelemättömissä metsiköissä (Kangas 1997).

Simuloimalla saatujen ennusteiden epävarmuus koostuu kahdesta komponentista: harhasta sekä satunnaisista ennustamisvirheistä. Satunnaiset mallien jäännösvirheet sekä lähtötiedon virheet aiheuttavat ennusteisiinkin satunnaista virhettä. Harhaa ennusteisiin tulee silloin, kun lähtötiedot ovat harhaiset tai kun malli on harhainen. Myös satunnaiset virheet mallin lähtötiedoissa aiheuttavat ennusteisiin harhaa, mikäli ennustettava muuttuja riippuu epälineaarisesti virheellisesti mitatusta muuttujasta. Tällöin voidaan puhua ennustamisharhasta. Virheiden merkitys on sitä suurempi, mitä useammassa ennusteessa virheet kertautuvat, eli mitä pidempää mallien muodostamaa ketjua käytetään.

Usein kuvitellaan, että monimutkainen malliketju, joka sisältää useita malleja, antaisi luotettavammat tulokset kuin yksi yksinkertaisempi malli. Näin ei kuitenkaan ole: mikäli lähtötiedot ovat kaikissa systeemeissä samat, tarkimmat tulokset kiinnostavalle muuttujalle saadaan ennustamalla sitä suoraan käytettävissä olevilla lähtötiedoilla (esim. Kangas ja Kangas 1997). Ellei malliketjuun tuoda uutta informaatiota, esimerkiksi kalibroimalla ketjun malleja lisämittausten avulla, malliketju onkin vain tavallista monimutkaisempi malli, jossa ennusteet lopulta perustuvat alunperin mitattuihin tunnuksiin. Esimerkiksi kuvioittaisessa arvioinnissa kasvun ennusteet perustuvat maastossa mitattuihin metsikkötunnuksiin, vaikka käytettäisiinkin puukohtaisia malleja.

Malliketjun käyttöön voi kuitenkin olla muita syitä kuin tulosten luotettavuus: jos kaikki tunnukset tarvitaan joka tapauksessa, esimerkiksi tulevan kasvun simuloimista varten, malliketjun käyttö voi olla perusteltua. Malliketjua käyttäen saadaan kaikille ketjun muuttujille (esimerkiksi pituus ja tilavuus) keskenään yhteensopivat arvot. Mikäli kaikki käytetyt tunnukset laskettaisiin erillisillä malleilla, eri tunnusten väliset suhteet voisivat muodostua epäloogisiksi.

Ketjutettuja ennusteita käytetään eniten ennustettaessa metsien kasvua pitkälle

ajanjaksolle. Kasvua ennustetaan yleisesti peräkkäisissä viiden vuoden jaksoissa. Tällöin kullakin jaksolla tehdyt ennustevirheet kertautuvat kaikissa myöhemmissä ennusteissa, koska kunkin jakson ennusteet perustuvat edellisten jaksojen tuloksiin. Siksi kasvuennusteet ovat sitä epätarkempia, mitä kaukaisempaa tulevaisuutta ne kuvaavat.

Kasvua ennustetaan yleisesti hyvin monimutkaisilla simulointisysteemeillä. Tällaisilla ohjelmistoilla lasketuille ennusteille on hankalaa antaa virhemarginaali, koska se muodostuu useiden virhekomponenttien yhteistuloksena. Virhemarginaali voidaan kuitenkin laskea empiirisesti, jos käytettävissä on soveltuva tarkistusaineisto. Tällöin mallilla saatuja tuloksia verrataan tarkistusaineistossa todellisiin, mitattuihin arvoihin. Esimerkiksi kasvuennusteiden luotettavuutta voidaan arvioida tekemällä kasvuennuste jakson alussa mitattujen metsikkötietojen perusteella ja vertaamalla sitä kyseisen jakson mitattuun kasvuun. Tällöin tarvitaan kokeita, jotka on mitattu tarkasti ennustejakson alussa ja lopussa. Tulevaa kasvua ei tietenkään voi mitata. Siksi tulevaisuutta koskevien kasvuennusteiden luotettavuutta ennakoitaessa täytyy olettaa, että tulevaisuudessa virheet ovat samaa suuruusluokkaa kuin menneisyydessäkin.

Paitsi empiirisesti, luottamusväli voidaan tuottaa myös Taylorin sarjakehitelmän perusteella, jolloin puhutaan ns. varianssipropagoinnista, tai simuloimalla, jolloin puhutaan yleensä Monte Carlo -menetelmästä. Näillä menetelmillä arvioidaan ennusteiden virhettä yksittäisten virhekomponenttien, eri mallien ja eri tunnusten virheiden yhdistelmänä. Monte Carlo -menetelmässä luotettavuusarviot tehdään "arpomalla" kuhunkin yksittäiseen ennusteeseen, esimerkiksi yksittäisen puun läpimitan kasvun ennusteeseen, virhetermi kyseisen ennusteen virheen jakaumasta. Erilaisten virhekomponenttien jakaumat saadaan mallien tapauksessa mallia laadittaessa tai mittausvirheiden osalta erillisistä tutkimuksista. Kun yksittäisten puiden ennusteet summataan yhteen, saadaan yhdelle metsikölle yksi skenaario mahdollisesta tulevasta kehityksestä. Tällaisia skenaarioita tuotetaan tietokoneella satoja. Näistä sadoista skenaarioista muodostuu ennusteiden vaihtelualue.

Koska ennusteisiin liittyy monia virhekomponentteja, muodostuu virhekomponetteihin perustuvasta Monte Carlo -simulointijärjestelmästä erittäin monimutkainen ja laskennallisesti raskas. Lisäksi tällaiseen simulointijärjestelmään on vaikea sisällyttää kaikkia virhekomponentteja, kuten mallien muodon virheitä, joten näin saadut virhearviot ovat todennäköisesti aliarvioita. Näitä virhearvioita voidaankin käyttää kasvuennusteiden virheen alarajana. Menneisyydessä havaituille ennustevirheille kiinnostavimmissa muuttujissa, kuten tilavuuden kehityksessä, voidaan myös muodostaa tilastollinen malli. Tämän mallin avulla myös tulevaisuutta koskevien ennusteiden virhettä on mahdollista melko helposti ja luotettavastikin ennakoida, mikäli olosuhteiden oletetaan pysyvän muuttumattomina (Kangas 1999).

Mikäli oletetaan olosuhteiden muuttuvan niin paljon, etteivät menneisyyden ennustevirheet kerro riittävästi tulevaisuuden ennustevirheistä, voidaan pyrkiä arvioimaan virheen ylärajaa, eli tekemään ns. konservatiivinen arvio virheestä (Kangas 1999). Ongelmia voi aiheuttaa lisäksi ennusteiden alueellinen luotettavuus: vaikka kasvuennusteiden luotettavuus koko Suomessa keskimäärin olisi tunnettu, pienemmillä osa-alueilla tilanne voi olla selvästi keskimääräistä parempi tai huonompi (Gustavsen 1998). Yksittäisillä metsätiloilla vaihtelu lienee vielä suurempaa kuin metsäkeskusten välillä.

6.3.3 Laskelmien epävarmuuden vaikutus metsäsuunnitteluun

Metsäsuunnittelu koskee aina tulevaisuutta. Suunnittelun tehtävä on tuottaa päätöstukea: informaatiota metsien hoidon ja käytön vaihtoehdoista sekä niiden toteuttami-

Asiantuntemus numeroiksi: esimerkkinä monimuotoisuusindeksi

Jyrki Kangas ja Annika Kangas

Kun jostakin päätöksentekijää kiinnostavasta seikasta ei ole suunnittelulaskelmissa käyttökelpoista empiiristä tietoa, suunnittelujärjestelmässä voidaan hyödyntää asiantuntijoiden mielipiteitä. Tällainen tilanne on usein esimerkiksi metsätalouden ekologisten vaikutusten arvioimisessa tai vaikkapa puun tulevan hintakehityksen ennustamisessa.

Metsän eri käyttömuotojen yhteensovittamisen tutkimusohjelmassa on kehitetty menetelmiä asiantuntija-arvioiden mallinnukseen ja kokeiluluonteisesti tuotettu malleja joihinkin ajankohtaisiin suunnittelutarpeisiin. Vaihtoehtoisten metsänkäsittelyohjelmien arvioimiseen metsien monimuotoisuuden näkökulmasta on käytettävissä menetelmä, jolla voidaan aluekohtaisesti laatia monimuotoisuusmittari. Asiantuntija-arvioihin perustuva mittari laskee kullekin metsiköittäisten käsittelyvaihtoehtojen yhdistelmälle aluekohtaisen biodiversiteetti-indeksin. Indeksiä voidaan käyttää numeerisissa suunnittelusysteemeissä, jolloin monimuotoisuus saadaan liitetyksi monitavoitteisen metsäsuunnittelun optimointilaskelmiin. (esim. Kangas ja Mononen 1997, Pukkala ym. 1997).

Mallin laadinnan pohjaksi suojeluekologian asiantuntijat perehtyvät alueeseen, sen eliöstöön, tuotanto-ohjelmavaihtoehtoihin ja mahdollisuuksiin säilyttää ja tuottaa eri eliöryhmille sopivia elinympäristöjä. Alueen ominaisuuksien sekä harvinaisten lajien vaalimismahdollisuuksien perusteella asiantuntijat määrittävät ne elinympäristöt, lajit ja lajiryhmät, joista huolehtiminen juuri tällä alueella on tärkeintä. Vaikka joku laji tai elinympäristötyyppi olisi alueella hyvinkin yleinen, mutta samalla valtakunnallisesti muualla tuiki harvinainen, sen varjelu alueella on tärkeää. Vastaavasti vaikka laji olisi erittäin harvinainen alueella, mutta varsin yleinen muualla Suomessa, alueella ei ole tarvis panostaa sen elinvoimaisuuteen. Edelleen: erittäin uhanalaisenkaan lajin vaaliminen alueella ei ole järkevää, jos sille kelvolliset elinympäristöt puuttuvat eikä niitä ole mahdollistakaan alueelle saada.

Perehtymisen jälkeen asiantuntijat määrittävät ne metsiä kuvaavat tunnukset, jotka ovat keskeisiä alueella vaalittavien ekologisten piirteiden kannalta. He arvioivat myös näiden tunnusten keskinäiset tärkeydet. Eräällä alueella valittiin tärkeimmiksi tunnuksiksi lahopuun määrä, vanhojen metsien osuus, ja lehtipuun tilavuus alueella; ja näille keskinäiset painoarvot 0,33, 0,42 ja 0,25. Vanhojen metsien osuus siis arvioitiin tällä alueella tärkeimmäksi yksittäiseksi tunnukseksi. Asiantuntijoiden tehtävänä on edelleen määrittää, miten alueen otollisuus laajemman katsantokannan monimuotoisuusnäkökulmasta muuttuu valittujen tunnusten arvon muuttuessa. On esimerkiksi määritettävä kuinka paljon parempi monimuotoisuuden kannalta on, että alueella on tietyt vaatimukset täyttävää lahopuuta 10 m^3/ha kuin 5 m^3/ha. Ei voida näet olettaa, että jokainen lisäkuutio lahopuuta on monimuotoisuuden kannalta yhtä tärkeä; on pikemminkin oletettavaa, että muutoksella vaikkapa 10:stä 20:een m^3/ha on suuremmat vaikutukset kuin muutoksella 110:stä 120:een m^3/ha.

Asiantuntija-arvioiden pohjalta voidaan muotoilla laskentakaava, jolla biodiversiteetti-indeksit suunnitelmavaihtoehdoille lasketaan. Kaava koostuu metsää kuvaavista tunnuksista, niiden kertoimista sekä eri tunnusten arvonmuutosten vaikutuksia kuvaavista määrittelyistä, ns. osahyöty-funktioista. Kaavan laadinnassa käytetään edistyksellisiä tilastotieteen tekniikoita. Edellä jo mainitussa tapauksessa 11 asiantuntijaa osallistui noin 1 350 hehtaarin suuruisen alueen biodiversiteetti-indeksikaavan laadintaan. Tuloksena saatiin

seuraava yhtälö:

BD = 0,33xLAHO + 0,42xVANHA + 0,25xLEHTI

missä BD on biodiversiteetti-indeksi, LAHO on lahopuun määrän määrittämä osahyöty, VANHA on vanhan metsän osuuden määrittämä osahyöty ja LEHTI on lehtipuun tilavuuden määrittämä osahyöty. Kunkin osahyödyn suurin mahdollinen arvo on tasan yksi. Myös biodiversiteetti-indeksin maksimiarvo on siten yksi.

Tällainen indeksi on vain aluekohtaisen suunnittelun apuväline, eikä sen avulla voi verrata alueita keskenään. Yhdelle alueelle laadittu indeksi ei välttämättä käy toisen alueen suunnittelun työkaluksi. Toisaalta indeksi voidaan laatia esimerkiksi metsäkeskuksen alueelle, mutta silloin sen käyttökelpoisuus yksittäisten metsätilojen suunnittelussa kärsii. Monimuotoisuusindeksin sopiva laadinta-alue riippuu sen käyttötarkoituksesta.

Asiantuntijamielipiteen käyttö ennusteena sisältää ymmärrettävästi paljon epävarmuutta. Tätä epävarmuutta voidaan arvoida esimerkiksi selvittämällä miten yhdenmukaisesti ja loogisesti kukin asiantuntija on vastannut tehtyihin kysymyksiin (Alho ym. 1996, Alho ja Kangas 1997). Lisäksi voidaan vertailla eroja eri asiantuntijoiden vastauksissa, ja vaikkapa pyytää asiantuntijoita itseään arvoimaan, miten varmoja he mielipiteestään ovat (Leskinen ja Kangas 1998).

Kirjallisuus

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

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

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

– , Alho, J., Kolehmainen, O. ja Mononen, A. 1998. Analyzing consistency of experts' judgmnets - case of assessing forest biodiversity. Forest Science. 44:610–617.

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

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

sen todennäköisistä seuraamuksista. Tavoitteena on auttaa päätöksentekijää tekemään tavoitteidensa kannalta mahdollisimman hyvät valinnat, jotka samalla täyttävät esimerkiksi lakien ja asetusten asettamat vaatimukset. Suunnittelun pohjana käytetään jollakin simulointijärjestelmällä laskettuja metsien kehityksen ennusteita. Ennusteet metsien tulevasta kehityksestä sisältävät kuitenkin aina enemmän tai vähemmän epävarmuutta.

Metsäsuunnittelun näkökulmasta ennusteiden epävarmuus on päätöstukeen liittyvä riskitekijä. Mallien epävarmuuden takia pieleen menneet ennusteet voivat johtaa vääriin johtopäätöksiin ja niiden perusteella tehtäviin epäoptimaalisiin valintoihin. Virheiden vaikutus voi olla kahtalainen: valitaan "väärä" toimenpidevaihtoehto tai optimaalisen ratkaisun arvo yliarvioidaan.

Virheet kehitysennusteissa eivät kuitenkaan aina johda vääriin valintoihin: yksittäisen metsikön toimenpideohjelmaa valittaessa riittää, että vaihtoehtoisten käsittelyjen järjestys on oikea. Kun tarkasteltavia muuttujia ja metsiköitä tulee lisää, on ennustevirheiden vaikutusten arvioiminen monimutkaisempaa. Erilaisten tunnusten ennustamisen luotettavuus on myös hyvin erilainen, mikä osaltaan vaikeuttaa tulosten tulkintaa. Esimerkiksi metsikön tilavuusennusteen luotettavuus voi olla huomattavasti parempi kuin lahopuun määrän ennusteen.

Epävarmuuden merkitystä suunnittelussa on tarkasteltu lähinnä lineaarisen optimoinnin tapauksessa. Voidaan osoittaa, että mikäli metsikön kehitysennusteissa on satunnaisia virheitä, lineaarisella optimoinnilla saatavat optimiratkaisut ovat optimistisia, eli yliarvioivat toimenpideohjelman tuottaman hyödyn päätöksentekijälle. Virheet johtavat myös siihen, että asetettuja rajoitteita ei suurella todennäköisyydellä saavuteta. Tämä johtuu siitä, että tietyn vaihtoehdon valintatodennäköisyys on sitä suurempi, mitä enemmän päätösmuuttujan arvoa yliarvioidaan. Sama ilmiö on havaittu myös käytännön suunnittelussa (Siitonen 1996), ja se koskee millä tahansa optimointitekniikalla tuotettuja ratkaisuja (Kangas ja Kangas 1997, 1999).

Laskelmien ja ennusteiden tulkinnan kannalta olisi tärkeää tuntea ennusteiden luotettavuudet. Luotettavuus pitäisi pystyä ilmoittamaan ymmärrettävästi myös päätöksentekijälle, joka päätöstukea hyödyntää, jotta hän ei kuvittelisi tulosten olevan varmoja. Päätöksentekijää tulee vähintään varoittaa virheiden ja epävarmuuden mahdollisista seurauksista. Laskelmien epävarmuuksien tunteminen auttaa myös tiedostamaan, että suunnittelu ei tuota valmiita päätöksiä ja että vastuu niitä hyödyntäen tehtävistä valinnoista on inhimillisellä päätöksentekijällä.

Jotta suunnitelmavaihtoehtoja voidaan vertailla numeerisesti päätöksentekijän tavoitteiden suhteen, myös tavoitteet ja preferenssit tulee kuvata numeerisesti. Tavoitteiden ja preferenssien mallinnuksen epävarmuudet aiheuttavat epävarmuutta suunnittelulaskelmiin siinä kuin vaikkapa puuston kasvumallienkin epävarmuudet. Tavoiteanalyysissä laadittavien mallien oikeellisuutta ei kuitenkaan pystytä arvioimaan aivan samaan tapaan kuin esimerkiksi puuston kasvua kuvaavien mallien epävarmuutta. Puuston kasvu voidaan mitata ja mallin antamaa tulosta voidaan verrata mitattuun havaintoon. Tavoitteiden ja preferenssien mallinnuksessa tällainen vertailumahdollisuus puuttuu. Tavoitemallin laadinta tehdään jokaisessa suunnittelutilanteessa erikseen, eikä päätöksentekijän tavoitemallin vertaaminen muiden päätöksentekijöiden malleihin tai välttämättä edes saman päätöksentekijän aikaisempiin tavoitteiden mallinnuskertojen tuloksiin kerro mitään mallin oikeellisuudesta.

Eräs keino parantaa tavoiteanalyysin luotettavuutta on toteuttaa se vuorovaikutteisesti ja iteratiivisesti (Kangas ym. 1996). Vuorovaikutteisuus ei välttämättä johda laadittavan tavoitemallin täsmentymiseen siinä mielessä, että lopullinen malli voitaisiin tulkita päätöksentekijän oikeiden tavoitteiden ja niiden tärkeyksien tarkaksi kuvaajaksi. Eikä täydellisen tavoitemallin

laatiminen ole siinä edes päämääränä. Vuorovaikutteisessa suunnittelussa tavoitemallia käytetään teknisenä työkaluna haettaessa mahdollisimman hyvin päätöksentekijän näkemykset tyydyttävää suunnitelmaa: arvioitavana on pikemminkin tuotetun suunnitelman hyvyys kuin tavoitemallin täsmällisyys. Parhaaksi valittavaan suunnitelmaan johtava tavoitemalli ei välttämättä ole parhaiten päätöksentekijän tavoitteet suoraan kuvaava malli. Vuorovaikutteisella optimoinnilla voidaan hakea hyväksyttävää suunnitelmaa ikäänkuin kiertotietä myös silloin, kun jotakin tavoitetta ei pystytä numeerisesti kuvaamaan. Tällöin tuotettua suunnitelmaa arvioidaan kokonaisvaltaisesti muilla keinoin ja jos se ei tyydytä, optimointitehtävää muuttamalla pyritään tuottamaan parempi suunnitelma. Sitä taas arvioidaan, muutetaan tehtävää, arvioidaan uutta suunnitelmaa, ja niin edelleen, kunnes tuotettu suunnitelma voidaan hyväksyä.

Puuston kehityksen ennustamisen lisäksi metsäsuunnittelun laskelmiin tuovat epävarmuutta monet muut seikat, kuten hinta- ja kustannustietojen ennusteet. Monitavoitteisessa metsäsuunnittelussa tarvitaan puustotunnusten lisäksi informaatiota myös vaihtoehtoisten metsänkäsittelyjen vaikutuksista esimerkiksi virkistyskäyttöön, maisemaan ja biodiversiteettiin. Näihin ennusteisiin liittyy vieläkin suurempaa epävarmuutta kuin tavanomaisiin puustotunnuksiin, erityisesti jos ennusteet saadaan asiantuntija-arvioina. Monitavoitteisuus asettaa erityisvaatimuksia optimoinnillekin. Metsien monikäytön suunnittelua varten onkin kehitetty omia sekä mallinnusmenetelmiä että optimointitekniikoita, joista kerrotaan muualla tässä kirjassa.

Kirjallisuus

Gustavsen, H. 1998. Volymtillväxten och övre höjdens utvecling i talldominerade bestånd i Finland - en utvärdering av några modellers validitet i nuvarande skogar. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 707. 190 s + liitteet.

Kangas, A. 1997. Effect of errors-in-variables on coefficients of a growth model and on prediction of growth. Forest Ecology ja Management 102:203–212.

Kangas, A. 1999. Methods for assessing the uncertainty of growth and yield predictions. Canadian Journal of Research 29:1357–1364.

Kangas, A. ja Kangas, J. 1997. Mallit, ennusteet ja simulointi metsätalouden laskentajärjestelmissä. Katsaus. Folia Forestalia 3/1997:389–404.

Kangas, A. ja Kangas, J. 1999. Optimization bias in forest management planning solutions due to errors in forest variables. Silva Fennica 33:303–315.

Kangas, J., Pukkala, T. ja Pykäläinen, J. 1996. Vuorovaikutteinen heuristinen optimointi yksityismetsien suunnittelussa. Folia Forestalia 3/1996:231–244.

Siitonen, M. 1996. MELA ja metsien kehityksen ennustaminen. Julkaisussa: Hynynen, J. ja Ojansuu, R. (toim.). Puuston kehityksen ennustaminen - MELA ja vaihtoehtoja. Tutkimusseminaari vantaalla 1996. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 612. s. 7–19.

6.4 Paikkatietomenetelmät metsäsuunnittelun tukena

Ari Nikula ja Ron Store

6.4.1 Metsäsuunnittelun tietotarpeet ovat muuttuneet

Metsäsuunnittelun lähtökohdat ovat muuttuneet 1990-luvulla siirryttäessä metsätalouden suunnittelusta monitavoitteiseen metsäsuunnitteluun. Puuntuotannon ohella päätöksenteossa otetaan nykyisin entistä enemmän huomioon mm. metsien monimuotoisuuteen, virkistyskäyttöön ja maisemanhoitoon liittyviä tekijöitä. Monimuotoisuuden vaalimisessa on kiinnitetty erityisesti huomiota vanhojen metsien eliölajeihin, joiden elinmahdollisuudet on pyritty turvaamaan säilyttämällä niiden elinympäristöjä suojelualueiden lisäksi myös talousmetsissä.

Tapahtuneet muutokset mutkistavat metsäsuunnittelua. Useissa kohteissa on pystyttävä yhteensovittamaan samalle alueelle useita eri käyttömuotoja ja lisäksi on tiedettävä minkälaista metsänkäsittelyä (tai käsittelemättä jättämistä) minkäkin käyttömuodon edistämiseen tarvitaan. Suunnittelua vaikeuttaa edelleen se, että monissa tapauksissa yksittäisen metsikön käsittely ei vaikuta vain kyseisessä metsikössä harjoitettaviin käyttömuotoihin vaan laajemmin koko alueen käyttömahdollisuuksiin. Esimerkiksi tietyn kuvion käsittely voi vaikuttaa hyvinkin laajan alueen maisemallisiin arvoihin. Lisäksi kuvion toimenpidepäätöksiin vaikuttavat joissakin tapauksissa metsikön sisäisten ominaisuuksien ohella myös kuvion ympäristön ominaisuudet (spatiaalisuus). Tällöin kuviota on tarkasteltava myös osana laajemman alueen rakennetta. Tyypillinen esimerkki tästä on metson soidinpaikkojen suojelu, jolloin soidinpaikan ympäristöä pyritään käsittelemään siten, että alue edelleenkin pysyy metson asuttamana.

Metsäsuunnittelussa huomioon otettavien seikkojen ja sen myötä suunnittelussa tarvittavan tiedon määrä on siis lisääntynyt. Näiden tietojen tuottaminen ja käsitteleminen vaatii siihen soveltuvia menetelmiä. Suunnittelussa tarvittava tieto tallennetaankin nykyään tyypillisesti ns. paikkatiedoksi, jolloin eri tietolähteistä peräisin olevien tietojen yhdistämisessä, muokkaamisessa ja tulostamisessa voidaan käyttää paikkatietojärjestelmää. Paitsi erilaisten karttojen valmistamisen, paikkatietojärjestelmät mahdollistavat erilaisia aineistoon kohdistuvia analyysejä, joiden tuloksia voidaan hyödyntää monitavoitteisessa metsäsuunnittelussa.

Paikkatietojärjestelmien tarjoamia mahdollisuuksia ei kuitenkaan vielä hyödynnetä täysimääräisesti käytännön suunnittelutyössä. Sen sijaan esimerkiksi metsäympäristöä koskevissa ekologisissa tutkimuksissa ja monenlaisessa menetelmäkehitystyössä paikkatietomenetelmät ovat nousseet keskeisiksi työkaluiksi. Tulevaisuuden haaste onkin näiden tutkimustulosten ja kehitettyjen menetelmien saattaminen palvelemaan käytännön suunnittelua.

6.4.2 Paikkatietojärjestelmät

Paikkatietojärjestelmillä tarkoitetaan niitä laitteistoja ja tietokoneohjelmistoja, joiden avulla voidaan tallentaa, muokata, analysoida ja tulostaa paikkaan sidottua informaatiota. Tärkeimpinä paikkatietojärjestelmien kehittämisen vaikuttimina 1960-luvulta lähtien ovat olleet tarpeet kartoittaa ja analysoida ympäristön tilaa sekä arvioida luonnonvarojen käytön vaikutusta eri näkökulmista. Myös 1970-luvulta alkanut kehitys erilaisten kaukokartoitusaineistojen tuottamisessa ja saatavuudessa on ollut yhtenä pontimena tuottaa järjestelmiä, joilla voidaan yhdistää ja analysoida sekä kaukokartoitustietoa että muita kartta-aineistoja.

Paikkatietojärjestelmissä käytettävä paikkatieto kuvaa kohteet sijainti- ja ominaisuustiedon avulla, jolloin hakuja ja analyysejä voidaan tehdä joustavasti molem-

pien perusteella. Vektoripohjaisissa järjestelmissä sijaintitieto tallennetaan ja esitetään pisteiden, viivojen ja alueiden avulla. Tiedot voivat muodostaa myös laajempia kokonaisuuksia, kuten verkostoja tai aluejakoja. Rasteripohjaisissa paikkatietojärjestelmissä tila jaetaan säännöllisiin osiin, soluihin. Solun arvo kuvaa kohteen ominaisuutta kyseisessä kohdassa ja sijainti määritetään rivi- ja sarakenumeroiden avulla.

Paikkatietojärjestelmissä alueen tiedot jaetaan karttatasoihin, jotka koostuvat loogisesti yhteenkuuluvista geografisista kokonaisuuksista ja niiden ominaisuustiedoista. Rasterirakenteessa karttataso kuvaa yhden muuttujan spatiaalista vaihtelua tietyllä alueella. Vektorirakenteessa pistemäiset kohteet, viivat ja alueet talletetaan yleensä eri karttatasoihin ja yhdessä karttatasossa esitetään vain yksi teema. Koska perinteinen paperikartta on sekä tiedon varastointi- että esitysväline, paperikartoissa on kerralla esitetty yleensä mahdollisimman monta karttatasoa, kuten esimerkiksi tiet, hallinnolliset rajat, maaperätiedot ja maaston korkeus. Paikkatietojärjestelmissä kartat on talletettu numeerisessa muodossa ja niiden varastointi ja esitys ovat erillään toisistaan, jolloin yksityiskohtia voidaan tallettaa huomattavasti enemmän. Kartan tuottaminen paikkatietojärjestelmässä tapahtuu yhdistämällä halutut karttatasot kartaksi.

Paikkatieto on ollut perinteisesti hyvin tärkeässä asemassa luonnonvarojen käytön suunnittelussa, sillä ovathan esimerkiksi metsiä kuvaavat tiedot luonteeltaan paikkatietoa ja kartta luonnollinen tapa kuvata tätä tietoa. Varsinaisesti termi ”paikkatieto” on tullut kuitenkin käyttöön vasta paikkatietojärjestelmien myötä. Paikkatiedon ja paikkatietoanalyysien käyttö luonnonvaroihin liittyvässä tutkimuksessa on lisääntynyt viime vuosina. Tähän ovat vaikuttaneet paikkatieto-ohjelmistojen saatavuuden parantuminen, käytön helpottuminen, ohjelmistojen hankintahinnan aleneminen sekä analyysimenetelmien kehittyminen.

6.4.3 Paikkatietomenetelmät ja metsäsuunnittelu

Metsäsuunnittelun tietotarpeiden kasvaessa ja menetelmien mutkistuessa tarvitaan uusia apuvälineitä, joiden avulla pystytään toisaalta pitämään suunnittelun vaatimat resurssit niille asetetuissa rajoissa ja toisaalta parantamaan suunnittelun laatua. Paikkatietojärjestelmien käytöllä pyritään valjastamaan tietokoneen laskentakapasiteetti ja paikkatietojärjestelmien karttamuotoinen tiedonhallinta palvelemaan metsäsuunnittelun tieto- ja menetelmätarpeita. Paikkatietojärjestelmien hyödyntämismahdollisuudet monitavoitteisessa metsäsuunnittelussa liittyvät suunnittelussa tarvittavan tiedon tuottamiseen, hallintaan ja visualisointiin.

Paikkatietojärjestelmän työkalujen avulla on mahdollista tuottaa monitavoitteisessa suunnittelussa tarvittavaa tietoa joko yhdistämällä olemassa olevaa tietoa tai tuottamalla uutta tietoa erilaisilla paikkatietoanalyyseillä. Paikkatietoanalyyseillä tarkoitetaan menetelmiä, joilla käsitellään eri muodoissa olevaa paikkatietoa tavoitteena johtaa lisäinformaatiota paikkaansidotuista lähtötiedoista. Tunnusomaista paikkatietoanalyyseille on, että jos kohteen sijaintia muutetaan myös tulokset muuttuvat. Tavallisimmin käytettyjä paikkatietoanalyysejä ovat tiedon haku ja luokittelutoiminnot, erilaiset alueleikkaukset (overlay-analyysit), naapurustoanalyysit sekä yhdistävyysanalyysit.

Paikkatietoanalyysien tärkeä metsäsuunnittelua palveleva sovellus on maiseman rakenteen analysointi, joka tuottaa numeerista tietoa maiseman osista ja niiden välisistä suhteista. Maiseman rakenteen ja kiinnostuksen kohteena olevien tunnusten tai ilmiöiden vuorovaikutussuhteita tutkimalla voidaan sekä edistää näiden suhteiden ymmärtämistä että pyrkiä ennustamaan tarkasteltavien tunnusten kehittymistä maiseman rakenteen muuttuessa. Suunnittelussa tällaisilla menetelmillä tuotettua tietoa voidaan käyttää sellaisenaan tai sitä voidaan hyödyntää lähtötietona tuotettaessa muita suunnittelussa tarvittavia tietoja.

Toinen tärkeä paikkatietomenetelmien sovellusalue on uuden tiedon tuottaminen yhdistämällä olemassa olevia tietoja (esim. inventointitietoja) ja erillisillä paikkatietoanalyyseillä tuotettua informaatiota. Näissä menetelmissä esim. haetaan tai analysoidaan useista tietokerroksista samassa kohtaa tai tietyllä etäisyydellä sijaitsevia alueita. Yhdistäminen toteutetaan paikkatietojärjestelmässä alueleikkauksen avulla, joka tuottaa uuden karttatason asettamalla kaksi tai useampia numeerisia karttatasoja päällekkäin. Karttatasojen yhdistämisessä voidaan käyttää aritmeettisia, loogisia tai tilastollisia menetelmiä. Tällaisilla menetelmillä tuotettu paikkatieto soveltuu mm. eri käyttömuotojen kannalta tärkeimpien alueiden paikantamiseen esimerkiksi etsittäessä maisemallisesti keskeisimpiä kohteita tai haluttaessa selvittää metsien virkistyskäytön kannalta arvokkaimmat metsiköt.

Nykyisessä metsäsuunnittelussa, jossa perusyksikkö on tavallisimmin metsikkökuvio, on metsikkökuvioiden oikealla rajauksella suuri merkitys suunnittelun onnistumiselle. Metsikkökuvioinnin kehittämiseen onkin viime aikoina kiinnitetty huomiota ja tutkimuksissa on kehitetty mm. paikkatietopohjaisia menetelmiä, joiden avulla on mahdollista tarkentaa metsikkökuviointia tietyillä tavoitteiden kannalta keskeisillä alueilla (Store 1996, Kangas ym. 1999). Tarkennetun kuvioinnin käytöllä on tehostettu esim. alue-ekologista- ja maisemasuunnittelua sekä parannettu näiden laatua.

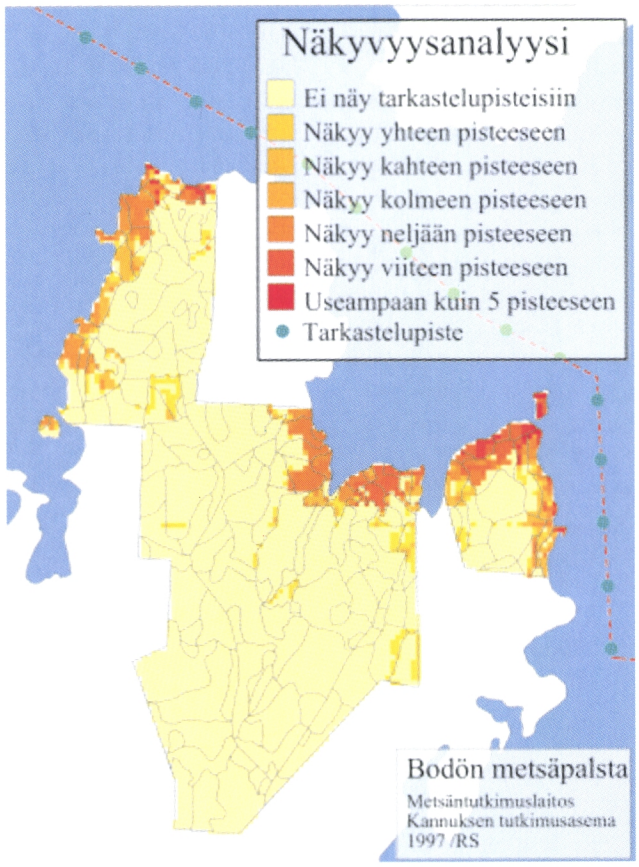
Metsikkökuvioinnin kehittämisessä käytetyt paikkatietoanalyysit lukeutuvat alueleikkausten ohella yhdistävyysanalyyseihin. Yhdistävyysanalyyseissä käytetään funktioita, jotka keräävät kumulatiivisesti tietoja siirtymäreitistä liikuttaessa pisteestä toiseen. Keräytyvä muuttuja voi olla kvantitatiivinen, kuten kuljettu matka, tai kvalitatiivinen, kuten pisteen näkyvyys. Tavallisimpia yhdistävyysanalyysejä ovat vaikutusvyöhykkeen muodostaminen sekä näkyvyysanalyysit. Vaikutusalueen muodostaminen on tekniikka, jonka avulla luodaan uusi alue ympäröimällä halutut pisteet, viivat tai alueet tietyltä etäisyydeltä. Vaikutusvyöhykkeen muodostamista on käytetty usein niiden kohteiden tunnistamisessa, jotka ovat tiettyä etäisyyttä lähempänä annettua pistettä tai viivaa.

Näkyvyysanalyysissä määritetään, mitkä alueet voi nähdä ja mitä alueita ei voi nähdä tietystä taso- ja korkeuskoordinaateilla määritetystä pisteestä (kuva 6.4-1). Näkyvyysanalyysissä käytetään apuna numeerista maastomallia tarkastelualueen topografian määrittämiseen sekä tarvittaessa erillistä karttatasoa, joka sisältää näkyvyyttä rajoittavia yksittäisiä elementtejä, kuten korkeita rakennuksia tai metsää. Maisemasuunnittelussa näkyvyysanalyysiä voidaan käyttää esimerkiksi tietystä pisteestä avautuvan näkymän kartoitukseen tai tielle näkyvien kuvioiden määrittämiseen (esim. Store 1996).

Maanpinnan korkeussuhteita kuvaavan korkeusmallin lisäksi myös mikä tahansa muu jatkuva pinta voidaan kuvata maastomallin avulla. Tavallisimpia luonnonvarojen hallinnassa hyödynnettyjä korkeusmalliin liittyviä topografisia operaatioita ovat pikselikohtaisen rinteen kaltevuuden ja suunnan laskeminen sekä valuma-alueeseen kohdistuvat veden kulkeutumista ennustavat funktiot.

Yksi osa suunnitteluprosessia on vaihtoehtoja kuvaavien tietojen tuottaminen päätöksentekijälle tai asiantuntijalle. Nämä tiedot voivat olla numeerisessa muodossa tai karttoina. Havainnollisin tapa kuvata suunnittelualueeseen liittyviä tietoja ovat erilaiset teemakartat, jolloin esim kvantitatiivisen tiedon ja sijainnin välinen yhteys on helposti hahmotettavissa. Suunnitteluprosessissa karttamuotoisen tiedon käytön onkin katsottu helpottavan mm. eri alojen asiantuntijoiden välistä keskustelua. Nykyisin myös erilaiset WWW-pohjaiset sovellukset, joissa muualla sijaitsevasta paikkatietojärjestelmästä tuotetaan karttoja palvelinkoneen kautta omalle näytölle, ovat yleistymässä.

Monitavoitteisessa metsäsuunnittelussa on usein mukana tavoitteita, joiden tarkoituksenmukainen analysointi vaatii



Kuva 6.4-1. Maisemallisesti herkkien kohteiden kartoittaminen näkyvyysanalyysin avulla (Store ja Nikula 1998).

yksittäistä metsikkökuviota laajempaa lähestymistapaa. Tällaisissa tilanteissa paikkatietojärjestelmien käyttö tarjoaa mahdollisuudet hallita suunnittelualueen kokoa ja mittakaavaa joustavasti sekä tuottaa tarvittavia tietoja naapurustoanalyysien avulla. Naapurustoanalyyseissä arvioidaan kohteen ympäristöä halutulta etäisyydeltä ja lasketaan kohteelle tunnuslukuja sitä ympäröivien alueiden ominaisuuksien perusteella. Näin on mahdollista yhdistellä eri mittakaavoissa tallennettua tietoa sekä tuottaa kohdetta ja sen ympäristöä kuvaavaa tietoa halutuissa mittakaavoissa ja tarkkuuksilla. Esimerkiksi elinympäristöä kuvaavat analyysit voidaan tehdä havaintopaikkojen ympäriltä usealle eri suuruiselle alueelle. Tekemällä maisema-analyysit jokaiselle maisemakoolle aina uudelleen ja vertaamalla eri tunnusten selittävyyttä pyritään määrittelemään lajin tai kulloisenkin kysymyksen kannalta kriittinen maisemakoko (Helle ja Nikula 1996, Helle ym. 1996).

Paikkatietoanalyyseihin perustuvissa tutkimuksissa on tärkeää selvittää maiseman rakenteen ja lajien esiintymisen, tiheyden ja lisääntymismenestyksen välisiä riippuvuuksia oikeiden kysymysten avulla. Metsäsuunnittelua varten nämä kysymykset voidaan tiivistää esimerkiksi seuraavasti: Mitä habitaattia tarvitaan? Miten paljon? Millaisina kokonaisuuksina ja minne? Mikä on oikea tarkastelumittakaava? Näiden kysymysten tärkeyttä korostaa se, että useiden aikaisemmin kehitettyjen elinympäristömallien soveltaminen käytännön suun-

nitteluun on ollut vaikeaa tai jopa mahdotonta, sillä mallit ovat perustuneet vääriin tai epäoleellisiin habitaattiluokituksiin, tutkimusten mittakaava on ollut väärä tai mallituksessa käytetyt elinympäristötunnukset ovat olleet puutteellisia (Gray ym. 1996).

Metsäsuunnittelussa maiseman rakenteen tarkasteluja vaativien tavoitteiden sisällyttäminen numeeriseen suunnitteluun on käytännössä usein ongelmallista. Esimerkiksi sitä, kuinka metsäsuunnittelussa käytettävät tiedot soveltuvat eri lajien laadullisten ja alueellisten elinympäristövaatimusten huomioonottamiseen on tarkasteltu vain muutaman lajin osalta. Myös esimerkiksi maiseman kauneuden kohdalla aluetason tutkittua tietoa on huomattavasti vähemmän kuin metsikkötason tietoa. Lisäksi menetelmät, joiden avulla aluetason rakenteellisia tavoitteita voitaisiin sisällyttää metsäsuunnitteluun , ovat vielä puutteellisia. Spatiaalisuuden ja maiseman määrällisten ominaisuuksien merkitys monen suunnitteluongelman ratkaisun kannalta on kuitenkin niin ilmeinen, että uusien, myös aluetason rakenteellisten tavoitteiden käsittelyyn pystyvien menetelmien kehittämistarve on suuri.

Joitakin ratkaisuja sille, kuinka suunnittelualueen rakenteelliset piirteet voidaan ottaa huomioon metsäsuunnittelussa, on kuitenkin esitetty. Suoraviivaisin tapa on rajoittaa kuvioiden käsittelyvaihtoehtoja niiden maisemarakenteellisten ominaisuuksien perusteella ennen optimointia. Menetelmä soveltuu parhaiten kokonaan metsänkäsittelyn ulkopuolelle jäävien kohteiden valintaan. Toinen mahdollisuus on selvittää maiseman rakenteen kannalta arvokkaat kuviot paikkatietoanalyysien avulla ja käyttää optimoinnissa painokerrointa esimerkiksi tärkeiden kuvioiden uudistamistodennäköisyyden pienentämiseen (Store 1996). Kolmas mahdollisuus on ottaa maiseman rakenteeseen liittyvät tavoitteet huomioon optimoinnin jälkeen, jolloin esimerkiksi asiantuntijaraadin avulla arvotetaan valmiita suunnitelmavaihtoehtoja tiettyjen spatiaalisia näkökohtiakin sisältävien kriteerien avulla (Kangas ym. 1993).

Nykyisissä menetelmissä spatiaalisuuden huomioonottaminen on tapahtunut lähes poikkeuksetta varsinaisen optimointiprosessin ulkopuolella. Jotta spatiaaliset tavoitteet voitaisiin sisällyttää numeeriseen optimointiin, olisi pystyttävä määrittämään mikä vaikutus kuvioiden sijoittumisella on tavoitteeseen ja kuvaamaan tämä riippuvuus esim. hyötyfunktion avulla. Lisäksi suunnitteluohjelmiston pitäisi kyetä tuottamaan aluetason rakenteelliset muuttujat kaikille käsittelyvaihtoehtojen yhdistelmille. Tällöin eri tavoitteiden kannalta tärkeiden alueellisten rakennepiirteiden huomioonottaminen voidaan teknisesti toteuttaa esimerkiksi heuristisen optimoinnin avulla. Spatiaalisen optimoinnin käyttö metsäsuunnittelussa on vielä harvinaista, mutta esim. Pukkalan ym. (1995) esittelemässä menetelmässä voitiin optimointilaskelmiin sisällyttää myös alueen vaihtelevuus, jota kuvattiin kuvionrajan pituuden avulla. Samalla tavalla laskelmiin voidaan ajatella sisällytettävän esimerkiksi eliöiden elinympäristövaatimuksia kuvaavia tietoja.

6.4.4 Eläinten elinympäristöjen paikkatietoanalyysit

Pitkän ajan seurantatutkimusten mukaan varsinkin kanalintukannat ovat laskeneet viimeisen kolmenkymmenen vuoden aikana (katso luku 6.5.1 "Maisemarakenteen ja metsokannan kehityksen yhteys"). Yhtenä syynä näiden ja joidenkin muiden metsälajien kantojen laskuun on esitetty metsätalouden seurauksena metsämaisemassa tapahtuneita muutoksia. Etenkin luonnontilaisten tai niiden kaltaisten metsien pinta-ala on vähentynyt ja jäljelle jääneiden tällaisten metsiköiden koko on pienentynyt. Samalla välialueiden uudistusalat ja nuoret metsät ovat lisääntyneet.

Maiseman muutoksen seuraukset eri eläinlajeille voivat näkyä paitsi suoraan saatavilla olevien habitaattien määrän muuttumisena myös muutoksina lajiyhteisön rakenteessa, lajien sisäisessä ja lajien välisessä kilpailussa sekä saalistuksessa.

Metsätalouden seurausvaikutuksista on yhtenä esimerkkinä ns. vaihtoehtoisen saaliin hypoteesi (Henttonen 1989, ks. myös Kurki 1997). Sen mukaan heinittyneet uudistusalat tarjoavat aikaisempaa enemmän myyrille sopivia habitaatteja, joiden myötä myyräkannat ovat nousseet. Samalla nousseet myyräkannat pitävät yllä aikaisempaa enemmän petoja, jotka myyräkannan romahdettua joutuvat etsimään ravintonsa mm. kanalinnuista, joihin kohdistuva saalistuspaine on siten aikaisempaa suurempi.

Maisemaekologian lähtökohdat ovat olleet lähtökohtana suuressa osassa ekologisia tutkimuksia viimeisten noin kahdenkymmenen vuoden ajan. Tutkimustiedon karttuessa on käynyt ilmeiseksi, että eliöitä ja niiden elinympäristöjä koskevissa tutkimuksissa tulee usein tarkastella yksittäistä habitaattia laajempia alueita. Lisäksi hypoteeseja asetettaessa ja ilmiön selittäviä muuttujia valittaessa on kiinnitettävä huomiota useisiin maiseman rakennetekijöihin, joilla oletetaan olevan vaikutusta kulloinkin tutkittavana olevaan ilmiöön. Valaisevia esimerkkejä ovat metsosta ja liito-oravasta tehdyt tutkimukset, jotka osoittavat, että lajin esiintyminen jollakin paikalla tai sen lisääntymismenestys voivat selittyä paitsi lajin suoraan tarvitseman tai karttaman habitaatin määrän perusteella myös näiden habitaattien sijoittumisen perusteella. Metso on tässä suhteessa ehkä tunnetuin esimerkki. Myös liito-oravasta tiedetään tutkimusten perusteella, että se asuttaa varttuneita kuusivaltaisia metsiä, joissa esiintyy runsaasti haapaa. Tällaisia metsiä on liito-oravan asuttamissa maisemissa enemmän ja metsiköt ovat yhtenäisempinä kokonaisuuksina kuin alueilla, joilta liito-orava puuttuu. Liito-oravien asuttamien metsien ympäristö on myös peitteisempää ja soveltuu siten liikkumiseen paremmin kuin alueet, joilla liito-oravaa ei esiinny (Reunanen ja Nikula 1998, Reunanen ym. 2000).

Maisemaekologisen tutkimuksen ja aluetason metsäsuunnittelun, ns. alue-ekologisen suunnittelun välillä, on ilmeinen yhteys; alue-ekologinen suunnittelu tähtää puuntuotannon lisäksi eri lajien elinympäristöjen huomioonottamiseen yksittäistä habitaattia laajemmilla alueilla ja maisemaekologisen tutkimuksen yhtenä pyrkimyksenä on nimenomaan tutkia maiseman rakenteen ja lajien esiintymisen, tiheyden, lisääntymismenestyksen jne. välisiä riippuvuuksia. Maisemaekologian piirissä on kehitetty useita teorioita ja hypoteeseja, jotka ennustavat eri eliölajien menestymistä rakenteeltaan vaihtelevissa maisemissa. Yleisten periaatteiden lisäksi aluetason metsäsuunnittelu tarvitsee tuekseen kuitenkin konkreettisia mittoja ja tunnuksia, joita voidaan soveltaa käytännön suunnittelussa.

Paikkatietojärjestelmät ja paikkatietomenetelmät ovat tulleet tärkeäksi työvälineeksi ekologisessa tutkimuksessa 1990-luvulla. Vaikka paikkatietojärjestelmät ovat tyypillisesti vain yksi apuväline tutkimusprosessissa, niiden avulla voidaan tuottaa aluetta koskevia rakenteellisia tunnuksia, joita voidaan periaatteessa soveltaa myös suunnittelussa. Erilaisten paikkatietoaineistojen avulla voidaan helposti tutkia lajin esiintymisen, lisääntymismenestyksen jne. sekä metsämaiseman rakenteen välisiä riippuvuuksia. Periaatteessa paikkatietomenetelmien soveltaminen eläinten elinympäristötutkimukseen on yksinkertaista. Eläimistä eri menetelmillä tehdyt havainnot voidaan paikkatietojärjestelmän avulla sijoittaa maisemaa kuvaavaan aineistoon oikealle kohdalleen ja tarkastella tämän jälkeen havaintopaikan ympäristön rakennetta erilaisilla maisemaa kuvaavilla tunnuksilla (Helle ja Nikula 1996, Helle ym. 1996). Maisema-analyyseillä saadaan maiseman rakenteesta numeerista tietoa, jota voidaan edelleen analysoida normaaleilla tilastollisilla menetelmillä.

Paikkatietomenetelmiin perustuvien elinympäristötutkimusten edellytys on, että eläimistä on käytettävissä paikannettuja havaintoja. Riistakolmiolaskennat (Lindén ym. 1996), jotka perustuvat maastoon merkittyihin yhteensä noin 1 500 pysyvään laskentalinjaan, muodostavat yhden paikkatietotutkimuksiin soveltuvan eläinaineiston. Talvella laskentalinjoilta kirjataan linjan ylittäneiden nisäkkäiden jäljet ja elo-

kuussa puolestaan otetaan mukaan 60 m laskentakaistalla havaittavat metsäkanalinnut sekä eräät muut lajit (menetelmästä tarkemmin ks. Lindén ym. 1996). Riistahavaintopaikat, jotka merkitään maastossa 1:20 000 karttajäljennökseen, voidaan tutkimuksia varten digitoida ja viedä ominaisuustietoineen paikkatietokantaan. Elinympäristötutkimuksia ajatellen yksi riistakolmioaineiston etu on, että se kattaa koko maan, jolloin tutkimuksissa voidaan tarkastella mm. alueellisia eroja metsäkuvassa ja lajistossa.

Vaikka metsäympäristöistä on Suomessa kattavasti digitaalisia kartta-ja ominaisuustietokantoja, näiden aineistojen käyttö on hankalaa, sillä aineistot ovat eri omistajien hallussa, tiedot on kerätty eri aikoina, ne on tallennettu eri järjestelmiin ja käytetyt tunnukset poikkeavat joiltakin osin toisistaan. Lisäksi olisi ratkaistava aineistojen käyttöoikeuteen ja tietosuojaan liittyvät kysymykset. Edellä mainituista syistä satelliittikuvat ovat tällä hetkellä käytännössä ainoa käyttökelpoinen aineisto laajoja, jopa satoja neliökilometrejä käsittävien alueiden tutkimiseen.

Valtakunnan metsien inventoinnissa (VMI) koko maan kattavat metsävaratiedot on tuotettu vuodesta 1990 käyttäen hyväksi myös satelliittikuvia. Vuodesta 1994 lähtien näistä on johdettu edelleen maanmittauslaitoksen toimesta karkeistetut maankäyttö- ja puustoaineistot (Vuorela 1997). VMI:n perusluokitus tuottaa jokaiselle 25m × 25m maisemaelementille tiedon männyn, kuusen ja lehtipuiden kokonaistilavuudesta, iästä, boniteetista sekä muista, yhteensä n. kahdestakymmenestä tunnuksesta (ks. tarkemmin esim. Tomppo ja Katila 1993). Jokaisen ruudun puustoa kuvaavat tunnukset tuotetaan kullekin puulajille erikseen, ja nämä tiedot tuotetaan kukin omaksi tietokerroksekseen. Maanmittauslaitoksen tuottamissa satelliittikuvapohjaisissa maankäyttö- ja puustotulkinnoissa jokainen ruutu kuuluu johonkin 40–60 maankäyttöä tai puustoa kuvaavaan luokkaan, joita voidaan tutkimuksia varten yhdistää paikkatietojärjestelmässä.

Paikkatietojärjestelmässä VMI:n puustotulkinnoista voidaan tuottaa tutkittavan lajin kannalta oleelliset maisemaluokat yhdistelemällä eri kerrosten tietoja. Esimerkiksi metsäalueet luokitellaan puuston kokonaistilavuuden ja puulajivaltaisuuden mukaan. Lisäämällä mukaan digitaalisessa muodossa olevia muita maankäyttöaineistoja (vedet, pellot, asutus, tiet jne.) voidaan analyyseissä tarkastella myös muiden maisemapiirteiden kuin metsäalueiden vaikutusta eläinlajeihin (esim. Helle ja Nikula 1995).

Paikkatietojärjestelmän avulla eläinhavaintojen ympäriltä ”leikataan” luokitelluista satelliittikuvista halutun suuruinen alue, josta maiseman rakennetunnukset analysoidaan. Tyypillisiä maisemasta laskettavia tunnuksia ovat kunkin habitaattityypin osuus ja pinta-ala, habitaatin keskimääräinen laikkukoko ja -tiheys, reunan määrä ja samaa habitaattia edustavien erillisten laikkujen välinen etäisyys toisistaan. Tällaisten tunnusten voidaan ajatella soveltuvan myös aluetason metsäsuunnitteluun. Maisemaa kuvaavia tunnuksia valittaessa on tärkeää, että niillä on selvä merkitys tutkittavan lajin kannalta. Samoin on tärkeää, että useita tunnuksia tarkastellaan yhtä aikaa, jotta maiseman rakennepiirteet saadaan paremmin kuvattua. Vertaamalla tunnuksia esimerkiksi alueisiin, joista havainnot puuttuvat tai eläintiheydeltään erilaisia maisemia voidaan tehdä päätelmiä eri maisematunnusten selittävyydestä kulloisenkin tutkimuskysymykseen mukaan.

Yksi paikkatietojärjestelmien parhaimmista eduista on se, että niiden avulla voidaan hallita tutkittavan alueen kokoa joustavasti. Havaintopaikkojen ympäriltä on usein tarpeen tehdä analyysit käyttäen useita eri suuruisia maisemia, jolloin voidaan päätellä lajin kannalta kriittinen maisemakoko. Käytännössä tämä tarkoittaa sitä, että ”oikean” kokoinen maisema sisältää tilastollisessa tarkastelussa merkitsevästi enemmän lajin suosimia habitaatteja ja niiden laikkukoko sekä muut maiseman rakennetunnukset eroavat merkitsevästi maisemasta yleensä. Sama ajatus soveltuu lajin karttamiin habitaatteihin.

Maisema-analyysien avulla voidaan tehdä päätelmiä lajin suosimista, karttamista tai sille neutraaleista habitaateista. Lisäksi habitaattien koko, etäisyys toisistaan, reunamitat jne., kertovat muista maiseman rakennetunnuksista, jotka tulisi suunnittelun yhteydessä ottaa huomioon. Tarkastelemalla esimerkiksi riistakolmioittaisia populaatiotiheyksiä ja alueen maisematunnuksia voidaan tehdä päätelmiä tarvittavien habitaattien määrästä ja muista rakennetunnuksista, jotta laji säilyisi elinvoimaisena alueella. Useilla mittakaavoilla tehtävillä analyyseillä pyritään vastaamaan kysymykseen oikeasta maisemakoosta, jota kunkin lajin yhteydessä tulisi tarkastella.

Nykyisissä metsienkäsittelyohjeissa on kiinnitetty huomiota selkärankaisista mm. riistalajeina tärkeiden lajien elinympäristöihin (metsäkanalinnut, metsähanhi, hirvi, jänis, kettu, mäyrä, supikoira) sekä esim. luonnonsuojelulailla rauhoitettujen lajien elinympäristöihin (mm. kotka, merikotka, kalasääski, huuhkaja, muuttohaukka, tunturihaukka). Useimpien lajien osalta ohjeet ovat melko yleisellä tasolla ja keskittyvät varsinaisten pesintä- tai soidinhabitaattien käsittelyyn, joskin esimerkiksi kotkan, merikotkan, kalasääsken, huuhkajan ja metson osalta ohjeita on annettu myös ympäristön rakenteen pitämiseksi lajille suotuisana. Kuvatuilla maiseman rakenneanalyyseillä nykyistä tietämystä pyritään edelleen tarkentamaan. Yhtenä tärkeänä tavoitteena ja tutkimuksen haasteena on tutkimuksen avulla saatavan tiedon mallittaminen ja näiden mallien liittäminen osaksi laskennallisia suunnittelujärjestelmiä, jolloin erilaisten tavoitteiden toteutumista voidaan vertailla numeerisesti vaihtoehtoisten suunnitelmien kesken.

6.4.5 Tulevaisuuden paikkatietonäkymiä

Paikkatietojärjestelmien käytön mahdollisuudet monitavoitteisessa metsäsuunnittelussa kohdentuvat suunnittelussa tarvittavan paikkaansidotun tiedon tuottamiseen ja visualisointiin sekä kartta- ja ominaisuustiedon hallintaan. Nykyisin metsäalalla käytössä olevia paikkatietojärjestelmiä hyödynnetään jo yleisesti karttojen ja raporttien valmistamiseen sekä aineistojen tallennukseen, ylläpitoon ja päivittämiseen. Sen sijaan paikkatietoanalyysien käyttö on vielä vähäistä. Paikkatietoanalyysien avulla tuotettu informaatio metsän eri käyttömuotojen vaatimasta ympäristöstä on keskeisellä sijalla yhdistettäessä käyttömuotojen mukaisia tavoitteita numeeriseen metsäsuunnitteluun. On kuitenkin huomattava, että eri mittayksiköillä mitattujen kriteerien rinnastamisessa, tärkeyksien määrittämisessä ja kytkemisessä numeeriseen metsäsuunnitteluun tarvitaan lisäksi monitavoitteiseen päätöksentekoon ja monikriteeriseen arviointiin kehitettyjä menetelmiä, joita ei paikkatietojärjestelmistä yleensä löydy.

Uusien tavoitteiden sisällyttämisessä metsäsuunnitteluun voidaan nähdä kaksi kehityssuuntaa. Toisessa pyritään kehittämään optimointimenetelmiä ja tuottamaan optimoinnissa tarvittavia malleja uusien tavoitteiden sisällyttämiseksi numeeriseen optimointiin. Toisessa lähestymistavassa puolestaan tuotetaan menetelmiä, malleja ja tekniikoita, joilla voidaan arvioida esim. numeerisella optimoinnilla tuotettuja riittävän hyviä suunnitelmavaihtoehtoja optimointiin sisältymättömien tavoitteiden pohjalta. Osittain nämä lähestymistavat myös limittyvät keskenään.

Kummassakin lähestymistavassa paikkatietoanalyysit ovat ja tulevat olemaan keskeisellä sijalla. Optimoinnin kehittämisessä tärkeä osa-alue on spatiaalinen optimointi, jonka avulla alueen maisemarakenteelliset tunnukset saataisiin aidosti mukaan numeeriseen optimointiin. Samaten tutkimus, joka tuottaa uutta tietoa eliöiden elinympäristövaatimuksista ja entistä tarkempia malleja ja kehittyneempiä mallinnustekniikoita eläinlajien ja maisemarakenteiden suhteiden kuvaamiseen, perustuu monelta osin paikkatietojärjestelmien hyödyntämiseen. Jälkimmäisessä lähestymistavassa vaihtoehtojen arviointi voi tapahtua erillisten informaatiolähteiden avul-

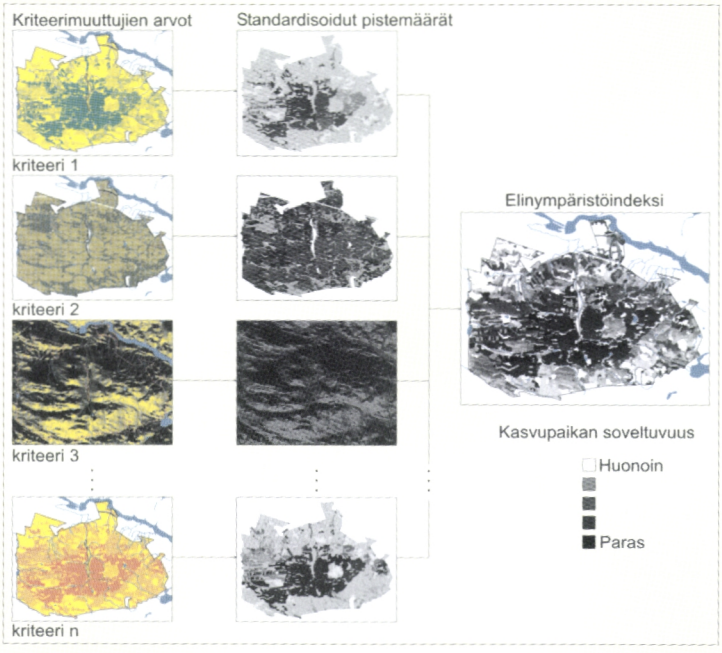
Kartografinen mallinnus ja monikriteerinen arviointi elinympäristöjen sopivuuden arvioinnissa

Ron Store

Kartografinen mallinnus voidaan määritellä joukoksi karttamuotoisia malleja, joissa yhdistetään perättäisiä paikkatietooperaatioita tiettyjen sääntöjen avulla spatiaaliseksi malliksi (Tomlin 1990). Tyypillinen kartografinen malli koostuu useista kymmenistä karttatasoista, jotka kukin kuvaavat tietyn teeman tai ilmiön spatiaalista vaihtelua tutkittavalla alueella. Kartografinen mallinnus on paikkatietoanalyysien sovellus tilanteeseen, jossa tarvitaan monenlaisen tiedon ja monien tietolähteiden integroitua analysointia. Sitä käytetäänkin usein etsittäessä johonkin tiettyyn käyttötarkoitukseen soveltuvia maa-alueita (esim. Store 1996, Store ja Nikula 1997, Kangas ym. 1999).

Useinmiten nämä sovellukset toteutetaan paikkatietojärjestelmässä ja niiden lopputuloksena on kartta, joka yksilöi ne alueet, jotka täyttävät yhtäaikaisesti annetut ehdot, mutta joka ei anna informaatiota hyväksyttyjen alueiden keskinäisestä paremmuudesta. Menetelmän ongelmana on, että se ei tarjoa minkäänlaista analyyttistä menetelmää tarkastella mitkä kriteerit täyttävistä alueista ovat parhaimpia kyseiseen käyttötarkoitukseen tai mitkä alueet ovat parhaita käypien alueiden ulkopuolella. Yhdistämällä kartografiseen mallinnukseen monitavoitteiseen päätöksentekoon kehitettyjä menetelmiä pystytään tällaisen 0/1 -kartan (binäärikartan) sijasta tuottamaan kartta, jossa kartta-alkioiden arvot kuvaavat sitä miten hyvin se täyttää asetetut tavoitteet (indeksi-kartta).

Käytettäessä kartografista mallinnusta ja monikriteeristä arviointia elinympäristöjen sopivuuden arviointiin selvitetään ensimmäiseksi tarkasteltavan la-



Kuva 6.4-2. Elinympäristöindeksin tuottaminen kartografisen mallinnuksen avulla (Store 2000).

jin menestymistä selittävät tekijät esim. aikaisempien tutkimusten tai asiantuntijatietämyksen pohjalta. Näiden tekijöiden joukosta valitaan aluksi ehdottomat kriteerit, joiden avulla rajataan lajille soveltumattomat alueet jatkotarkastelujen ulkopuolelle. Jäljelle jääneen alueen (käypä alue) soveltuvuus tarkasteltavalle lajille arvioidaan joustavien kriteerien avulla, joista kukin kuvaa yhtä lajin menestymiselle tärkeää elinympäristön ominaisuutta esim. puuston määrää, maaperän kosteutta tai vaikkapa vesistön läheisyyttä.

Paikkatietojärjestelmässä jokainen kasvupaikan soveltuvuutta kuvaava kriteeri esitetään omassa karttatasossaan ja lopullinen sopivuusindeksi tuotetaan yhdistämällä kriteerikohtaiset osahyödyt esimerkiksi aritmeettisella alueleikkauksella (kuva 6.4-2). Keskeinen ongelma karttatasojen yhdistämisessä on karttatasojen ja toisaalta yksittäisen karttatason luokkien painotuksen toteuttaminen sekä eriasteikoilla ja mittayksiköillä kuvattujen tunnusten yhdistäminen.

Karttatasojen painokertoimet kuvastavat lajin elinympäristökriteerin keskinäisiä tärkeyksiä. Karttatasojen lisäksi myös yksittäisten arvojen tai arvoluokkien hyvyyksiä voidaan painottaa. Tällöin on tiedettävä mm. millä tavoin erilaiset kriteerien arvot lajin viihtyvyyteen vaikuttavat. Esimerkiksi mikä on kriteerin optimiarvo ja riippuuko kriteerimuuttujan tuottama hyöty suoraan verrannolisesti muuttujan lukuarvosta. Painotus voidaan toteuttaa esim. AHP:ssä käytettyjen pareittaisten vertailujen tekniikalla (Saaty 1980) tai jatkuvan muuttujan tapauksessa käyttämällä osahyöty-funktioita. Indeksikarttaa tuotettaessa binäärimuotoiset karttatasot kerrotaan suoraan painokertoimellaan, kun taas luokitteltujen ja jatkuvien kriteerien kohdalla lasketaan ensiksi osahyödyt.

Kartografinen mallinnus täydennettynä monikriteerisen arvioinnin menetelmillä sopii hyvin tilanteisiin joissa elinympäristömalleja ei ole käytettävissä ja joissa suuri määrä kohteita rajatulta alueelta tulisi arvottaa tiettyjen elinympäristökriteerien pohjalta. Indeksi-karttojen käyttö tuo päätöksentekoon lisää joustavuutta, mikä on tärkeätä, koska yksityiskohtaiseenkaan malliin luonnontieteissä on hyvin vaikea sisällyttää kaikkia päätökseen vaikuttavia tekijöitä. Indeksikartan avulla päätöksentekijä näkee miten hyviä tai tärkeitä kohteen eri alueet ovat tietyn kriteerin suhteen. Päätöksentekoprosessissa kyseinen kriteeri voidaan sisällyttää optimointimalliin tai ottaa kriteeri mukaan optimoinnin jälkeen valittaessa parasta vaihtoehtoa useamman tyydyttävän vaihtoehdon joukosta.

Kirjallisuus

Kangas, J., Store, R., Leskinen, P. ja Mehtätalo, L. 1999. Improving the quality of landscape ecological forest planning by utilising advanced decision-support tools . Forest Ecology and Management 132:157–171.

Saaty, T. L. 1980. The analytic hierarchy process. Planning, priority setting, resource allocation. McGraw-Hill, New York. 283 s.

Store, R. 1996. Paikkatietoanalyysien mahdollisuudet ympäristökuormituksen arvioinnissa. Julkaisussa: Kangas, J. ja Heino, E. (toim.) Metsätalouden ympäristövaikutukset ja niiden arviointi. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 611:18–22.

Store, R. ja Nikula, A. 1997. Paikkatietoanalyysit metsäsuunnittelun työkaluina; esimerkkeinä maisema- ja riistatutkimukset. Julkaisussa: Kokko, A. Kangas, J., ja Seponen, P. (toim.). Alue-ekologisia tutkimustuloksia ja suunnittelukokemuksia. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 779:53–60.

Store, R. 2000. Paikkatietomenetelmät ekologisissa tarkasteluissa ja ekologisesti arvokkaiden kohteiden valinnassa. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja (painossa).

Tomlin, C. 1990. Geographic information systems and cartographic modeling. Prentice-Hall, Englewood Cliffs, New Jersey. 249 s.

la, kuten ekologisten mallien ja asiantuntijatietämyksen, jolloin tämän informaation yhdistämisessä ja tuottamisessa voidaan hyödyntää moderneja päätösanalyysitekniikoita sekä esim. kartografista mallinnusta.

Nopeimmat edistysaskeleet paikkatietomenetelmien hyödyntämisessä ovat odotettavissa alue-ekologisen suunnittelun saralla, koska siinä tarve erilaisten mittakaavojen ja tarkkuuksien käyttöön sekä kohdetta ympäröivien alueiden pohjalta johdettuun tietoon olisi suuri jo tällä hetkellä. Suunnittelujärjestelmien kehittymättömyyden lisäksi alue-ekologisen suunnittelun ongelma on se, että ekologista tietoa on – ja ilmeisesti tulee myös olemaan – vain osasta eliölajeja. Mille lajeille tai lajiryhmille tulisi laittaa eniten painoa? Ovatko tärkeimpiä luonnonsuojelullisesti arvokkaat, taloudellisesti merkittävät vai jotkut muut lajit?

Paikkatietomenetelmien avulla yksittäisen metsikön käsittelyvaihtoehtoja tai -ajankohtia arvioitaessa mukaan voidaan sisällyttää myös aluetasolla punnittuja spatiaalisia kriteerejä, jotka voivat vaikuttaa toimenpidepäätökseen tai -järjestykseen. Tarkasteltavien päätöskriteerien joukko voi tällöin olla huomattavasti laajempi kuin mihin perinteisillä menetelmillä kyettäisiin ja suunnittelu näin ollen nykyistä joustavampaa ja monipuolisempaa.

Kirjallisuus

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

Helle, P. ja Nikula, A. 1995: Wildlife-wilderness relationships in northern forest landscapes: an integrative use of wildlife census and forest resources data. Julkaisussa: Sippola, A-L., Alaraudanjoki, P., Forbes, B. ja Hallikainen, V. (toim.). Northern wilderness areas, ecology, sustainability, values. Arctic Center Publications 7:27–43.

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

– , Nikula, A., Kumpu, P. ja Kurki, S. 1996. Riistakolmiolaskentojen paikannettujen havaintojen käyttö tutkimuksessa. Summary: Located observations in wildlife triangle scheme: use of geographic information systems. Suomen Riista 42:56–66.

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

Kangas, J., Karsikko, J., Laasonen, L. ja Pukkala, T. 1993. A method for estimating the suitability function of wildlife for forest planning on the basis of expertise. Silva Fennica. 27(4):259–268.

Kangas, J., Store, R., Leskinen, P. ja Mehtätalo, L. 1999. Improving the quality of landscape ecological forest planning by utilising advanced decision-support tools. Forest Ecology and Management 132:157–171.

Kurki, S. 1997. Spatial variation in the breeding success of forest grouse: the role of predation in fragmented boreal landscapes. Annales Universitas Turkuensis, Sarja A II. Osa 102. Väitöskirja. 24 s + 5 osajulkaisua.

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

Pukkala, T., Nuutinen, T. ja Kangas, J. 1995. Integrating scenic and recreational amenities into numerical forest planning. Landcape and Urban Planning 32:185–195.

Reunanen, P. ja Nikula, A. 1998. Liito-oravan elinympäristöt ja maiseman rakenne Koillis-maalla. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A, No 83. 49 s.

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

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

Store, R. ja Nikula, A. 1998. Paikkatietojärjestelmät alue-ekologisessa suunnittelussa ja tutkimuksessa. Metsätieteen aikakausikirja 3/1998:470–471.

Tomppo, E. ja Katila, M. 1993. Satelliittikuvapohjainen valtakunnan metsien inventoinnin tietotuotanto. Julkaisussa: Nikula, A., Ritari, A. ja Lahti M-L. 1993. Paikkatiedon ja satelliittikuvainformaation käyttö metsäntutkimuksessa. Tutkimuspäivät Rovaniemellä. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 479:21–26.

6.5 Metsäsuunnittelun sovelluksia

6.5.1 Alue-ekologisten tarkastelujen integrointi metsäsuunnitteluun

Annika Kangas ja Jyrki Kangas

Metsäsuunnittelun yhteydessä tehtävän alue-ekologisen tarkastelun päätarkoitus on osoittaa keinot vaalia kohdealueen eliöstön, erityisesti alueella esiintyvien harvinaisten lajien, elinvoimaisuutta. Suunnittelun näkökulmasta alue-ekologinen suunnittelu poikkeaa muusta (alueellisesta) metsäsuunnittelusta lähinnä siinä, että ekologisia tavoitteita korostetaan. Alue-ekologisen suunnittelun erityispiirteenä onkin ekologisen tiedon tarve ja käyttö. Ekologisten, puuntuotannollis-taloudellisten ja muiden päämäärien yhteensovittaminen johtaa monitavoitteisen metsäsuunnittelun tarpeeseen liitettäessä alue-ekologiset näkökohdat kokonaisvaltaiseen metsäsuunnitteluun.

Metsäsuunnittelun alue-ekologisten tarkastelujen päävaiheet ovat

- alueen ekologisen potentiaalin selvitys
- vaihtoehtoisten alue-ekologisten ratkaisujen tuottaminen
- erilaisten alue-ekologisten ratkaisujen seurausten ennustaminen
- vaihtoehtojen hyvyyden arviointi eliöstön elinvoimaisuuden näkökulmasta.

Jokaisessa vaiheessa tarvitaan ekologista tietämystä.

Alueen ekologisen potentiaalin kartoituksen avulla selvitetään, mitä elinympäristöjä ja lajeja alueella on, ja mitä voidaan realistisesti tavoitella: esimerkiksi lajeja, joita ei luontaisesti alueella esiinny, on metsäsuunnittelunkaan avulla vaikeaa alueelle saada. Vaihtoehtoisia alue-eko-

logisia ratkaisuja tuottamalla kartoitetaan mahdolliset toimintavaihtoehdot. Vaihtoehtoja voidaan tuottaa paitsi suunnittelijan harkinnan varassa, myös nykyaikaisia suunnittelun apuvälineitä käyttäen. Esimerkiksi spatiaalisia analyyseja sekä paikkatietojärjestelmiä on hyödynnetty vaihtoehtojen tuottamisessa (esim. Store ja Nikula 1997). Kriittisin vaihe on ennustaa vaihtoehtoisten ratkaisumallien toteuttamisen seuraukset alueen lajistolle. Tämä vaihe vaatiikin eniten ekologista tietämystä. Viimeisessä vaiheessa vaihtoehtoisista ratkaisumalleista pyritään valitsemaan paras asetettujen tavoitteiden kannalta. Vaihtoehtoja pyritään vertailemaan kaikki käytettävissä oleva informaatio hyödyntäen.

Joissakin tapauksissa vaihtoehtojen vertailua varten voi olla käytettävissä numeerista tietoa: esimerkiksi malleja, joilla voidaan ennustaa jonkin lajin tai lajiryhmän kehittyminen maiseman ominaisuuksien muuttuessa. Tällöin alue-ekologisten ratkaisujen seurausten ennustaminen kyseisen lajin tai lajiryhmän näkökulmasta voidaan ottaa mukaan tavanomaisiin metsätalouden suunnittelun laskentajärjestelmiin, ja parhaan vaihtoehdon valinnassa voidaan hyödyntää erilaisia optimointimenetelmiä. Vaikka numeerista tietoa ei olisikaan käytettävissä, on yleensä olemassa muuta käyttökelpoista informaatiota. Tällaista informaatiota ovat esimerkiksi asiaa tutkivien ekologien näkemykset ja mielipiteet.

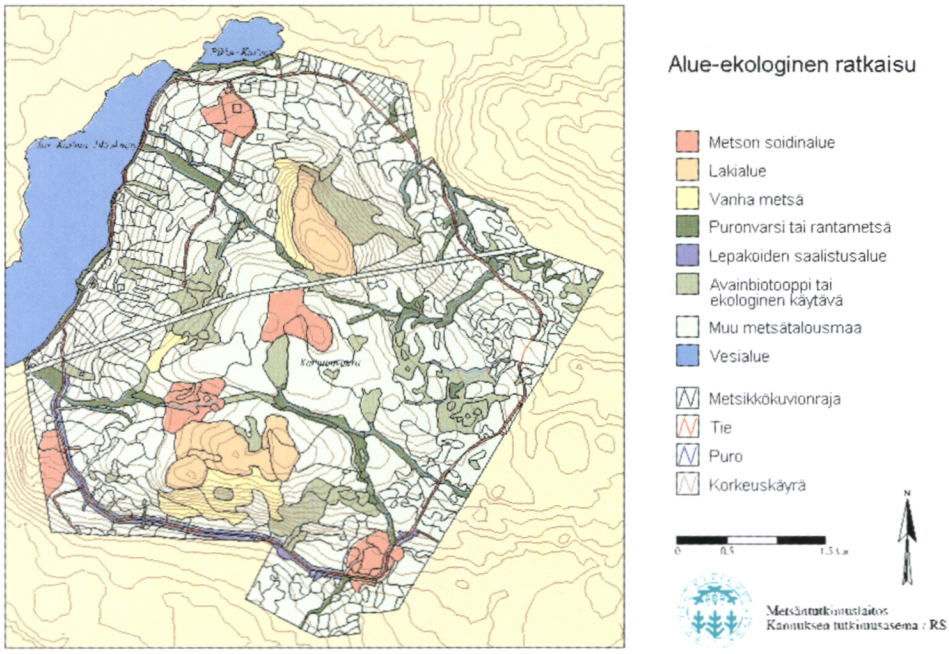
Informaatio voi olla lajikohtaista, metsikkökohtaista tai alueellista. Alueellista informaatiota voivat erilaisten biodiversiteetti-indeksien lisäksi olla myös tietyn elinympäristötyypin pinta-alaa tai keskimääräistä kuviokokoa koskevat tiedot, metsikkökohtaista taas esimerkiksi puuston rakennetta koskevat tiedot. Alueellisen informaation ongelmana voi olla tiedon yleisyys: vaikka alueella elävillä lajeilla menisi keskimäärin hyvin, harvinaisimpien lajien tulevaisuus voi silti olla vaakalaudalla. Lajikohtaisessa informaatiossa ongelmana taas on runsaudenpula. Suomalaisessakin metsämaisemassa elää niin paljon lajeja, ettei niitä kaikkia ole mahdollista tarkastella erikseen. Onneksi suuri osa lajeista pärjää ilman erityiskohtelua, joten suunnittelussa voidaan keskittyä uhanalaisiin ja vaarantuneisiin lajeihin, tai lajeihin jotka indikoivat isomman lajiryhmän reaktioita.

Alue-ekologisen suunnittelun suurin pullonkaula on ekologisen tiedon puute ja toisaalta tietolähteiden ja tiedon tarpeiden moninaisuus. Käytettävissä oleva informaatio on lisäksi yleensä epävarmaa: suuresta osasta eliölajeja ei yksinkertaisesti tiedetä riittävästi, jotta niiden menestymismahdollisuudet tai elinympäristövaatimukset voitaisiin kovin tarkasti arvioida. Kuitenkin epävarmakin tieto on parempi kuin täydellinen tietämättömyys. Täydellistä informaatiota ekologisista tai muistakaan suunnitteluun vaikuttavista näkökohdista ei voida jatkossakaan saavuttaa, joten tiedon epävarmuus täytyy hyväksyä osaksi suunnitteluprosessia.

Alan tutkimus pyrkii tuottamaan - ja on jo tuottanutkin - työkaluja, joiden avulla voidaan helpottaa alue-ekologisten tarkastelujen eri vaiheita ja erityisesti niiden muodostaman kokonaisuuden hallintaa (esim. Kangas ja Pukkala 1996, Kangas ja Mononen 1997, Pukkala ym. 1997). Metsäsuunnittelussa alue-ekologiset arvioinnit on pystyttävä liittämään kiinteäksi osaksi suunnitteluprosessia ja laskelmia siten, että suunnitelmavaihtoehtojen ekologisia näkökohtia voidaan arvioida rinnan puuntuotannollisten, virkistyksellisten ym. tavoitteiden kanssa. Suunnittelun eräänä keskeisenä tehtävänähän on selvittää eri käyttömuotojen ja tavoitteiden keskinäisiä suhteita sekä tuottaa päätöstukea erilaisten tavoitepainotusten vaikutuksista parhaan tuotantoohjelman valintaan.

Monitavoitteinen vertailu alue-ekologisessa suunnittelussa

Lähtökohtana vaihtoehtoisten metsäsuunnitelmien monitavoitteisessa vertailussa on joukko alueelle tuotettuja "valmiita" suunnitelmia. Tätä lähestymistapaa on kokeiltu metsäalueen alue-ekologisissa tarkasteluis-



Kuva 6.5-1. Esimerkki vaihtoehtoisista ekologisten kohteiden ja yhteyksien verkostoista tutkimusalueella (yksilöimättä tässä yhteydessä kohteiden verkostoon kuulumisen perusteita).

sa ja vaihtoehtoisten metsäsuunnitelmien monitavoitteisessa vertailussa Kivalon Kaihuanvaaralla Metsäntutkimuslaitoksen mailla (Kangas ym. 2000). Suunnittelun aikahorisontti on 20 vuotta ja alueella oletetaan olevan vain kaksi suunnitelman valintaan vaikuttavaa käyttömuotoa: puuntuotanto (kriteereinä nettotulot suunnittelukaudella ja kestävän puuntuotannon edellytykset tulevaisuudessa) sekä luonnonkirjon eli luonnon monimuotoisuuden turvaaminen (aluetasoa laajemmassa katsannossa).

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

Selvityksen pohjalta on valittu viisi vaihtoehtoista ekologisten kohteiden ja yhteyksien verkostoa (kuva 6.5-1). Kutakin näin saatua perusratkaisua kohti on tuotettu kaksi erilaista koko alueen tuotanto-ohjelmaa. Kukin tuotanto-ohjelmapari poikkeaa keskenään muiden kuin ekologisten kohteiden verkostoon kuuluvien alueiden käsittelyn suhteen. Koska näiden ns. välialueiden käsittelyt ovat erilaiset, myös tuotanto-ohjelmien ekologiset vaikutukset ovat erilaiset, vaikka niiden ekologisten kohteiden verkostot olisivatkin samat. Jatkotarkasteluun on siten tuotettu kymmenen sekä puuntuotannollisten että ekologisten vaikutusten kannalta erilaista suunnitelmavaihtoehtoa.

Tavoitteena vaihtoehtoisten aluesuunnitelmien tuottamisessa on ollut luonnonkirjon ja hakkuumahdollisuuksien suhteen tehokkaiden ratkaisujen löytäminen. Ratkaisu ei ole kahden tavoitesuureen tapauksessa tehokas, jos sitä voidaan toisen - esimerkiksi luonnonkirjon - kannalta edelleen parantaa huonontamatta sitä samalla toisen – esimerkiksi hakkuumahdollisuuksien – kannalta.

Suunnitelmien arviointi käyttömuotojen ja päätösmuuttujien suhteen tapahtuu aikaisemmin esitetyin periaattein (katso luku 6.2). Vertailuun voidaan kuitenkin ottaa vain pieni määrä vaihtoehtoisia ratkaisumalleja. Erilaisten ekologisten verkostojen vertailu perustuu suunnittelualueen jakoon ennakolta osa-alueisiin, joissa on erilaiset tavoitteet. Tällöin ongelmana on, että parhaat vaihtoehdot voidaan rajata jo etukäteen tarkastelun ulkopuolelle. Tässä mielessä optimointilähestymistapa onkin perustellumpi. Menetelmiä ja tekniikoita järkevästi yhdistämällä voidaan toisten eduilla korvata muiden puutteita. Esimerkiksi optimointilaskelmia voidaan hyödyntää suunnitelmien monitavoitteisen vertailun syventämisessä.

Optimointilaskelmat alue-ekologisessa suunnittelussa

Vaihtoehtoisten suunnitelmien vertailuperusteet on mahdollista myös muotoilla matemaattisiksi malleiksi, joita voidaan käyttää suunnittelusysteemien optimointiosissa. Optimointilaskelmiin voidaan liittää monenlaista lajeihin ja niiden elinympäristöihin liittyvää ekologista tietoa, kunhan se vain on numeerista.

Lajikohtaisen informaation käyttöä alue-ekologisissa optimointilaskelmissa rajoittaa toistaiseksi soveltuvien mallien vähäisyys. Lisäksi olemassaolevat mallit eivät aina sovellu suunnitteluun: populaation kehitys tulee kuvata sellaisten tunnusten perusteella, joihin metsänkäsittelyllä voidaan vaikuttaa. Muutoin kaikki käsittelyvaihtoehdot arvioidaan laskelmissa lajille samanarvoisiksi. Suunnitteluun soveltuvissa malleissa voidaan selittää esimerkiksi kannan vaihtelua metsäalueen ominaisuuksilla ja niiden kehittymisellä. Esimerkiksi susien määrän kehitystä suojellun pinta-alan funktiona on käytetty optimoitaessa suojeltavan alueen kokoa (Haight ja Travis 1997).

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

Monimutkaisten populaatioekologisten mallien käyttö suoraan optimointilaskelmissa voi olla liian hankalaa. Sen sijaan niiden perusteella voidaan laatia riskianalyysi, jonka tulokset ovat helpommin käytettävissä. Jos lajin kehitykseen keskeisesti vaikuttavat seikat, kuten syntyvyyden ja kuolleisuuden todennäköisyydet, on mahdollista kuvata metsän ominaisuuksien perusteella, riskianalyysin avulla voidaan arvioida lajin elinvoimaisuuden kehitys erilaisissa suunnitelmavaihtoehdoissa. Samojen lähtötietojen ja laskelmien perusteella voidaan myös määrittää ns. ekologisia kynnysarvoja lajin säilymiselle alueella. Tällaisia kynnysarvoja voidaan helposti käyttää suunnittelun tukena (Kangas ja Kangas 1998). Esimerkiksi on arvioitu, että metsokannan säilymiselle pitkällä aikavälillä laajahkolla alueella tarvitaan vähintään 25 %:n osuus varttuneita metsiä, jos ne ovat tasaisesti jakautuneet alueelle (Rolstad ja Wegge 1989).

Lajikohtaisen informaation lisäksi optimoinnissa voidaan hyödyntää monenlaista muuta informaatiota. Eräs yleisesti käytetty tapa on mallittaa alueen soveltuvuutta kohdelajin elinympäristöksi eli habitaatiksi. Tällöin optimoinnin tavoitteeksi voidaan asettaa soveltuvan habitaatin määrän maksimointi. Tosin päätöksentekijän näkökulmasta voi olla mielekkäämpää asettaa habitaatin määrä optimoinnin rajoitteeksi, ts. habitaatille määritellään jokin vähimmäismäärä. Jotta habitaatin määrä olisi mielekäs rajoite, tulisi tietää, mikä habitaatin määrä turvaa kohdelajin säilymisen elinkykyisenä. Se voi kuitenkin olla helpommin sanottu kuin tehty. Vaikka alueelta olisi laskettu kolo vaikkapa sadalle kolopesijälle, kolojen sijainti liian lähellä toisiaan, niiden

koko tai muut sellaiset ominaisuudet voivat vähentää sopivien kolojen määrän puoleen, jolloin kolojen tarve olisi kaksinkertainen.

Luonnon monimuotoisuutta voidaan kuvata numeerisesti erilaisilla biodiversiteetti-indekseillä. Yksinkertaisin indeksi on lajien lukumäärä alueella, mutta myös lajien runsautta voidaan tarkastella. Esimerkiksi eräs yleisesti käytetty biodiversiteettiindeksi, ns. Shannonin indeksi, on muotoiltu siten, että se saavuttaa maksimiarvonsa kun kaikkia lajeja on alueella yhtä runsaasti. Kumpaakaan näistä indekseistä ei kuitenkaan voida käyttää optimoinnissa: ei ole tietoa siitä, miten indeksit kehittyisivät erilaisissa ratkaisuvaihtoehdoissa. Metsäsuunnittelussa voidaan käyttää indeksejä, jotka laaditaan elinympäristö- ja puustotunnusten pohjalta. Yksinkertainen, suunnittelutilanteittain täsmennettevä indeksi voidaan koostaa esimerkiksi vanhan metsän osuuden, lehtipuun tilavuuden ja lahopuun tilavuuden perusteella (Kangas ja Pukkala 1996). Tällaiset indeksit kuvaavat biodiversiteetin kehitystä epäsuorasti.

Numeerisesta tiedosta vaikeimmin optimoinnissa sovellettavaa on kohteiden keskinäistä sijoittumista kuvaava tieto, esimerkiksi lajille soveltuvien habitaattilaikkujen väliset etäisyydet. Tällaista ns. spatiaalista informaatiota kuitenkin tarvittaisiin esimerkiksi pyrittäessä vähentämään habitaatin pirstoutumista liian pieniin osiin tai suunniteltaessa ekologisia käytäviä dynaamisesti, eli siten että ne voivat siirtyä tai muuttua metsien kasvaessa. Nykyisin metsäsuunnittelussa yleisesti käytetyt optimointimenetelmät, esimerkiksi lineaarinen optimointi, eivät kovin hyvin sovellu spatiaaliseen optimointiin. Sen sijaan spatiaalisten ongelmien käsittelyyn on olemassa useita ns. heuristisia algoritmeja (esim. Kurttila ym. 1999).

Kirjallisuus

Haight, R.G. ja Travis, L.E. 1997. Wildlife conservation planning using stochastic optimization and importance sampling. Forest Science 43:129–139.

Kangas, A. ja Kangas J. 1998. Ekologiset mallit ja ekologisten riskien hallinta metsäsuunnittelussa. Katsaus. Folia Forestalia - Metsätieteen aikakauskirja. 2/1998:207–222.

Kangas, J., Matero, J. ja Pukkala, T. 1992. Analyyttisen hierarkiaprosessin käyttö metsien monikäytön suunnitteluun - tapaustutkimus. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 412. 48 s.

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

Kangas, J. ja Pukkala, T. 1996. Operationalization of biological diversity as a decision objective in tactical forest planning. Canadian Journal of Forest Research 26:103–111.

Kurttila, M., Kangas, A. ja Kangas, J. 1999. Ekologinen informaatio metsäsuunnittelussa. Julkaisussa: Nuutinen, T. ja Suokas, A. (toim.). MELA99 ja metsätalouden suunnittelu. MELA-käyttäjä-päivä ja tutkimusseminaari 11.-12.5.1999 Majvik, Kirkkonummi. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 752:33–40.

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

Store, R. ja Nikula, A. 1997. Paikkatietoanalyysit metsäsuunnittelun työkaluina; esimerkkeinä maisema- ja riistatutkimukset. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 639:41–49.

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

Maisemarakenteen ja metsokannan kehityksen yhteys

Pekka Helle

Suomen metsäkanalintukantoja on seurattu vuotuisin laskennoin 1960-luvun alkupuolelta lähtien. Näitä pääsääntöisesti metsästäjien tekemiä elokuisia linjalaskentoja on kuluneen 35 vuoden aikana tehty yhteensä runsaat miljoonaa kilometriä. Tämän arvokkaan aineiston pohjalta suomalaisella kanalintututkimuksella on riittänyt selvitettävää, ja monet tutkimukset ovatkin laajasti tunnettuja myös kansainvälisesti.

Metsäkanalinnut ovat vähentyneet maassamme sitten 1960-luvun alun, jolloin vuosittaiset runsaudenlaskennat aloitettiin. Metso on taantunut jyrkemmin (noin 60 %) kuin teeri ja pyy (noin 30 %). Riekkokantamme ei todennäköisesti ole muuttunut paljon tällä aikavälillä, mutta riekon suhteen on päätelmissä oltava varovaisempi, sillä sen elokuinen laskeminen ei ole yhtä luotettavaa kuin muilla lajeilla. Muista tietolähteistä on edelleen nähtävissä, että kanalinnut vähenivät jo tuntuvasti 1940-luvulta 1970-luvulle (metso ja teeri suunnilleen puoleen, pyy ja riekko vähän lievemmin). On viitteitä, että ennen 1940-lukuakin lukumäärät olisivat pienentyneet, mutta ne perustuvat hyvin satunnaisiin eräkuvauksiin ja huomioihin.

On ilmeistä, että kannanmuutosten taustalla on ollut useita syitä. Useimmin esille tuotuja ovat metsärakenteen muutos metsätaloustoimien ja muun maankäytön vuoksi, petojen saalistuksen lisäämä kuolleisuus ja heikentämä pesimämenestys sekä mahdollisesti myös liiallinen metsästys. Lisäksi eri tekijät ovat vaikuttaneet todennäköisesti yhtäaikaa erilaisin yhteisvaikutuksin, jolloin vaikutusten analysointi käy mutkikkaaksi. Tutkimus on kuitenkin tarmokkaasti pyrkinyt selvittämään lintukantojen pitkäaikaismuutosten syitä.

Kuvaan 6.5-2 on koottu elokuisten kanalintulaskentojen tulokset vuodesta 1964 lähtien. Vuoteen 1988 asti laskennat tehtiin ns. hyvillä poikuemailla, joten otannallisesti aineisto ei ollut moitteeton tiheysarvioiden tekemiseksi. Vuodesta 1989 lähtien käytössä on ollut ns. riistakolmiolaskenta, jonka maastotyö on aivan sama kuin aikaisemmilla linjoilla. Erona on se, että maastoon pysyvästi merkityt kolmionmuotoiset linjat ovat satunnaisemmin maastoon sijoitetut kuin vanhat linjat. Parhaiden poikuemaiden tulosten olettaisi tuottavan korkeampia tiheysarvioita kuin kolmiolinjojen, jotka halkovat enemmän vähälintuisiakin alueita. Elokuussa 1988 tehty menetelmävertailu kuitenkin osoitti, että ero ei ole suuri. Tästä syystä kahden eri laskentajaksojen tulokset on esitetty yhdessä. Tyhjä väli vaakaasteikolla osoittaa kuitenkin menetelmän vaihtumavuoden, ja pitkällemeneviä päätelmiä ei kahden aineistojakson välillä voida tehdä.

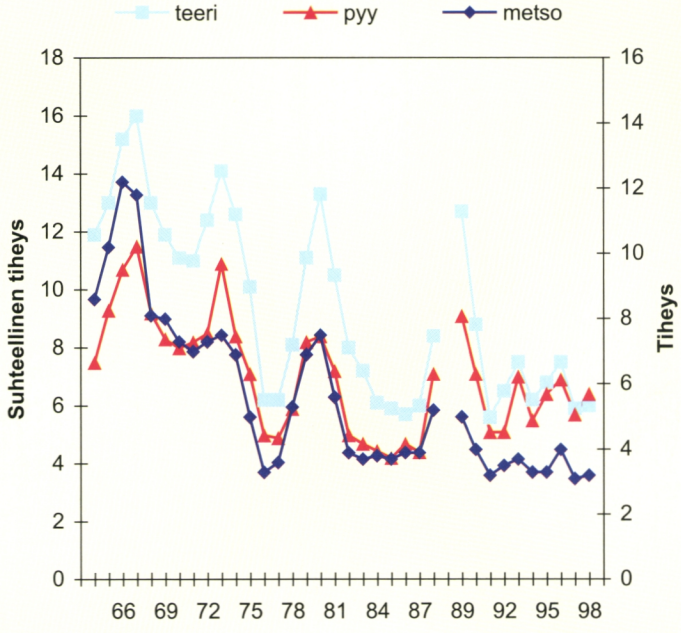
Kanalintulajien runsauksien keskinäissuhteissa on tapahtunut muutoksia viime vuosikymmeninä. Laskentamenetelmän muutos ei todennäköisesti vaikuta lajiosuuksien tarkasteluun. 1960-luvulla teeri oli tarkasteltavista kolmesta lajista selvästi lukuisin ja pyyn ja metson tiheys oli keskenään samaa luokkaa. 1990-luvulla pyy on noussut kokonaismäärässä teeren tasolle ja metso on jäänyt runsaudessa selvästi vähälukuisemmaksi kuin teeri ja pyy.

Metsäkanalintujemme runsaudenvaihtelua 1960–80-luvuilla luonnehtinut suhteellisen säännöllinen jaksoittaisuus ilmenee hyvin oheisesta kuvasta. Näin on siitäkin huolimatta, että koko maan yhteistarkastelu pyrkii kannanvaihteluja tasoittamaan, koska kannanmuutokset eivät kulje koko maassa aivan samassa tahdissa. Vanhemman ajan aineistoista riistantutkimus laati ennustemallin, jonka mukaan tulevan vuoden lintutilanne oli melko luotettavasti ennustettavissa aikaisempien vuosien tulosten pohjalta. Viimeisin

huippuvuosi vuodelta 1989 päätti runsaudenvaihtelujakson, jonka pituus oli melkein 10 vuotta. Seuraava huippu, jos se on tullakseen, ajoittuu vähintään 10 vuoden päähän edellisestä. Koko 1990-luku on ollut kantojen ennustettavuuden kannalta ongelmallista aikaa. Hyviä kannannousuja on nähty monella taholla, mutta syystä tai toisesta nämä ovat tyrehtyneet eikä kunnollisia huippuvuosia ole syntynyt. Aikaisemman ajan ennustemallit ei luonnollisestikaan toimi näissä sekavissa oloissa.

Kannanvaihteluaaltojen katoamisen syistä on vain arvailuja. Voidaan ajatella, että jos lintutiheydet pääsevät putoamaan liian alhaisiksi, edellytyksiä reippaaseen kannankasvuun ei ole, vaikka olosuhteet muutoin olisivatkin suotuisat. 1990-luvun lintukantojen perustaso ei kuitenkaan vaikuta ennätyksellisen alhaiselta – heikkoja lintukannan vuosia tunnetaan toki aikaisemmiltakin ajoilta. Asiassa voi olla myös kyse siitä, että lintujen perusmaisema eli suomalainen metsä on muuttunut niin perusteellisesti, että linnuilla on siellä ylivoimaisia esteitä niin hengissä pysymisessä kuin lisääntymisessäkin. Metsämaiseman muutoksiin liittyy olennaisesti myös se, että kyseessä ei ole vain "näkyvä" maisema, vaan kokonaisuus lajiyhteisöineen on muuttunut. Metsien nuorentuminen on nostanut kasvinsyöjänisäkkäiden kannantiheydet ennätyksellisiksi, mistä syystä pienet ja keskisuuret pedot ovat hyvin runsaita. Maassa pesivillä kanalinnuilla on evolutiivisesti uusi tilanne: pedoilla on ylivoima, johon sopeutumia ei ole.

Metsätalouden käytännöt ja suunnittelu ovat monessa kohdin muuttuneet suuntaan, joka tulee hyödyttämään met-



Kuva 6.5-2. Metso-, teeri- ja pyykantojen kehitys Suomessa 1964-98 elokuisten linjalaskentojen mukaan. Vuosina 1964-88 laskennat tehtiin ns. parhailla poikuemailla ja pystyakselin "suhteellinen tiheys" (yksilöä metsämaan neliökilometrillä) ei ole välttämättä täysin vertailukelpoinen kuvan oikean pystyakselin ("todellinen tiheys", yksilöä metsämaan neliökilometrillä) kanssa, joka kuvaa vuosien 1989-98 riistakolmiolaskentojen tuloksia.

säkanalintuja. "Ylihoidon" välttäminen, uudistusalojen pienentäminen, avainbiotooppien, kuten purovarsien, jättäminen hakkaamatta jne., tulevat varmasti helpottamaan lintujen elämää, mutta muutosten vaikutukset tullevat näkyviin vasta pitkän ajan kuluttua. Ilmeistä kuitenkin on, että suomalaista metsämaisemaa ei koskaan saada palautettua sellaiseksi, jollaisena vanhimmat meistä sen muistavat ja jotka olivat kanalinnuille hyviä ympäristöjä. Toisaalta hirvi- ja jäniskannat ovat nyky-ympäristöissä runsaampia kuin koskaan, ja mahdotonta onkin kuvitella aluetta, missä esimerkiksi sekä metso että hirvi olisivat kumpikin hyvin runsaita.

6.5.2 Osallistavan ja vuorovaikutteisen suunnittelun soveltaminen eri omistajaryhmien metsissä

Leena Hytönen ja Jyrki Kangas

Osallistavan metsäsuunnittelun tarkoituksena on yleensä antaa kansalaisille ja sidosryhmille mahdollisuus vaikuttaa metsien hoitoa ja käyttöä koskevaan päätöksentekoon. Siihen osallistuvia voivat olla tilanteesta riippuen sekä yksittäiset kiinnostuneet kansalaiset että sidosryhmien, kuten kansalaisjärjestöjen tai viranomaistahojen edustajat. Päätöksentekoprosessin perusteella voidaan arvioida osallistumisen tasoa: alimmalla tasolla organisaatio jakaa informaatiota suunnittelustaan ja päätöksenteostaan yleisölle ja sidosryhmille ja ylimmällä tasolla päätösvalta on kokonaan osallistujilla organisaation tyytyessä toteuttamaan päätöstä. Näiden välissä on esimerkiksi tilanne, missä osallistujat ja organisaation edustajat tekevät päätökset yhdessä.

Muita osallistavan suunnittelun tavoitteita voivat olla erityisesti yhteistyön kehittäminen kansalaisten ja sidosryhmien kanssa, osallistujien kouluttaminen koskien organisaation toimintaa, kansalaisten ja sidosryhmien asenteiden ja suhtautumisen tutkiminen sekä suunnittelun tehostaminen keräämällä tarpeellista tietoa ja etsimällä uusia ideoita.

Osallistavassa suunnittelussa on tärkeää jo etukäteen päättää osallistamisen tavoitteet, sillä niiden mukaisesti on syytä valita käytettävät menetelmät ja apuvälineet. Osallistamiskeinot voidaan karkeasti jakaa viiteen ryhmään osallistujien ja toimintatavan mukaan: mielipidekyselyt, preferenssien mittaaminen, neuvottelumenetelmät, numeeriset päätösanalyysit sekä paikallisen ja laadullisen tiedon kerääminen.

Vuorovaikutteisuus eli interaktiivisuus on usein tehokkaan osallistavan suunnittelun edellytys. Vuorovaikutteisuudella tarkoitetaan tässä yhteydessä suunnittelun eri osapuolten kanssakäymistä. Osapuolia voivat ihmisten lisäksi olla suunnittelussa

käytettävät apuvälineet. Esimerkiksi hyvät optimointimenetelmät mahdollistavat suunnittelutilanteen vuorovaikutteisen tarkastelun. Interaktiivisessa suunnitteluistunnossa päätöksentekijä tai muut osallistujat ovat vuorovaikutteisessa suhteessa suunnittelujärjestelmään joko konsultin välityksellä tai käyttäen itse laskentaohjelmistoa (Kangas ym. 1996).

Vain yksisuuntainen informaation kulku onnistuu ilman vuorovaikutteista suunnitteluotetta. Tällöin kuitenkin osallistamisen tavoitteet jäävät helposti saavuttamatta. Etenkin, jos ainut tiedonkulun suunta on suunnittelijasta ja organisaatiosta "osallistujiin", on harhaanjohtavaa puhua osallistavasta suunnittelusta. Kyseessä on silloin lähinnä tiedottaminen ja kenties PR-toiminta. Toisaalta osallistujienkaan ei tule kuvitella voivansa sanella ehdottomat vaatimukset valinnoille. Se on mahdollista vain, jos päätöksentekovalta on yhdellä henkilöllä tai muulla osallistujataholla.

Kaksisuuntaista informaation vaihtoa voidaan pitää vähimmäisvaatimuksena kelvolliselle osallistamiselle. Osallistavassa suunnittelussa on tärkeää säilyttää vuorovaikutteisuus läpi koko suunnitteluprosessin, suunnittelutehtävän määrittelystä aina valitun suunnitelman toteuttamisen seurantaan asti.

Osallistava suunnittelu valtion ja muiden jukisyhteisöjen omistamissa metsissä

Metsähallituksen luonnonvarasuunnittelun ja ns. alue-ekologisen suunnittelun yhteydessä järjestetään kansalaisille vaikutusmahdollisuudet osallistavassa suunnittelussa. Se onkin luonnollista, onhan Metsähallituksen hallintaan uskottu valtion maaomaisuudesta - tavallaan meidän kaikkien yhteisestä metsäkiinteistövarallisuudesta - leijonanosa. Luonnonvarasuunnittelu koskee maankäyttöpäätöksiä strategisella tasolla maakunnan suuruisella alueella. Metsähallituksen alue-ekologiseksi nimeämässä suunnittelussa tehdään yksityiskohtaisempia, metsikkötasolle ulottuvia ratkaisuja tyypillisesti noin 10 000 hehtaarin alueelle. Sen käytännön toteutusta voidaan pitää taktisena monitavoitteisena metsäsuunnitteluna, missä erityinen painoarvo annetaan ekologisille tavoitteille.

Metsähallitus saa osallistavan suunnittelun avulla tietoa toiminta-alueensa ihmisten mielipiteistä ja asenteista. Se myös kerää mielipiteitä ja keskustelee osallistujen kanssa Metsähallitusta ja suunnittelua koskevista kysymyksistä. Metsähallitus pyrkii ottamaan suunnittelussa huomioon osallistujien näkökulmien lisäksi organisaation toiminnan kokonaisuuden sekä valtio-omistajan sille asettamat tulostavoitteet. Näin osallistujat eivät pääse mukaan itse päättämään lopullisesta suunnitelmasta, vaan heidän näkökulmansa on mukana yhtenä muun kokonaisuuden joukossa.

Metsähallituksen osallistava suunnittelu alkaa aktiivisella tiedottamisella suurelle yleisölle. Erilaisten palautelomakkeiden, tupailtojen ja mm. metsäpuhelimen avulla kansalaiset voivat kertoa kommenttinsa Metsähallituksesta ja esityksensä koskien suunnittelua. Mielipiteet otetaan talteen ja ryhmitellään. Kustakin ehdotuksesta käydään läpi, voidaanko se ottaa huomioon ja jos ei voida, niin miksi ei. Tieto on luonteeltaan laadullista siinä mielessä, että sitä ei voida suoraan hyödyntää numeerisissa analyyseissä. Saatu palaute on luonteeltaan usein myös erikoisesti tiettyyn paikkaan tai vaikkapa yksittäiseen puuhun liittyvää. Tiedon huomioon ottaminen on usein vaikeaa, mutta mahdollista esim. kohdistamalla johonkin kuvioon tietty käsittely tai rajoite.

Yleisölle voidaan suunnata myös kysely, jolloin saadaan suunnittelua varten numeerista ja tilastotieteen menetelmin analysoitavaa tietoa (esim. Kangas ja Niemeläinen 1995, Loikkanen 1997). Vastaukset koskevat kuitenkin ihmisten mielipiteitä ja arvoja hyvin yleisellä tasolla ja auttaakin lähinnä suunnittelun linjauksessa. Vastauksia siihen, mikä toimenpide tai vaihtoehto tietyssä tilanteessa pitäisi valita, ei yleisellä postikyselyllä juurikaan saada. Onnistuneen kyselytutkimuksen etu on sen edus-

Tavoitemittari monitavoitteiseen metsäsuunnitteluun

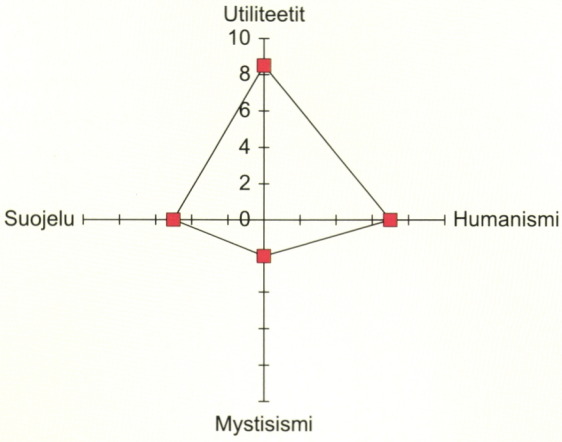
Lasse Lovén

Metsänomistajien tavoitekartoitus on osa metsien käytön suunnittelua. Tavoitekartoitus tehdään suunnittelun alkuvaiheessa ja sitä täydennetään suunnittelun edetessä samalla kun metsänomistaja saa lisätietoja metsien ominaisuuksista ja pystyy hahmottamaan käytettävissään olevia vaihtoehtoisia toimintatapoja.

Tavoitekartoituksen lähtökohdaksi tutkimushankkeessa kehitettiin kaksi eritasoista tavoitemittaria. Yleisempi tavoitemittari pohjautuu ihmisten yleistä luontosuhdetta kuvaavaan arvomalliin, jota voidaan havainnollistaa kuvassa 6.5-3 esitettävällä strategisen metsäsuunnittelun tavoiterakenteen nelikentällä. Mallissa oletetaan, että metsänomistajan tavoitteisiin vaikuttavat hänen yleisen luontosuhteensa osat, joita ovat hänen suhteensa luonnon hyötykäyttöön (utiliteettisuhde), luonnon hoitamiseen ja kehittämiseen (humanistinen luontosuhde), luonnon suojeluun (suojelusuhde) sekä luonnon itseisarvoihin ja epärationaalisiin ominaisuuksiin (mystisismi). Mittarilla voidaan määrittää numeerisesti metsänomistajan strategiaprofiili, joka kuvaa metsänomistajalle ominaisen luontosuhdekokonaisuuden.

Strategiaprofiilin johdannaisena metsäsuunnittelun tueksi kehitettiin lyhyemmän suunnittelujakson (5–10 v) tarpeita palveleva edellistä käytännöllisempi tavoitemittari, joka kuvataan tavoitekartoituslomakkeena. Lomaketta voidaan käyttää apuvälineenä valmistauduttaessa metsän arviointiin ja edelleen käsiteltäessä arvioinnissa kerättyjä metsätietoja metsäsuunnitelman laadintaa varten. Se voidaan lähettää postitse metsänomistajan vastattavaksi suunnittelun valmisteluvaiheessa. Lomakkeen tiedoilla voidaan numeerisesti ohjata ja tukea suunnittelun etenemistä. Tavoitemittarin tiedoilla voidaan selvittää, mitkä tuotantofunktiot ovat tarpeellisia eri metsänomistajia palvelevien monitavoitteisten metsäsuunnitelmien laadinnassa. Sen avulla voidaan selvittää myös, mitkä ovat ne erilaiset tekijät, jotka vaikuttavat metsänomistajan metsiltään odottaman kokonaishyödyn muodostumiseen ja edelleen, mikä on niihin liittyvien tavoitteiden keskinäinen hierarkia.

Tavoitekartoituslomakkeessa käsitellään taulukossa 6.5-1 esitetyt aiheryhmät. Jokaiseen aiheryhmään sisältyy aito-



Kuva 6.5-3. Esimerkki strategiaprofiilista.

ja vaihtoehtoja, jotka edellyttävät metsänomistajan tai muun aidon päätöksentekijän ratkaisuja. Jos nämä ratkaisut jäävät suunnittelijan tehtäviksi, on varsin todennäköistä, että metsäsuunnitelma ei kaikilta osin vastaa päätöksentekijän tavoitteita ja sen käyttö käytännön metsänhoidossa jää vähäiseksi.

Tavoitekartoituslomake säästää oikein käytettynä suunnittelija työtä ja suunnitteluaikaa. Lomakkeen ja sen tietojen pohjalta rakennetun tietokannan avulla voidaan hankkia kansantaloudellisesti merkittävää tietoa vuosittain noin 15 000 tilakohtaisen metsäsuunnittelun piirissä olevan metsänomistajan tavoitteista maan eri osista. Jos tavoitemittareita käytetään systemaattisesti pidempiä jaksoja, niiden avulla voidaan saada hyödyllistä tietoa metsänomistajien tavoitteista ja niiden mahdollisista muutoksista myös valtakunnan metsäpoliittisen päätöksen teon tueksi.

Taulukko 6.5-1. Tavoitekartoituksen aiheryhmät.

1. Metsän eri käyttömuotojen tärkeys.
2. Metsän hakkuutavoite.
3. Puun myyntitulon säännöllisyys.
4. Hakkuiden toteutustapa.
5. Metsänhoidon tavoite.
6. Sallitut metsänhoidon menetelmät.
7. Metsään liittyvät työllisyystavoitteet.
8. Maisematavoitteet.
9. Maisemanhoidon kustannukset.
10. Suojelutavoitteet.
11. Sidosryhmätavoitteet.

tavuus: vastaukset edustavat kaikkien alueen asukkaiden mielipiteitä paremmin kuin vaikkapa tupailtojen äännekkäimpien osallistujien kommentit.

Sidosryhmien edustajia voidaan tutustuttaa eri suunnitelmavaihtoehtoihin ja tiedustella heidän preferenssejään päätösanalyysin avulla (esim. Pykäläinen ym. 1999). Vuorovaikutteiset päätösanalyysistunnot antavat samalla mahdollisuuden osallistujien kouluttamiseen metsätalouden alalla. Menetelmän etu on, että keskustelu liittyy juuri suunniteltavan alueen piirteisiin. Päätösanalyysi mahdollistaa osallistujien näkemysten liittämisen vuorovaikutteiseen, tietokoneella käytettävään suunnittelujärjestelmään. Siten sen avulla voidaan tehokkaasti ja monipuolisesti tarkastella eri näkemysten huomioon ottamisen vaikutuksia koostettavaan suunnitelmaan.

Sidosryhmiä voidaan valita myös suunnitteluryhmään joka neuvottelee suunnitteluun liittyvistä asioista yhteisesti Metsähallituksen henkilöstön ja asiantuntijoiden kanssa. Neuvottelutilanteessa pienellä joukolla on mahdollisuus tutustua toisten osapuolien näkökulmiin ja valmistella uusia yhteisiä ratkaisuja. Tietokoneistetut suunnittelumallit ja -ohjelmistot sopivat mainiosti juuri työryhmätyöskentelyn avuksi. Tutkimuksen tuottamia päätösanalyysitekniikoita onkin sovellettu myös Metsähallituksen hallinnoimien metsien osallistavassa suunnittelussa (esim. Hiltunen ym. 1997).

Muut julkisluontoiset yhteisöt, kuten kunnat ja seurakunnat, voivat hyödyntää osallistavaa suunnittelua samalla tavoin kuin Metsähallitus. Sama koskee maata omistavia metsäteollisuusyrityksiä. Organisaatiosta riippuen voidaan sidosryhmien ja kansalaisten tavoitteita ottaa huomioon eri laajuudessa. Esimerkiksi kaupunki, joka ei ole riippuvainen metsiensä kantorahatuloista, voi ottaa täysipainoisesti huomioon asukkaidensa monikäyttötoiveet. Muunmuassa Raahen metsien suunnittelussa on kokeiltu osallistavaa, vuorovaikutteista suunnittelua (Tikkanen 1996). Osallistavaa suunnittelua voidaan soveltaa, ja on sovellettu, myös

maakunta- ja valtakunnankin tason strategisessa metsäsuunnittelussa (esim. Tikkanen ja Ala-aho 1997). Niihin se sopiikin hyvin, koska niissä määritellään laajojen alueiden hoidolle ja käytölle suuntaviivoja, joilla on merkitystä kaikille metsänomistajille ja metsien käyttäjille.

Vuorovaikutteinen suunnittelu yksityismetsissä

Vuorovaikutteisuus on monella tapaa hyödyllistä myös yksityismetsien suunnittelussa. Yksityismetsien suunnittelussa vuorovaikutteisuus on ennenkaikkea metsänomistajien ja suunnittelijan kanssakäymistä, jota käytettävä suunnittelujärjestelmä tukee. Parhaiten metsänomistaja voi vaikuttaa suunnitteluprosessin kulkuun ja lopputulokseen olemalla mukana mahdollisimman monessa prosessin vaiheessa. Tärkeimmät vaiheet tässä mielessä ovat maastotyöt, mahdollisten käsittelyvaihtoehtojen määrittely sekä suunnitteluistunto, jossa tietokoneen avulla analysoidaan vaihtoehtoja ja koostetaan lopullinen tuotanto-ohjelma.

Valistunut ja tietokoneen käyttöön harjaantunut metsänomistaja voi laatia pelkästään ominkin voimin tilalleen suunnitelman, kunhan hänen käytössään on riittävän yksityiskohtaiset lähtötiedot metsästä ja kelpo suunnitteluohjelmisto. Näin menetellen poistuu suunnittelijan mahdollinen tiedostamaton - tai tiedostettu - vaikutus metsänomistajan valintoihin, ja vuorovaikutus on vain metsänomistajan ja suunnittelujärjestelmän välinen.

Yksityismetsien sillä tavoin järjestetty vuorovaikutteinen suunnittelu, missä ihmisosapuolia ovat vain suunnittelija ja metsänomistaja, voidaan pitää osallistavan suunnittelun erikoistapauksena. Siinä tavallaan osallistetaan metsänomistaja omien metsiensä suunnitteluun. Yhteisomistuksessa olevan metsäalueen suunnittelussa metsänomistajaosapuolia on useampi kuin yksi ja kysymys on ryhmäpäätöksenteosta. Tällöin osallistetaan kaikki omistajat tai, jos omistajia (esimerkiksi yhteismetsässä osakkaita) on paljon, omistajien keskuudestaan valitsema ryhmä henkilöitä. Toki muitakin kansalaisia ja sidosryhmiä voidaan yksityismetsien suunnitteluun ottaa mukaan, jos metsänomistaja niin haluaa tai menettelyn hyväksyy.

Yksityismetsien osallistavaa suunnittelua järjestetään strategisella tasolla metsätalouden alueellisen tavoiteohjelman yhteydessä; jo metsälain edellyttämänä. Tavoiteohjelmassa käsitellään metsätalouden taloudellista, ekologista ja sosiaalista kestävyyttä seuraavan viiden vuoden ajanjaksolla ja se kattaa koko metsäkeskuksen alueen. Tavoiteohjelman yhteydessä voidaan osallistaa kansalaisia ja sidosryhmiä samalla tavalla kuin esimerkiksi Metsähallituksen luonnonvarasuunnittelun yhteydessä: kyselytutkimuksin, päätösanalyysein, yleisötilaisuuksin ja yhteistoimintaryhmin. Kaikille halukkaille voidaan järjestää tilaisuus kertoa mielipiteensä ja sidosryhmien edustajat voidaan ottaa mukaan valmistelemaan suunnittelua ja päätöksentekoa. Koska metsäkeskuksen koko alueen kattava ohjelma ei keskity kovin yksityiskohtaisesti paikallisen tason mahdollisuuksiin ja ongelmiin, on sen yhteydessä järkevää kerätä melko yleisen tason mielipiteitä koskien metsätaloutta. Tähän kyselytutkimukset ovat hyvä keino.

Alueellisen metsäsuunnittelun keinoin voidaan soveltaa osallistavaa, vuorovaikutteista suunnittelua kyläkunnittain tms. myös yksityismetsissä. Koska yksityismetsissä kuitenkin lopullisia päätöksiä tekevät yksittäiset metsänomistajat, on suunnitteluprosessissa kiinnitettävä huomiota siihen kutsuttavien ja osallistuvien valintaan. Lähinnä kysymys on metsänomistajien välisestä yhteistyöstä ja vuorovaikutuksesta asiantuntijoiden kanssa, sekä metsänomistajien hyväksymistä osallistujista - ainakin silloin jos metsänomistajat itse osallistuvat suunnitteluprosessin kustannuksiin.

Alueellisessa metsäsuunnittelussa voitaisiin edetä myös seuraavasti. Metsänomistajien tilakohtaiset suunnitelmat ja niiden hyväksyttävissä olevat vaihtoehdot oli-

sivat lähtökohtina alueellisessa suunnittelussa. Vaihtoehtoiset suunnitelmat työstäisi suunnittelija yhdessä metsänomistajien kanssa. Muut osapuolet voisivat ehdottaa perusteluineen toivomuksia siitä, miten tiettyä yksityisomistuksessa olevaa metsää pitäisi käsitellä. Ehdottajina voisi olla alueen muita asukkaita ja toimijoita sekä eri alojen, kuten ekologian ja maisemanhoidon sekä virkistyskäytön, asiantuntijoita. Esimerkiksi ekologi arvioisi monimuotoisuuden kannalta arvokkaita elinympäristöjä yhdessä metsänomistajien kanssa. Metsänomistajat voisivat yhdessä asiantuntijoiden kanssa määrittää monikäytön ja monimuotoisuuden kannalta arvokkaat alueet ja niihin sopivat toimenpiteet sekä etsiä alueellisesti parhaat monikäytön edistämisratkaisut. Suunnittelun taloudelliset laskelmat tarjoaisivat tiedon yhteis- ja osallistavan suunnittelun mukaisen suunnitelman hyväksymisen mahdollisesti aiheuttamista tulonmenetyksistä ja muista poikkeamista verrattuna "omaan" suunnitelmaan. Suunnittelussa voitaisiin myös neuvotella ja sopia vaikkapa tarpeellisista korvausmenettelyistä.

Tällainen maanomistajien välinen yhteistyö edellyttää kehittyneitä neuvottelumenettelyjä, joihin osallistuisivat päätäntävaltaiset henkilöt eli maanomistajat. Muille asukkaille ja alueen toimijoille on järjestettävä omat osallistamistilaisuudet, esim. kyläkokouksia. Ajatuksia voidaan kerätä myös kyselyllä tai jakamalla palautelomakkeita. Alueellisena kokonaisuutena koostettua metsäsuunnitelmaa voitaisiin käyttää lähtökohtana yhteiskunnan tuen myöntämisessä metsien hoitoon ja käyttöön. Se voisi palvella myös metsäsertifioinnin mittatikkuna.

Kirjallisuus

Hiltunen, V., Kytövuori, T., Siira, J., Jorri, E.-L., Leskinen, A., Leskinen,J., Meriruoko, A., Santala, E., Tolonen, A. ja Tolonen, J. 1997. Kainuun alueen luonnonvarasuunnitelma. Metsähallituksen metsätalouden julkaisuja 8. 75 s.

Kangas, J. ja Niemeläinen, P. 1995. Kansalaismielipide Suomen metsistä sekä metsien hoidosta ja käytöstä. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 561. 24 s.

Kangas, J., Pukkala, T. ja Pykäläinen, J. 1996. Vuorovaikutteinen heuristinen optimointi yksityismetsien suunnittelussa. Metsätieteen Aikakauskirja 3/1996:231–244.

Loikkanen, T. 1997. Kainuun metsäkysely 1996. Metsähallituksen metsätalouden julkaisuja 6. 46 s.

Tikkanen, J. 1996. Taajamametsien osallistava suunnittelu. Kokemuksia MetsäRaahe -suunnitteluprojektista. Metsäntutkimuslaitoksen tiedoantoja 603. 31 s.

Tikkanen, J. ja Ala-aho, H. 1997. Maakuntatason strateginen metsäsuunnittelu. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 654. 21 s.

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

6.5.3 Maisema-analyysi kylätason suunnittelussa

Minna Komulainen

Maisemasuunnitteluteoriat perustuvat vanhaan eurooppalaiseen puutarha-arkkitehtuuriin. Nykyisten menetelmien kehitys pohjautuu amerikkalaisen Lynchin (1960) maisematila-analyysin teorian pohjalle, jossa kartoitetaan visuaalisen hahmottamisen tekijöitä (maamerkkejä, rajoja, tiloja, solmukohtia, näköaloja yms.) orientoitumisen perustaksi. 1960–1970 -luvuilla metsämaiseman suunnittelumenetelmiä kehittivät Isossa-Britanniassa maisema-arkkitehti Sylvia Crowe Forestry Commissionissa ja Yhdysvaltojen Forest Servicen projektiryhmät (Visual Management System 1974).

Suomessa on käytetty maisemarakenne-analyysiä metsä- ja maaseutumaiseman hoitosuunnitelmien laadinnassa (esim. Rautamäki 1990, Komulainen 1998). Maisemarakenteeseen pohjaavaa suunnitteluteoriaa on kehitetty Teknillisen Korkeakoulun maisemalaboratoriossa. Suunnittelussa tutkitaan maisemarakenteen eri kerroksia, joita ovat kallio- ja maaperä, ilmasto, vesi, elollinen luonto ja kulttuurisysteemi (Rautamäki 1982).

Maisemasuunnittelu on tärkeä työväline alueellisen maankäytön tarpeiden yhteen sovittamiseksi ja maiseman muutoksen ohjaamiseksi kestävästi. Euroopan maisema-sopimus (CLRAE 1998) määrittelee maisemasuunnittelun prosessina, joka sisältää suunnitelman teon, analyysin sekä uusien maisemien rakentamisen. Suunnittelu voi tapahtua seutu-, alueellisella ja tila/metsikkötasolla.

Maisemasuunnittelu auttaa:

- muuttamaan seututason tavoitteet ja maankäytön päämäärät sellaisiksi tavoitteeksi, että ne voidaan toteuttaa maisematasolla,
- suunnittelijoita ja maanomistajia määrittelemään tavoitteet ja maisemanhoidon lähestymistavat, niin että ne ovat sovitettavissa tilatasolle, ja
- maiseman integrointia koko suunnitteluprosessiin.

Maisemasuunnittelun keinojen ja käsitteiden tuntemista tarvitaan erityisesti suunniteltaessa metsänkäsittelyä maisemallisesti herkillä alueilla, sillä toimenpiteiden toteuttamiseksi ei ole yleispäteviä malleja. Maisemakuvalliset ongelmat, mahdollisuudet ja optimaaliset ratkaisut ovat erilaisia eri maisemarakenteen vyöhykkeissä (Gustavsson ja Ingelög 1994). Yksittäisten hoitomallien sijasta tärkeämpää on ymmärtää maiseman visuaalisia tekijöitä ja soveltaa maisema-analyysimenetelmiä. Mitä visuaalisia tekijöitä maisemassa pitäisi huomioida, tai tarkastella hakkuita rajattaessa?

Lucasin (1991) luokituksen mukaan maiseman luonne ja identiteetti syntyvät visuaalisista tekijöistä, joita ovat muoto, mittakaava, maiseman linjat, monimuotoisuus, yhtenäisyys ja maiseman herkkyys. Kaikilla maisemilla on oma luonteensa ja kuviointinsa, sen oma mittakaava ja värisävyjen vaihtelu. Maiseman luonne perustuu geologian ja ilmaston vaikutukseen, ja se on kehittynyt maankäytön historian kautta nykyiseen muotoonsa (Crowe 1978). Maiseman luonteen analysointi auttaa ymmärtämään niitä muutoksia mitä maisemassa tapahtuu, rajoitteita jossa maisema toimii, sekä muutosten viitekehystä.

Maisema-analyysi on synteesi maaston muotojen luonteesta ja maisemaa muokkaavien tekijöiden vuorovaikutussuhteesta. Analyysissä maisemarakenne kartoitetaan kerros kerrokselta, tarkastellen olemassa olevaa kuviointia ja rajaten osa-alueita niiden eroavaisuuksien perusteella. Maisemarakenne tallennetaan parhaiten karttapohjalle ja perspektiivipiirrosten avulla.

Metsäsuunnittelussa näin määritelty maisemasuunnittelu on olennainen osa kohdeanalyysiä ja suunnitelmavaihtoehto-

Maisemasuunnitteluun liittyviä käsitteitä:

estetiikka, kauneutta ja sen siihen liittyviä arvoja tutkiva tiede, teoria ihmisen kaikilla aisteilla havaitsemasta ympäristöstä.

kauneus, nähtyjen elementtien harmoninen vuorovaikutus, jotka yhdessä antavat miellyttävän aistihavainnon.

maisema, geomorfologisen, ekologisen sekä kulttuurihistoriallisen kehityksen tuloksena syntynyt fyysisen muodoston kokonaisuus.

maiseman herkkyys, maiseman muutoksen sietokyky, johon vaikuttavat näkyvyys, virkistyskäytön määrä sekä ekologinen kestävyys ja korjautumiskyky.

maiseman luonne on ympäristön antama kokonaisvaikutelma, joka ilmenee luonnontekijöiden (maaston muodot, kasvillisuus), kulttuuritekijöiden (peltojen kuviot, asutuksen sijainti) tai visuaalisten ominaisuuksien (muoto, maisematila, mittakaava, värien monimuotoisuus) sijaintina ja kuviointina maisemassa.

maisemarakenne, maastorakenteen sekä siinä toimivien luonnon- ja kulttuuriprosessien muodostama dynaaminen kokonaisuus.

maisemakuva, maisemarakenteen visuaalinen ilmiasu.

maisematila, kolmiulotteinen, luonnonelementeistä (esim. maankamara, vesipinta, taivas, puiden oksisto, metsänreunat) muodostuva tila, joka voi olla avoin, puoliavoin tai suljettu.

mittakaava, mittasuhteet verrattuna ihmiseen, maaston muotoihin, kokonaisuuteen.

muoto, maaston, vesistön ja kasvuston yhteisvaikutuksesta syntyvä vaihtelu tason pinnassa, esim. kolmiulotteinen maaston muodosto, kasvillisuuden reunavyöhykkeiden luomat muodot.

näkymä, tietystä paikasta havaittava alue, näköala.

siluetti, rajaviiva, ääriviiva, jossa puiden latvusto, rakennukset ym. piirtyvät taivasta vasten, syntyy usein mäkien lakialueelle

solmukohta, maisematilaa hallitseva kohta, useiden maisematekijöiden leikkauspiste

visuaalinen, silmin havaittava, näkemiseen liittyvä

jen tuottamista. Se palvelee osaltaan myös tavoiteanalyysiä ja vaihtoehtojen arviointia. Monitavoitteisessa metsäsuunnittelussa maisema-analyysit on liitettävä suunnitteluprosessin kokonaisuuteen. Seuraavassa esitetään eräs käytännössä toteutettu tapa soveltaa maisemansuunnittelun periaatteita aluetason metsäsuunnittelussa.

Kylämaisemien suunnittelu

Kylämaiseman suunnittelun kehittäminen yksityismailla aloitettiin vuonna 1994 metsätalouden ympäristöohjelman mukaisesti. Maisema-alueiden suunnittelun vaiheisiin kuuluvat luonto- ja historiaselvitykset, toiminnallisten ja visuaalisten tekijöiden analyysit sekä maisemanhoitomallien laadinta maisemarakenteen mukaisesti. Erityisen tärkeää on kartoittaa kylän asukkaiden tiedot, toiveet ja kiinnostus ympäristönsä viihtyisyyden ja laadun parantamiseen.

Maisemanhoitosuunnitelma laaditaan maanomistajien, metsäorganisaatioiden, viranomaisten ja erilaisten järjestöjen kanssa yhteistyönä. Maisemasuunnitteluhankkei-

siin voidaankin luontevasti liittää uusien elinkeinojen löytäminen yhdessä kyläläisten kanssa ja siten turvata maaseudun elinvoimaisuutta. Tavoitteena on kehittää kulttuuriperinnettä sekä luoda tuottava ja monoilmeinen kylämaisema.

Arvokkailla maisema-alueilla suunnittelua on laajennettu kokonaisvaltaiseksi kyläsuunnitteluksi, jossa kylän elinkeinotoiminnan monipuolistaminen on ollut kiinteästi mukana. Suunnittelu on lähtenyt alueen omista lähtökohdista: toimintaympäristöstä, maisemasta, kulttuurihistoriasta ja luonnosta. Kyläsuunnittelulla on pyritty ohjaamaan uusien toimenpiteiden kuten pellon metsityksen ja hakkuiden sijoittamista niin, että maiseman arvo säilyy. Toisessa vaiheessa on keskitytty kylän tuotteiden ja yritystoiminnan kehittämiseen. Lisäksi maatiloille on laadittu maatalouden ympäristöohjelmia sekä aloitettu maisema- ja virkistyskäyttökohteiden hoito työllisyystöinä. Kylämaisemasuunnitelmia on laadittu mm. Melalahteen (Antikainen ja Tolonen 1994), Peränteelle (Matila, toim. 1995), Häntälään (Rekijoen maisema - ja luonnonhoitosuunnitelma 1996) ja Naapurivaaralle (Aronpää ym. 1996).

Metsäntutkimuslaitos arvioi suunnitteluprosessia neljällä em. kylällä Kainuussa, Pohjanmaalla ja Lounais-Suomessa (Komulainen 1998). Osallistavan suunnittelun havaittiin edistävän maisemanhoitoa. Tutkimuksen seurantakyselyn mukaan maisemanhoitosuunnitelmien toteuttamiseen tarvitaan uusia toimintamalleja. Toteutuksen pullonkaulojen ratkaisemiseksi ja kylien ympäristönhoidon edistämiseksi käytännössä tarvittaisiin maisemanhoidon koulutusta kylillä, tietoa hoitotavoista, entistä osallistavampaa suunnittelua maanomistajan kanssa, uusien suunnitteluteknikoiden kehittämistä (paikkatietojärjestelmät, visualisointivälineet), rahoitusjärjestelmien selvittämistä sekä maisemanhoidon työnohjauksen laadun kohentamista. Toisaalta selvittämättä ovat maisemanhoidon toteuttaminen ja kustantaminen kylätasolla.

Kylämaisemaprojekteissa suunnittelu jakaantuu inventointiin, analyysi- ja hoitosuunnitelman laadintavaiheisiin (taulukko 6.5-2).

Taulukko 6.5-2. Maisemasuunnittelun vaiheet.

INVENTOINTI	PERUSSELVITYKSET
	* maisemarakenne
	* visuaaliset tekijät
	* historia
	* asukkaiden tavoitteet ja maankäytön tarpeet
ANALYYSI	TAVOITTEIDEN ASETTAMINEN
	* arvot
	* soveltuvien käyttömuotojen valinta
HOITOSUUNNITELMA	MAISEMAN OSA-ALUEJAKO
	* osa-alueiden hoidon tavoitteet
	* metsät
	* pellot
	* perinnemaisemat
	MAISEMATYYPIT
	* maisemarakenteen mukaan
	* hoidon esimerkkimallit

1) Maisema-analyysi

Kylien maisema-analyysi koostuu historiallisesta kartta-analyysistä, maisemarakenteen tarkastelusta sekä visuaalisesta ja toiminnallisesta analyysistä. Vanhojen karttojen pohjalta selvitetään maiseman historiaa ja maankäytön muutoksia. Tulevaisuuden kehityslinjojen ja mahdollisuuksien löytämiseksi tarvitaan tietoa ihmisen perinteisen maankäytön vaikutuksesta maisemaan. *Historiallinen karttatarkastelu* 1700–1800-luvulta lähtien tuo ajallista perspektiiviä hakamaiden ja laidunniittyjen kartoitukseen, esimerkiksi kuinka vanhoja tietyt elementit ovat maisemassa sekä miten kauan tiettyä paikkaa on laidunnettu. Samalla voidaan löytää vanhoja, perinteisen maankäytön vaikutuksessa olleita alueita, joiden jäljet nykyisessä maisemassa ovat häviämässä tai lähes peittyneet. Kartoista voidaan tarkastella asutuksen sijoittumista ja leviämissuuntia sekä vanhoja kyläteitä.

Peruskartoilta, kallioperäkartoilta sekä ilmakuvilta tarkastellaan kylän *maisemarakennetta*; kuinka luonnontekijät vaikuttavat maisemakuvaan sekä minkälainen on eri alueiden kehittämispotentiaali. Kylän alu-eelta kartoitetaan emäksisten kallioperäjuo-nien sijainti, geomorfologiset korkokuva-tyypit, maaperä sekä hallitsevat mannerjään muovaamat selänteet. Alue jaetaan eri maisematyyppeihin, joille laaditaan hoitotavoitteita niiden maisemarakenteellisten ominaispiirteiden, geomorfologisen sijainnin ja nykytilan perusteella.

Visuaalisessa analyysissä tarkastellaan kylämaiseman nykytilaa ja toiminnallisia tekijöitä. Kyläkyselyn ja maastotarkastelun perusteella arvioidaan kylän keskeisimpiä kehittämisen alueita ja tulevan maankäytön sovittamista perinteiseen ympäristöön. Maastossa tarkastellaan erilaisia maisemakuvaan vaikuttavia tekijöitä: näkymätyyppejä, lakisiluetteja, maisemavaurioita, maisematilan rajalinjoja ja tärkeitä korostettavia yksityiskohtia.

Maisemarakenteen, historiallisten ja nykytilan karttojen vertailulla selvitetään eri tekijöiden vaikutusta maisemaan, alueiden kehittämisen mahdollisuuksia ja uhkia. Kylän osa-alueille määritellään maiseman kehittämislinjat: avoimien tilojen hoito, hakkuiden rajaus, hoidettavat näköalat, perinnemaisemat sekä metsitysvaihtoehdot. Maisemallisesti arvokkaimmat avoimet alueet määritellään ja ne luokitellaan kolmeen eri luokkaan hoitotavan mukaan (hoito niittäen, laiduntaen ja raivaten). Kyläma iseman keskeisten, sulkeutuneiden näkymien hoitoa tarkastellaan tietokonegrafiikan avulla, jolloin maanomistajalle voidaan tarkasti määritellä kuvan avulla poistettavat ja jätettävät puut.

Maisemanhoito-ohjeita voidaan antaa mm. järvinäkymien avaamiseksi, pellon metsittämisen sopeuttamiseksi kylämaisemaan, tienvarsinäkymien parantamisesta, tulonäkymistä eli kylämaiseman ”porteista”, hakamaiden hoidosta, kyläkeskuksen ympäristönhoidosta, hakkuiden rajauksesta sekä virkistyskäytön ohjaamisesta ekologisesti kestäville alueille (taulukko 6.5-3).

2) Ekologinen analyysi

Alueen arvokkaat biotoopit kartoitetaan ja niiden hoidosta annetaan ohjeita. Metsäsuunnitelmaa varten tehdään ekologinen analyysi kylän lajistollisesti arvokkaimmista, säästettävistä ydinalueista ja käytävistä. Kasviharvinaisuudet ja uhanalaiset lajit kuvataan, ja metsäsuunnitelmaan liitetään jokaiselle maanomistajalle kuvat tilalla kasvavista harvinaisista lajeista. Karttoihin rajataan esiintymäalueet, jotta maanomistaja voi varoa lajeja metsänkäsittelyssä. Suunnitelmaa luovutettaessa maanomistajalle käydään läpi tilan luonnon- ja maisemanhoidon erityiskohteet.

3) Metsäsuunnitelmat

Kylämaiseman kartoituksen ja luontoarvojen selvittämisen jälkeen laaditaan kullekin maanomistajalle metsäsuunnitelma, jossa jokaisella metsä- ja peltokuviolla on omat hoito-ohjeensa. Alueesta piirretään kuvio-

Taulukko 6.5-3. Maisemaselvityksissä kartoitettavia tekijöitä.

1) KYLÄN HISTORIALLINEN KEHITYS

- vanhojen karttojen perusteella avoimien peltomaisemien muutos (isojakokartat, venäläiset topografikartat, 40-60-luvun peruskartat, nykyhetki)
- kylähistoriikki (karjan määrä), valokuvat ja kyläläisten haastattelu
- kylärakenne, pellot, niityt, asutuksen ja elinkeinojenharjoittajien sijoittuminen eri aikakausina, tien paikat
- kylän kulttuurihistorialliset paikat:
  - vanhojen karttojen tulkinta: niityt, kaskialueet, metsät ja talot,
  - jos maisema muuttunut huomattavasti 20-30 vuoden aikana, tehdään 60-luvun kartan ja nykytilanteen vertailu (sulkeutuneet näkymät, metsittyneet alueet, uusi asutus)

2) MAISEMARAKENNE

- geomorfologinen maisemarakenne maaperäkartan mukaan: vallitsevat selänteet, jyrkät rinteet, ekspositio, korkokuvatyypit (kallioperän kulumiskorkokuva, maaperän kerrostumiskorkokuva, deltat, drumliinit jne.)
- kallioperä: emäksiset kivilajit (dolomiitti, vihreä liuske, metadiabaasi), hapan kvartsiitti, ruhjeet, halkeamat
- valuma-alueet, vesiuomat, vesistöt, rantojen laatu
- tuulensolat, ilmasto-olot, kylmänilman järvet

3) KYLÄRAKENNE

- tarvittaessa rakennuskannan kartoitus, kylärakenteen muutos ja maankäytön tarpeet

4) MAASTOTYÖ

- kartalle merkitään kasvupaikkatyypit, tärkeät lakisiluetit, tärkeät reunametsät, erilaiset näköalat (panoraama, sektorit), umpeutuneet näkymät, maisemavauriot, jyrkänteet, kujanteet, maisemapuut, puuryhmät, arvokkaat avoimet maisemat ja metsitettävät alueet
- ongelmallisten hakkuiden kartoitus, hoitokohteiden valokuvaus

5) MAISEMA-ANALYYSI

- maisemarakenteen, historian ja nykytilan karttojen vertailu, yhtäläisyydet
- nykytilan analyysi: maamerkit, maiseman solmukohta, visuaalisesti hajanaiset alueet
- näkymätyypit, visuaalinen luonne ja hoito
- maiseman arvokkaimmat alueet, maiseman identiteettitekijät
- ongelmallisten hakkuiden muoto-analyysi, hoitokohteiden kuvasimulaatio ja selostustekstit

6) MAISEMANHOITOSUUNNITELMA

- maisematyypit, niiden luonne, hoitotavoite, menetelmä
- luonnoskartat eri vaihtoehdoista
- avoimena säilytettävien alueiden hoito (laiduntaen, niittäen, raivaten)
- erilaiset hakkuut ja maisemantyypin metsien alueelliset käsittelytavoitteet (maisemalliset rajoitukset, maisemaan sopivat uudistusvaihtoehdot, puulajivalinta, kuvioiden rajaus)
- hoidettavat näköalat ja suojeltavat perinnemaisemat, lehdot
- reunavyöhykkeiden metsitysvaihtoehdot
- ehdotukset uudisrakentamisen tai muiden tarvittavien toimintojen sijoittamiseksi

kohtaiset hoitokartat, historiallinen kartta, maisemarakenne-, maisema-analyysi- ja luontokohteiden kartat sekä maisemanhoitokartat avoimille alueille ja metsäalueille. Maisemanhoidon toteutusta varten hoidettavista alueista voidaan tehdä tietokoneajoja koko kylän maanomistajille kerralla ja kustannuksia laskea vaihtoehtoisille pinta-aloille.

Maanomistajien saama suunnitelma sisälsi mm. Peränteellä:

- kuviokohtaiset tiedot metsistä ja niiden hoidosta
- maisema-, perinnebiotooppi-, ja muiden erikoiskohteiden hoitosuositukset
- tiedot muista metsien monimuotoisuustekijöistä
- yleisohjeita maisemanhoidollisesta metsänkäsittelystä
- maatalouskäytössä olevat peltoalat
- maatalouskäytöstä poistuneet pellot, ehdotukset metsittämisestä tai niiden maisemanhoidosta
- asuinympäristön ja rakennuksien yleisiä korjaus-, rakentamis- ja hoitosuosituksia
- tiedot tilan alueella tehdyistä muinaislöydöistä

Toiminnallinen ja tavoiteanalyysi

Inventoinnin materiaali tallennetaan kartoille ja valokuville. Analyysin teossa kohteista kerätty tieto arvotetaan sen perusteella, kuinka ne vaikuttavat maisemaan (mm. laajuus, intensiteetti, näkyvyys, mahdolliset maisemavauriot). Kohteiden tekijät luokitellaan eri käyttömuotojen kannalta: vaikutukset, hyödyt, vahvuudet, potentiaaliset mahdollisuudet, rajoitukset, ongelmat, uhat ja konfliktit. Ulkoisten rajoitusten erottaminen sisäisistä, hoidolla muuteltavista tekijöistä on tärkeää (Lucas 1991, Bell 1993).

Maiseman nykyisten toiminnallisten tekijöiden kartoittamisen jälkeen tarkastellaan, mitkä ovat suunnitellun muutoksen vaikutukset maisemaan. Kuinka vaikutuksia voidaan käyttää hyväksi, niin että maisema toimii paremmin? Eri vaihtoehtoja tarkastellaan, mikä on olosuhteiden toivottu kehitys tulevaisuudessa. Merkitystä on uusien maisemaan sijoitettavien elementtien sijainnilla ja luonteella. Muutoksen hyväksyttävä laajuus ja ohjaamiskeinot ovat myös tärkeitä pohdittavia kysymyksiä.

Ihmisen toimintatarpeet (metsätalous, virkistyskäyttö, riistatalous) sijoitetaan toiminnallisesti ja maisemallisesti optimaalisiin paikkoihin. Käytön tarpeet voivat olla päällekkäisiä, jolloin ne pitää asettaa arvojärjestykseen. Olemassa olevien arvojen ja erilaisten tarpeiden seurausanalyysin avulla saadaan maisemanhoidolle tavoitteet. Suunnittelualueen arvojen kartoittaminen auttaa hoidon tavoitteiden määrittelyssä: miksi, mitä ja miten hoidetaan. Maisemapotentiaalin hyödyntämistavat ja historialliset vaiheet sekä niiden säilyttäminen asetetaan tavoitejärjestykseen, esimerkiksi korostetaanko erämaamaista näköalamaisemaa, lehtipuuvaltaista kaskimaisemaa vai eri matkailukäytön tarpeita (Antikainen 1993).

Maisema-alueiden tutkimuksessa asukkaat asettivat seuraavia tavoitteita suunnittelulle (Komulainen 1998) (taulukko 6.5-4).

Hoitosuunnitelma

Alue jaetaan osakokonaisuuksiin topografisen, kasvillisuuden, perinteisen maankäytön ja maisemakuvan sisäisen yhtenäisyyden mukaan. Kullekin maiseman osa-alueelle asetetaan hoitotavoitteet niiden ominaispiirteiden korostamiseksi.

Yksityiskohtaisempaa hoitoa varten alue jaetaan maisematyyppeihin topografis-geologisen, hydroklimaattisen ja bioottisen luonteen mukaan (Rautamäki 1990). Esimerkkialueiden analyysien pohjalta tutkitaan maiseman vyöhykkeisyyttä ja luokituksen perusteella laaditaan hoitomalleja metsäsuunnittelua varten. Visuaalisen analyysin avulla tyypeille määritetään tavoitteellinen maisemakuva ja käytännön maisemanhoidon menetelmät.

Taulukko 6.5-4. Tutkittujen kylien asukkaat pitivät seuraavia asioita tärkeinä maisemanhoidon tavoitteina.

ASUKKAIDEN MAISEMANHOIDON TAVOITTEET
- asuinympäristön elinvoimaisena kehittäminen tärkeintä
- avointen peltomaisemien umpeenkasvu häiritsee eniten
- peltoaukeiden, niittyjen ja hakamaiden sekä maaseutumaisen haja-asutuksen säilyttäminen tärkeintä
- metsäsaarekkeet, yksittäispuut ja kujanteet arvokkaita
- rakentaminen soveltaen paikallisen perinteen mukaisia ratkaisuja
- keinot kylämaiseman kohentamiseen maisemasuunnittelulla, metsän käsittelytapojen muutoksella, koulutuksella ja lehtipuiden suosimisella
- perinnemaiseman omatoimiseen hoitoon neuvontaa ja tukea
- metsänkäsittelyssä maanmuokkaus, avohakkuut, aukon koko sekä metsittäminen pyritään sovittamaan maisemaan harmonisesti
- kallio-, vaaranlaki- ja rantametsiä säästetään ohjaamalla hakkuita kestävimmille alueille

Kirjallisuus

Antikainen, M. 1993. Metsämaiseman suunnittelu Kolin kansallispuistossa. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja nr 456.

Antikainen, M. ja Tolonen, J. 1994 (toim.). Melalahden maisemasuunnitelma. Metsäkeskus Tapion julkaisuja 7/1994.

Aronpää ym. 1996. Naapurivaaran kylämaiseman tavoitesuunnitelma. Kainuun ympäristökeskus. Alueelliset ympäristöjulkaisut nr 13.

Bell, S. 1993. Elements of Visual Design in the landscape E & FN Spon.

CLRAE. Congress of Local and Regional Authorities of Europe, 1998: The preliminary draft. European Landscape Convention, Strasbourg 12 May 1998, Council of Europe. 20 s.

Crowe, S. 1978. The landscape of forests and woods. Forestry Commission Booklet nr 44. HMSO. London.

Gustavsson, R. ja Ingelög T. 1994. Det nya landskapet. Skogsstyrelsen.

Komulainen, M. 1998. Kylämaisema eläväksi! - asukaskeskeinen suunnittelu maaseudun kehittäjänä. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 682, Helsinki. 128 s.

Lucas, O. 1991. The Design of Forest Landscapes. Forestry Commission. Oxford University Press.

Lynch, K. 1960. The image of city. Cambridge, Mass. M.I.T Press 1060.

Matila, A. (toim.). 1995. Kylämaisema Peränteellä. Metsäkeskus Tapion julkaisu nr 11/1995.

Rautamäki, M. 1982. Maisemamaakunnat, valtakunnallinen viheraluejärjestelmä. Tekninen korkeakoulu, arkkitehtiosasto, maisemalaboratorio, Julkaisu nr 2. Otapaino. Espoo.

Rautamäki, M. 1990. Maakunnallinen maisemaselvitys. Varsinais-Suomi. Varsinais-Suomen seutukaavaliitto. Ympäristöministeriö. Turku.

Rekijoen maisema- ja luonnonhoitosuunnitelma. 1996. Lounais-Suomen metsälautakunta.

Visual Management System. U.S. Forest Service 1974. National Forest Landscape Management Vol 2. U.S. Department of Agriculture. Washington D.C.

Maisemasuunnittelu erityisalueilla: Kolin kansallispuisto

Maisemasuunnittelua käytettiin mm. Kolin kansallispuiston hoito- ja käyttösuunnitelman pohjaksi. Metsäntutkimuslaitoksella tutkittiin menetelmiä maisemarakenteen ja maisemakuvan analysoimiseksi (Antikainen 1993). Kolin esteettisiä arvoja ja luonnontekijöitä kartoitettiin maisemarakenteen, visuaalisen ja historiallisen analyysin avulla. Yhdistämällä visuaaliset tekijät metsätunnuksiin ja paikan sijaintiin maisemassa luotiin erilaisia vaihtoehtoisia maisemanhoitomalleja. Työssä testatun maisemarakenteen teorian mukaan maisemakuva muodostuu erilaisista visuaalisista tekijöistä (muoto, mittakaava, harmonia, herkkyys jne.), joiden sijaintiin ja luonteeseen vaikuttavat ekologiset ja kulttuuritekijät.

Työssä tutkittiin myös maiseman muuttumista 1834 lähtien ihmisen kulttuurivaikutuksen seurauksena, tulevaisuuden kehityslinjojen ennustamiseksi. Kolin maisemassa ovat arvostetuimmat suomalaisen maiseman elementit: korkeiden vaarojen avarat näkymät järvelle, mutkaiset männyt ja kaskikoivikot. Kolin maisema on muuttunut kaskikoivikoiden peittämästä kuusivaltaiseksi, viime vuosisadalla yli puolet kruunupuiston alueesta oli kaskimaita. Kaskiviljely ja laiduntaminen pitivät maisemakuvan avarana. Perinteinen maankäyttö on myös vaikuttanut Kolin uhanalaisten kasvien esiintymiseen. Tutkimuksessa kehitettiin maisemanhoidon malleja metsänkäsittelylle tarkastelemalla metsän visuaalista kuvaa maisemarakenteeseen perustuen. Metsät luokiteltiin laki-, rinne-, reuna- ja laaksometsiin topografian mukaan. Kullakin tyypillä on omat tyyppipuustonsa ja tiheytensä. Harvennushakkuin metsän sisäistä maisematilaa voidaan jäsentää maaston mukaisesti, korkeimmilla paikoilla avaraksi, rinteiltä näköaloja avaten ja notkelmissa tiheäksi.

6.6 Metsäsuunnittelun tutkimus- ja kehittämishaasteita

Jyrki Kangas

6.6.1 Edelleen monitavoitteisuutta ja käyttömuotojen yhteensovittamista

Metsäsuunnittelun kehittämistarpeet kumpuavat metsien hoidon ja käytön muutoslinjoista. Ne puolestaan juontuvat paljolti yhteiskunnan yleisemmästä kehityksestä. Jotta metsäsuunnittelijoilla olisi käytettävissään ajanmukaiset apuneuvot ja menetelmät, pitäisi kehittämistarpeet pystyä ennakoimaan hyvissä ajoin. Metsäntutkimuksessa pyritään jatkuvasti haistelemaan yhteiskunnan, erityisesti metsä- ja ympäristötalouden tuulia, ja niiden pohjalta päättelemään metsäsuunnittelun kehittämis- ja tutkimustarpeita.

Voidaan jälkikäteen arvioida, että metsän eri käyttömuotojen yhteensovittamisen tutkimusohjelman suunnittelun yhteydessä osattiin suhteellisen hyvin arvioida metsäsuunnittelun megatrendit. Jopa yllättävän suuri osa tehdystä tutkimustyöstä on jo löytänyt käytännön sovelluskohteita. Tutkimuksissa on tuotettu lievitystä esimerkiksi osallistavan suunnittelun, vuorovaikutteisen ja asiakaslähtöisen suunnittelun, paikkatietoanalyysien sekä alue-ekologisten tarkastelujen suunnitteluopillisiin pullonkauloihin. Tutkimusohjelman päätteeksi on arvioitu tulevien vuosien painoaloja menetelmien ja tekniikoiden kehittämistyöhön.

Suunnittelun kehittäminen palvelemaan entistä paremmin metsän eri käyttömuotojen yhteensovittamista säilyy keskeisenä teemana ainakin lähitulevaisuudessa. Viime vuosina on panostettu etenkin numeeristen menetelmien ja tekniikoiden monipuolistamiseen. Tietokoneilla käytettävät laskentajärjestelmät ovatkin parantuneet huomattavasti. Niillä voidaan aikaisempaa tehokkaammin tarkastella monitavoitteisia

metsänkäytön tilanteita. Esimerkiksi taktiseen metsäsuunnitteluun on käytettävissä tutkimuksen tuottamia optimointimenetelmiä, joilla voidaan erilaisia tavoitteita ottaa laskelmissa monipuolisesti huomioon.

Nyt kun menetelmälliset ja tekniset perusvalmiudet eri näkökohtien mallittamiseksi ja laskennalliseen tarkasteluun ovat olemassa, olisi aika ryhtyä näitä valmiuksia hyödyntämään. Ei kuitenkaan ole tieteellisesti erityisen haasteellista tuottaa rutiiniluonteisesti esimerkiksi maan eri osiin keruutuotteiden tuotantomalleja, tai lukuisalle joukolle harvinaisia lajeja esiintymis- tai elinympäristömalleja. Lisäksi monikäytön suunnittelussa tarvitaan usein enemmän tai vähemmän subjektiivisia ja vahvasti tilannekohtaisia tarkasteluja, joita ei yleistettävästi voi mallittaa. Tällaisia ovat esimerkiksi ulkoiluarvot: eri kohteilla on erilaiset potentiaalit ulkoilun suhteen ja niihin kohdistuvat erilaiset ulkoilukäytön toiveet ja vaatimukset.

Yhtäältä rutiiniluonteisuuden ja toisaalta tilannekohtaisuuden takia metsien monikäytön mallinnustehtävissä tarvitaan käytännön innostumista asiaan. Tutkimuksen tuottamin apuneuvoin olisi mahdollista muunmuassa laatia alueittain sellaiset metsien monimuotoisuuden arviointimallit, joissa otetaan huomioon aluekohtaiset erityispiirteet ja asiantuntijoiden näkemykset alueella tärkeistä lajeista, kohteista ja ominaisuuksista. Malleja voitaisiin käyttää käytännön suunnittelujärjestelmissä. Tällaiset mallit voitaisiin tarvittaessa tuottaa käytännön metsätalouden ja tutkijoiden yhteistyönä.

Tosin myöskään mallinnus- ja laskentamenetelmät eivät koskaan ole täydellisiä. Tutkimustarpeita ja -haasteita on edelleen runsaasti niihinkin liittyen. Esimerkiksi asiantuntemuksen hyödyntäminen optimointilaskelmissa vaatii edelleen tutkimuspanostusta. Suunnittelusysteemien käytön kannalta on tärkeää kehittää keinoja myös henkilöittäisten ja suunnittelutilanteittaisten tavoitteiden entistä täsmällisempään kuvaamiseen. Tavoitteiden kuvaus on suunnittelussa tärkeää siinä missä metsää kuvaava informaatio ja metsän kehitysennusteetkin. Niitä kaikkia tarvitaan, jotta suunnittelussa voitaisiin löytää tavoitteita vastaava tuotanto-ohjelma.

Menetelmäkehityksen lähtökohtana on tähän saakka paljolti ollut suunnittelutilanne, missä pääpaino on puuntuotannolla ja muut näkökohdat koetetaan sovittaa kokonaisuuteen mahdollisimman vähän puuntuotannolle ”tappiota” tuottaen. Sellaiset tapaukset, missä muut käyttömuodot ajavat puuntuotannon ohi, lisääntyvät jatkuvasti. Tutkimuksessa onkin syytä jatkossa paneutua metsäsuunnittelun ongelmiin myös yleisemmän luonnonvarasuunnittelun otteella. Tämä tarkoittaa monitieteisyyden korostumista myös suunnittelujärjestelmien kehittämisessä. Esimerkiksi Lapissa ja Itä-Suomessa on alueita, joissa matkailu on alue- ja paikallistaloudellisesti sekä työllistäjänä tärkein metsänkäytön muoto. Tällöin onkin pikemmin puuntuotanto sovitettava matkailun tarpeisiin kuin päinvastoin.

Kaiken kaikkiaan on ilmeistä, että lähes missä tahansa suunnitteluprosessissa saavutetaan parempi tulos useita erilaisia ja erityyppisiä menetelmiä yhteiskäyttämällä kuin vain yhdenlaista tekniikkaa soveltamalla. Menetelmiä, tekniikoita ja malleja on kuitenkin paljolti kehitetty yksittäisinä; irrallisina siitä suunnittelun kokonaisuudesta, missä niitä pitää pystyä hyödyntämään. Jatkossa on aikaisempaa enemmän kiinnitettävä huomiota suunnitteluprosessien kokonaisuuden hallintaan ja eri apuneuvojen sovittamiseen siihen sekä erilaisten menetelmien ja lähestymistapojen yhteissovellusten kehittämiseen (esim. Kurttila ym. 2000).

Kun puuntuotannon suhteellinen tärkeys kenties edelleen vähenee, myös valmius ja tarve panostaa sen yksityiskohtaiseen suunnitteluun voi vähentyä. Suunnittelussa pääpaino saattaakin silloin kohdistua matkailuun, luonnonsuojeluun tai virkistykseen. Eri käyttömuotojen erilainen painottuminen päätöksenteossa mitä ilmeisimmin johtaa myös siihen, että puuntuotantovetoinen suunnitteluote onkin syytä

korvata uudenlaisilla päälähestymistavoilla. Myöskään puuston yksityiskohtaiseen kuvaukseen ja kehitysennusteisiin ei jatkossa välttämättä olla yhtä halukkaita panostamaan kuin nykyään: halvempien puuntuotannon suunnittelun keinojen kehittäminen tai menetelmien tehostaminen on edelleen eräs metsäsuunnittelun tutkimuksen keskeisistä tehtävistä - myös metsien monikäytön suunnittelun näkökulmasta.

6.6.2 Tehokas tietotekniikka jokapäiväiseen käyttöön

Tietotekniikan kiivas kehitys avaa uusia näkymiä metsäsuunnitteluun. Jatkuvasti tehostuva tietojenkäsittelykapasiteetti mahdollistaa entistä laajempien alueiden yksityiskohtaiset ja monipuoliset optimointilaskelmat. Kuvankäsittely ja metsän visuaalinen esittäminen tietokoneella ovat jo arkipäivää tutkimuksessa ja pian käytännössäkin, samoin spatiaaliset analyysit ja paikkatiedon hallinta GIS-työkaluin. Internetillä on laajenevat käyttömahdollisuudet osallistavassa ja vuorovaikutteisessa suunnittelussa. Monenkirjavat, mutta keskenään entistä yhteensopivammat tietoverkot antavat jatkossa mahdollisuuden monipuolisiin analyyseihin eri tietolähteitä samanaikaisesti hyödyntäen. Tutkimuksessa on tarpeen jatkaa valmiuksien kehittämistä eri tyyppisten informaatioiden yhteiskäyttöön.

Tutkimuksessa tulisi jatkossa kiinnittää erityistä huomiota tietoteknisiin mahdollisuuksiin metsäsuunnitelmien ja laskelmien havainnollistamisessa. Laskelmien tulosten ymmärrettävyyttä voitaisiin parantaa multimedian keinoin, ei pelkästään graafisin kuvin. Esimerkiksi metsän kehittymistä eri suunnitelmissa ja käsittelyvaihtoehdoissa voitaisiin simuloida animaatioilla. Tulevaisuudenkuvana voidaan nähdä virtuaalitodellisuuden käyttö: metsänomistaja ”kulkee” virtuaalikypärä päässään omassa virtuaalimetsässään tuttua polkua pitkin keinomaisemissa, jotka eri suunnitelmien toteutus tuottaisi. Hyvin toteutetulla virtuaalimetsällä olisi välittömät sovellusmahdollisuudet osallistavassa suunnittelussa ja koulutuksessa.

Tietoteknisten ratkaisujen tehokas hyödyntäminen asettaa suuria haasteita sosiologiselle ja yhteiskuntatieteelliselle metsäsuunnittelun tutkimukselle. Suunnitteluohjelmistot ja muut tekniset apuneuvot on saatava helppokäyttöisiksi, helposti saavutettaviksi ja ennenkaikkea helposti tulkittaviksi. Moni metsänomistaja hyväksyy omaksi suunnitelmakseen mieluummin tyydyttävän ratkaisun, jonka perusteet hän ymmärtää, kuin optimin, jota ei ole hänelle ymmärrettävästi tulkittu. Osallistavassa suunnittelussa taas osallistujien erilaiset tekniset valmiudet saattavat heidät eriarvoiseen asemaan, ellei helppokäyttöisyydestä ja tulkittavuudesta ole huolehdittu. Sama koskee ryhmäpäätöksentekoa. Suunnittelujärjestelmien ja suunnitteluun osallistuvien henkilöiden vuorovaikutus ja sen kehittäminen vastaamaan paremmin suunnittelun tavoitteita on tärkeä tutkimustehtävä. Se on olennainen seikka myös käytännön metsäsuunnittelun onnistumisen kannalta. Tietotekniikka ja vaativat laskennat ovat jo nykyään jokapäiväisiä metsäsuunnittelussa. Apuneuvojen ja laskelmien liittäminen saumattomasti suunnitteluprosessin muuhun kokonaisuuteen on tärkeää niiden hyödynnettävyyden kannalta.

6.6.3 Suunnitteluun lisää monimuotoisuutta

Erilaisissa päätöksentekotilanteissa on erilaiset suunnittelutarpeet. Metsäsuunnittelussa on kuitenkin ollut tyypillistä yrittää soveltaa samaa suunnittelumenetelmää, samanlaista suunnittelukäytäntöä ja samoja teknisiä apuvälineitä suunnittelutilanteiden vaihtelevista tarpeista riippumatta. Toki menetelmät, käytännöt ja apuvälineet ovat kehittyneet ja muuttuneet ajan mittaan. Ongelma sen sijaan on toisinaan ollut se, että kulloinkin omaksuttua ja käytössä olevaa arsenaalia on sovellettu joka suunnittelutilanteeseen. Suunnittelun tarpeet eivät aino-

astaan muutu ajan myötä vaan myös vaihtelevat alueittain, tiloittain, metsänomistajittain, ylipäätään suunnittelutilanteittain samanakin ajanhetkenä.

Suunnittelun monimuotoistamisen tarve on ehkä selvin ja sen hyödyt ilmeisimmät yksityismetsätaloudessa. Paljon on puhuttu metsänomistajakunnan rakenteen muutoksista ja metsänomistajien tavoitteiden kirjosta. Eri metsänomistajien toiveet, odotukset ja intohimot metsiensä suhteen ovat erilaiset. Suunnittelun on tähän tavoitteiden monipuolistumiseen ja erilaisuuteen pystyttävä reagoimaan. Viime vuosina monitavoitteisen suunnittelun kehittämiseen onkin panostettu kiitettävästi. Vähemmällä huomiolle on jäänyt muu sellainen metsänomistajittainen vaihtelu, jolla on merkitystä suunnittelun toteutukseen. Tällaisia ovat erityisesti metsänomistajan halukkuus ja mahdollisuudet sekä tiedolliset ja taidolliset valmiudet osallistua suunnitteluprosessiin. Metsänomistajilla on lisäksi erilaisia näkemyksiä sen suhteen, millä tavoin he haluavat suunnitelman metsälleen tuotettavan ja minkälainen tietosisältö heitä parhaiten palvelee.

Joillekin riittää suuntaa-antava informaatio puuston nykytilasta ja lähiajan hakkuumahdollisuuksista, joitakin muita kiinnostavat eniten luonnonsuojelulliset ja virkistyskäytön näkökohdat. Jotkut haluavat ehdottomat metsänkäsittely- ja hoitosuositukset, toiset taas kaipaavat tarjolle käsittelyvaihtoehtoja niiden seuraamuksia kuvaavine monipuolisine ennusteineen. Joillekin on tärkeintä se, että leimikon tilavuus ja hakkuutulot on arvioitu mahdollisimman tarkasti. Joillekin suunnitelman näyttävä visualisointi ja havainnolliset karttaosat voivat olla tärkeimmät suunnitelman ominaisuudet. Jotkut haluavat perinteisen metsäsuunnitelman, joitakin parhaiten palvelisi omalla tietokoneella prosessoitavissa oleva sähköinen informaatiopaketti.

On tärkeää, että metsänomistajat ovat tyytyväisiä paitsi suunnitelmadokumenttiin ja sen tietosisältöön myös siihen prosessiin, jolla suunnitelma on tuotettu. Myös osallistavassa suunnittelussa on erittäin tärkeää huolehtia suunnitteluprosessin hyväksyttävyydestä osallistujille. Osallistavassakin suunnittelussa erilaisiin tilanteisiin sopivat erilaiset suunnitteluprosessit, -menetelmät ja -käytännöt.

On oletettavaa, että suunnitelman laatu vastaa sitä paremmin tilaajan toiveita, mitä intensiivisemmin hän on osallistunut suunnitelman tuottamisprosessiin. Ratkaisevia vaiheita ovat maastotyöt ja suunnittelulaskelmien laatiminen. Ne ovat tärkeitä myös suunnittelun yhteydessä toteutettavan neuvonnan kannalta. Metsänomistajien valmiudet ja halukkuus osallistua etenkin jälkimmäiseen vaihtelevat suuresti. Kuitenkin siinä vaiheessa tehdään tärkeitä valintoja suunnitelman sisällön suhteen, ja juuri siinä vaiheessa tulisi metsänomistajan näkemykset tuntea mahdollisimman tarkoin. Vuorovaikutteinen laskentaistunto yhdessä suunnittelijan kanssa on tehokas keino parantaa suunnitelman laatua juuri asiakaskeskeisistä lähtökohdista. Siinä metsänomistaja saa parhaan kuvan tilansa tuotantomahdollisuuksista ja pystyy parhaiten konkretisoimaan suunnittelijalle tavoitteensa. (Kangas ym. 1996).

Suunnittelussa tulisi olla käytettävissä useita erilaisia menetelmiä ja käytäntöjä, joista pitäisi pystyä suunnittelutilanteittain valitsemaan kuhunkin prosessiin parhaiten sopiva lähestymistapa ja apuneuvojen yhdistelmä. Monimuotoistaminen voisi koskea myös lähtötietojen tasoa: eri tilanteissa voitaisiin käyttää erityyppistä metsää kuvaavaa informaatiota riippuen tiedon monipuolisuus- ja tarkkuusvaatimuksista. Suunnittelun keskimääräiset kustannukset todennäköisesti nousisivat jonkin verran monimuotoistamisen myötä. Toisaalta suunnittelun ja suunnitelmien laatu ja siten todennäköisesti vaikuttavuus kohenisi. Vaikka monimuotoistaminen monien metsänomistajien kohdalla johtaisi nykyistä raskaampaan suunnitteluun, se joidenkin kohdalla tietäisi myös kustannussäästöjä, kun ei tuotettaisi metsänomistajalle mitään turhaa. Kysymys on suunnittelun suunnittelusta ja suunnitteluprosessin optimoinnista.

6.6.4 Muita kehittämis- ja tutkimustarpeita

Vaikka viime vuosina on metsäsuunnittelussa tapahtunut paljon myönteistä kehitystä, tutkimuksella ja käytännöllä on vielä paljon mahdollisuuksia tehostaa suunnittelua ja parantaa sen laatua. Yhteiskunnan ja toimintaympäristön kiivas muutostahti tietää jatkuvasti uusia haasteita. Se korostaa myös suunnittelun dynaamisuutta, jatkuvuutta ja mukautuvutta (adaptiivisuutta). Muuttuvien suunnittelutilanteiden ja -tarpeiden mukaisesti on pystyttävä tuottamaan uudet laskelmat ja suunnitelmat aina tarvittaessa. Suunnitelmat ja niiden pohjana oleva informaatio vanhenevat nykyään nopeasti.

Lisäksi suunnittelukustannuksia pitäisi pystyä alentamaan, suunnittelutyön tuotosta nostamaan, suunnitelmien myyntiä tehostamaan ja suunnittelun vaikuttavuutta lisäämään. Nämä vaatimukset antavat paineita suunnittelun kaikkien vaiheiden tehostamiseen. Esimerkiksi metsää kuvaavan informaation keruun kustannuksia on jatkossa pyrittävä alentamaan, ainakin suhteessa informaation laatuun: halvemmalla nykyisenlainen tieto tai enemmän ja tarkempaa samalla hinnalla. Metsän eri käyttömuotojen yhteensovittamisen näkökulmasta tämä voi tarkoittaa puuntuotannon kuvaukseen tähtäävän tiedonhankinnan keventämistä samalla kun panostetaan enemmän ekologisiin, kulttuurisiin ja virkistyskäytön inventointeihin. Osallistavassa suunnittelussa se tietää ainakin prosessin eri vaiheissa kerättävän kvalitatiivisen palauteinformaation tehokkaampaa hyödyntämistä. Palautemassan analysointiin on kehitettävä systemaattisia menetelmiä, joilla siihen sisältyvä preferenssiaineisto ja paikallistuntemus saadaan valjastettua suunnitteluprosessiin.

Suunnittelu koskee aina tulevaisuutta, jota ei koskaan tunneta täydellisesti. Tulevaisuuden ennustaminen on aina enemmän tai vähemmän epävarmaa. Ennusteiden laatu taas vaikuttaa olennaisesti suunnittelun ja suunnitelmien laatuun. Se, että esimerkiksi puuston kasvuennusteet ilmoitetaan jopa kuutiometrin osien tarkkuudella antamatta mitään kuvaa ennusteen luotettavuudesta johtaa helposti illuusioon esitettyjen lukujen tarkkuudesta. Metsänomistajalle ja päätöksentekijälle tulisi aina kertoa tarjotun tiedon luotettavuus. Metsäsuunnittelussa se voisi tapahtua antamalla rajat, joiden välissä tunnuksen arvo on esimerkiksi 90 %:n todennäköisyydellä.

Tuotetun informaation luotettavuuden kertominen, vieläpä ymmärrettävällä tavalla, on olennainen osa päätöstukea. Parasta olisi, jos pystyttäisiin arvioimaan, millä todennäköisyydellä kukin vaihtoehto on tarkasteltavien seikkojen ja asetettujen tavoitteiden kannalta paras. Vaihtoehtojen keskinäisessä vertailussa taas olisi hyvä pystyä esittämään, millä todennäköisyydellä esimerkiksi suunnitelma A on kokonaishyödyn kannalta parempi kuin suunnitelma B. Sama tarkastelu voitaisiin tehdä myös yksittäisten kiinnostavien tunnusten, kuten hakkuutulojen ja puuston kasvutunnusten, suhteen.

Käsitys suunnitelmien paremmuudesta saattaa muuttua, jos niihin sisältyvät riskit ja epävarmuudet otetaan vertailussa huomioon. Myös päätöksentekijän suhtautuminen riskiin vaikuttaa vaihtoehtojen paremmuusjärjestykseen. Riskejä karttavan kannattaa useissa tapauksissa valita eri suunnitelma kuin riskinottoa suosivan. Metsäntuotannon ja siihen liittyvän päätöksenteon riskejä ei ole vielä riittävästi tutkittu. (Kangas ja Kangas 1998).

Koska metsäsuunnittelun laskelmiin sisältyy paljon epävarmuutta, niiden tuloksia tulee tulkita varoen. Epävarmuusongelmat korostavat suunnittelun luonnetta vain ja ainoastaan päätöstuen eikä valmiiden päätösten tai ehdottomien päätössuositusten tuottajana. Simulointi ja optimointi ovat hyviä välineitä metsän tuotantomahdollisuuksien syvällisessä analyysissä, mutta niiden tuloksiin ei pidä varauksetta koskaan luottaa. Metsäsuunnitelmiin olisi suositeltavaa sisällyttää tehtyjen laskelmien ja esitettyjen tulosten luotettavuutta kuvaavaa informaatiota. Se on jo laskelmien uskottavuuskysymys.

Kirjallisuus

Kangas, A. ja Kangas, J. 1998. Ekologiset mallit ja ekologisten riskien hallinta metsäsuunnittelussa. Metsätieteen Aikakauskirja - Folia Forestalia 2/1998:207–222.

Kangas, J., Pukkala, T. ja Pykäläinen, J. 1996. Vuorovaikutteinen heuristinen optimointi yksityismetsien suunnittelussa. Metsätieteen Aikakauskirja - Folia Forestalia 3/1996:231–244.

Kurttila, M., Pesonen, M., Kangas, J. ja Kajanus, M. 2000. Utilizing the analytic hierarchy process (AHP) in SWOT analysis - a hybrid method and its application to a forestcertification case. Forest Policy and Economics 1:41–52.

7 Metsätalouden kestävyys

Jyrki Kangas (toim.)

7.1 Metsätalouden sosiaalisen kestävyyden käsite Suomessa ja maailmalla

Marjatta Hytönen

7.1.1 Johdanto

Kestävän metsätalouden käsite on syntynyt ja muotoutunut sosiaalisten ja poliittisten prosessien tuloksena. Kestävää kehitystä edistävien toimenpiteiden tärkeysjärjestys riippuu kulloisistakin olosuhteista. Kestävän metsätalouden universaalein ja velvoittavin sisältö on löydettävissä kansainvälisistä sopimuksista ja julkilausumista. Keskeisin 1990-luvun metsätaloutta ohjaava kansainvälinen asiakirja maailmassa on ns. Rion metsäperiaatteet vuodelta 1992. Sittemmin monimutkaisia ja poliittisesti herkkiä metsäasioita on puitu vuosina 1995-1997 hallitusten välisessä metsäpaneelissa ja vuodesta 1997 lähtien hallitusten välisessä metsäfoorumissa. Neuvottelujen tavoitteena on ollut saada aikaan maailmanlaajuinen oikeudellisesti sitova metsäsopimus. Yhteisymmärrystä sopimuksen sisällöstä ei toistaiseksi ole saavutettu. Suomen virallisen kannan mukaan "sopimuksen perimmäisenä tavoitteena tulee olla maailman metsävarojen vähenemisen sekä metsäkadon syynä ja seurauksena olevan syvenevän köyhyyden estäminen" (Portin ja Pirkola 1999). Neuvottelujen päätavoite on siis metsätalouden sosiaalisesta kestävyydestä huolehtiminen.

Metsätalouden sosiaalisessa kestävyydessä ei ole kyse pelkästään köyhyydestä vaan myös muista ihmisten henkiseen ja aineelliseen hyvinvointiin liittyvistä asioista. Tässä luvussa esitellään tulkintoja metsätalouden sosiaalisesta kestävyydestä eri puolilla maailmaa. Tarkastelun painopiste on pohjoisessa havumetsävyöhykkeessä.

7.1.2 Kansainvälisiä tulkintoja metsien hyödyntämisen kestävyydestä

Rion metsäperiaatteiden lisäksi Suomen metsätalouteen vaikuttavat Helsingin ja Lissabonin metsäministerikokousten päätöslauselmat vuosilta 1993 ja 1998. Poliittisten kokousten päätöslauselmien lisäksi metsätalouden käytäntöihin vaikuttavat monet muutkin tekijät kuten kuluttaja- ja ympäristöjärjestöjen toiminta tai vaikkapa tutkimuksen tuottama ihmisten tarpeita koskevan ymmärryksen lisääntyminen. Kansainvälisissä yhteistyöprosesseissa on kuitenkin syntynyt määritelmiä ja priorisointeja, jotka ovat hyviä kiintopisteitä ja lähtökohtia metsäalan yhteiskunnalliselle keskustelulle.

YK:n Ympäristö- ja kehityskonferenssissa Rio de Janeirossa kesäkuussa 1992 hyväksytyssä "Ei-oikeudellisesti sitovassa arvovaltaisessa kannanotossa maailmanlaajuisen yksimielisyyden saavuttamiseksi kaikentyyppisten metsien hoidon, käytön, suojelun ja kestävän kehityksen periaatteista" todetaan, että "metsävaroja ja metsämaita tulee hoitaa ja käyttää kestävästi nykyisten ja tulevien sukupolvien sosiaalisten, taloudellisten, ekologisten, sivistyksellisten ja henkisten tarpeiden tyydyttämiseksi. Nämä tarpeet kohdistuvat metsän tuotteisiin ja sen tarjoamiin palveluihin, joita ovat esimerkiksi puu ja puutuotteet, vesi, ruoka, rehu, lääkkeet, polttoaine, suoja, työ, virkistys, luonnonvaraisten eläinten elinympäristö, maiseman vaihtelevuus, hiilinielut ja -varastot" (UNCED ... 1993). Metsäperiaatteiden kestävän metsätalouden määritelmä on ensisijaisesti ihmiskeskeinen ja luonteeltaan normatiivinen.

Helsingin metsäministerikonferenssin vuonna 1993 laaditun päätöslauselman mukaan "Metsien kestävä hoito ja käyttö tarkoittaa metsien ja metsämaiden hoitoa ja käyttöä siten, että säilytetään niiden monimuotoisuus, tuottavuus, uusiutumiskyky, elinvoimaisuus ja mahdollisuus tuottaa nyt ja tulevaisuudessa merkityksellisiä ekologisia, taloudellisia ja sosiaalisia toimintoja paikallisilla, kansallisilla ja maailmanlaajuisilla tasoilla sekä siten, ettei aiheuteta vahinkoa muille ekosysteemeille" (Ministerikonferenssi metsien... 1994). Eurooppalainen määritelmä korostaa metsäekosysteemin toiminnan jatkuvuuden turvaamisen tärkeyttä edellytyksenä metsien sosiaaliselle ja taloudelliselle hyödyntämiselle.

Lissabonissa pidettiin Euroopan kolmas metsäministerikonferenssi kesäkuussa 1998. Kokouksen yleisessä julkilausumassa ja päätöslauselmassa "Ihmiset, metsät ja metsätalous - metsien kestävän hoidon ja käytön yhteiskunnallis-taloudellisten näkökohtien edistäminen" keskeisiä teemoja ovat mm. yhteiskunnan ja metsäsektorin välinen vuorovaikutus, kansalaisten osallistuminen metsäpolitiikan suunnitteluun, metsäsektorin vaikutus maaseudun kehitykseen ja työllisyyden parantamiseen, naisten roolin vahvistaminen metsäalalla, puun ja muiden metsän tuotteiden käytön lisäämistarve sekä uusien metsään perustuvien elinkeinojen kehittämistarve. (Kolmas ministerikonferenssi... 1999). Yhteiskunnallisten kysymysten nostaminen Lissabonin kokouksen toiseksi pääteemaksi kuvastaa ihmisen ja metsän suhteen uudelleenmäärittelytarpeen ajankohtaisuutta Euroopassa.

Metsätalouden sosiaalista kestävyyttä voi pohtia myös miettimällä miten sosiaalisen kehityksen yleiset tavoitteet toteutuvat metsäalalla. Vuonna 1995 Kööpenhaminassa pidettiin sosiaalisen kehityksen huippukokous, jossa sosiaalisen kehityksen tavoitteet määriteltiin seuraavasti: "Sosiaalisen kehityksen tavoite on parantaa kaikkien ihmisten elämän laatua. Se vaatii demokraattisia instituutioita, ihmisoikeuksien ja yksilönvapauden kunnioittamista, tasa-arvoisia mahdollisuuksia harjoittaa taloudellista toimintaa, lakien noudattamista sekä kulttuurisen diversiteetin ja vähemmistöryhmiin kuuluvien ihmisten oikeuksien kunnioittamista ja vaalimista" (Report... 1995).

Lukuisat tutkijat eri puolilla maailmaa ovat selvitelleet metsätalouden kestävyyden yhteiskunnallisia kysymyksiä. Wollenberg ja Colfer (1996) ovat tutkineet metsätalouden kestävyyttä Kansainvälisessä metsäntutkimuskeskuksessa (Center for International Forest Research - CIFOR) Indonesiassa. He ovat paneutuneet sosiaaliseen kestävyyteen ensisijaisesti eteläisen pallonpuoliskon maissa. Heidän mukaansa metsäisillä seuduilla asuvien ihmisten hyvinvoinnin kannalta keskeisiä asioita ovat seuraavat viisi tekijää:

- turvallisuuden tunne (security) ja mahdollisuus liikkua metsissä

- mahdollisuudet hyödyntää metsiä taloudellisesti

- oikeuksien, vastuiden, hyötyjen ja vaikutusmahdollisuuksien oikeudenmukainen jakautuminen

- ihmisten perinteiden ja identiteetin kannalta tärkeiden kulttuuriarvojen, maankäyttötapojen ja muiden traditioiden kunnioittaminen

- työturvallisuus ja terveys; metsien hyödyntäminen ei saa johtaa fyysisen ja henkisen terveyden vaarantumiseen.

Euroopassa sosiaalista kestävyyttä on pohdittu YK:n elintarvike ja maatalousjärjestön (FAO) ja kansainvälisen työjärjestön (ILO) hankkeissa. Vuonna 1997 Euroopan kolmatta metsäministerikokousta valmistellut metsien sosiaalisen kestävyyden kansainvälinen asiantuntijaryhmä päätyi suosittelemaan metsätalouden päättäjille mm. että he pyrkisivät luomaan metsäalalle luottamuksen ilmapiirin (to create a climate of trust and confidence) ja kuuntelisivat ihmisiä entistä enemmän (People, forest and ...

1998). Luottamuksen ilmapiirin, sosiaalisten verkostojen ja kansalaistoiminnan merkitystä kestävyyden edellytyksinä on tarkasteltu viime aikoina myös sosiaalisen pääoman käsitteen soveltamiskokeiluissa metsäalalla (Bebbington ja Kopp 1998).

7.1.3 Kotimaisia tulkintoja metsätalouden sosiaalisesta kestävyydestä

Yleisellä tasolla sosiaalisesti kestävää kehitystä on Suomessa määritelty Sosiaali- ja terveysalan tutkimus- ja kehittämiskeskus Stakesissa (esim. Wiman 1994) ja Kuntaliitossa (esim. Niemenmaa 1999). Sekä Stakesin että Kuntaliiton edustajien mukaan sosiaalinen kestävyys on edellytys ekologiselle ja taloudelliselle kestävyydelle. Yleiset sosiaalisen kestävyyden periaatteet ovat sovellettavissa metsätalouteen kuten myös muille elinkeinoelämän sektoreille.

Stakesin ”Yhteiskunta Kaikille” -kampanja korostaa, että sosiaalinen kehitys on prosessi, joka yhdenvertaistaa ihmisten mahdollisuuksia sekä sukupolvien sisällä ja niiden välillä. Mahdollisuuksien tasavertaistaminen edellyttää lähtökohtien tasoittamista, ns. positiivista diskriminaatiota. Se sisältää myös vaatimuksen, että yhteiskunnalla, viimekädessä valtiolla, on velvollisuus aktiivisesti edistää ihmisten toimintamahdollisuuksien tasavertaistamista. Sosiaalista kehitystä on siis se, että kaikille ihmisille taataan yhdenvertaiset mahdollisuudet niihin resursseihin, joilla ihminen voi hallita elämäänsä. Käytännön tasolla tämä tarkoittaa mahdollisuuksia koulutukseen, terveydenhoitoon, työhön, tulojen hankkimiseen, terveelliseen ympäristöön ja yhteiskunnalliseen osallistumiseen.

Niemenmaan (1999) mukaan sosiaalinen kestävyys on oikeudenmukaisuutta ja tasa-arvoa monessa mielessä, esimerkiksi alueiden, yksilöiden ja sukupolvien välillä. Vuorovaikutus on keskeistä sosiaalisessa kestävyydessä, koska kestävä kehitys laajana ja epämääräisenä käsitteenä vaatii tuekseen arvokeskustelua, jossa ihmisten omakohtainen ”arkitieto” on yhtä arvokasta kun ns. asiantuntijatieto. Kestävä kehitys ei myöskään ole mahdollista ilman sitoutumista, joka puolestaan vaatii tuekseen oikeudenmukaisuutta.

Maa- ja metsätalousministeriö määritteli metsätalouden sosiaalisen kestävyyden kestävän metsätalouden kriteereiden ja indikaattoreiden kehittelytyön yhteydessä vuonna 1995 seuraavasti: ”Sosiaalisella kestävyydellä ymmärretään metsien hoitoa ja käyttöä siten, että turvataan nykyisten ja tulevien sukupolvien metsistä saamat yleisesti hyväksytyt hyödyt ja tarpeiden tyydytys sekä niiden tasapuolinen jakautuminen kansalaisten kesken” (Suomen kestävän... 1995). Tämä tulkinta on yksi monista määritelmistä, jonka lähtökohdat ovat löydettävissä Ympäristön ja kehityksen maailmankomission vuonna 1987 laatimasta kestävän kehityksen määritelmästä, jonka mukaan kestävä kehitys on kehitystä, joka tyydyttää nykyhetken tarpeet viemättä tulevilta sukupolvilta mahdollisuutta tyydyttää omat tarpeensa.

Tällä hetkellä voimassa olevassa kansallisessa metsäohjelmassa ”sosiaalisen ja kulttuurisen kestävyyden tavoitteena on kestävän kehityksen haasteiden kohtaaminen entistä paremmin tiedoin ja taidoin ja kansalaisten hyvinvointi turvaten”. Ohjelman tavoitteena on tukea sosiaalista kestävyyttä vahvistamalla perhemetsätalouden toimintaedellytyksiä, hidastamalla työpaikkojen vähenemistä maaseudulla ja tukemalla uusien työpaikkojen syntymistä puuteollisuuden jatkojalostuksessa, muussa pk-yritystoiminnassa ja energiantuotannossa. Lisäksi sosiaalista ja kulttuurista kestävyyttä tuetaan sovittamalla metsätalous yhteen metsien perinteisten käyttömuotojen kuten metsästyksen, keräilyn, ulkoilun ja porotalouden kanssa.

Monet suomalaiset tutkijat ovat pohtineet sosiaalista kestävyyttä metsätaloudessa. Hytönen (1995, 1997, 1998a) on tarkastellut historiallista kehitysprosessia metsien monikäytöstä kestävään metsätalouteen. Hän on myös soveltanut metsäpoliittista ”tavoitteet-keinot-seuranta” -mallia

Suomen metsätalouden sosiaalisen kestävyyden jäsentämiseen sekä laatinut katsauksen metsätalouden sosiaalisen kestävyyden käsitteistä eri puolilla maailmaa (Hytönen 1998b).

Eisto (1998) ja Rannikko (1997, 1999) ovat pohtineet kestävän kehityksen ja metsätalouden sosiaalisen kestävyyden kysymyksiä biosfäärialueilla, joiden tavoitteena on toimia kestävän kehityksen mallialueina. Molemmat ovat yksimielisiä siitä, että sosiaalisen kestävyyden ydinajatus on yksilön mahdollisuus kontrolloida omaa elämäänsä ja vahvistaa omaa identiteettiään. Eiston (1998) näkemyksen mukaan sosiaalisen kestävyyden peruselementtejä ovat lisäksi väistämättömät etu- ja arvoristiriidat ja keskeinen oppimishaaste on oppia sovittelemaan niitä ja rakentamaan niiden pohjalta yhteistyötä. Rannikko on tarkastellut artikkeleissaan pääasiassa syrjäisten metsäseutujen ongelmia. Hänen mukaansa näiden alueiden näkökulmasta sosiaalinen kestävyys tarkoittaa yleisellä tasolla sitä, että ympäristön ja luonnonvarojen käytöstä päätettäessä paikallisen väestön elinmahdollisuudet pyritään turvaamaan. Metsätalouden kohdalla sosiaalisen kestävyyden edistäminen edellyttää muunmuassa sen selvittämistä, tuhoavatko vai vahvistavatko metsätalouden käytännöt paikallisen väestön elinehtoja. Lisäksi hän pitää tärkeänä kulttuurista kestävyyttä eli muutoksen sopusointua siihen osallistuvien ihmisten kulttuurin ja arvojen kanssa (Rannikko 1997).

Palo (1998) ottaa voimallisesti kantaa metsätalouden työllisyyskysymyksiin pohtiessaan tarvitaanko miestä metsätöissä vielä tulevaisuudessakin. Hän kritisoi Suomen 1990-luvulla uudistettua metsälainsäädäntöä sosiaalisen kestävyyden riittämättömästä kannustamisesta suhteessa taloudelliseen ja ekologiseen kestävyyteen. Hän pohtii julkisen politiikan mahdollisuuksia edistää työllisyyttä ja sitä kautta sosiaalista kestävyyttä metsäsektorilla muunmuassa kilpailu- ja tutkimusstrategioiden avulla. Keinoja työllisyyden edistämiseksi voisivat olla metsätalouden palveluiden markkinoiden vapauttaminen, puun polttokäytön kehittäminen, metsän raaka-aineiden jalostusasteen kohottaminen, luontoyrittämisen monipuolistaminen, pienyritysten tukeminen, metsäosakeyhtiöiden perustaminen sekä myöskin innovaatiojärjestelmien kehittäminen. Lisäksi Palo on argumentoinut markkinatalouden ja julkisen politiikan tasapainoisen yhteensovittamisen puolesta.

Saastamoinen on tarkastellut metsätalouden sosiaalista kestävyyttä useista eri näkökulmista. Hänen suomalais-venäläis-amerikkalainen yhteenvetolistansa sosiaalisen kestävyyden osatekijöistä summaa hyvin kestävyyskeskustelun olennaisia kysymyksiä vuosituhannen vaihteessa (Saastamoinen 1999):

- tärkein kestävyyden kriteeri on ihmisten aineellinen ja aineeton hyvinvointi,

- tärkein kestävyysarvo on oikeudenmukaisuus tasa-arvon ohella,

- sosiaalinen kestävyys on dynaamista, ei staattista,

- paikallisten ihmisten osallistumismahdollisuudet päätöksentekoon ja paikkallistason toimintamahdollisuudet ovat tärkeitä tekijöitä,

- ihmisten metsiin liittyvät oikeudet ja velvollisuudet ovat tasapainossa ja jatkuvia,

- kylätasolla hallittu muutos on kestävämpää kuin vanhaan takertuminen,

- työllisyys on tärkein yksittäinen kestävyystekijä maa- ja kuntatasolla,

- metsien monikäyttö on oivallinen strategia sosiaalisen kestävyyden toteuttamiseksi,

- kulloisinkiin olosuhteisiin sovelias hakkuuteknologia ja pienimuotoinen puunjalostus ovat olennaisia tekijöitä kestävässä metsätaloudessa,

- usein metsätalouden ulkopuoliset voimat ratkaisevat missä määrin kestävää metsätaloutta voidaan harjoittaa.

7.1.4. Pohjois-Amerikkalaisia näkemyksiä

Metsätalouden kestävyyttä on pohdittu runsaasti myös Pohjois-Amerikassa. Sekä Yhdysvalloissa että Kanadassa olennainen muutos 1990-luvulla on ollut siirtyminen puuntuotantokeskeisestä ajattelusta metsäekosysteemien jatkuvuuden ja elinvoimaisuuden merkitystä korostavaan ajatteluun. Samalla on alettu entistä enemmän kiinnittää huomiota yhteiskunnan ja metsäekosysteemien vuorovaikutukseen.

Metsävarojen ehtyminen liikahakkuiden seurauksena johti 1800-luvun lopulla Kanadassa ja USA:ssa kestävän puuntuotannon käsitteen syntyyn (”concept of sustained yield”). Kanadassa metsätaloustaajamien stabiilisuustavoite (community stability) nostettiin ensimmäisen kerran puuntuotannon kestävyystavoitteen rinnalle 1920-luvulla. Sekä metsävarojen että taajamien kestävä hyvinvointi oletettiin saavutettavan puuntuotannon kestävyydestä huolehtimalla, koska tasaisen puunsaannin uskottiin pystyvän ylläpitämään työllisyyttä. 1930- ja 1940-luvuilla tämä ajattelu yleistyi myös USA:ssa ja kirjattiin siellä lakiin (Sustained Yield Forest Management Act) vuonna 1944. Tätä riippuvuutta kuvattiin taloudellisilla määreillä kuten hakkuumäärillä, työllistävyydellä, palkkatasolla, tuotantomäärillä ja tuotteiden hinnoilla. Sittemmin on käynyt ilmi, että tasainen puuntuotanto ja siitä johtuvat tulot eivät ole pystyneet turvaamaan maaseututaajamien tasapainoista kehitystä. Esimerkiksi metsäteknologian muutokset, puunjalostusteollisuuden keskittyminen ja metsätuotteiden kaupan suhdannevaihtelut ovat aiheuttaneet sopeutumisvaikeuksia ja sosiaalisia ongelmia hakkuutuloista riippuvaisilla alueilla.

1980-luvulta lähtien Pohjois-Amerikassa alettiin kiinnittää huomiota metsistä riippuvaisten taajamien kykyyn sopeutua metsätalouden rakennemuutoksiin ja havaittiin että ihmisten hyvinvointiin metsäisillä alueilla vaikuttivat puutaloustulojen lisäksi ratkaisevasti myös yleinen elintaso, ympäristön laatu, metsän virkistyskäyttö ja metsien muutkin kuin puutuotteet. 1990-luvulla metsäkeskustelussa yleistyivät sellaiset vaikeasti rajattavat käsitteet kuten ihmisyhteisöjen kapasiteetti (community capacity), hyvinvointi (community wellbeing) ja joustavuus (community resiliency). Kapasiteetilla amerikkalaisessa keskustelussa tarkoitetaan yhteisöjen sopeutumiskykyä muutoksiin, johon seuraavat neljä tekijää vaikuttavat ratkaisevasti: fyysinen ja rahoituksellinen infrastruktuuri, sosiaalinen pääoma, kansalaisaktiivisuus ja luonnonvarapääoma. Hyvinvoinnissa olennaisia asioita ovat yksilöiden, perheiden, yritysten ja muiden organisaatioiden psyykkiset, sosiaaliset ja kulttuuriset tarpeet. Näitä on Pohjois-Amerikan metsäseuduilla selvitetty sosiaalisten indikaattoreiden, historiaselvitysten ja haastattelujen avulla. Joustavuuskeskustelussa keskeinen asia on ihmisten kyky muuttaa käyttäytymistapojaan, elinkeinojaan ja organisaatioitaan olosuhteiden muuttuessa. (Nadeau ym. 1999).

Yhdysvaltalainen Romm (esim. 1994) on tuonut esiin valtavirrasta erottuvia näkökulmia. Hän korostaa metsien käytön riippuvuutta ihmisten arvoista. Hänen mukaansa metsät ovat sekä ihmisten toiminnan että luonnon voimien muovaamia. Metsiin kohdistuu monenlaisia erilaisia käyttöpaineita ja toiveita. Kestävä metsätalous vaatii sellaisia jatkuvasti olosuhteisiin sopeutuvia sosiaalisia prosesseja, jotka mahdollistavat keskenään ristiriitaisten arvojen ja toimintatapojen yhteensovittamisen. Romm jakaa metsätalouden kestävyyden ja metsien kunnon kannalta keskeiset sosiaaliset prosessit viiteen ryhmään:

1. Suuret ulkoiset voimat, jotka vaikuttavat metsätalouden harjoittamiseen (esim. pääomamarkkinat).

2. Intressien yhteensovittaminen ("bargaining and trade among diverse forest interests") ja yhteistyö.

3. Toisiaan täydentävät hallinnolliset systeemit paikkallisella, alueellisella ja valtion tasolla.

4. Investoinnit metsien tulevaisuuteen, jotta ne tuottaisivat tasapainoisesti monenlaisia hyötyjä myös tulevaisuudessa.

5. Innovaatiot, joiden avulla pystytään tarttumaan uusiin mahdollisuuksiin ja myöskin luomaan niitä.

Yhteenvetona voidaan sanoa, että Rommin mielestä kestävä metsätalous edellyttää erilaisia arvomaailmoja edustavien ihmisten kanssa pärjäämistä ja vääjäämättömien konfliktien ratkaisemista siten, että vältetään halvaannuttavat pattitilanteet, joissa pahimmillaan kaikki osapuolet kärsivät ja häviävät. Metsiin liittyvät moniulotteiset ekologiset ja sosiaaliset kytkökset ja prosessit ovat valtava oppimishaaste niin metsäammatilaisille kuin muillekin ihmisryhmille.

Kusel (1996) on selvittänyt ihmisten hyvinvointia metsätuloista riippuvaisissa yhdyskunnissa Yhdysvalloissa. Hänkin kritisoi puuntuotantokeskeistä tapaa tarkastella metsätalouden sosiaalista merkitystä ja nostaa puuntuotantoon liittyvien työpaikkojen ja tulovirtojen rinnalle turismin elinkeinona sekä metsäympäristön vaikutuksen ihmisten viihtyvyyteen ja henkiseen hyvinvointiin. Hän soveltaa Amartya Senin hyvinvointiteorioita metsäyhdyskuntien ja ihmisyksilöiden elinvoimaisuuden analysointiin. Olennaisia tekijöitä hyvinvointiteoreettisessa tarkastelussa ovat ihmisten mahdollisuudet hallita omaa elämäänsä ja tehdä elämän laatuun vaikuttavia valintoja. Yhdyskuntatason tarkastelussa Kuselin avainkäsitteitä ovat fyysinen, inhimillinen ja sosiaalinen pääoma.

Kanadalaiset Beckley ja Reimer (1999) ovat ideoineet uusia tapoja, joilla puunjalostuslaitokset voivat tukea lähiympäristönsä ihmisten taloudellista ja sosiaalista hyvinvointia. Vastavuoroisesti elinvoimaiset ja kukoistavat taajamat tarjoavat paremman toimintaympäristön myös metsäalan yrityksille kuin kituvat yhteisöt. Heidän ohjeidensa mukaan metsätuloista riippuvaisilla seuduilla toimivien teollisuuslaitosten pitäisi: 1) tukea ja sponsoroida inhimillisten voimavarojen kehittämistä, 2) tukea terveydenhoitoa ja terveellisiä elintapoja, 3) tukea ja sponsoroida johtajuuskoulutusta, 4) tukea yksityisyrittäjyyttä, 5) auttaa vähäosaisia ja 6) harjoittaa edellämainittuja tukitoimia yrityksen koko vaikutusalueella eikä vain sijaintikunnassa. Beckley ja Reimer valaisevat esimerkeillä mahdollisuuksia, joita kuntien ja puunjalostusyritysten sosiaalinen yhteistyö voi tarjota molempien osapuolien hyödyksi.

Viimeisimpiä yhteenvetoja ja käytännön sovellutuksia runsaasta pohjois-amerikkalaisesta yhteiskunnallisesta metsäntutkimuksesta on Yhdysvaltojen metsähallituksen tutkijoilta tilaama selvitys kestävän metsätalouden edistämiskeinoista (Sustaining the People´s... 1999). Selvityksen mukaan tärkein edellytys valtion metsien sosiaalisesti ja taloudellisesti kestävälle hyödyntämiselle on eri intressiryhmien yhteistyönä tapahtuva suunnittelu (collaborative planning).

7.1.5. Tulevaisuuden näkymiä

Sosiaalisesti kestävän kehityksen tavoite on ihmisten henkinen ja aineellinen hyvinvointi ja tyytyväisyys. Metsätalouden sosiaalisen kestävyyden tavoite on osaltaan tuottaa hyvinvointia ihmisille metsiin liittyvissä asioissa. Kestävän kehityksen periaatteen mukaisesti ihmisten toiminta ei kuitenkaan saa vahingoittaa luonnon monimuotoisuutta ja uusiutumiskykyä.

Vielä muutama vuosi sitten metsätalouden sosiaalinen kestävyys pelkistyi suomalaisessa metsäkeskustelussa metsien

työllistävyyteen ja virkistyskäyttöön. Metsien monikäyttö ja jokamiehen oikeus ovat myös jo pitkään olleet kiistatta tunnustettuja sosiaalisen kestävyyden perusedellytyksiä Suomessa. Näinä päivinä metsäkeskustelu on kuitenkin muuttumassa olennaisesti moni-ilmeisemmäksi. Metsien hyödyntämisen tavat monipuolistuvat ja metsiin perustuva kulttuurielämä kukoistaa. Myös metsäntutkimuksessa auotaan uusia uria. Yhä useampaan lakiin on kirjattu sosiaalisen kestävyyden edistämisvelvoite. Suunnittelukäytännöt muuttuvat; esimerkiksi ympäristö- ja sosiaalisten vaikutusten arviointimenetelmät tarjoavat monipuoliset mahdollisuudet edistää metsätalouden sosiaalista kestävyyttä ja osallistuvan suunnittelun menetelmät kehittyvät.

Tällä hetkellä Suomi vaurastuu kovaa vauhtia. Niin sanottu "uusi talous" vähentää talouselämän riippuvuutta luonnonvarojen hyödyntämisestä. Suomessa maaseudun elinkeinorakenne on jo muuttunut ratkaisevasti; alkutuotannon osuus maaseudun työpaikoista oli vuonna 1970 noin 80 %, vuonna 1998 sen osuus oli enää noin 20 % . Aineettomassa vaihdannassa, erityisesti kulttuuristen merkitysten vaihdannassa, nähdään tulevaisuuden kansantalouden suuret kasvuedellytykset. Toisaalta ihmiset kaipaavat yhteyttä luontoon. Tätä ilmentää esimerkiksi se, että luontomatkailu on yksi nopeimmin kasvavista matkailuteollisuuden osa-alueista. Kesämökkejä rakennetaan jatkuvasti lisää ja ne muuttuvat yhä enemmän kakkosasunnoiksi.

Metsätalouden sosiaalinen kestävyys edellyttää metsäammattilaisilta ja metsäorganisaatioilta kyvyä sopeutua muutoksiin ja luoda uusia ajanmukaisia toimintatapoja. Sosiaalisen kestävyyden käytännön edistäminen vaatii yhteiskunnan metsien käyttöä koskevien tavoitteiden analysointia, metsäpoliittisten keinojen kehittelyä ja hallintaa sekä sopivien muutosten seurantamenetelmien olemassaoloa.

Suomen metsäpolitiikan tavoitteita on viimeksi määritelty kansallisen metsäohjelman ja metsätalouden alueellisten tavoiteohjelmien laatimisen yhteydessä. Näiden lisäksi Suomen metsätalouteen vaikuttavat yhä enemmän muiden yhteiskuntaelämän alojen strategiat kuten ympäristö-, alue-, energia-, elinkeino- ja maaseutupoliittiset linjanvedot. Toistaiseksi eri sektorit ovat olleet erillisiä ja kaukana toisistaan. Tiedonkulku eri alojen välillä on kuitenkin lisääntymässä esimerkiksi uuden Maankäyttö- ja rakennuslain osallistamisvaatimuksen, metsätalouden alueellisten tavoiteohjelmien yhteistyövaatimuksen ja Metsähallituksen lukuisten yhteistyöryhmien ansiosta.

Metsäpolitiikan keinojen kokonaisvaltainen tutkimus ja systemaattinen analysointi on ollut Suomessa vähäistä. Ympäristö- ja maaseutupolitiikan piirissä keinotutkimus on ollut monipuolisempaa. Metsäpoliittinen tutkimus ja kehitystyö näyttäisi kuitenkin olevan lisääntymässä. Tästä on osoitus esimerkiksi Suomen vahva rooli uudessa eurooppalaisessa kansallisia metsäohjelmia tutkivassa verkostossa.

Metsätalouden kestävyyden seurannassa keskeisiä mittaus- ja ohjausvälineitä ovat kriteerit ja indikaattorit. Muita seurantakeinoja ovat esimerkiksi tilastointi ja toistuvasti suoritetut mielipidekartoitukset. Sosiaalisen kehityksen indikaattoreita on käytetty ja tutkittu vuosikymmeniä. Myös metsätalouden piirissä niitä on kehitetty ja kokeiltu (Beckley ja Burkovsky 1999). Suomessa indikaattorit ovat olleet esillä poliittisissa prosesseissa kuten kestävän metsätalouden kriteeri- ja indikaattorityö sekä metsäsertifiointi. Metsätalouden sosiaalisen kestävyyden indikaattoreiden tutkimus on Suomessa vasta alkamassa.

Tämän artikkelin tavoitteena on ollut lyhyesti osoittaa, että metsätalouden sosiaalista kestävyyttä on pohdittu ja tutkittu paljonkin sekä Suomessa että maailmalla. Se ei ole yksiselitteinen käsite. Se avaa valtavan määrän uusia näkökulmia ja lähtökohtia ihmisten ja metsien vuorovaikutukselle. Metsätalouden sosiaalisessa kestävyydessä on olennaista, että metsät tuottavat mielihyvää ja hyötyä monenlaisille erilaisille ihmisille.

Sosiaalisen kestävyyden arktisia opetuksia

Mikko Jokinen

Sovitettaessa yhteen erilaisia luonnonkäyttötapoja on kyettävä arvioimaan niiden ympäristövaikutuksia, joita on kahta päälajia: ekologisia ja sosiokulttuurisia. Vaikutuksen merkittävyys on sidoksissa niihin muutoksiin, joita toiminta aiheuttaa yhtäältä luonnossa, toisaalta kulttuurissa. Ne prosessit luonnossa, jotka tulevat tietoisuuteemme, punnitaan ja arvioidaan erilaisin kriteerein. Jos muutos tulkitaan negatiiviseksi puhutaan ympäristöongelmasta (Berninger ym. 1996). Ympäristöongelmat ovat siis aina sidoksissa kulttuuriin eli käsityksiimme ympäristöstä, sen toivottavasta tilasta ja tulevaisuudesta.

Ympäristönsuojelun ja laajemmin maankäytön suunnittelun keskeinen ongelma on pitkään ollut se, että ympäristökäsitykset vaihtelevat eri ihmisryhmien kesken. Toisaalta ympäristöongelmia koskeva tieto on usein siinä määrin teoreettista ja spesifiä, ettei se saavuta tai vakuuta kaikkia ihmisryhmiä. Arkisesti ilmaistuna tämä tarkoittaa sitä, että maankäyttöpäätöksiin vaikuttavien ja kantaa ottavien osapuolten väliltä puuttuu yhteinen kieli.

Käsivarren Lapissa kohtaavat erilaiset ympäristökäsitykset varsin havainnollisella tavalla. Alueen jylhät tunturimaisemat sekä Suomen mittapuussa ainutlaatuinen subarktinen luonto ovat monien erilaisten intohimojen kohteena. 2000-luvulle tultaessa Käsivarren Lapissa on kolme keskeistä maankäyttömuotoa: luonnonsuojelu, matkailu ja poronhoito. Valtaosa seudusta on jonkin asteisen suojelun piirissä ja asteikon jyrkintä päätä edustaa vuonna 1916 perustettu Mallan luonnonpuisto. Matkailu on kasvanut elinkeinoista nopeimmin etenkin Kilpisjärven alueella, missä matkailu- ja lomarakentaminen on ollut vilkasta. Poronhoitoa harjoittavat Käsivarressa saamelaiset, jotka ovat jakautuneet kolmeen tokkakuntaan eli siidaan.

Erilaisten luonnonkäyttötapojen yhteensovittaminen on käynyt alueella ongelmalliseksi. Nopeasti kehittyvä matkailu on tuonut alueelle rahaa, mutta myös toimintatapoja jotka eivät kaikkia miellytä. Matkailun kehitykseen liittyy myös alan sisäisiä ristiriitoja. Erityisesti lisääntynyt moottorikelkkailu ja lentoturismi häiritsee niitä hiihtoa ja patikointia suosivia retkeilijöitä, jotka ovat tulleet etsimään erämaita ja rauhaa.

Poronhoitoa ja luonnonsuojelua yhdistävänä tekijänä on ollut kielteinen suhtautuminen kaikkeen rakentamiseen ja eiammattimaiseen moottoriliikenteeseen, joka kohdistuu ns. erämaa-alueille eli porolaitumille. Saamelaiset ovat huolissaan elinkeinostaan ja kulttuuristaan, luonnonsuojelijat herkän tunturiluonnon tulevaisuudesta. Vaikka perimmäiset motiivit poikkeavatkin osin toisistaan, ovat saamelaisten tavoitteet olleet usein samat kuin luonnonsuojelijoidenkin. Ehdottihan Käsivarren paliskunta 1980-luvulla koko palkisen muuttamista luonnonsuojelualueeksi[1].

Mallan luonnonpuiston käytön suhteen saamelaisten ja suojelijoiden mielipiteet eivät kuitenkaan käy yksiin. Poromiehet haluaisivat lähinnä kesäkuumalla hyödyntää luonnonpuiston lakialueita porolaitumina, mikä on kielletty suojelusyistä. Porojen alueelle tekemät vierailut ovat kuitenkin herättäneet paineita esteaidan rakentamiseen, sillä luonnonpuistoa pidetään erityisen arvokkaana alueena. Mihin saamelaisten suojeluhenki Mallan tapauksessa tyrehtyy?

---

[1] Juhani Valkeapää, entinen poroisäntä, Enontekiö. Suullinen tiedonanto 20.7.1998

Suojeluvastaisuutta voidaan selittää ihmisen yleisellä ahneudella ja haluttomuudella tinkiä omista resursseista (Järvinen 1994), mutta taustalla lienee muitakin syitä. Saamelaiset ja poromiehet tuntevat, että he ja porotalous ovat aina joutuneet väistymään muiden tieltä, eikä heidän mielipiteitään ole juurikaan kyselty. Osallistavan suunnittelun periaatteet eivät olleet metsänhoitaja Justus Montellinkaan mielessä, kun hän laati (1914) ehdotuksensa Mallan luonnonpuiston perustamiseksi. Epäluulo valtakulttuuria ja virkavaltaa kohtaan on saamelaisten parissa epäilemättä ylisukupolvista, ja tämän päivän mielipiteet kasvavat alustalta, jonka juuret ovat yllättävänkin kaukana historiassa. Kyse on myös kahden erilaisen kansan ja kulttuurin kohtaamisesta, mikä asettaa aina omat haasteensa. Kulttuurierosta on kysymys silloinkin, kun biologisesti orientoitunut luonnontieteellinen ajattelu kohtaa poromiesten kokemusperäisen arkitiedon.

Vastuu ympäristöstä kuuluu kaikille, niin matkailuyrittäjille, saamelaisille kuin muillekin yhteiskunnan jäsenille. Mutta miten saavuttaa tuo tavoite ja huolehtia samalla sosiaalisesta kestävyydestä? Tyydyttävään lopputulokseen pääseminen edellyttää kulttuuristen ja psykologisten reunaehtojen tunnistamista ja noudattamista. Saamelaisten kohdalla tämä tarkoittaa esimerkiksi sitä, että heidät noteerattaisiin myös kansana eikä pelkästään elinkeinoryhmänä. Virkamiesten tulisi tuntea saamelaisten historiaa sekä ymmärtää heidän kieltään ja kulttuuriaan. Saamelaisten kotiseutualueella kestävyyden nimissä toimittaessa on kuitenkin huomattava,että kaikki saamelaiset eivät ole poronhoitajia ja alueella asuu myös suomalaisia. Näin toimimalla vältettäisiin heti kättelyssä monet karikot, jotka vaanivat ”hyviäkin” hankkeita.

Ristiriidoista tuskin päästään koskaan eroon sen enempää kuin vastatuulestakaan, mutta ylimääräisiä ongelmia kannattaa aina välttää. Tietyn asian vastaanotto on kiinni myös sen esittämistavasta. Luonnonsuojelu, samoin kuin mikä tahansa maankäyttö, on loppujen lopuksi sosiaalinen prosessi. Ja sosiaalisessa maailmassa pelataan sen omilla pelisäännöillä, joko häviämällä tai voittamalla.



Kuva 7.1-1. Lasten suopunkileikki tunturissa.

Kirjallisuus

Aikio, P. 1993. Myyttiset erämaat. Julkaisussa: Huopainen, R. (toim.). Selviytyjät. Lapin maakuntamuseon julkaisuja 7. s. 104–114.

Berninger, K., Tapio, P. ja Willamo, R. 1996. Ympäristönsuojelun perusteet. Gaudeamus. Helsinki. 389 s.

Järvinen, A. 1994. Pohjoinen ekologia ja ympäristönmuutokset. Julkaisussa: Kulonen, U-M., Pentikäinen, J. ja Seurujärvi-Kari, I. (toim.). Johdatus saamentutkimukseen. Suomalaisen Kirjallisuuden Seura. Helsinki. s. 43–52.

Montell, J. 1914. Förslag till naturskyddsområde vid Kilpisjaur. Meddelanden af societas pro fauna et flora Fennica 40:175–181.

Kirjallisuus

Bebbington, A. ja Kopp, A. 1998. Networking and rural development through sustainable forest management: frameworks for pluralistic approaches. Unasylva 49(194):11–18.

Beckley, T.M. ja Burkovsky, W. 1999. Social indicator approaches to assessing and monitoring forest community sustainability. Northern Forestry Centre, Information Report NOR-X-360. 13 s.

Beckley, T.M. ja Reimer, W. 1999. Helping communities help themselves: industry – community relations for sustainable timber dependent communities. The Forestry Chronicle 75(5): 805–810.

Eisto, I. 1998. Role of Biosphere Reserves in promoting sustainability. Julkaisussa: Hytönen, M. (toim.). Social sustainability of forestry in the Baltic Sea Region. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 704:315–323.

Hytönen, M. 1995. History, evolution and significance of the multiple-use concept. Julkaisussa: Hytönen, M. (toim.). Multiple-use forestry in the Nordic countries. Finnish Forest Research Institute, Helsinki. s. 43–65.

Hytönen, M. 1997. Metsätalouden sosiaalinen kestävyys: lähtökohtia tutkimukselle. Julkaisussa: Kangas, J., Heino, E. ja Sepponen, P. (toim.). Metsäsuunnittelun uudet tuulet. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 639:30–38.

Hytönen, M. 1998a. Recent developments in social sustainability of forestry in Finland. Julkaisussa: Saastamoinen, O. ja Lipitsäinen, S. (toim.). Social sustainability and the Taiga Model Forest. Joensuun yliopisto, Metsätieteellinen tiedekunta, Tiedonantoja 84:29–55.

Hytönen, M. 1998b. The concept of social sustainability of forestry. Julkaisussa: Hytönen, M. (toim.). Social sustainability of forestry in the Baltic Sea Region. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 704:9–44.

Kolmas ministerikonferenssi metsien suojelemiseksi Euroopassa, Lissabon 2-4.6.1998. Päätökset. 1999. Maa- ja metsätalousministeriö, MMM:n julkaisuja 4/1999. 49 s.

Kusel, J. 1996. Well-being in Forest Dependent Communities, Part I: A New Approach. Julkaisussa: Sierra Nevada Ecosystem Project: Final Report to Congress, vol II. University of California, Davis. s. 361–374.

Ministerikonferenssi metsien suojelemiseksi Euroopassa/UNCED –YK:n ympäristö- ja kehityskonferenssi: metsäasiakirjat. 1994. Maa- ja metsätalousministeriö, Helsinki. 45 s.

Nadeau, S. Shindler, B ja Kakoyannis, C. 1999. Forest communities: new frameworks for assessing sustainability. The Forestry Chronicle 75(5):747–754.

Niemenmaa, V. 1999. Sosiaalista kestävyyttä etsimässä. Julkaisussa: Niemenmaa, V. (toim.). Näkökulmia sosiaaliseen kestävyyteen. Suomen kuntaliitto, Helsinki. s. 11–18.

Palo, M. 1998. Tarvitaanko vielä miestä metsätöissä? Julkaisussa: Heino, E. ja Kangas, J. (toim.). Mies ja metsä. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 690:12–23.

People, Forest and Sustainability: Social elements of sustainable forest management in Europe. 1997. Report of the FAO/ECE/ILO Team of Specialists of Social Aspects of Sustainable Forest Management. ILO, Geneva. 216 s.

Portin, A. ja Pirkola, K. 1999. Kansainvälinen metsäpolitiikka. Julkaisussa: Kansallinen metsäohjelma 2010: Taustaraportti. MMM:n julkaisuja 6/1999:114–120.

Rannikko, P. 1997. Kestävän kehityksen sosiaalinen puoli korostuu. Ympäristö 3:30–31.

Rannikko, P. 1999. Combining social and ecological sustainability in the Nordic forest periphery. Sociologia Ruralis 39(3): 394-410.

Romm, J. 1994. Sustainable Forests Sustainable Forestry. Journal of Forestry, July 1994:35–39.

Saastamoinen, O. 1999. Forestry planning as an instrument in securing socially sustainable management of natural resources. Julkaisussa: Leinonen, T. ja Kolström. T. (toim.). Model forests in Russia: experience and prospects for the future. Joensuun yliopisto, Metsätieteellinen tiedekunta, Tiedonantoja 100:65–73.

Suomen kestävän metsätalouden kriteerit ja indikaattorit metsätalouden tilan kuvaajina. 1997. Maa- ja metsätalousministeriö, Helsinki. 72 s.

Sustaining the People´s Lands: Recommendations for Stewardship of the National Forests and Grasslands into the Next Centary. 1999. Committee of Scientist, March 15, 1999. US Department of Agriculture, Washington DC. 181 s. + liitteet. Http://www.fs.fed.us/news/science/.

UNCED: YK:n ympäristö- ja kehityskonferenssi, Rio de Janeiro 3-14.6.1992. 1993. Ympäristöministeriö, Helsinki. 239 s.
Wiman, R. 1994. Kestävä sosiaalinen kehitys. Maailmanpyörä: Suomen YK-liiton lehti 4:4–6.
Wollenberg, E. ja Colfer, C.J.P. 1996. Social sustainability in the forest. ITTO Tropical Forest Update 6(2):9–11.

7.2 Metsien käytön sosioekonomisia ulottuvuuksia

Pertti Elovirta

7.2.1 Metsäsektorin työllisyys

Historiallinen tausta

Metsäsektori määritellään tässä kirjoituksessa siten, että se sisältää metsätalouden, puutavarateollisuuden, massa- ja paperiteollisuuden, huonekaluteollisuuden ja graafisen teollisuuden. Metsäsektori ymmärretään tässä yhteydessä siten laajemmin kuin useimmin kolmen ensin mainitun toimialan muodostamana kokonaisuutena, sillä puun jatkojalostustoimialat on haluttu ottaa mukaan tarkasteluun.

Historiallisen perspektiivin saamiseksi tarkastelun aikajänne ulotetaan alkavaksi vuodesta 1945. Vuosien 1945–1968 aikasarjojen pohjana käytetään Suomen Pankin lukuja (Kunnas 1973) ja vuodesta 1969 alkaen tilastokeskuksen työvoimatutkimuksen aikasarjoja. Yhtenäisen aikasarjan saamiseksi sarjan vanhemman pään lukuja on jouduttu sovittamaan tuoreempien lukujen tasoa vastaavaksi. Kuvassa 7.2-1 esitetään metsätalouden, metsäteollisuuden ja koko metsäsektorin työllisyyden osuus kansantalouden kokonaistyöllisyydestä.

Metsäsektorin työllisyysosuus on supistunut runsaasta paristakymmenestä prosentista 6,6 prosenttiin eli vajaaseen kolmasosaan sodanjälkeisiin vuosiin verrattuna. Henkilötyövuosissa mitattuna vähennys on runsaasta 300 000 henkilötyövuodesta vajaaseen 150 000 henkilötyövuoteen koska kansantalouden kokonaistyöllisyyden määrä on väestön kasvun ja työvoimaosuuksien kasvun seurauksena samalla ajanjaksolla lisääntynyt noin 50 prosentilla.

Huomiotaherättävintä metsäsektorin työllisyyskehityksessä on kuitenkin metsätalouden ja metsäteollisuuden työllisyyske-

hitysten erilaisuus. Metsäteollisuuden työllisyysosuus näyttää pysyneen kuta kuinkin vakiona noin 7 prosentissa miltei koko tarkastelujakson ajan, kun taas metsätalouden työllisyysosuus on trendinomaisesti vähentynyt sodan jälkeisten vuosien noin 13 prosentista noin yhteen prosenttiin eli alle kymmenesosaan alkuperäisestä.

Kehityksessä voidaan erottaa kolme vaihetta:

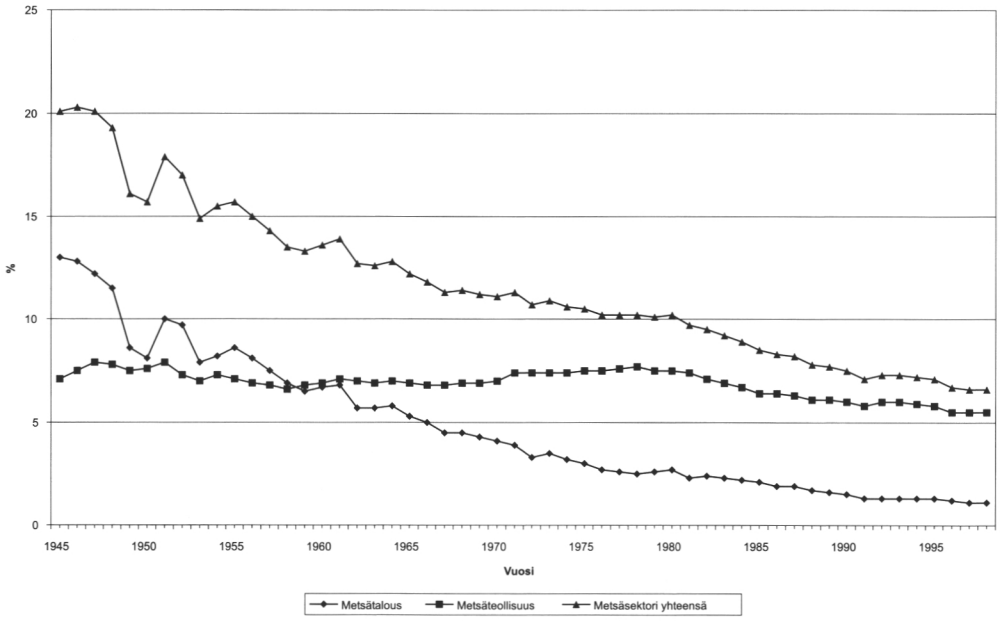
1. 1940- ja -50-luvut. Välittömästi sodan jälkeen metsätalouden osuus metsäsektorin kokonaistyöllisyydestä oli kaksi kolmasosaa ja metsäteollisuuden yksi kolmasosa. Aina -60-luvun vaihteeseen asti metsätalous pysyi suurempana työllistäjänä kuin metsäteollisuus.

2. 1960- ja -70-luvut. Metsätalouden työllisyysosuus supistui voimakkaasti, mutta metsäteollisuus pystyi lisäämään omaa osuuttaan. Henkilötyövuosissa mitattuna metsäteollisuuden työllisyys kasvoi vuoden 1960 148 000 henkilötyövuodesta vuoteen 1980 mennessä 175 000 henkilötyövuoteen niin, että 1970-luvulla metsäsektorin osuus kansantalouden kokonaistyöllisyydestä säilyi samalla runsaan 10 prosentin tasolla.

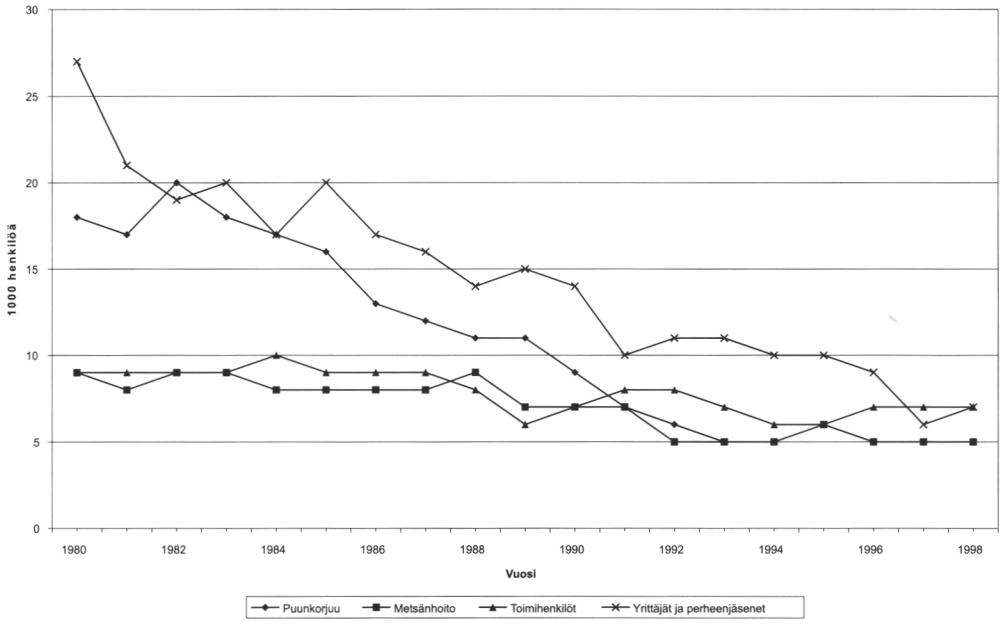
3. 1980- ja -90-luvut. Metsäteollisuuden työllistävyys kääntyi hitaaseen laskusuuntaan ja kun metsätalouden työllisyysosuus edelleen väheni nopeasti, supistui metsäsektorin kokonaistyöllistävyys 10 prosentin tasolta 6,6 prosentiin. Metsätalouden osuus koko sektorin työllisyydestä on enää yksi kuudesosa.

Metsäsektorin työllisyys toimialoittain

Metsäsektorin päätoimialojen työllisyys on supistunut vuodesta 1980 vuoteen 1998 pääsääntöisesti sitä enemmän, mitä lähempänä alkutuotantoa toimitaan. Metsätalouden työllisyys on alentunut 62 prosenttia, puuteollisuuden 38 prosenttia ja paperiteol-



Kuva 7.2-1. Metsäsektorin osuus kokonaistyöllisyydestä, % vuosina 1945–1998.



Kuva 7.2-2. Metsätalouden työvoima 1980–1998.

lisuuden 25 prosenttia. Päätoimialojen sisällä kehitys on kuitenkin ollut epäyhtenäinen.

Metsätaloudessa suurin työpanostarpeen supistuminen on kohdistunut puunkorjuuseen ja metsänomistajien ja heidän perheenjäsentensä omaan työpanokseen työn koneellistumisen ja tuottavuuskehityksen seurauksena. Väheneminen on ollut 73 prosenttia. Metsänhoitotöiden työpanos on supistunut keskimääräistä hitaammin, 44 prosenttia k.o. aikavälillä. Toimihenkilötyöpanos on vähentynyt ainoastaan 22 prosenttia ja metsätalouden työvoiman ammattiasemarakenne on siten toimihenkilövaltaistunut tarkastelujakson aikana siten, että toimihenkilöiden osuus on lisääntynyt 15 prosentista 30 prosenttiin.

Puuteollisuuden perustoimialoilla - saha-, vaneri- ja levyteollisuudessa on työvoiman tarve pudonnut alle puoleen teknisen kehityksen ja toimialarationalisoinnin ansiosta. Puusepänteollisuudessa keskimäärin työvoiman vähenemiskehitys on ollut jonkin verran hitaampaa. Sen osatoimialoista parhaiten on menestynyt rakennuspuusepänteollisuus, joka on säilyttänyt työllisyytensä samalla noin 6 000 henkilötyövuoden tasolla. Puutaloteollisuuden työllisyys on samaan aikaan supistunut noin neljänneksellä. Muu puusepänteollisuus sen sijaan on menettänyt työpaikoistaan peräti 70 prosenttia ilmeisesti kilpailussa muista materiaaleista valmistettuja tuotteita vastaan (puupakkaukset, -veneet ja muut puiset tarve- ja koriste-esineet). Paremmin on menestynyt huonekaluteollisuus, joka on säilyttänyt työllisyyden tason entisellään ja jopa parantanut sitä muutaman viime vuoden aikana. Ala työllisti 1998 noin 15 000 henkilöä, kolmanneksen koko puuteollisuuden työvoimasta ja enemmän kuin esim. sahateollisuus 12 000 työntekijällään.

Paperiteollisuuden työllisyyden väheneminen on ollut puuteollisuutta hitaampaa ja kehitys osatoimialoilla puuteollisuutta yhtenäisempää. Tosin paperiteollisuudessakin perustuotanto – massan valmistus – on pystytty tuottamaan puolet vähemmällä työvoimalla, kun paperin ja kartongin tuotannossa työvoima on supistunut vain viidenneksellä. Paperin jatkojalostustoimialoista paperituoteteollisuus on menestynyt heikommin: työllisyys on alentunut 30 pro-

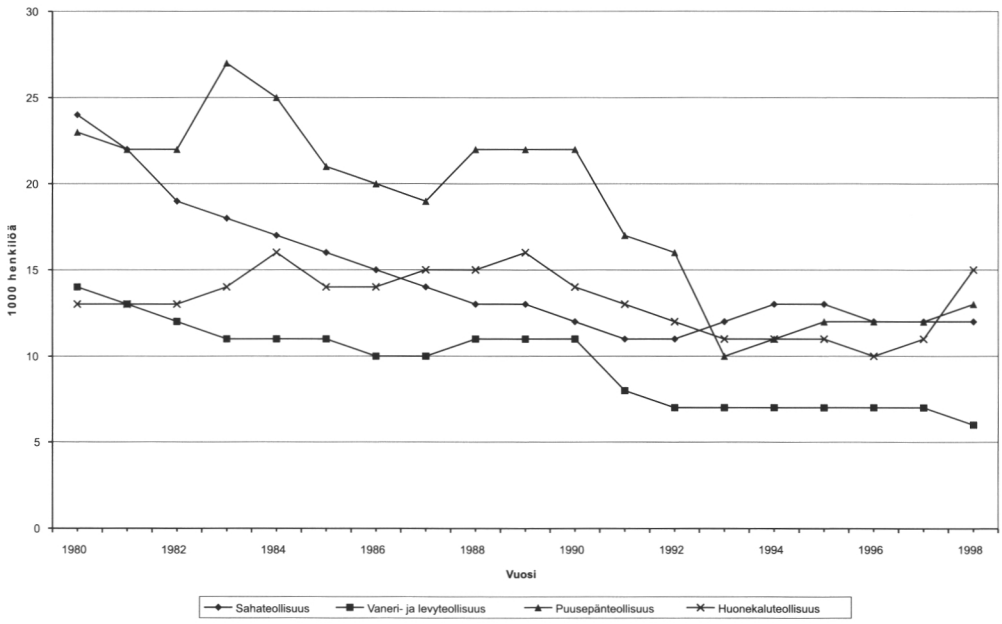
senttia. Graafinen teollisuus on osatoimialoista säilyttänyt työllisyyden tason parhaiten, vähennystä on vain 10 prosenttia vuosina 1980–1998. Paperiteollisuuden hitaamman työllisyyden alenemisnopeuden vuoksi on tultu tilanteeseen jossa paperiteollisuus työllistää nykyään yli puolet metsäsektorin koko työvoimasta. Vuonna 1998 metsäsektorin kokonaistyöllisyys oli 146 000 henkilöä, josta paperiteollisuuden osuus 76 000, puuteollisuuden 46 000 ja metsätalouden 24 000 henkilötyövuotta.

Metsäsektorin työllisyysennuste vuosille 2000-2030

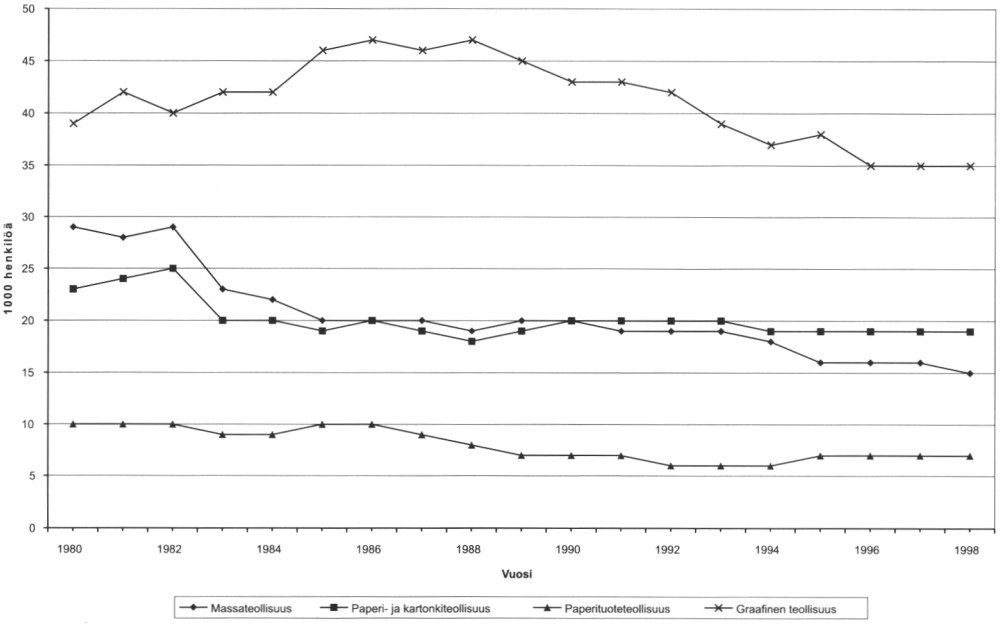
Työministeriön asettamana toimi vuosina 1997-99 "Työvoima 2017" poikkihallinnollinen työryhmä, jonka tehtävänä oli laatia arviot työvoiman kysynnän ja tarjonnan kehityksestä keskipitkällä ja pitkällä aikavälillä sekä suuntaa antavina projektiona myös erittäin pitkällä aikavälillä pohjaksi Suomen työpolitiikan strategialle ja toimenpiteille. Talouskasvun tekijöitä ja sen työllisyyssisältöä koskevassa analyysissä työryhmä otti huomioon:

- vuosikymmenen lopun tilanteen työllisyydessä ja työttömyydessä
- väestön ikääntymisen
- talouskasvun ja työllisyyden kytkennät valtion velkaan ja sosiaaliturvan rahoitukseen
- työllisyyttä tukevan kasvun ympäristövaikutukset
- tietoyhteiskunnan kehityksen asettamat haasteet sekä
- integraatiokehityksen vaikutukset

Tulostensa pohjalta työryhmä esitti johtopäätökset tulevan työllisyyden hoidon ja työpolitiikan strategiasta sekä niitä koskevat toimenpidelinjaukset (Työministeriö 1999).



Kuva 7.2-3. Puuteollisuuden työllisyys 1980–1998.



Kuva 7.2-4. Paperiteollisuuden työllisyys 1980-1998.

Taloudellisen ja yhteiskunnallisen kehityksen skenaarioina laadittiin vaihtoehtoisia kehitysuria. Perusuran lisäksi laskettiin nopean kasvun ura, hitaan kasvun ura sekä tavoiteura, jossa arvioitiin, millä edellytyksillä työttömyys painuisi nopeimmin lähelle käytännön täystyöllisyyttä. Todennäköisimmin toteutuvaksi ennustetun perusuran mukainen työllisyysprojektio metsäsektorille esitetään taulukossa 7.2-1. Metsäsektoria koskevan kansantalouden kehityksen perusuran mukaisen työllisyysennusteen lähtökohtana on, että metsäteollisuus pysyy Suomessa merkitävänä elinkeinona ja keskeisellä sijalla kansantaloudessa. Keskipitkän aikavälin ennusteessa lähdetään siitä, että metsäteollisuuden kapasiteetti kasvaa pääasiassa uusintainvestointien seurauksena mm. kansallisessa metsäohjelmassa odotetulla tavalla, metsänhoidon taso pysyy korkealla tasolla, puun energiakäyttö lisääntyy ja Puu-Suomi ja Puun Aika -ohjelmien tavoitteet toteutuvat ainakin jossakin määrin.

Ennakoidun tuntuvan puun käytön lisäyksen ansiosta metsäsektorin työllisyys

Taulukko 7.2-1. Metsäsektorin työllisyys vuonna 1998 ja ennuste vuosille 2000–2030.

	Työllisiä henkilöä				
Vuosi	Metsätalous	Metsä-teollisuus	Metsäsektori	Koko kansantalous	Metsäsektorin osuus %
1998	24 000	122 000	146 000	2 222 000	6,6
2000	23 000	114 000	137 000	2 271 000	6,0
2005	22 000	114 000	136 000	2 346 000	5,8
2010	20 000	110 000	130 000	2 347 000	5,5
2017	18 000	106 000	124 000	2 323 000	5,3
2030	17 000	96 000	113 000	2 255 000	5,0

ei supistu 2000-luvun ensi-puoliskolla ja sen jälkeenkin työllisyyden väheneminen on huomattavasti maltillisempaa kuin aiemmilla vuosikymmenillä.

Erittäin pitkän aikavälin projektiossa metsäsektorin työllisyysosuus päätyy 5 prosentin tasoon koko kansantalouden työllisyydestä vuoteen 2030 mennessä. Metsätalouden työllisyyden ennustetaan supistuvan edelleen hieman nopeammin, noin 30 prosenttia, kuin metsäteollisuuden, noin 20 prosenttia. Koko kansantalouden työllisyys samalla ajanjaksolla kasvaa pari prosenttia.

Ennusteen perusteet

Perusuraa pidetään nykytilanteen valossa yhteiskunnan ja talouselämän todennäköisimpänä kehityslinjana ellei tehä suuria muutoksia yhteiskunnan rakenteisiin eikä myöskään tapahdu muita suuria odottamattomia muutoksia. Perusura ei kuitenkaan ole tavoiteura, vaan palvelee talouden kehityksen perustekijöiden erittelyä ja toimii samalla vertailukohtana vaihtoehtoisille kehityslinjoille.

Perusuran mukaisen kehityksen keskeisiä lähtökohtia kansainvälisen talouden kehityksessä ovat Aasian kriisin seurauksena vuosina 1998–99 hidastuneen maailmankaupan kasvun nopeutuminen vuosina 2000–2002 noin 7 prosentin vuosivauhtiin. Euroopan integraation odotetaan etenevän kaavaillulla tavalla ja Euroopan talous- ja rahaliiton 3. vaiheen käynnistyvän suunnitellusti. Suomen ulkomaankaupan vaihtosuhteen odotetaan säilyvän muuttumattomana keskipitkällä aikavälillä. Kotimaisen hinta- ja ansiokehityksen odotetaan pysyvän Euro- alueen inflaatiotavoitten edellyttämissä puitteissa. Pitkällä aikavälillä työpanoksen määrä ja tuottavuuskehitys kuitenkin tulevat talouskasvua rajoittaviksi tekijöiksi väestön ikärakenteen vanhenemisen johdosta.

Metsäsektorin kehityksessä ei odoteta tapahtuvan suuria rakenteellisia muutoksia. Keskipitkällä aikavälillä metsäteollisuuden kapasiteettilisäyksen odotetaan aiheuttavan kansallisessa metsäohjelmassa esitetyn 10 miljoonan kuutiometrin vuotuisen lisäyksen raakapuun tarpeessa. Keskittynyt metsäteollisuus painottuu entistä enemmän tiettyjen paperilaatujen tuottamiseen.

Tästä kehityskulusta riippumatta mekaanisen metsäteollisuuden jatkojalostuksen pk-sektori kehittyy osaksi hyvänä pysyvän kotimaisen kysynnän ansiosta. Perusuran mukaisessa kehityksessä yksityinen kulutus kasvaa 2000- luvun alkupuolella -90-lukua nopeammin. Tämä näkyy samalla kotimarkkinavetoisempana ja samalla työllistävämpänä kasvun rakenteena. Kasvun ennakoidaan olevan myös edellistä vuosikymmentä osaamisvetoisempaa, jossa työllisyys sekä käteen jäävät työtulot myös kasvavat. Kotimaisen kysynnän kasvusta johtuen tuonnin kasvu muodostuu viennin kasvua nopeammaksi.

Tavoiteuran perusviesti on työllisyyden riippuminen kasvun ohella sen työllisyyssisällöstä ja työaikatekijöistä ja työttömyyden riippuvuus lisäksi työvoiman tarjonnan eri tekijöistä. Kasvun työllisyyttä lisäävämmäksi tekemisessä on keskeisintä verotuksen ja julkisten menojen rakenteen muuttaminen paremmin työvoiman kysyntää tukeviksi. Palvelusektorin työllisyyden ennustetaan lisääntyvän alkavalla vuosikymmenellä ja palvelujen työllisyyden lisäyksen painottuvan yksityisiin palveluihin. Matkustamisen ja vapaa-ajan kulutuksen osuuden ennustetaan kasvavan yksityisessä kulutuksessa. Metsän eri käyttömuotojen työllisyysvaikutukset tulevat siten todennäköisesti tulevaisuudessa enenevästi painottumaan matkailu- ja virkistyspalvelujen tuottamisen puolelle.

Tavoiteuralla pelkkä työttömyyden alentaminen ei riitä tavoitteeksi. Avainkysymys hyvinvointiyhteiskunnan turvaamisessa katsotaan olevan työllisyysasteen kohottaminen. Uusien työpaikkojen luomisen rinnalla olisi tuettava työpaikkojen säilymistä tuotannon ja tuotantomenetelmien jatkuvan uudistamisen avulla. Osaamiseen perustuvan työllistävän kasvun katsotaan edellyttävän toimenpiteitä pääoman ja luonnonvaratuottavuuden ja sitä laajasisäl-

töisemmän ekotehokkuuden kohottamiseksi ja kokonaistehokkuuden nostamista tällä tavalla.

Tarkastelu

Koko kansantalouden tasolle tehtiin mallilaskelmat myös nopean kasvun uralle, jossa talouden kasvu on keskimäärin yhden prosenttiyksikön verran korkeammalla tasolla kuin perusuralla. Samalla työn tuottavuuden kasvu olisi korkeammalla tasolla niin, että korkeintaan puolet kasvun lisäyksestä näkyisi työllisyyden paranemisena. Silti nopean kasvun ura johtaa 2010-luvulla voimakkaaseen nettomaahanmuuttotarpeeseen, koska kotimaiset työvoimaresurssit eivät työvoimaan osallistumisasteiden noususta huolimatta riitä suurten ikäluokkien jäätyä eläkkeelle.

Vaikka metsäteollisuustuotteiden maailmanmarkkinakysyntä seuraisikin nopean kasvun uralla historiallista BKT-trendiään, ei kapasiteetin lisääminen Suomeen olisi todennäköistä yleisen työvoimapulan vallitessa ja puuvarojen ollessa käytännöllisesti katsoen täyskäytössä jo tehtyjen kapasiteettilaajennusten vuoksi. Nopean kasvun ura johtaisi metsäsektorilla kapasiteetin täyskäyttöön, tuottavuuden kasvattamiseen ja lisääntyvään tuontiraaka-aineen ja tuontityövoiman käyttöön. Nopean kasvun uralla talouden kasvu suuntautuisi todennäköisesti muualle kuin metsäsektorille, jonka suhteellinen merkitys kansantaloudessa supistuisi perusuraa nopeammin.

Hitaan kasvun uralaskelmassa tarkasteltiin tilannetta, jossa talouden kasvuvauhti kansainvälisen talouden ongelmien vuoksi putoaa keskimäärin yhden prosenttiyksikön verran alemmalle tasolle kuin perusurassa. Kasvun hidastuminen heijastuu työn tuottavuuden kasvuvauhdin alenemisena ja myös tyvoiman tarjonta jää kysynnän vähetessä perusuraa pienemmäksi. Työttömyys kääntyisi 2000-luvun ensimmäisellä vuosikymmenellä uudelleen nousuun ja säilyisi yli 300 000 henkilön tasolla aina 2010-luvulle. Kasvun hidastuminen leikkaisi nopeimmin ja eniten palvelualoja ja kotimaiten luonnonvarojen varaan rakentuvat työllistämisohjelmat voisivat taas tulla ajankohtaisiksi. Metsäsektorin suhteellinen merkitys talouden runkona voisi hitaan kasvun vaihtoehdossa jälleen korostua.

Perusuran mukainen kehitys on metsäsektorin kannalta toisaalta varsin optimistinen, toisaalta taas konservatiivinen. Metsäteollisuuden kapasiteettilisäyskaavailujen odotetaan toteutuvan ja raakapuutarpeen kasvavan sekä metsänhoidon tason pysyvän korkealla tasolla. Samanaikaisesti odotetaan mekaanisen puunjalostuksen jatkojalostuksen edistyvän kehittämistavoitteiden suuntaisesti sekä puun energiakäytön lisääntyvän. Uran perusoletusten mukaisesti ei tapahdu suuria odottamattomia muutoksia, kuten hyppäyksenomaisia teknisiä innovaatioita, jotka vähentäisivät Suomen metsäsektorin päätuotteen, korkealaatuisten paino- ja kirjoituspapereiden kysyntää voimakkaasti maailmanmarkkinoilla. Nopean ja hitaan kasvun urat ovat metsäsektorin kannalta laadullisesti samankaltaisia perusuran kanssa, ainoastaan sen variaatiota kasvunopeudessa. Vaihtoehtoiset ajatusmallit on sijoitettu tavoiteura- nimiseen vaihtoehtoon, jossa painotetaan talouskasvun työllisyyssisältöä ja ekotehokkuustavoitetta. Nykytilanteen valossa näiden kehityslinjojen odotetaan kuitenkin jäävän marginaalisiksi perusuran mukaisen kehityksen ollessa todennäköisimmin toteutuva.

Kirjallisuus

Kunnas, Heikki J. 1973. Metsätaloustuotanto Suomessa 1860-1965. Kasvututkimuksia IV. Suomen Pankki, Helsinki.

Työllisyys ja hyvinvointi uuden vuosituhannen alkaessa. Työvoima 2017 loppuraportti. Työpoliittinen tutkimus 200. Työministeriö, Helsinki 1999.

Työvoimatutkimuksen tilastoja vuosilta 1959-1998. Tilastokeskus. Helsinki.

7.2.2 Metsään perustuva yrittäjyys maaseudun elinvoimaisuuden turvana

Ashley Selby ja Leena Petäjistö

Metsäsektorin työllisyyden kehitys

Suurin yksittäinen metsäsektorin työpaikkoja menettänyt toimiala on viime vuosikymmeninä ollut metsätalous. Suhteellisesti metsätalouden työpaikat vähenivät 60 prosenttia vuodesta 1980 vuoteen 1996. Puunkorjuun koneellistumisen takia eniten ovat vähentyneet puunkorjuun työpaikat. Osittain samasta syystä kuin palkatun puunkorjuutyön työpaikat on myös metsänomistajien oma työpanos vähentynyt huomattavasti. Syynä metsänomistajien oman työpanoksen vähenemiseen ovat myös olleet metsänomistajien kaupunkilaistuminen, ikääntyminen ja naisistuminen. Metsänhoitotyö, joka sisältää vähemmän koneellistamismahdollisuuksia, on vähentynyt 44 prosenttia ja metsätalouden toimihenkilöiden työpaikat 33 prosenttia.

Ainoana toimialana koko metsäsektorilla on työpaikkatasonsa ennallaan säilyttänyt rakennuspuusepänteollisuus. Keskimääräistä pienemmät työpaikkamenetykset ovat kohdanneet myös sen naapuritoimialoja, puutaloteollisuutta ja huonekaluteollisuutta. Puun mekaaninen jatkojalostus näyttää, muu puusepänteollisuus poisluettuna, säilyttäneen työpaikkatasonsa paremmin kuin puun mekaaninen ensimmäisen asteen jalostus. (Elovirta 1996).

Kansainväliset ja alueittaiset vertailut

Metsäsektorin työllistävyyttä voidaan tarkastella nk. työpanosintensiteettikertoimien avulla (Petäjistö ym. 1997). Siinä metsäsektorin työllisyys suhteutetaan hyödynnettyyn raakapuumäärään. Kansainvälisten työpanosintensiteettikertoimien vertailujen perusteella voidaan sanoa, että runsaiden metsävarojen maista (esimerkiksi Suomi) viedään ennen kaikkea ensimmäisen jalostusasteen tuotteita ja metsävaroilla ei näyttäisi olevan merkitystä maille (Tanska, Italia, Iso-Britannia), joissa jalostusaste on korkea. Tulokset antavat perinteisestä näkemyksestä poikkeavan ja siihen nähden päinvastaisen kuvan metsäsektorin työllistävyydestä, sillä yleensä on totuttu ajattelemaan, että metsäsektorilla on suurin työllisyysosuuksin mitattava merkitys runsasmetsäisillä alueilla.

Kansainväliset vertailut ovat osoittaneet, että työpaikkoja on syntynyt eniten niissä maissa, joissa jatkojalostusaste on ollut korkeimmillaan. Niitä on syntynyt erityisesti mekaanisen metsäteollisuuden pienyritysvaltaisessa jatkojalostuksessa. Kymmenvuotisjaksolla 1984–1994 metsäsektorin työllisyys väheni Suomessa 31 % kun Itävallassa väheneminen oli vain 3 %. Iso-Britanniassa metsäsektorin työllisyys lisääntyi yhdellä prosentilla ja Tanskassa metsäsektorin työllisyys on lähes kaksinkertaistunut samana ajanjaksona. Suomessa työpaikat hävisivät erityisesti pienyritysvaltaisilta toimialoilta. Itävallassa pienyritysvaltaisen puusepänteollisuuden työpaikat samaan aikaan lisääntyivät.

Seuraavassa metsäsektorin työpanosintensiteettikertoimien tarkastelu on tehty

Taulukko 7.2-2. Metsäsektorin työpanosintensiteettikertoimet lääneittäin vuonna 1996.

Uudenmaan lääni	10,60
Hämeen lääni	4,30
Mikkelin lääni	1,50
Kuopion lääni	1,60
Vaasan lääni	2,22
Lapin lääni	1,19
Turun ja Porin lääni	4,31
Kymen lääni	1,34
Pohjois-Karjalan lääni	1,15
Keski-Suomen lääni	2,41
Oulun lääni	2,10

Suomessa alueittain. Aluejakona käytettiin entisiä läänejä ja tässä esitetään vuotta 1996 koskevat tulokset (taulukko 7.2-2).

Lääneittäiset kertoimet osoittavat, että myös Suomen sisällä metsien runsaus ei välttämättä merkitse sitä, että metsä työllistää siellä missä puuta on runsaasti. Saman suuruisen puumäärän hyödyntämisestä syntyy Uudellamaalla 10 työpaikkaa ja Pohjois- Karjalassa ja Lapissa yksi työpaikka. Pienyritysvaltaisen jatkojalostuksen puuttuessa Pohjois-Karjalassa ja Lapissa työpaikkoja ei ole syntynyt samassa määrin kuin alueilla, joilla on jatkojalostusta. Vaikka juuri Pohjois-Karjalassa on paljon metsää ja pitkä sahateollisuuden, levyteollisuuden ja metsäkoneiden rakentamisen perinne, ei Pohjois-Karjalassa ole ollut yrittäjyystraditiota mekaanisen metsäteollisuuden jatkojalostuksen toimialoilla, kuten taulukosta 7.2-3 on nähtävissä. Korkeimmat mekaanisen metsäteollisuuden jatkojalostusyritysten keskittymät löytyvät Uudenmaan, Turun ja Porin, Hämeen, Vaasan ja Oulun lääneistä. Näiden toimialojen yritysten osuus on kaikkein alhaisin Pohjois-Karjalassa.

Yrittäjyys ja asenteet

Yrittäjyys nähdään maaseudun mahdollisuutena. Druckerin (1985) mukaan yrittäjä tekee jotain erilaista sen sijaan että tekisi paremmin jotain mitä on jo aikaisemminkin tehty. Voidaan kysyä, kuten Mäkinen ja Selby (1995 b), mistä nämä yrittäjät sitten tulisivat? Olisiko, entisistä maanviljelijöistä tai metsureista, työttömistä tai nuorista yrittäjiksi?

Asenteelliset esteet ovat olleet syinä siihen, että kiinnostus yrittäjyyttä kohtaan maaseudulla on ollut heikkoa. Perinteisessä yhteiskunnassa ja 1970-luvun yleisessä yrittäjävastaisessa ilmapiirissä uudentyyppisen yrityksen perustaminen on vaatinut erityistä rohkeutta. Kaupunkinuorten kiinnostus yrittäjän uraa kohtaan on ollut kasvavaa 80-luvulta 90-luvulle. Etenkin suurissa kaupungeissa kiinnostus yrittäjyyteen on jopa kaksinkertaistunut. Sen sijaan maaseutunuorten keskuudessa ei vastaavaa kiinnostuksen nousua ole ollut havaittavissa. Kiinnostus erityisesti maatalousyrittäjyyttä kohtaan on vähentynyt huomattavasti. Maaseudun taajamanuorten kiinnostus metsä- ja puutalousalan yrittäjyyteenkin oli hiipunut (Elovirta 1993).

Taulukko 7.2-3. Yritysten jakautuminen lääneittäin ja toimialoittain, % yrityksistä.

Lääni	Toimiala			
	Sahat	Rakennuspuusepät	Puutalot	Huonekalut
Uudenmaan	7	13	5	15
Turun ja Porin	12	14	8	16
Hämeen	14	15	13	19
Kymen	8	6	5	4
Mikkelin	7	6	10	4
Pohjois-Karjalan	7	5	4	2
Kuopion	6	5	6	3
Keski-Suomen	8	6	8	4
Vaasan	11	15	19	23
Oulun	12	8	14	7
Lapin	7	5	8	3
Yhteensä	100	100	100	100

Maaseutuyrityksillä vain muutama asiakas

Väestöpohjan kapeutta pidetään eräänä maaseutuelinkeinojen suurimpana kehitysesteenä. Riittävän asiakaspiirin hankkiminen on ongelma erityisesti pienille yrityksille, jotka eivät sijaitse taajamien läheisyydessä (esim. Survo 1989). Mäkisen (1999) mukaan yrittäjällä on usein vain yksi asiakas. Tämä johtaa korkeaan asiakasuskollisuuteen. Asiakassuhde saattaa myös asettaa esteitä yritysten vapaalle kehittämiselle ja toiminnalle.

Esimerkkinä voidaan tarkastella vaikkapa taimitarhatoimialaa. Yrittäjyyttä taimitarhatoimialalla on selvitetty yrittäjille kohdennetussa haastattelututkimuksessa (Petäjistö ja Mäkinen 1999). Usein syrjäisellä maaseudulla toimivat taimitarhat ovat tilanteessa, jossa toimialan markkinointikanavat ovat käytännössä lähes kokonaan metsänhoitoyhdistysten hallussa. Taimitarhoilla on vain yksi asiakas, eikä asiakkaallakaan ole muita vaihtoehtoja hankkia taimia. Metsänuudistamisen yhteydessä metsänhoitoyhdistykset hankkivat yleensä taimet asiakkaille eli metsänomistajille ja näin ne markkinoivat käytännössä suurimman osan taimitarhojen tuotannosta. Taimitarhojen kannalta on tällöin tärkeää, että sopimukset yhdistysten kanssa ovat hyvät ja suhteet ovat kunnossa. Myös pienet tarhat toimivat sopimusviljelijöinä metsänhoitoyhdistyksille. Täten metsänhoitoyhdistyksillä on lähes monopoliasema pienten tarhojen markkinointikanavana ja täällä se toimii melko tehokkaana alalle tulon esteenä uusille ja toimintaansa laajentamaan pyrkiville yrittäjille.

Pienten maaseudun yksityisten taimitarhojen tuotanto ja osuus taimien kokonaistuotannosta on kuitenkin kasvanut voimakkaasti viimeisen kymmenen vuoden aikana. Mikä on sitten johtanut siihen, että pienet yksityiset taimitarhat ovat kyenneet kasvattamaan tuotantoaan? Näyttää siltä, että suurtuotannon edut eivät ole ainakaan itsestäänselvyyttä taimialalla. Pienet yksityiset taimitarhat ovat pystyneet tarjoamaan asiakkailleen jotain sellaista, mihin nähtävästi isommat taimitarhat eivät ole kyenneet.

Pienten taimitarhojen tärkeimmiksi kilpailueduiksi osoittautuivat taimitarhoille tehdyn kyselytutkimuksen mukaan ennen kaikkea laatu, joustavuus ja hyvä palvelu. Joustavuudella ja hyvällä palvelulla tarkoitettiin tuolloin sitä, että taimet on pakattu hyvin, aikatauluista pidetään kiinni ja hyvin tärkeä tekijä oli taimien saatavuus kaikkina viikonpäivinä ja myös virka-ajan ulkopuolella. Näihin liittyy hyvin läheisesti pienten taimitarhojen paikallisuus ja paikallinen tunnettuus. Ilmeisesti juuri näillä tekijöillä yksityiset taimitarhat ovat kyenneet kilpailemaan menestyksekkäästi ja nämä tekijät ovat myös osoittautuneet tärkeämmiksi kuin suurtuotannon edut. Koska pienet tarhat joutuvat myymään samalla tai alhaisemmalla hinnalla, täytyy niiden tuotantokustannusten olla alhaisemmat kuin isoilla tarhoilla, jotta ne pystyvät toimimaan kannattavasti. Jos oletetaan, että ne toimivat kannattavasti, taimien kasvatuksessa ei ole olemassa kovin suuria suurtuotannon etuja vaan yrittäjyyteen perustuva järjestelmä pystyy saavuttamaan suuremman hyödyn. Jos suurten taimituotantoyhtiöiden tilanne ei oleellisesti parane tai se pysyy ennallaankin on myös todennäköistä, että yrittäjävetoisten tarhojen merkitys vahvistuu tulevaisuudessa (Petäjistö ja Mäkinen 1999).

Tulevaisuuden näkymät

Yritystoiminta metsäalalla monipuolistuu. Metsä näyttäisi tarjoavan mahdollisuuksia uusille innovatiivisille palvelualan yrityksille ja kaupan ja muiden palvelujen yrittäjäaktiviteetin ennustetaankin metsäalalla lisääntyvän (Elovirta 1993).

Mäkisen (1999) mukaan on odotettavissa että vapaampi yrittäjyys lisääntyy puunkorjuussa ja puunhankinnassa. EU:n kilpailupolitiikka tukee tätä kehitystä. Mäkisen mukaan tällaisten yritysten koko tulee kasvamaan ja ne saattavat hoitaa pk-sektorin koko puunhankinnan tulevaisuudessa.

Myös puuenergian hankinta siirtyy Mäkisen mukaan yhä useamman yrityksen vastuulle.

Mäkisen mukaan myös osakeyhtiöiden osuus tulee kasvamaan; tämä merkitsisi sitä, että yrittäjän henkilökohtainen omaisuus ei ole sidoksissa yrityksen toimintaan eikä sillä silloin olisi niin suoraa kytkentää yrittäjäperheen taloudelliseen selviämiseen.

Jatkossa on kuitenkin mietittävä mistä johtuvat alueelliset erot yrittäjämäärissä ja onko suomalainen yhteiskunta ja erityisesti maaseutuyhteiskunta tarpeeksi yrittäjäystävällinen? Onko maaseudulla riittävästi yrittämisen kulttuuria? Voidaanko yrittäjäkoulutuksella, starttirahoilla ja muilla tuilla edistää yrittäjyyden syntyä? On tärkeää myös pohdiskella mitkä toimenpiteet edistäisivät innovaatioiden syntymistä ja millaisista innovaatioista syntyy sitten uusia elinkelpoisia yrityksiä?

Esimerkiksi Italiassa ja Tanskassa pk-yritykset ovat kyenneet käyttämään hyväkseen maataloudesta vapautunutta työvoimaa ja osaamista. Tämä on kuitenkin edellyttänyt sitä, että taajamissa tai pienissä kaupungeissa on ollut olemassa kehityskelpoista yritystoimintaa ja yrittäjyyden traditiota. Pienten kaupunkien ammatillisilla oppilaitoksilla on myös ollut tässä keskeinen rooli. Toisaalta myös maataloudesta vapautunut väestö on näissä maissa ollut koulutettua ja teknistä osaamista omaavaa. Osa maaseudun väestöstä jäi myös osa-aikaviljelijöiksi, joka on mahdollistanut alihankintatyön maatiloilla. Näin maaseudulle on luotu alihankkijoiden verkosto, jotka palvelevat kaupunkien yrityksiä. Näistä alihankijoista muodostuu myös uusia yrityksiä, joille syntyy jälleen omia alihankintaverkostoja. Myös Suomessa pienten kaupunkien ja maaseudun olosuhteet ovat todennäköisesti otolliset tämän kaltaiselle kehitysprosessille, kunhan yhteistyön hyödyt täysin ymmärretään.

Kirjallisuus

Elovirta, P.1993. Metsätyömarkkinoiden rakennemuutos ja metsäalalle rekrytoiminen. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 455. 22 s + liite.

- 1996. Työvoima maa- ja metsätaloudessa. Julkaisussa: J.A. Selby, P. Elovirta, M. Mustonen, L. Petäjistö ja E. Uotila 1996. Maaseudun mahdollisuudet – metsässäkö? Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 597. s. 17–21.

Mäkinen, P. ja Selby, A. (toim.). 1995a. Metsä- ja puualan pienyritykset. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 555. 92 s.

Mäkinen, P. Timber procurement into the hands of Forestry- machine Entrepreneurs. Moniste. 9 s.

Petäjistö, L., Elovirta, P., ja Selby, J. A. 1997. Metsäsektorin rakenne ja työllisyys Suomessa, Itävallassa ja Iso-Britanniassa. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 628. 51 s.

Petäjistö, L., Mäkinen, P. (toim.). 1999. Metsäpuiden taimien kasvatus yritystoimintana. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 727. 52 s.

Survo, I. 1989. Maaseutuelinkeinojen yleiset kehitysedellytykset ja -esteet. Pellervo-Seuran markkinatutkimuslaitos. Raportteja ja artikkeleita 84. Helsinki. 90 s.+ liite.

Virkistyskäyttö ja luontoon perustuva matkailu aluetaloudessa

Ville Ovaskainen

Monet metsäluonnon tuottamista hyödyistä ovat julkis- ja yhteishyödykkeitä, joiden tarjonnan turvaamiseksi on perustettu erityisiä suojelu- ja virkistysalueita. Valtion maiden erityisalueista kansallispuistot ovat ensisijaisesti luonnonsuojelualueita, joiden arvo liittyy alkuperäisten luontotyyppien ja luonnon monimuotoisuuden olemassaolo- ja perintöarvoihin (käsitteistä Horne ym. 2001). Kansallispuistot ovat kuitenkin samalla myös tärkeitä retkeily- ja virkistysalueita sekä perinnemaisemineen ym. kulttuuri- ja luonnonnähtävyyksineen merkittävä matkailullinen vetovoimatekijä. Tästä näkökulmasta ne ovat rinnastettavissa mm. valtion retkeilyalueisiin, jotka on perustettu retkeilyä, kalastusta ym. virkistyskäyttöä varten.

Markkinattomien hyötyjen turvaamiseksi perustettuihin suojelualueisiin kytkeytyy siten myös markkinatoimintaa. Alue- ja paikallistasolla suojelu- ja retkeilyalueiden tärkeimpänä hyötyvaikutuksena usein koetaankin juuri niiden luontoon ja muihin nähtävyyksiin perustuvan matkailun vaikutukset aluetalouteen. Erityisesti Lapissa matkailu on suurimpia työllistäjiä, ja luontoa puolestaan pidetään sen tärkeimpänä vetovoimatekijänä.

Seuraavassa tarkastellaan virkistyskäytön ja luontoon perustuvan matkailun alueellisia tulo- ja työllisyysvaikutuksia kotimaisten tutkimusten valossa. Myös suojelualueita siis tarkastellaan nimenomaan niiden virkistys- ja matkailukäyttöön liittyvän markkinatoiminnan näkökulmasta.

Taloudellinen vaikutusanalyysi: alueelliset tulo- ja työllisyysvaikutukset

Matkailu- ja virkistyskäytön taloutta voidaan tarkastella virkistyskäyttäjien ja matkailijoiden rahankäytön ja sen aluetaloudellisten vaikutusten näkökulmasta. Aluetaloudellisen vaikutusanalyysin (regional economic impact) lähtökohtana on virkistyskäyttäjien ja matkailijoiden rahankäyttö ruokailuun, majoitukseen ja matkoihin. Sen tuoman tuloinjektion vaikutuksia alue- ja paikallistalouteen seurataan esimerkiksi panos–tuotosmenetelmin. Pohjoismaisessa matkailutulon laskentamallissa kävijäkyselyyn pohjautuvaa menomenetelmää ja yrityskyselyä hyödyntävää tulomenetelmää käytetään rinnakkain.

Vaikutusanalyysissä mitataan bruttomääräisiä menovirtoja eli markkinatoiminnan laajuutta. Tulo- ja työllisyysvaikutukset luokitellaan välittömiin, välillisiin ja johdettuihin vaikutuksiin. Välittömiä vaikutuksia ovat matkailumyynnin liikevaihto sekä palkkatulo- ja työllisyysvaikutukset suoraan matkailijoita palvelevissa yrityksissä, välillisiä matkailumyyntiä tukevien välituoteostojen palkkatulo- ja työllisyysvaikutukset alueen muissa yrityksissä. Johdetut vaikutukset liittyvät palkkatulojen lisäyksestä seuraavan lisäkulutuksen tulovaikutuksiin.

Esimerkiksi Seitsemisen kansallispuiston kävijöiden rahankäytöksi on saatu 230–240 markkaa käyntiä kohti ja käynteihin liittyväksi matkailutuloksi kaikkiaan vajaat 8 miljoonaa markkaa vuodessa (Peura ja Inkinen 1994, Ovaskainen ym. 1999). Lähialueen osuus tästä oli 4–5 milj. markkaa. Teijon retkeilyalueen kävijät käyttivät rahaa 300 mk käyntiä kohti ja vuotuinen matkailutulo oli kaikkiaan 8,4 milj. markkaa. Lähialueelle tästä kohdistui lähes puolet (Kangas ym. 1998). Teijon välitön työllisyysvaikutus oli kaik-kiaan noin 13 ja lähialueella runsaat seit-semän henkilötyövuotta.

Edellä mainitut esimerkit koskivat eteläsuomalaisia, pienialaisia alueita (Seitseminen noin 4 200 ja Teijo runsaat 2 300 hehtaaria). Saarinen ym. (1996) arvioivat laajaan, noin 2 500 neliökilometrin suuruiseen UK-puistoon liittyvän Saariselän matkailualueen tulovaikutuksia. Tulovaikutukseksi saatiin yrityskyselyn perusteella yhteensä 125,9 milj. markkaa vuodessa. Välitön vaikutus eli matkailuyritysten liikevaihto muodosti tästä 109 milj. ja välilliset matkailumyyntiä tukevat ostot 16,9 milj. markkaa. Saariselän matkailun työllisyysvaikutus oli Inarissa, Sodankylässä ja Savukoskella yhteensä 157 työpaikkaa. Yleensäkin suuri osa matkailun tulovaikutuksista kohdistuu majoitus- ja ravitsemisalalle, jonka työllistävä vaikutus on suhteellisesti suuri.

Rinne (1999) tutki luontomatkailun kuntatason taloudellisia vaikutuksia Kuhmossa. Luontomatkailun Kuhmon yrityksille tuoma välitön bruttotulovaikutus oli 20,5 milj. markkaa ja tulot kerrannaisvaikutuksineen 22,7 milj. mk. Luontomatkailu tuotti noin puolet Kuhmon kunnan koko matkailutulosta, ja sen työllisyysvaikutus oli yli 50 henkilötyövuotta.

Aluetaloudellisten vaikutusten suhde arvottamiseen ja kustannus–hyöty-analyysiin

Toinen näkökulma virkistyskäytön talouteen on markkinattomien hyötyjen arvottaminen (nonmarket valuation). Arvottamismenetelmät mittaavat bruttomääräisten menovirtojen sijasta virkistysmahdollisuuden arvoa alueen todellisille ja potentiaalisille kävijöille, mikä mahdollistaa virkistyshyötyjen sisällyttämisen yhteiskunnalliseen kustannus–hyötyanalyysiin. Taloudellisen nettoarvon perusmitta on kuluttajan ylijäämä, maksuhalukkuus *yli* todella maksettujen menojen. Valtion alueiden virkistyskäytön arvoa ovat tutkineet Kekkonen (1993) ja Ovaskainen ym. (2001).

Vaikka molemmat analyysit tuottavat markkamääräisiä tuloksia, ne mittaavat eri asioita. Vaikutusanalyysi kuvaa markkinatoimintaa, jota suojelu- ja virkistysalue synnyttää ympäristössään (vaikkapa metsätalouden rajoitusten vastapainoksi). Tämä on aivan eri asia kuin resurssin taloudellinen kokonaisarvo. Ulkomaisten matkailijoiden aluetalouteen tuoma raha on kansantaloudenkin kannalta verrattavissa vientituloon. Sen sijaan kotimaisten kävijöiden menot eivät merkitse koko yhteiskunnan kannalta nettolisäystä, vaan ovat paljolti alueiden välisiä tulonsiirtoja; virkistysalueen poistuessa käytöstä siellä kulutettu raha ei nimittäin katoaisi olemattomiin vaan käytettäisiin muualla.

Arvottamistulokset taas ovat käyttökelpoisia arvioitaessa, ylittävätkö hankkeen hyödyt koko yhteiskunnalle sen kustannukset. Virkistys- ja suojeluarvot liittyvät alueen enemmän tai vähemmän ainutlaatuisiin ominaisuuksiin, kuten luonnon- ym. nähtävyyksiin ja sijaintiin. Koska muut alueet voivat korvata alueen vain osittain, nämä hyödyt pääosin häviäisivät alueen poistuessa käytöstä ja ovat siten nettovaikutuksia.

Todelliset menovirrat tulo- ja työllisyysvaikutuksineen, ts. vaikutusanalyysin tulokset, ovat tärkeitä arvioitaessa virkistys- ja matkailukäytön vaikutuksia alueja paikallistalouteen. Ne ovat kuitenkin suurelta osin tulonsiirtoja eikä hyötyjä kustannus–hyötyanalyysin mielessä. Aluehankkeen yhteiskunnallista kannattavuutta arvioitaessa hyötyjä edustaa siten arvottamismenetelmin mitattava resurssin taloudellinen kokonaisarvo, johon sisältyvät markkinattomat virkistys- ja ei-käyttöarvot.

Kirjallisuus

Horne, P., Ovaskainen, V. ja Naskali A. 2001. Mitkä ovat metsäluonnon suojelun taloudel-

liset hyödyt ? Julkaisussa: Metsän eri käyttömuotojen arvottamien ja yhteensovittamien. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 800:107–109.

Kangas, K., Ovaskainen, V. ja Pajuoja, H. 1998. Virkistyspalveluiden merkitys aluetaloudelle: Teijon retkeilyalueen tulo- ja työllisyysvaikutukset. Metsätieteen aikakauskirja – Folia Forestalia 4/1998:505–512.

Kekkonen, R. 1993. Retkeilyalueen virkistyshyötyjen arvottaminen. Pro gradu -työ, Helsingin yliopisto, kansantaloudellisen metsäekono-mian laitos. 88 s. + liitteet.

Ovaskainen, V., Horne, P. ja Sievänen, T. 1999. Evon ja Teijon retkeilyalueiden kävijät ja kävijätyytyväisyys kesäkaudella 1996. MT 726. 78 s.

Ovaskainen, V., Horne, P. ja Mikkola, J. 2001. Retkeilyalueiden ja kansallispuistojen virkistyskäytön arvo. Julkaisussa: Kangas J. ja Kokko A. (toim). Metsän eri käyttömuotojen arvottaminen ja yhteensovittaminen. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 800:215–229.

Peura, P. ja Inkinen, M. 1994. Lauhanvuoren ja Seitsemisen kansallispuistojen kävijät ja käyttö kesällä 1993. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A, No 30.

Rinne, P. 1998. Luontomatkailun aluetaloudelliset vaikutukset Kuhmossa. Pro gradu -työ, Joensuun yliopisto, metsätieteellinen tiedekunta. 97 s. + liitteet.

Saarinen, J., Keränen, A. ja Sepponen, P. 1996. Luonnon vetovoimaisuuteen perustuvan matkailun taloudelliset vaikutukset paikallistasolla: esimerkkinä Saariselän matkailu. Julkaisussa: Saarinen, J. ja Järviluoma, J. (toim.) Luonto virkistys- ja matkailuympäristönä. MT 619:79–92.

7.2.3 Tasa-arvo metsäsektorilla

Pekka Ripatti

Naisten aseman muutokseen vaikuttaneita tekijöitä

Suomalaisten naisten aseman muutosta metsäsektorilla voidaan tarkastella yhteiskunnan suurten kehitysvaiheiden avulla. Maatalousyhteiskunnassa sukupuoliroolit määräytyivät maatilojen työnjaon mukaan, jossa naisilla ja miehillä oli omat tehtävänsä (Högbacka 1995). Kansainväliseen kehitykseen verrattuna Suomi pysyi maatalousyhteiskuntana pitkään ja vasta 1960-luvulla maa alkoi teollistua. Teollisten työpaikkojen kasvu pysähtyi kuitenkin jo 1970-luvulla ja Suomi siirtyi nopeasti jälkiteolliseen yhteiskuntaan.

Jälkiteollisessa yhteiskunnassa palvelu- ja hallintotöiden osuus kasvoi ja työvoiman tarve lisääntyi. Nämä tekijät merkitsivät naimisissa olevien naisten siirtymistä palkkatyöhön kodin ulkopuolelle ja syntyvyyden merkittävää alenemista. Näistä syistä suomalaiset naiset eivät yhtä suurin määrin ehtineet kokea muissa läntisissä teollisuusmaissa koettua kehitysvaihetta, jossa mies huolehti perheen toimeentulosta naisen hoitaessa kotia ja lapsia (Haavio-Mannila 1990).

Metsäammattikunta naisistui selkeästi hitaammin kuin monet muut ammatit. Julkista sektoria lukuunottamatta metsäsektori on vieläkin hyvin miesvaltainen, mitä voidaan selittää toisaalta metsäammattien entisellä fyysisellä ja teknisellä luonteella, mutta myös naisia sortaneella koulutuspolitiikalla ja toisaalta pitkään jatkuneella yhteiskunnan maatalousvaltaisuudella.

Naistutkimus metsäalalla

Naisten yhteiskunnallisen aseman muuttuessa myös sukupuoliroolien tutkimus ja naistutkimus ovat nousseet – erityisesti yh-

Taulukko 7.2-4. Naisten osuus metsäalan toimijoina ja edustajina vuonna 2000.

	% naisia
Metsänhoitajat	15
Metsätoimihenkilöt (metsäteknikot ja metsätalousinsinöörit)	10
Metsänomistajat	n. 25
MTK:n metsävaltuuskunta	2
MTK:n metsäjohtokunta	11
Metsäteollisuus ry:n hallitus	3
Metsänhoitajaliiton valtuusto ja hallitus	17
Metsätoimihenkilöliiton valtuusto ja hallitus	11
Metsäkeskusten johtokunnat	23
Metsäneuvosto	40

teiskuntatieteissä – tärkeiksi tieteidenvälisiksi tutkimusotteiksi. Metsäalalla tällainen tutkimus on kuitenkin ollut vähäistä. Toistaiseksi tutkimus on kohdistunut naisiin metsäammattilaisina (Ihalainen 1987, Kärkkäinen ja Toivanen 1995, Kaipainen 1998), metsänomistajina (Ripatti 1998) ja metsäteollisuuden lopputuotteiden kuluttajina (Valtonen 1998). Lisäksi on tutkittu naisten roolia metsäteollisuuden työntekijöinä (Leminen 1998). Sukupuolten välisen tasa-arvon näkökulmasta eräät keskeiset kysymykset ovat kuitenkin tutkimatta. Tässä artikkelissa kootaan yhteen keskeiset tiedot naisten koulutuksesta ja työelämästä metsäalalla sekä naisten metsänomistuksesta. Lisäksi tarkastellaan naisten edustuksellisuutta metsäalan organisaatioissa.

Koulutus

Metsänhoitajia alettiin kouluttaa Suomessa vuonna 1862, mutta ensimmäinen naismetsänhoitaja valmistui vuonna 1921. Toimihenkilökentällä ensimmäinen naismetsäteknikko valmistui vasta 1970-luvun alussa, kun metsäoppilaitosten pääsykriteereistä poistettiin asevelvollisuus. Tänä päivänä naisia on metsänhoitajista 15 prosenttia ja metsätoimihenkilöistä noin kymmenesosa (taulukko 7.2-4). Nämä osuudet ovat kuitenkin kasvussa, koska nykyään noin kolmasosa valmistuvista metsäammattilaisista on naisia (Kaipainen 1998).

Huolimatta siitä, että naisten osuus vuosittain valmistuvista metsänhoitajista ylitti neljänneksen jo vuonna 1980 ja siitä, että naisten keskuudessa on yhtä paljon lisensiaatin ja tohtorin tutkinnon suorittaneita metsänhoitajia kuin miesten keskuudessa, vain yksi yliopistojen ja Metsäntutkimuslaitoksen professoreista on nainen. Tosin hänkään ei ole peruskoulutukseltaan metsänhoitaja, vaan diplomi-insinööri.

Metsäammattilaiset työelämässä

Metsäammattilaisten ensimmäinen työpaikka on heidän oman arvionsa mukaan koulutusta vastaava joka toisella miehellä ja neljäsosalla naisista. Oman käsityksensä mukaan tämän hetkinen työ vastaa koulutusta 64 prosentilla miehistä ja 46 prosentilla naisista. Lähes kolmella neljäsosalla miehistä ja hieman yli puolella naisista on vakituinen työsuhde. Miehet käyvät naisia useammin kokopäivätyössä, kun lähes kolmannes naisista on osapäivätyössä, työttömänä tai kotona hoitamassa lapsia.

Metsänhoitajanaisia työllistävät suhteellisesti eniten yliopistot, yksityismetsätalouden organisaatiot, valtion hallinto ja metsäntutkimus. Metsänhoitajamiehet toimivat yksityismetsätalouden organisaati-

oissa, Metsähallituksessa ja metsäteollisuudessa. Naiset työskentelevät miehiä useammin hallinnollisissa tehtävissä, viestinnän ja tiedotuksen parissa, eikä heitä ei ole juuri lainkaan puunhankinta ja -korjuutehtävissä.

Sekä mies- että naismetsätoimihenkilöistä kolmannes työskentelee yksityismetsätalouden organisaatioissa. Metsäteollisuus työllistää miehistä 28 prosenttia ja naisista 12 prosenttia. Naisilla tärkeitä työllistäjiä ovat myös kunnat ja metsätalouden tuotanto. Metsätoimihenkilöistä noin kolmannes työskentelee metsätalouden edistämistoiminnan parissa. Puunkorjuussa ja -hankinnassa elantonsa hankkii 37 prosenttia miehistä sekä 14 prosenttia naisista. Naismetsätoimihenkilöistä noin joka kymmenes tekee töitä ympäristönsuojelun parissa. Saman verran toimihenkilönaisia työskentelee opetuksen ja koulutuksen parissa (Kaipainen 1998).

Palkka- ja urakehitys

Työnantajien ja työtehtävien eriytyminen sukupuolen mukaan johtaa usein naisten ja miesten eriarvoisuuteen ammattiaseman ja palkan suhteen silloinkin, kun sukupuolten voimavarat ovat yhtä hyvät osaamisen, koulutuksen ja työsuorituksen osalta. Vuonna 1996 metsänhoitajamiesten mediaanipalkka oli 16 600 markkaa kuukaudessa ja naisten 13 150 markkaa kuukaudessa. Metsätoimihenkilömiehet ansaitsivat vuonna 1997 keskimäärin 10 700 markkaa kuukaudessa ja naiset 9 400 markkaa kuukaudessa (kuva 7.2-5). Pienemmästä keskipalkasta huolimatta naiset ovat miehiä tyytyväisempiä palkkaansa työtehtävien vastaavuuteen suhteutettuna.

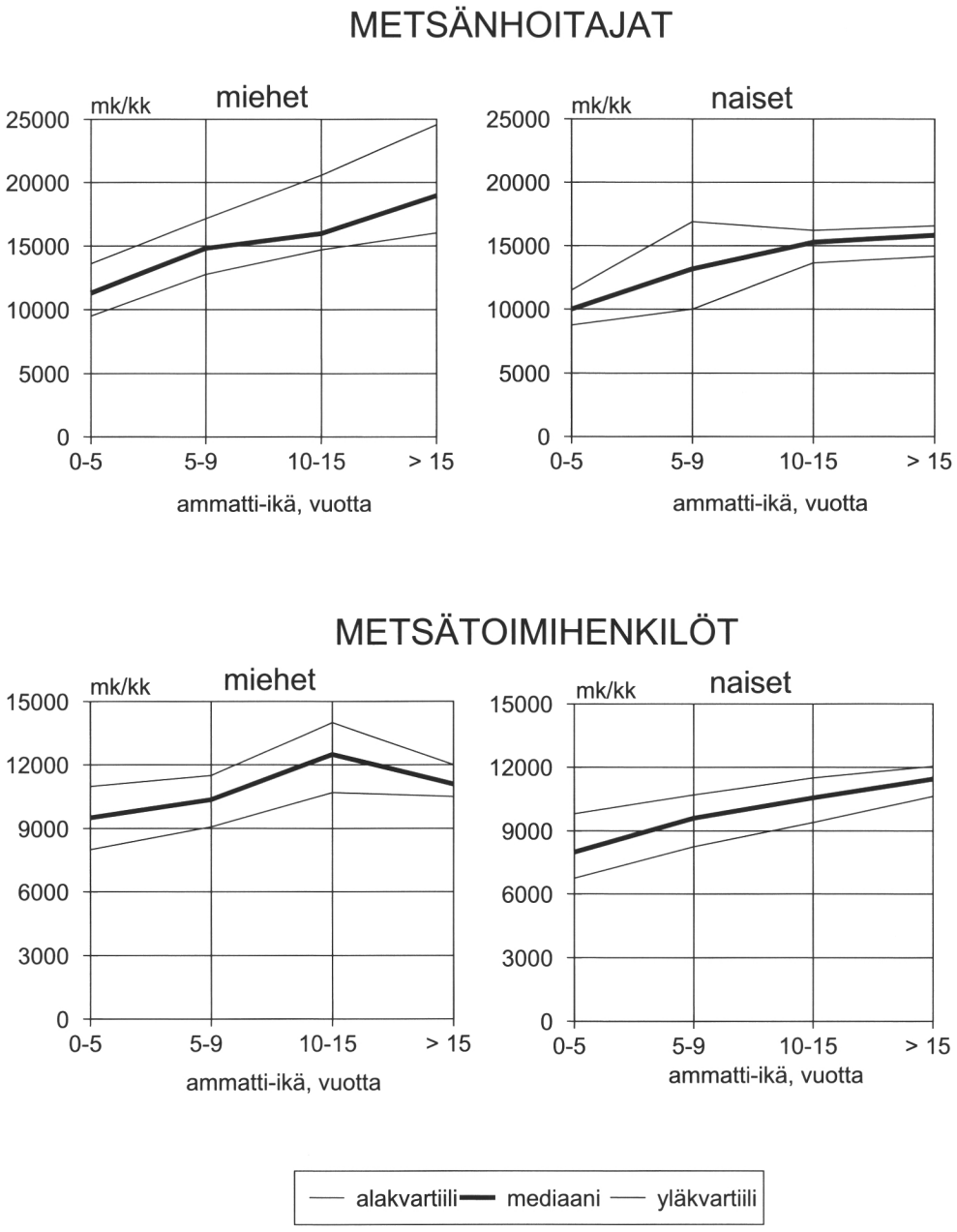
Metsänhoitajamiehet sijoittuvat organisaatioissaan naisia useammin ylimpään- ja keskijohtoon sekä vaativiin asiantuntijatehtäviin. Naismetsänhoitajat toimivat puolestaan miehiä useammin opetus- ja tutkimustehtävissä. Myös metsätoimihenkilöistä miehet sijoittuvat organisaatioissaan naisia useammin ylimpään- ja keskijohtoon, naiset taas miehiä useammin opetus- ja tutkimustehtäviin. Hallinto- ja toimistotöihin metsätoimihenkilömiehet ja -naiset sijoittuvat sen sijaan lähes yhtä usein (Kaipainen 1998).

Naiset metsäteollisuuden työntekijöinä

Naisten osuus paperiteollisuuden työllisistä on noin neljäsosa ja puuteollisuuden työllisistä noin viidesosa. Naisvaltaisimmillaan metsäteollisuus oli 1940-luvulla, jolloin heidän osuutensa alan työvoimasta oli yli 40 prosenttia. Naisten osuus metsäteollisuuden työvoimasta on vähentynyt erityisesti siksi, että sukupuolen mukaisessa työnjaossa naiset ovat perinteisesti työskennelleet suorittavissa ja avustavissa tehtävissä, kun taas miehet ovat työskennelleet pääosin teknisissä ja erityistä ammattitaitoa vaativissa tehtävissä. Teknologian kehittyessä ja toimintoja automatisoitaessa työvoiman supistamistarve on kohdistunut naisten tekemiin suorittaviin ja avustaviin tehtäviin (Leminen 1998).

Metsänomistus

Naisten osuus yksityismetsien omistajista on noin neljännes (Karppinen ym. 2000). Se lienee kuitenkin aliarvio naisten todellisesta osuudesta, koska tutkimuksissa omistajan sukupuoli on määritelty puolisoiden yhteisesti omistamilla ja perikuntien sekä yhtymien omistamilla tiloilla metsäasioiden hoidosta vastaavan henkilön sukupuolen mukaan. Perikuntien metsäasioista vastaa nainen yhtä usein kuin mies, mutta vain viidesosalla puolisoiden yhteisesti omistamilla tiloilla ja kolmasosalla yhtymistä metsäasioista vastaa nainen. Jos puolisoiden yhteisesti omistamien tilojen ja yhtyminen omistusoikeudet jakautuvat sukupuolten välillä tasan, niin naisten osuudeksi metsänomistajista voidaan arvioida yli 40 prosenttia (Ripatti 1998).



Kuva 7.2-5. Metsäammattilaisten palkkakehitys ammatti-iän ja sukupuolen mukaan (Metsänhoitajien palkkatiedot vuodelta 1996, metsätoimihenkilöiden vuodelta 1997).

Tasa-arvo metsäalan organisaatioissa

Ammattiliittoja ja julkista sektoria lukuunottamatta naisten edustuksellisuus metsäalan organisaatioiden luottamuselimissä oli vuonna 2000 vähäistä (taulukko 7.2-4). Metsänomistajia edustavan MTK:n metsävaltuuskunnan jäsenistä vain kaksi prosenttia oli naisia ja järjestön metsäjohtokunnan jäsenistä yksitoista prosenttia. Myös metsäteollisuus ry:n hallintoelimissä naisten osuus on vähäinen: hallituksen 30 varsinaisesta jäsenestä vain yksi on nainen. Sen sijaan naisten osuus metsäalan ammattiliittojen valtuustoissa ja hallituksissa on keskimäärin suurempi kuin liittojen jäsenkunnissa. Metsäkeskusten johtokunnan jäsenistä noin neljäsosa oli naisia.

Metsäalan julkisissa toimielimissä naisten osuus on kasvanut – vuonna 1988 voimaan tulleen tasa-arvolain myötä – merkittävästi. Esimerkiksi kun vuonna 1985 valmistuneen Metsä 2000 -ohjelman toimikunnissa naisten osuus oli neljä prosenttia, niin vuonna 1999 valmistuneen Kansallisen metsäohjelman toimikuntien jäsenistä naisia oli yli kolmasosa. Julkisista toimielimistä ylivoimaisesti naisvaltaisin on valtioneuvoston vuonna 1999 nimeämä metsäneuvosto.

Sukupuolten välisen tasa-arvon toteutumisen kannalta sukupuolikiintiöihin perustuvaa kehitystä on pidettävä myönteisenä. Niiden tiukka noudattaminen voi kuitenkin haitata demokratian toteutumista ja johtaa pätevyyden ohittamiseen rekrytoitaessa asiantuntijoita julkisiin toimielimiin. Tasa-arvolain noudattamista voidaankin pitää tärkeänä silloin, kun naiset ovat osuuteensa nähden aliedustettuina sektorinsa toimielimissä.

Kirjallisuus

Haavio-Mannila, E. 1990. Nainen yksilöllistyy ja itsenäistyy. Julkaisussa: Riihinen, O. (toim.). Suomi 2017. Keskinäinen henkivakuutusyhtiö Suomi, Gummerus. s. 443–457.

Högbacka, R. 1995. Naisena maaseudulla: tutkimus naisten asemasta erilaisilla maaseutualueilla. Helsingin yliopisto, Mikkelin maaseudun tutkimus- ja koulutuskeskus julkaisuja 41. 49 s.

Ihalainen, R. 1987. Nainen metsänhoitajana. Summary: Woman as a forester in Finland. Folia Forestalia 698. 32 s.

Kaipainen, J. 1998. Naiset metsäammattilaisina. Julkaisussa: Ripatti, P. (toim.). Naiset metsäsektorilla. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 697:39–53.

Karppinen, H., Hänninen, H. ja Ripatti, P. 2000. Metsänomistusrakenteen muutos 1990-luvulla. Julkaisussa: Metsäsektorin suhdannekatsaus 2000 - 2001. Metla. Helsingin tutkimuskeskus . s. 59–62.

Kuuluvainen, J. ja Ovaskainen, V. 1994. Yksityismetsänomistajien puunmyynteihin vaikuttavat tekijät. Julkaisussa: Ovaskainen, V. ja Kuuluvainen, J. (toim.). Yksityismetsänomistuksen rakennemuutos ja metsien käyttö. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 484:45–74.

Kärkkäinen, S. ja Toivanen, E. 1995. Uudistusalalla: naismetsänhoitajien elämää vuodesta 1918. Naismetsänhoitajat ry. 134 s.

Leminen, P. 1998. Metsäteollisuuden naiset: näppärää työtä näkymättömissä. Julkaisussa: Reunala, A., Tikkanen, I. ja Åsvik, E. (toim.). Vihreä valtakunta. Suomen metsä-klusteri. Kustannusosakeyhtiö Otava - Metsämiesten Säätiö. s. 214–219.

Ripatti, P. 1998. Nainen metsänomistajana. Julkaisussa: Ripatti, P. (toim.). Nainen metsäsektorilla. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 697:27–37.

Ripatti, P. ja Järveläinen, V-P. 1997. Forecasting structural changes in non-industrial private forest ownership in Finland. Scandinavian Forest Economics 36:215–230

Valtonen, K. 1998. Nainen metsäteollisuustuotteiden kuluttajana. Julkaisussa: Ripatti, P. (toim.). Naiset metsäsektorilla. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 697:11–25.

Naiset puunmyyjinä

Pekka Ripatti

Naismetsänomistajat tekevät harvemmin puukauppoja kuin miehet, mitä voidaan osin selittää naisten metsälöiden keskimääräistä pienemmällä koolla. Tosin myös hehtaareihin suhteutettuna naiset myyvät vuodessa puuta lähes 30 prosenttia vähemmän kuin miehet. Mallilaskelmien mukaan sukupuolella ei kuitenkaan ole itsenäistä vaikutusta metsänomistajien puunmyynteihin, vaan puunmyyntikäyttäytymisen erot voidaan selittää muilla – naisten ja miesten kesken – eri tavoin kasautuneilla tekijöillä (Ripatti 1998).

Esimerkiksi tilan omistusmuodolla (yhden henkilön tai puolisoiden yhteisesti omistamat ns. perhemetsälöt vs. yhteisomistustilat) on vähäisempi vaikutus naisten puumarkkinoilletulon todennäköisyyteen kuin miehillä: tuhannelta naisten perhemetsälöltä tehdään vuodessa 53 puukauppaa enemmän kuin tuhannelta naisten yhteisomistustilalta (perikunnat ja yhtymät). Vastaavasti tuhannelta miesten perhemetsälöltä tehdään vuodessa 123 puukauppaa enemmän kuin tuhannelta miesten yhteisomistustilalta. Tulos on sikäli mielenkiintoinen, että naisten omistamista tiloista 40 prosenttia on yhteisomistuksessa, mutta miesten omistamista tiloista vain noin viidennes.

Myös kantohintojen sekä joukko- ja ryhmäneuvontaan osallistumisuseuden muutoksiin naiset reagoivat eri tavoin miehet. Kantohintojen nousu edellisestä vuodesta kasvattaa enemmän naisten puumarkkinoilletulon todennäköisyyttä, mutta kantohintojen lasku edellisestä vuodesta vastaavasti vähentää todennäköisyyttä enemmän kuin miehillä. Yksittäisen vuoden puumarkkinoilletulon todennäköisyyttä selitettäessä eri tekijöistä kantohintojen nousu ja lasku ovatkin tärkeimmät tekijät. Ne ovat vaikutuksiltaan kuitenkin päinvastaisia ja samansuuruisia, joten kantohinnoilla ei ole pysyvää vaikutusta metsänomistajien puumarkkinoilletulon todennäköisyyteen (esim. Kuuluvainen ja Ovaskainen 1994).

Metsänomistajat tavoittavan joukko- ja ryhmäneuvonnan kaksinkertaistaminen lisää naisten puumarkkinoilletulon todennäköisyyttä 10 prosenttia ja miesten 7 prosenttia. Nämä neuvontamuodot tavoittavat miehet kuitenkin noin kaksi kertaa useammin kuin naiset, joten naisille kohdennettuna joukko- ja ryhmäneuvonnan kaksinkertaistaminen merkitsee puolta vähemmän metsänomistajat tavoittavia neuvontatilaisuuksia kuin miehille kohdennettuna. Joukko- ja ryhmäneuvonnan markkinointi kaipaakin neuvontaorganisaatioilta lisäponnisteluja, mikäli naismetsänomistajat halutaan tavoittaa entistä paremmin. Vaikuttavuutta silmälläpitäen neuvonnan resurssit kannattaa kohdentaa sinne, missä niillä saavutetaan mahdollisimman tehokas tulos.

7.2.4 Perhemetsätalous sosiaalisen kestävyyden kivijalkana

Heimo Karppinen

Yksityismetsänomistus on Suomessa vallitseva metsänomistusmuoto. Kolme neljästä (75 %) yksityismetsälöstä on perheiden omistuksessa, joten yleistäen voidaan puhua perhemetsätaloudesta. Usein perheomistuksen kaltaisessa, yhtymämuotoisessa omistuksessa on 11 % metsälöistä ja perikuntien hallussa 14 % (Karppinen ym. 2000).

Seuraavassa tarkastellaan yksityismetsätaloutta sosiaalisen kestävyyden näkökulmasta eräiden avainkäsitteiden kautta. Tällaisia avainkäsitteitä ovat mm. metsävarojen demokraattinen omistus, osallistuminen metsien käsittelyyn liittyvään päätöksentekoon, tasa-arvo, oikeudenmukaisuus, jokamiehenoikeus, metsien monikäyttö, tulot, työllisyys sekä paikallisyhteisön kiinteys ja vakaisuus (Saastamoinen 1996, Karppinen 1998b).

Demokratia, jokamiehenoikeus ja maaseudun elinvoimaisuus

Yksityisomistus on periaatteessa aina epädemokraattista. Osa kansasta omistaa, osa ei. Metsänomistuksen suhteen asia ei kuitenkaan ole näin yksinkertainen. Vaikka metsänomistaja omistaa metsänsä ja lain puitteissa päättää sen käytöstä ja hoidosta, ei hän voi estää muita ihmisiä käyttämästä metsiään jokamiehenoikeuden sallimissa rajoissa. Nämä oikeudet ovat Suomessa varsin laajat sisältäen mm. marjastus - ja sienestysmahdollisuuden sekä retkeily- ja leiriytymisoikeuden (Karppinen 1998b).

Suomessa on kaikkiaan n. 440 000 yli hehtaarin suuruista yksityismetsälöä (Metsätilastollinen... 2000). Metsää voi omistaa joko yksin, yhdessä puolison ja lasten kanssa tai metsä voi olla perikunnan tai yhtymän omistuksessa. Näin laskien metsää jollain tavoin omistavien henkilöiden määrä nousee 800 000–850 000:een (Ripatti 1994, Hänninen ja Karppinen 1996). Noin joka kuudes suomalainen on metsänomistaja, joten yksityismetsänomistus on yleistä. On kuitenkin huomattava, että varsinkin perikunnan jäsenen rooli metsänomistajana on usein vähäinen ja metsien tuottama taloudellinen hyöty pieni.

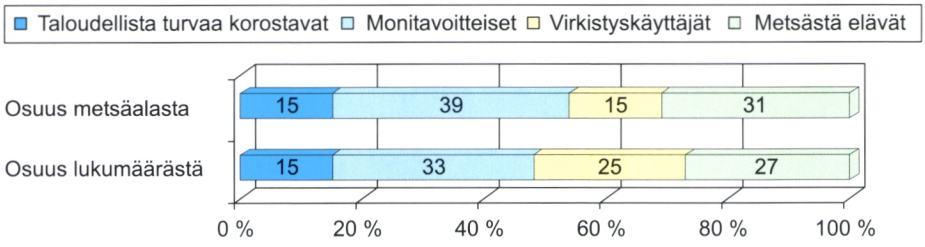
Huolimatta metsänomistusrakenteen voimakkaasta muutoksesta valtaosa metsänomistajista asuu vielä tilallaan tai tilan sijaintikunnassa (Karppinen ym. 2000). Pääosa puunmyyntituloista jää metsälön sijaintikuntaan (Järveläinen ym. 1998). Yksityismetsänomistuksella on siten myös paikallisyhteisön kiinteyttä ja vakaisuutta sekä yleensä maaseudun elinvoimaisuutta tukevaa merkitystä.

Tulot, työllisyys ja metsien monikäyttö

Metsänomistajien arvojen ja tavoitteiden muuttumisen on usein katsottu liittyvän läheisesti metsänomistajakunnan rakenne-

Taulukko 7.2-5. Metsänomistajien tavoitteet Etelä-Suomessa. Tavoiteulottuvuuksien osatekijät on esitetty tärkeysjärjestyksessä. Lähde: Karppinen 1998a.

Aineettomat hyödyt	Tulot ja työtilaisuudet	Taloudellinen turvallisuus ja sijoituskohde
Ulkoilu	Työtulot	Sijoituskohde
Mietiskely	Säännölliset myyntitulot	Inflaatiosuoja
Maiseman kauneus	Kotitarvepuu	Vanhuuden turva
Luonnonsuojelu	Metsätyöt	Tonttien/mökkipalstojen arvonnousu
Asuinympäristö	Poikkeustilanteet	Perintö
Kotiseutujuuret	Suuret hankinnat	
Marjastus	Luotonsaannin turva	
Omistuksen itseisarvo		



Kuva 7.2-6. Metsänomistajien tavoiteryhmät Etelä-Suomessa. (Karppinen 1998a.)

muutokseen. Maanviljelijöiden osuuden vähentyessä ja rakenteen muutoinkin monipuolistuessa, metsänomistajakunta erilaistuu myös arvoiltaan ja tavoitteiltaan. Puuntuotannollisten ja työllistämistavoitteiden ohella korostetaan entistä enemmän metsien monikäyttöä. Maan eteläpuoliskon metsänomistajat voidaankin jaotella neljään ryhmään metsänomistukselle asetettujen tavoitteiden suhteen (Karppinen 1998a, 2000).

Monitavoitteisten ryhmään kuuluville ovat tärkeitä oman metsän tarjoamat taloudelliset hyödyt – säännölliset tulot ja työtilaisuudet sekä taloudellinen turvallisuus – mutta myös aineettomat tavoitteet (taulukko 7.2-5). Virkistyskäyttäjät painottavat selkeästi metsänomistuksen aineettomia näkökohtia kuten ulkoilumahdollisuuksia sekä luonnon- ja maisemansuojelua. Metsän merkitys säännöllisten tulojen ja työtilaisuuksien kannalta korostuu metsästä elävien keskuudessa. Taloudellista turvaa korostaville on taas tärkeintä metsän tuoma taloudellinen turvallisuus ja metsän merkitys sijoituskohteena.

Joka kolmas metsänomistaja lukeutuu monitavoitteisten ryhmään (kuva 7.2-6). Metsästä eläviin ja virkistyskäyttäjiin kuuluu molempiin neljäsosa metsänomistajista. Viime mainitun ryhmän osuus yksityismetsien alasta on tosin selvästi pienempi. Taloudellista turvaa korostaviin kuuluu vain joka kuudes metsänomistaja.

Pääosalle metsänomistajista metsillä on siis suuri taloudellinen merkitys. Metsästä elävien ryhmään kuuluville säännölliset puunmyynti- ja työtulot ovat tärkeitä ja nimenomaan hankintahakkuiden merkitys on suuri (Karppinen 1994). Tämä ei kuitenkaan tarkoita, että metsät olisivat tilan pääasiallinen tulonlähde. Ryhmään kuuluvat ovat suurelta osin aktiiviviljelijöitä. Taustapiirteiltään metsästä eläviä voidaan luonnehtia nuoriksi, tilalla vakinaisesti asuviksi, miespuolisiksi maanviljelijöiksi.

Taloudellista turvaa korostavat eivät pidä metsiään niinkään välittömän jokapäiväisen elannon lähteenä vaan katsovat metsillään olevan merkitystä mm. vanhuuden turvana, perintönä sekä sijoituskohteena. Tällaiset tilat ovat pääosin iäkkäiden, muualla asuvien metsätilanomistajien omistuksessa.

Monikäyttömetsätaloutta harjoitetaan varsinkin virkistyskäyttäjien tiloilla. Aineettomien tavoitteiden korostaminen ei näytä tarkoittavan puun myynneistä pidättäytymistä, sillä virkistyskäyttäjät myyvät hehtaaria ja vuotta kohden puuta siinä kuin metsästä elävät ja taloudellista turvaa korostavat omistajat. Virkistyskäyttäjiin kuuluu todennäköisimmin, jos metsälö on pienehkö, omistaja on nuori ja naispuolinen metsätilanomistaja sekä tila on yhtymän omistuksessa.

Monitavoitteiset metsänomistajat, jotka korostavat tasapuolisesti sekä taloudellisia että aineettomia tavoitteita, on lukumäärältään suurin omistajaryhmä. Mielenkiintoista ja ehkä yllättävääkin on, että juuri monitavoitteisiin kuuluvat myyvät eniten puuta vuotta ja hehtaaria kohden. Yksipuolinen taloudellisten tavoitteiden korostaminen ei siis näytä johtavan suurimpiin hak-

kuumääriin. Monitavoitteisiin omistajiin kuuluvat ovat myös aktiivisia ja varsin omatoimisia metsiensä hoidossa. Tällaisia omistajia voi taustapiirteiden perusteella luonnehtia vanhoiksi, tilan ulkopuolella asuviksi suurehkojen metsälöiden omistajiksi.

Päätelmiä

Perheomistukseen perustuva, pienmetsälövaltainen yksityismetsätalous täyttää monessa suhteessa sosiaalisen kestävyyden tunnuspiirteitä. Omistus on laajalle levinnyttä ja metsät tuottavat omistajilleen paitsi taloudellista hyötyä puunmyynti- ja työtulojen kautta myös monia aineettomia hyötyjä, jotka ovat muidenkin kansalaisten nauttittavissa jokamiehenoikeuden perusteella.

Taloudellisten ja aineettomien hyötyjen painoarvo muuttunee kuitenkin tulevaisuudessa metsänomistajien tavoitteiden muutoksen myötä. Näyttää siltä, että välittömiä puunmyynti- ja työtuloja korostavien, metsästä elävien osuus vähenee selvästi tulevaisuudessa. Ryhmään kuuluvia voi taustapiirteiden perusteella luonnehtia aktiiviviljelijöiksi, joten laskeva kehityssuunta ei ole yllättävä. Virkistyskäyttäjien ja taloudellista turvaa korostavien – molemmat metsätilanomistajaryhmiä – osuus taas lisääntynee jonkin verran. Monitavoitteisten osuus näyttää pysyvän jokseenkin ennallaan. (Karppinen 1998a)

Yksityismetsälöt ovat vielä valtaosin tilallaan tai sen lähistöllä asuvien henkilöiden omistuksessa, millä on suuri merkitys paikallisesti ja yleensä maaseudun elinvoimaisuuden kannalta. Ennusteiden mukaan (Ripatti 2000) tilan ulkopuolella asuvien metsänomistajien määrä kuitenkin koko ajan lisääntyy.

Kirjallisuus

Hänninen, H. ja Karppinen, H. 1996. Kansalaismielipide metsien suojelusta ja talouskäytöstä. Folia Forestalia - Metsätieteen aikakauskirja 1996(1):27–39.

Järveläinen, V-P., Karppinen, H. ja Ripatti, P. 1998. Yksityismetsien puunmyyntitulot omistajaryhmittäin ja alueittain. Metsätieteen aikakauskirja - Folia Forestalia 1998(4):555–565.

Karppinen, H. 1994. Yksityismetsänomistuksen arvojen ja tavoitteiden muutos. Julkaisussa: Ovaskainen, V. ja Kuuluvainen, J. (toim.). Yksityismetsänomistuksen rakennemuutos ja metsien käyttö. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 484:28–44.

– 1998a. Metsänomistajien muuttuvat tavoitteet. Julkaisussa: Hänninen, H. (toim.). Puuvarojen käyttömahdollisuudet. Metsäntutkimuslaitos - Metsälehti Kustannus. s. 28–32.

– 1998b. Private Forest Ownership in Finland and Estonia: Comparative Analysis. Julkaisussa: Hytönen, M. (toim.). Social Sustainability of Forestry in the Baltic Sea Region, Proceedings of workshops organised by the Nordic Research Programme on Social Sustainability of Forestry 30-31.1. 1997 in Helsinki, Finland and 10-12.9. 1997 in Kärdla, Estonia. Finnish Forest Research Institute, Research Papers 704. s. 163–175.

– 2000. Forest values and the objectives of forest ownership . Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 757. 55 s. + 4 osajulkaisua.

Karppinen, H., Hänninen, H. ja Ripatti, P. 2000. Metsänomistusrakenteen muutos 1990-luvulla. Julkaisussa: Hetemäki, L. (toim.). Metsäsektorin suhdannekatsaus 2000–2001. Metsäntutkimuslaitos. s. 59–62.

Metsätilastollinen vuosikirja 2000. Sevola, Y. (toim.). SVT . Maa-, metsä- ja kalatalous 2000:14. Metsäntutkimuslaitos. 366 s.

Ripatti, P. 1994. Yksityismetsien omistusrakenteen muutokset. Julkaisussa: Ovaskainen, V. ja Kuuluvainen, J. (toim.). Yksityismetsänomistuksen rakennemuutos ja metsien käyttö. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 484:12–27.

– 2000. Use of log-linear models in forecasting structural changes in Finnish non-industrial private forest ownership. Silva Fennica 34(3):275–283.

Saastamoinen, O. 1996. 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.

7.2.5 Metsällisten ympäristökonfliktien käsittely ja sosiaalinen kestävyys

Eeva Hellström

Metsäkonfliktit kulttuurisina ilmentyminä

Metsiin liittyviä ympäristökonflikteja voidaan tarkastella kulttuurisina tuotteina kolmella eri tasolla: konfliktien ilmenemismuotojen, konfliktien käsittelytapojen sekä konfliktien kokemisen tasoilla.

Muihin läntisiin, runsasmetsäisiin maihin verrattuna Suomessa on esiintynyt paljon hakkuiden vastustamista suoran toiminnan keinoin, eli konfliktit ovat olleet voimakkaita. Arkikielessä metsäkonfliktit käännetäänkin Suomessa usein ”metsäsodiksi”. Ruotsissa ja Norjassa taas puhutaan metsäväittelystä ja Saksassa metsäkeskustelusta. Yhdysvalloissa metsänkonflikteista käytetään alueesta riippuen kaikkia näitä luonnehdintoja.

Kysymys ei ole vain kielellisen ilmaisun eroista, vaan siitä, että kullakin yhteiskunnalla on oma, kulttuurinen tapansa tuottaa tietynlaisissa yhteiskunnallisissa, taloudellisissa ja ekologisissa oloissa tietyn tyyppisiä konflikteja. Konfliktin ilmenemismuoto, esimerkiksi suora toiminta, oikeuskäsittely, kampanjointi tai julkinen väittely, ei siis välttämättä kuvaa taustalla olevan ekologisen tai sosiaalisen ongelman vakavuutta tai ristiriidan syvyyttä.

Konfliktien ilmenemismuotojen lisäksi tapamme suhtautua konflikteihin on kulttuurisesti värittynyt. Konfliktien voimakkuutta ei tulisikaan mitata edellä esitettyjä kiistojen ilmenemismuotoja luokittelemalla, vaan oleellista on, miten me itse suhtaudumme niihin. Se mikä yhden kulttuurin edustajan silmin näyttää jokapäiväiseltä keskustelulta, saattaa toisen kulttuurin edustajan silmin näyttää vakavalta kiistalta ja päin vastoin. Esimerkiksi jonkin tahon kampanjointia jonkin asian puolesta tai vastaan voidaan yhdessä kulttuurissa pitää yhtä suurena yhteiskunnallisena ongelmana kuin oikeustaisteluja toisessa tai metsäsotia kolmannessa.

Kulttuuriset tekijät siis vaikuttavat ”konfliktien sietokykyyn” eli siihen, miten suurena ongelmana ne koetaan. Näin ajateltuna tuntuu luontevalta, että myös konfliktien käsittelytavoilla on kulttuurinen ulottuvuutensa.

Konfliktien käsittelytavat eivät useinkaan ole seurausta konfliktien ilmenemismuodoista, kuten helposti kuvitellaan. Konfliktien käsittelyssä heijastuvat yleensä samat kulttuuriset vaikeudet ja yhteiskunnalliset ongelmat kuin itse konflikteissa. Esimerkiksi juuri niissä oloissa, joissa eri osapuolten väliset suhteet ovat tulehtuneimmat ja joissa osapuolten välisten suhteiden parantaminen konfliktien käsittelykeinona olisi siis kaikkein tärkeintä, kulttuuriset edellytykset suhdetoiminnan kehittämiselle ovat yleensä kaikkein huonoimmat - samantyyppinen kulttuurinen ympäristö ohjaa molempia.

Kulttuuri on kuitenkin jatkuvasti kehittyvää. Tämä dynaamisuus luo mahdollisuuden pyrkiä myös tietoisesti ohjaamaan kulttuurin kehitystä. Itse asiassa konfliktien käsittely parhaimmillaan on omalle toimintaympäristölle ominaisen konfliktikulttuurin ymmärtämistä ja tietoista vaikuttamista konfliktien taustalla oleviin kulttuurisiin tekijöihin.

Konfliktikulttuurit sosiaalisen kestävyyden näkökulmasta

Konfliktikulttuureja voidaan myös arvioida sosiaalisen kestävyyden näkökulmasta. Olisi yksioikoista ajatella, että tietynlaisten konfliktien esiintyminen tai niiden puuttuminen olisi merkki sosiaalisen kestävyyden tasosta. Konfliktien puuttuminen voi olla vakava merkki sosiaalisen kestävyyden puutteesta, jos vallitseva yhteiskuntajärjestelmä on pyrkinyt estämään avoimet konfliktit pakottavin keinoin. Toisaalta konfliktit voivat heijastaa sosiaalisen kestävyyden

puutetta silloinkin, kun konfliktit rajuudessaan aiheuttavat vakavia katkoksia tai nopeasti toistuvia suunnan muutoksia yhteiskunnan kehityksessä.

Toisaalta jopa ne konfliktit, jotka ulkopuolisen silmin näyttävät erityisen voimakkailta, voivat olla sosiaalisesti kestäviä, jos ne auttavat tunnistamaan ajankohtaisia ongelmia, pitävät viranomaiset valppaina, motivoivat ja rohkaisevat luoviin ratkaisuihin tai varmistavat, että kaikki asianosaiset tulevat kuulluiksi. Konfliktit ovat nimittäin väistämätön osa yhteiskunnan sopeutumista uusiin olosuhteisiin, toisinaan jopa politiikan "moottori". Politiikka on jo määritelmänsä mukaan eri arvojen, intressien ja valta-asetelmien välisessä jännitteessä tapahtuvaa ongelmanratkaisua eli konfliktien käsittelyä.

Konfliktien käsittelyn eri ulottuvuuksia voidaan havainnollistaa oheisella taulukolla. Siinä on erotettu kaksi erilaista konfliktien käsittelyn kohdetta. Kulttuurien välisten konfliktien käsittelyllä tarkoitetaan kahden tai useamman keskenään ristiriidassa olevan osakulttuurin kohtaamiseen liittyvien ristiriitojen sovittelua. Monet näistä konflikteista ovat teemoiltaan rajattuja ja paikkaan sidottuja. Konfliktikulttuurien käsittelyllä puolestaan tarkoitetaan sellaisiin yhteiskunnallisiin tekijöihin vaikuttamista, jotka tietylle kansalle tai alueelle ominaisissa kulttuurisissa oloissa tuottavat tietyn tyyppisiä konflikteja.

Molemman tyyppisiä konflikteja voidaan käsitellä joko vakiintunein institutionaalisin tavoin (esim. työryhmissä tai tuomioistuimissa tai osallistavalla suunnittelulla) tai vuorovaikutteisesti, jolloin päähuomio kiinnittyy kiistojen vapaaehtoiseen sovitteluun sekä osapuolten välisen kunnioituksen ja viestinnän kehittämiseen.

Suomen konfliktipolitiikka

Koska metsät ovat Suomen talouselämän peruspilari ja metsät koskettavat laajoja kansalaispiirejä, voimakkaat metsäkonfliktit on yleensä koettu merkittävinä yhteiskunnallisina ongelmina. Sosiaalisen kestävyyden kannalta oleellisempaa, kuin missä muodoissa konfliktit ilmenevät on kuitenkin, miten niiden ilmetessä toimitaan.

Suomen konfliktien käsittelypolitiikka on 1990-luvulla vahvasti painottunut konfliktien institutionaaliseen käsittelyyn. Tässä suhteessa suomalaisessa konfliktipolitiikassa on ollut eräitä kansainvälisesti katsottuna edistyksellisiä piirteitä, kuten Metsähallituksen soveltama kansalaisia osallistava metsäsuunnittelu tai kansallisen metsäohjelman avoin ja osallistava valmistelu.

Sen sijaan eräs Suomen konfliktipolitiikan heikkouksista on ollut vaikeus saada aikaan sovintoa paikallisissa konflikteissa vapaaehtoisen sovittelun keinoin. Näyttäisikin siltä, että Suomen oloissa vaikuttavin tapa tukea konfliktien käsittelyllä yhteiskuntakehitystä ja edistää sosiaalista kestävyyttä on konfliktien vuorovaikutteisen käsittelyn edistäminen.

Sosiaalisen kestävyyden edistäminen edellyttää siis tietoista pyrkimystä monipuolistaa konfliktien käsittelyn kulttuuriamme. Muutoksessa on enemmän kysymys asenteista kuin tekniikasta. Tässä jokaisella metsäalalla toimivalla on oma vastuunsa, ei pelkästään organisaatioiden viestintäyksiköillä tai johdolla.

Taulukko 7.2-6. Metsällisten ympäristökonfliktien käsittelyn ulottuvuudet sekä Suomen vahvuudet (tummennetut alueet) ja heikkoudet (vaaleat alueet).

Käsittelyn kohde **Käsittelytapa**	**Kulttuurien välinen konflikti**	**Konfliktikulttuuri**
Institutionaalinen	Konfliktien ratkaisu nimettyissä työryhmissä tai tuomioistuimissa	Osallistava suunnittelu ja neuvotteleva päätöksenteko
Interaktiivinen	Kiistojen vapaaehtoinen sovittelu mm. kolmannen tahon välittämänä	Osapuolten välisen kunnioituksen ja viestinnän kehittäminen

Osallistava ja yhteistoiminnallinen suunnittelu keinona kohti sosiaalista kestävyyttä

Leena A. Hytönen

Metsätalouden kestävää kehitystä ja siihen liittyvää sosiaalista kestävyyttä on vaikea tarkasti määritellä. Määrittelemistä helpompaa on tunnistaa ilmiöitä, jotka eivät ole kestäviä. Tällainen on esim. väestön muutto maaseudulta Etelä-Suomen suuriin keskuksiin. Sosiaalisesti kestävään metsätalouteen voidaan lukea joitakin piirteitä, joita voidaan edistää myös osallistavan suunnittelun keinoin.

Henkilökohtaisella tasolla sosiaalinen kestävyys merkitsee yksilön mahdollisuutta hallita oman elämänsä avaimia. (Rannikko 1998, Hytönen 1998). Osallistava suunnittelu tukee ihmisten elämänhallintaa päästämällä nämä vaikuttamaan päätöksentekoon, jonka seuraukset vaikuttavat heidän elämäänsä. Myös osallistavan suunnittelun kouluttavat tavoitteet lisäävät ihmisten elämänhallintaa: saadaan tietoa uusista mahdollisuuksista, opitaan vuorovaikutustaitoja, itsetunto ja oma identiteetti kehittyy sekä tutustutaan tahoihin ja organisaatioihin, joissa päätöksiä tehdään.

Luonnon resurssit sijaitsevat sosiaalisessa ja poliittisessa ympäristössä, joka sisältää paikallisten ihmisten luomia asioita, kuten maiseman, sosiaalisen historian, kauneusarvoja, yhteisön identiteetin, perinteitä ja uskonnollisia arvoja. Ihmiset eivät ole autonomisina riippumattomina toimijoina ekosysteemin ulkopuolella vaan elävät vuorovaikutuksessa ympäristönsä kanssa: ihmiset muokkaavat ympäröivää luontoa ja päinvastoin (Williams 1998, Hytönen 1998).

Metsäsuunnittelua on arvosteltu siitä, että se olettaa luonnonvarasuunnittelun olevan yksinkertaista biofysikaalista analyysia. Yhteistoiminnallinen suunnittelu mahdollistaa paikan "hengen" huomioon ottamisen metsäsuunnittelussa. Käytännössä tämä on esim. perinnemaiseman hoitoa ja suojelua. "Paikan henki" vaikuttaa asukkaiden identiteettiin ja siten sen huomioon ottaminen osaltaan edistää metsätalouden sosiaalista kestävyyttä.

Sosiaalinen kestävyys voidaankin nähdä myös toimintastrategiana. (Hytönen1998, Rannikko 1998). Jos yhteisön jäsenillä on motivaatiota suunnitella, organisoitua ja toimia, voivat paikallisen yhteisön jäsenet ja muut toimijat yhteistyössä määrittää yhteisön halutunlaisen tulevaisuuden tilan ja strategian sen saavuttamiseksi. Prosessissa on luonnollisesti otettava huomioon biofyysiset, sosiaaliset ja taloudelliset muutokset ja tekijät seudulla. Tähän kykenevät paikallisyhteisöt ovat joustavia ja menestyvät tulevaisuuden muutoksien yhteydessä. Ruohonjuuritasolta ponnistava yhteistoiminnallinen suunnittelu on avain kestävään kehitykseen.

Kirjallisuus

Hytönen,M. 1998. The concept of social sustainability. Julkaisussa: Hytönen, M. (toim.). Social sustainability of forestry in the Baltic Sea Region. Proceedings of workshops organised by the Nordic Research Programme on Social Sustainablity of Forestry 30-31 January 1997 in Helsinki and 10-12 September 1997 in Kärdla, Estonia. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 704. s. 9–44.

Rannikko,P. 1998. Village development and social sustainability. Julkaisussa: Saastamoinen, O. ja Lipitsäinen, S. (toim.). Social Sustainability and the Taiga Model Forest. Joensuun yliopisto, Metsätieteellisen tiedekunnan tiedonantoja 84. s. 9–18.

Williams, D.R. ja Stewart, S.I. 1998. Sense of place. An elusive concept that is finding home in ecosystem management. Journal of Forestry 96(5):18–23.

7.3 Metsien käytön ekologisesta kestävyydestä

Jukka Jokimäki ja Jyrki Kangas

7.3.1 Luonnonarvoja ja tuotantokykyä

Kestävällä kehityksellä tarkoitetaan ihmiskunnan nykyisten perustarpeiden tyydyttämistä viemättä tulevilta sukupolvilta mahdollisuutta tyydyttää omat tarpeensa. Kestävän kehityksen tavoitteena on siten turvata nykyisille ja tuleville sukupolville hyvät elämisen mahdollisuudet. Kestävän kehityksen sosiaaliset, kulttuuriset ja taloudelliset ulottuvuudet eivät ole mahdollisia pitkällä aikavälillä ilman ekologista kestävyyttä.

Ekologisesti kestävän kehityksen peruspilareina ovat luonnon monimuotoisuuden (biodiversiteetin) säilyttäminen ja ihmisen taloudellisen toiminnan sopeuttaminen maapallon luonnon sietokykyyn ja luonnonvaroihin. Ekologisen kestävyyden tavoitteena on sekä luonnon tuotantokyvyn että luonnon arvojen säilyttäminen. Ekologisissa tavoitteissa voidaan siten nähdä sekä ihmis- että luontokeskeisiä elementtejä.

Metsätalouden osalta ekologinen kestävyys tarkoittaa lähinnä sitä, että metsien metsätaloudellinen käyttö ja metsänhoito eivät saa vaarantaa metsäekosysteemin toimintaa ja metsien eloyhteisöjen monimuotoisuutta. Metsän muiden käyttömuotojen osalta voidaan asettaa sama vaatimus. Esimerkiksi porotalous tulisi mitoittaa niin, että pohjoisen metsäluonnon monimuotoisuus ei vaarannu. Mikä tahansa metsänkäyttömuoto voi aiheuttaa vakavia häiriöitä metsäekosysteemiin. Esimerkiksi liiallinen tai hallitsematon turismi, ja jopa harmittomalta tuntuva luonnon tarkkailu voivat paikallisesti turmella luontoa vaikkapa haittaamalla harvinaisten lajien lisääntymistä. Metsäekosysteemin toiminnan ylläpitäminen turvaa metsien monipuoliset hyödyntämismahdollisuudet; myös pitkän tähtäimen puuntuotantomahdollisuudet.

Kansallisen metsäohjelman mukaan metsien ekologinen kestävyys turvataan kehittämällä edelleen talousmetsien ympäristönhoitoa metsätalouden ympäristöohjelman ja sen seurantojen pohjalta. Metsänhoitoon liittyvän ohjeiston, lakien ja sertifioinnin avulla on pyritty kestävään kehitykseen. Viime aikoina metsänkäsittelyohjeistoja onkin uusittu niin yksityismetsätalouden kuin valtionkin maiden osalta luontoarvoja enemmän huomioiviksi. Myös kansainväliset sopimukset kehottavat ottamaan huomioon kaikessa toiminnassa ekologisen kestävyyden.

Euroopan toisessa metsäministerikonferensissa hyväksyttiin erityiset kestävän metsätalouden kriteerit. Kriteerien pohjalta eri maat ovat laatineet omat kestävän metsätalouden kansalliset ohjelmansa. Myös Suomen metsätaloudelle on luotu kestävän metsätalouden kriteerit ja indikaattorit (Eeronheimo ym. 1997), joiden avulla voidaan seurata metsätalouden tilan kehittymistä ekologisesta näkökulmasta. Suomen metsätalouden ympäristöohjelman toteutumista on seurannut erityinen seurantaryhmä.

Uusien metsä- ja luonnonsuojelulakiemme tavoitteena on sekä puuntuotannon että luonnon monimuotoisuuden turvaaminen. Laissa metsähallituksesta (1169/1993) mainitaan, että luonnon monimuotoisuuden ylläpitäminen ja tarkoituksenmukainen lisääminen tulee luonnonvarojen kestävän käytön tärkeänä osana ottaa huomioon yhdessä metsien hoidolle, käytölle ja suojelulle asetettujen muiden tavoitteiden kanssa.

Luontoarvot huomioivia ohjeistoja on tehty ministeriöiden, yksityismetsätalouden, metsäteollisuuden ja valtion maiden hallinnoijien toimesta. Talousmetsien käsittelyssä pyritäänkin nykyään säästämään mm. arvokkaat pienkohteet. Metsäsertifiointi puolestaan on yksi maailmanlaajuinen ilmentymä siitä, että myös taloudellisessa toiminnassa ekologisen kestävyyden periaatteet nousevat yhä tärkeämmiksi. Nykyisin puhutaan myös elinkaariajattelusta, jossa otetaan kantaa koko puuntuotan-

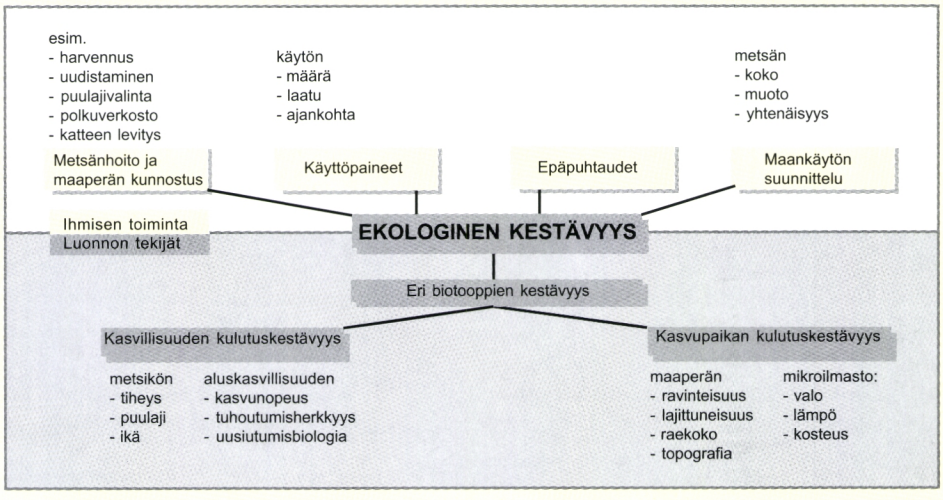
Pirstoutumisen ja runsaan virkistyskäytön vaikutus taajamametsien kasvillisuuteen

Irja Löfström, Minna Malmivaara, Ilkka Vanha-Majamaa, Liisa Häkli

Metsien pitkällinen runsas virkistyskäyttö kuluttaa metsäkasvillisuutta ja muuttaa lajistoa. Taajamametsien ekologinen kestävyys riippuu monista toisiinsa vuorovaikutussuhteissa olevista tekijöistä (kuva 7.3-1). Metsäalueen koko, muoto ja yhtenäisyys vaikuttavat merkittävästi kestävyyteen. Metsäalueen pilkkoutuminen ja eristyminen johtavat alkuperäisen kasvilajiston köyhtymiseen. Virkistyskäytön lisääntyessä lajit voivat paikallisesti hävitä eivätkä eristyneisyyden ja muuttuneiden olosuhteiden vuoksi kykene leviämään takaisin metsäalueelle (esim. Lovejoy ja Oren 1981, Liddle 1997).

Taajamametsät koostuvat erilaisista biotoopeista, joiden kulutuskestävyys vaihtelee. Biotoopin kulutuskestävyyteen vaikuttavat aluskasvillisuuden ja maaperän kulutuskestävyys. Aluskasvillisuuden kulutuskestävyys puolestaan riippuu kasvillisuuden kasvunopeuden ja tuhoutumisen suhteesta. Kasvunopeuteen vaikuttavat mm. kasvupaikan ravinteisuus ja kasviyhdyskunnan uusiutumisbiologiset ominaisuudet. Kasvupaikan ravinteisuuden lisääntyessä kulutuskestävyys lisääntyy tiettyyn rajaan saakka. Keskiviljavat MT- ja OMT -kasvupaikat ovat kestävimpiä (Kellomäki ja Saastamoinen 1975). Metsikön rakenne (puulajisuhteet, tiheys, ikä) vaikuttaa sekä puuston että aluskasvillisuuden kulutuskestävyyteen. Metsikön valon määrän lisääntyminen elvyttää aluskasvillisuutta, ja lajisto muuttuu kulutusta paremmin kestäväksi (esim. Kellomäki 1977). Maaperän mekaaninen kulutuskestävyys riippuu mm. maa-aineksen lajittuneisuudesta ja raekoosta. Maaston topografialla on vaikutusta äärevissä oloissa: rinteen kaltevuuden kasvaessa eroosioherkkyys lisääntyy.

Metsäntutkimuslaitos tutkii taajamametsien pirstoutumisen ja virkistyskäytön aiheuttaman kulutuksen vaikutuksia kasvillisuuteen. Tutkimuksessa selvitetään, minkä verran eri kokoiset taajamametsät kestävät kulutuspaineita ja mikä on ekologisesti kestävän metsäalueen "vähimmäiskoko". Lisäksi tutkitaan, miten kulutuskestävyys vaihtelee biotoopeittain ja miten eri kasvilajit reagoivat lisääntyvään kulutukseen.



Kuva 7.3-1. Taajamametsien ekologiseen kestävyyteen vaikuttavat tekijät.

neeseen kulutukseen.

Pääkaupunkiseudulta valittujen metsäalueiden koko vaihteli alle hehtaarista 1 600 hehtaariin. Tutkimuksessa kartoitettiin 53 metsäaluetta ja yhteensä 199 biotooppia. Tutkimusalueet muodostavat gradientin kaikista urbaaneimmista metsistä taajaman ulkopuolisiin metsäalueisiin. Tutkimus keskittyy uudistuskypsiin mustikkatyypin (MT) ja puolukkatyypin (VT) metsiköihin. Biotooppikartoituksen yhteydessä perustettiin pysyviä koealoja kulutuskestävyyden seurantaa varten. Kasvillisuusmuutoksia seurataan noin viiden vuoden ajan (Löfström ym. 2001).

Ensimmäisessä case -tutkimuksessa Vantaan Winterinmäellä metsäalueen kasvillisuutta seurattiin vuodesta 1992 vuoteen 1997. Asukasmäärä tutkimusalueen välittömässä läheisyydessä lisääntyi 2 300 henkilöllä seurantajakson aikana. Runsaan kymmenen hehtaarin kokoisen metsäalueen pieneneminen yhdessä lisääntyneen virkistyskäytön kanssa vaikutti selvästi aluskasvillisuuden peittävyyteen, biomassaan ja lajimäärään. Viiden vuoden aikana kenttäkerroksen biomassa väheni keskimäärin 20 %. Kenttäkerroksen peittävyys väheni 76 %:sta 52 %:iin ja lajimäärä 38 lajista 33:een. Lisäksi kulutuksen aikaansaamien polkujen pinta-ala kolminkertaistui tutkimusjakson aikana (Häkli 2001).

Myös laajemman aineiston alustavat tulokset osoittavat, että metsäalueen pirstoutuminen ja virkistyskäyttö alentavat aluskasvillisuuden peittävyyttä (Löfström ym. 2001). Aluskasvillisuuden keskimääräinen kokonaispeittävyys MT-metsätyypillä oli 69 %. Pohjakerros reagoi herkemmin tallaamiseen kuin kenttäkerros. Pohjakerroksen kokonaispeittävyys oli 22 % ja kenttäkerroksen 48 %. Taajaman ulkopuolisilla verrokkialueilla vastaavat kokonaispeittävyydet olivat 58 % ja 42 %. Kasvillisuuden peittävyyteen vaikuttivat erityisesti lähiympäristön asukasmäärä. Sen sijaan metsätyypillä ei ollut vaikutusta kulutuskestävyyteen.

Tutkimustuloksia on mahdollisuus hyödyntää, kun pyritään säästämään arvokkaita ja kestäviä luontotyyppejä kaavoituksessa, rakentamisessa ja viheralueiden hoidossa. Lisäksi käyttöpaineita voidaan ohjata parhaiten kulutusta kestäville alueille.

Kirjallisuus

Häkli, L. 2001. The effects of recreation on understorey vegetation - a case study with methodological implications. Maatalous-metsätieteellinen tiedekunta. Soveltavan biologian laitos. Pro gradu -tutkielma. 54 s.

Kellomäki, S. 1977. Deterioration of forest ground cover during trampling. Silva Fennica 11(3): 153–151.

Kellomäki, S. ja Saastamoinen, V-L. 1975. Trampling tolerance of forest vegetation. Tiivistelmä: Metsäkasvillisuuden kulutuskestävyys. Acta Forestalia Fennica 147. 22 s.

Liddle, M. 1997. The ecological impact of outdoor recreation and ecotourism. London, Chapman & Hall. 639 s.

Lovejoy, T. E. ja Oren, D. C. 1981. The minimum critical size of ecosystems. Julkaisussa: Burgess, R. L. & Sharpe, D. M. (toim.). Forest island dynamics in man-dominated landscapes. Ecological Studies 41. Springer-Verlag, New York. s. 7–12.

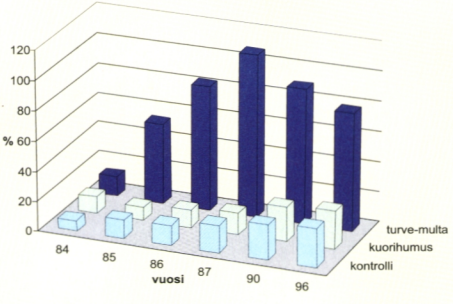
Löfström, I., Malmivaara, M., Hamberg, L. ja Vanha-Majamaa, I. 2001. Effects of fragmentation and trampling on the vegetation of urban forests in southern Finland. Julkaisussa: Sievänen, T., Konijnendijk, C. ja Langner, L. 2001 (toim.). Forests and society: Recreation opportunities, environmental values, urban forest and landscape management issues. Proceedings of papers presented in IUFRO World Congress, August 7-12.8.2000, Kuala Lumpur, Malaysia. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja. Tutkimusjulkaisuja. 7 s. Painossa.

Virkistyskäytössä kuluneiden metsäalueiden kunnostaminen

Irja Löfström

Runsaassa virkistyskäytössä kulutus saattaa ylittää metsäekosysteemin kestokyvyn, ja aluskasvillisuuden kestävimmätkin lajit tuhoutuvat. Aluskasvillisuuden tuhoutumisen jälkeen myös humuskerros kuluu vähitellen. Tämän jälkeen puiden juuristoa tulee esiin, mikä altistaa juuriston mekaanisille vaurioille ja sieni- ja hyönteistuhoille. Pitkäaikainen tallaus aiheuttaa maaperän pintakerroksen tiivistymistä. Tällöin puiden juuriston veden- ja ravinteiden otto ja ilmanvaihto vaikeutuvat. Seurauksena on puuston sädekasvun taantuminen. Maaperän tiivistyminen vaikeuttaa myös puuston luontaista uudistumista (Liddle 1975, Nylund 1978, Nylund ym. 1979, 1980, Löfström 1986). Kulunut metsäalue myös menettää maisemallista arvoaan virkistysympäristönä ja ja suojavaikutustaan ilman puhdistajana ja melun vaimentajana.

Metsäntutkimuslaitos tutki virkistyskäytössä kuluneiden taajamametsien kunnostusta pitkäaikaisin kenttäkokein (Löfström 1986, 1996, Löfström ym. 1999, 2001). Tutkimuksessa selvitettiin eri katteiden ja lannoitteiden vaikutuksia mm. aluskasvillisuuden lajistoon ja peittävyyteen. Koealojen kasvillisuusmuutoksia seurattiin 12 vuotta.

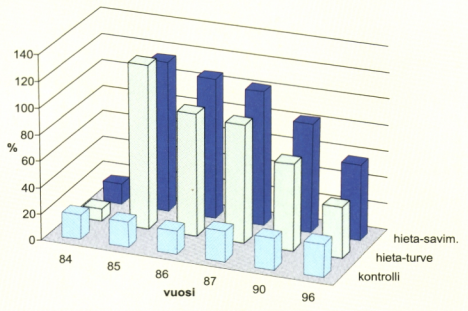


Kuva 7.3-2. MT -kuusikon kenttäkerroksen kokonaispeittävyyden muutokset kuori-humus-, multa-turve- ja verrokkiruuduilla.

Helsingin Jakomäkeen perustettiin koealat tuoreen kasvupaikan (MT) kuusikkoon. Perustettiin 12 kolmen aarin kokoista koeruutua, joissa käytettiin kahta eri katekäsittelyä ja verrokkia. Katteina käytettiin mullan ja turpeen sekoitusta (1:2) ja kolmen vuoden ajan kompostoitunutta kuorihumusta. Katteista turvemulta osoittautui aluskasvillisuuden kannalta suotuisaksi ja pitkävaikutteiseksi. Vielä kokeen lopussa kenttäkerroksen peittävyys oli noin 80 % (kuva 7.3-2). Kokeen alkaessa peittävyys oli vain 10 %. Kuorihumus ei edistänyt lainkaan kenttäkerroksen palautumista. Kuitenkin molemmat katteet osoittautuivat tehokkaiksi suojaamaan maaperää ja puiden juuristoa.

Vuosaareen perustetulla kuivahkolla mäntykankaalla (VT) katteena käytettiin hiedan ja turpeen sekoitusta (1:2) ja hiedan ja savimullan sekoitusta (5:1). Kolmen aarin kokoisia koeruutuja oli yhteensä yhdeksän. Kateruuduille myös kylvettiin kulutusta kestäviä luonnonheiniä 0,6 kg/100 m². Molemmat katteet edistivät hyvin aluskasvillisuuden kehitystä ja suojasivat puiden juuristoa. Kylvö nopeutti tehokkaasti aluskasvillisuuden peittävyyden lisääntymistä ja suojasi katteita eroosiolta. Hieta-turpeella aluskasvillisuus runsastui aluksi hyvin voimakkaasti mutta alkoi taantua jo kolmen vuoden kuluttua (kuva7.3-3). Hieta-savimullalla oli kiinteämpänä katteena pitkäaikaisempi vaikutus aluskasvillisuuteen kuin hieta-turpeella.

Lannoitekoe perustettiin kuivahkoon männikköön Helsingin Vuosaareen. Lannoitteina käytettiin typpeä (N), fosforia (P), kaliumia (K), typpi-fosforia (NP) ja typpi-fosfori-kaliumia (NPK). Lannoitteiden sisältämät ravinnemäärät olivat 80 kg/ha. Lannoituksella ei ollut merkittävää vaikutusta aluskasvillisuuden peittävyyteen. Heinien ja ruohojen peittävyys lisääntyi hiukan P-, NP- ja NPK -lannoi-



Kuva 7.3-3. VT -männikön kenttäkerroksen kokonaispeittävyyden muutokset hieta-savimulta-, turve-multa- ja verrokkiruuduilla.

tuskoealoilla. Joissakin aiemmissa lannoitetutkimuksissa heinien ja ruohojen peittävyyden on todettu kasvaneen lannoituksen vaikutuksesta ja typpipitoisella lannoituksella on todettu olleen suurin vaikutus (esim. Kellner ja Mårshagen 1991, Mäkipää 1993,Mälkönen ym. 1980). Pääkaupunkiseudun ilmasta tuleva typpilaskeuma voi osaltaan pienentää lannoitettujen ja vertailualueiden välisiä eroja. Etelä-Suomessa vuosittainen typpilaskeuma on noin 10 kg/ha (Derome 1992).

Kirjallisuus

Derome, J., Lindroos, A.-J., Niska, K. ja Välikangas, P. 1992. Kokonaislaskeuma Lapissa vuonna 1990–1991. Julkaisussa: Kauhanen, H. ja Varmola, M. (toim.). Itä-Lapin metsävaurioprojektin väliraportti. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 413:39–48.

Kellner, O. ja Mårshagen, M. 1991. Effects of irrigation and fertilization on the ground vegetation in a 130-year-old stand of Scots pine. Canadian Journal of Forestry Research 21:733–738.

Liddle, M. 1975. A selective review of the ecological effects of human trampling on natural ecosystems. Biological Conservation 7(1):17–36.

Löfström, I. 1986. Helsingin kaupunkimetsien kulutuskestävyyden parantaminen. Helsingin kaupungin ympäristönsuojelulautakunta. Julkaisu 3:1–94.

Löfström, I. 1996. Virkistyskäytössä kuluneiden metsien kunnostaminen. Julkaisussa: Saarinen, J. ja Järviluoma, J. (toim.). Luonto virkistys- ja matkailuympäristönä. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 619:165–181.

Löfström, I., Malmivaara, M., Vanha-Majamaa, I. ja Häkli, L. 1999. Pirstoutuminen uhkaa kaupunkimetsien ekologista kestävyyttä. Luonnon Tutkija 103(5):198–202.

Löfström, I., Malmivaara, M., Hamberg, L. ja Vanha-Majamaa, I. 2001. Effects of fragmentation and trampling on the vegetation of urban forests in southern Finland. Julkaisussa: Sievänen, T., Konijnendijk, C. ja Langner, L. 2001 (toim.). Forests and society: Recreation opportunities, environmental values, urban forest and landscape management issues. Proceedings of papers presented in IUFRO World Congress, August 7-12.8.2000, Kuala Lumpur, Malaysia. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja (painossa).

Mäkipää, R. 1993. Typpi- ja fosforilannoituksen vaikutus aluskasvillisuuden biomassaan ja ravinteiden käyttöön. Luonnon Tutkija 2:70–73.

Mälkönen, E., Kellomäki, S. ja Holm, J. 1980. Typpi-, fosfori- ja kalilannoituksen vaikutus kuusikon pintakasvillisuuteen. Summary: Effect of nitrogen, phosphorus and potassium fertilization on ground vegetation in Norway stands. Communicationes Instituti Forestalis Fenniae 98(3):1–35.

Nylund, L. 1978. Tallaamisen vaikutus maaperän tiivistymiseen ja puustoon eteläsuomalaisilla leirintäalueilla. Pro gradu -tutkielma. Helsingin yliopisto. Ympäristönsuojelun laitos.

Nylund, M., Nylund, L., Kellomäki, S. ja Haapanen, A. 1979. Deterioration of forest ground vegetation and decrease of radial growth of trees on camping sites. Tiivistelmä: Leirinnän vaikutus metsän aluskasvillisuuteen ja puiden kasvuun. Silva Fennica 13(4):343–456.

Nylund, M., Nylund, L., Kellomäki, S. ja Haapanen, A. 1980. Radial growth of Scots pine and soil conditions at some camping sites in southern Finland. Tiivistelmä: Männyn säde-kasvu ja maaperämuutokset eräillä Etelä-Suomen leirintäalueilla. Silva Fennica 14 (1):1–13.

non ketju raaka-aineen hankinnasta lopputuotteeseen asti. Siinä tavoitteena on löytää luontoa mahdollisimman vähän rasittavat tuotannollisten ja logististen prosessien kokonaisuudet.

Soveltavan ekologian eräänä tehtävänä on löytää ympäristöystävällisiä metsänkäsittelymenetelmiä, joita soveltamalla metsäluonnon monimuotoisuutta voidaan ylläpitää tai jopa lisätä. Metsäsuunnittelua helpottaa se, että hakkuut ja käytettävät menetelmät ovat suhteellisen helposti kontrolloitavissa, jolloin suunnitelmia voidaan hyvinkin tarkasti noudattaa ja niiden toteuttamista seurata. Menetelmiä sovellettaessa eri alueille on kuitenkin huomioitava, että Suomi on laaja maa. Etelä-Suomeen kehitetyt menetelmät ja kriteerit eivät välttämättä sovi Pohjois-Suomen oloihin. Jokainen tilanne onkin käsiteltävä mieluimmin tapauskohtaisesti kuin että aletaan soveltamaan muualla testattuja nyrkkisääntöjä sattumanvaraisesti. Vaihtoehtoisia metsäsuunnitelmia ja hakkuumenetelmiä voidaan arvioida ekologisen kestävyyden kannalta (ks. metsäsuunnittelua käsittelevät osat tässä kirjassa). Suunnittelun merkitystä ekologisen kestävyyden turvaamisessa ei voida korostaa liikaa.

7.3.2 Tarkastelumittakaava ja palautuvuus

Metsien käytön ekologisen kestävyyden arvioinnissa on tärkeätä tarkastella hakkuiden ja muiden toimenpiteiden vaikutusten aikaulottuvuutta. Toinen arviointien kannalta keskeinen seikka on tarkastelun alueellinen mittakaava. Ekologisten vaikutusten aika- ja alueelliset ulottuvuudet ovat vahvasti toisiinsa kietoutuneet, mikä hankaloittaa vaikutusten ennustamista.

Esimerkiksi jonkin lajin katoaminen turismin ja metsätalouden takia tietyltä alueelta ei tarkoita lajin häviämistä koko maakunnasta eikä välttämättä merkittävästi vaikuta edes lajin populaation kokoon maakunnassa. Jos turismin ja metsätalouden vaikutukset alueella vähenevät tai loppuvat, saattaa laji palata asuttamaan aluetta jonkin ajan kuluttua uudelleen. Siten eliöyhteisön paikalliset häiriöt voivat jäädä väliaikaisiksi, jos ympäröivä alue mahdollistaa lajien säilymisen ja myöhemmin palaamisen korjautuneelle kohteelle.

Olennaista minkä tahansa toimenpiteen ekologisen kestävyyden määrittämisessä onkin juuri vaikutusten palautuvuus; ei pelkästään vaikutusten välitön näkyvyys ja tuntuvuus. Kaikki metsänkäyttömuodot aiheuttavat jonkinlaisia muutoksia metsäekosysteemiin. Avohakkuu muuttaa kertaheitolla ja radikaalisti metsikön ekologiset ominaisuudet. Metsätalouden aiheuttamat paikalliset häiriöt ovat usein kuitenkin ajan mittaan korjautuvia. Jos intensiivistä, ekologisista vaikutuksista piittaamatonta metsätaloutta harjoitettaisiin kaikkialla ja pitkään, voisivat paikalliset lajien katoamiset muuttua palautumattomiksi. Sama koskee matkailua, laidunnusta, yms. Tällöin lajeja voisi kuolla sukupuuttoon ihmisen metsänkäytön takia.

Metsän käytön ekologisia vaikutuksia voidaan ja on syytä arvioida eri mittakaavoissa: paikallisen esiintymän näkökulmasta, metsikkö- ja maisematasoilla, maakunnallisesti, valtakunnallisesti ja globaalisti. Kehittyneet paikkatietojärjestelmät ja spatiaalinen mallinnus mahdollistavat eri mittakaavojen analyysit käytettäessä moderneja metsäsuunnittelun laskentajärjestelmiä (esim. Nikula ja Store 1999). Tarkastelut tukevat toisiaan, ja esimerkiksi hakkuiden metsikkötason ekologisia seuraamuksia ennustettaessa on tiedettävä, miten ympäröivät alueet jatkossa kehittyvät.

Eri lajit ovat riippuvaisia eri mittakaavan metsällisistä ominaisuuksista. Joillekin tärkeintä on yksittäisten ravinto- tai elinkohteiden, kuten suurten lahoavien haapojen, esiintyminen. Toisten lajien elinvoimaisuus taas riippuu maisematason tunnuksista. Esimerkiksi metsolle on tärkeää, että laajahkolla elinpiirillä on riittävästi varttunutta havumetsää. Yksittäinen pieni avohakkuu ei vielä välttämättä pilaa metson elinmahdollisuuksia alueella, mutta yksittäisenkin haavan poistaminen saattaa

tuhota uhanalaisen, lahoavasta haavasta riippuvaisen eliön esiintymän.

Toisaalta yhden tai muutaman paikallisen esiintymän katoaminen ei vielä yleensä ole ratkaisevaa maisematason, puhumattakaan valtakunnallisen tai globaalin monimuotoisuuden kannalta. Yleisesti ottaen lajin häviäminen joltakin osa-alueelta ei tarkoita koko alueen lajimäärän vähenemistä, jos lajia esiintyy muilla osa-alueilla esiintymien muodostaessa kokonaisuutena elinkelpoisen populaation. Yksikin paikallinen "sukupuutto" voi kuitenkin vähentää monimuotoisuutta, jos sen mukana katoaa vain tässä kadonneessa esiintymässä ollutta geeniainesta. Ekologisen kestävyyden käytännön arvioinneissa joudutaan kuitenkin pidättymään enemmän laji- kuin geenien tasolla. Tarkoituksenmukaista on tarkastella ekologista kestävyyttä vähintään maisematasolla, ja suhteuttaa esimerkiksi metsikkötason toimenpiteet seuraamuksineen vähintään maisematason arviointeihin. Vain yksittäisen metsikön tiedoilla tehdyt arviot johtavat helposti harhaan mm. aiheutettavien muutosten palautuvuuden ennustamisessa.

Onneksi meikäläisissä oloissa metsien käytön ekologiset vaikutukset ovat useimmiten palautuvia, ellei aiheuteta pysyvää muutosta maankäyttöön kuten muuteta lehtometsää pelloksi tai kaupungiksi. Toisaalta pellonraivaustakin edeltänyt ekologinen olotila voi palautua ajan mittaan metsityksen tai metsittymisen myötä (Wall 1998). Ekologisesti palautumaton muutos voidaan aiheuttaa myös silloin, kun toimenpide ei ole kertaluonteinen tai se liittyy yleisempään samansuuntaisia muutoksia aiheuttavaan toimenpidekokonaisuuteen. Metsätalouden ohjeistojen valtakunnalliset ja globaalitkin ekologiset vaikutukset juontuvat juuri sitä kautta, että niitä pyritään soveltamaan kaikkialla.

Tosin yksittäinen kertaluontoinen toimenpidekin voi pahimmillaan aiheuttaa palautumattoman seuraamuksen, jopa antaa viimeisen niitin jonkin lajin globaalille sukupuutolle. Yksinkertainen, joskin äärimmäinen esimerkki on lajin viimeisen esiin-

Metson tulevaisuus Suomessa

Annika Kangas ja Sami Kurki

Metson tulevaisuutta Suomessa on pyritty arvioimaan, koska sen kanta on viime vuosikymmeninä voimakkaasti vähentynyt ja sen myös arvioidaan kärsivän vanhojen metsien vähenemisestä ja pirstoutumisesta. Lajin poikastuotossa ja sukupuolijakaumassa on havaittu selvää alueellista vaihtelua (Kurki ym. 2000, Helle ym. 1999). Metson tulevaisuus voi siis olla hyvinkin erilainen eri osissa maata. Lajin tulevan kehityksen arviointiin sopiva työkalu on riskianalyysi. Riskianalyysi perustuu stokastiseen populaation kehityksen malliin, jonka avulla arvioidaan, millä todennäköisyydellä kanta häviää tai tipahtaa jonkin asetetun raja-arvon alle tietyssä ajassa.

Metsopopulaation kehitystä kuvataan syntyvyyden (poikueellisten naaraiden osuus ja poikueen koko) sekä kuolleisuuden avulla. Populaation kehitystä kuvaava malli on

$$N_{aik.}(t+1) = N(t)_{(aik., eloonjääneet)} + N(t)_{(aikuistuneet)},$$

missä

$$N(t)_{(aik., eloonjääneet)} \sim Bin(N_{aik.}(t), p_{aik.})$$

$$N(t)_{(aikuistuneet)} \sim Bin(N_{syntyneet}(t-1), p_{poik.})$$

ja

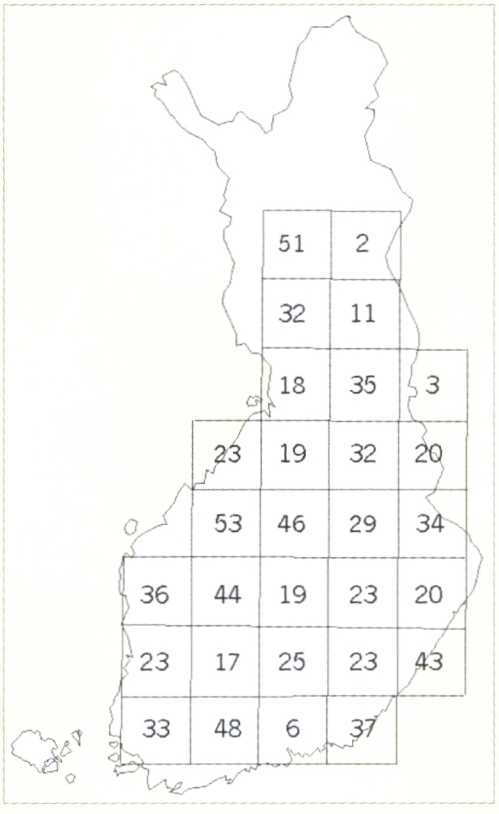
$$N(t)_{(syntyneet)} \sim Bin(N_{aik.}(t), b) \times BS,$$

missä N on populaation koko, t ajanhetki, p eloonjäämistodennäköisyys, b syntymistodennäköisyys ja BS poikueen keskikoko. Mallissa syntyvien ja eloonjäävien määrä noudattaa ns. binomijakaumaa. Metson häviämisriski kuvataan todennäköisyytenä, että populaatio häviää seuraavien 100 vuoden kuluessa.

Poikueiden syntyvyydestä, sukupuolijakaumasta, kannan tiheydestä ja niiden vuotuisesta vaihtelusta alueittain on olemassa runsaasti tietoa RKTL:n toimeenpanemasta riistakolmiolaskennasta (Lindén ym. 1996). Tutkimuksessa käytettiin hyväksi vuosilta 1989–1997 peräisin olevia tietoja 100 km x 100 km kokoisilla alueilla. Sen sijaan metsojen kuolleisuudesta ei ole empiiristä tietoa, ainoat kuolleisuusarviot perustuvat epäsuoriin arvioihin (Lindén 1981). Metsojen kuolleisuudelle ja populaation häviämisriskille laskettiin arviot ns. bayesiläistä populaatiodynamiikan mallitusta hyväksi käyttäen. Kuolleisuudesta tehtiin kaksi vaihtoehtoista oletusta: kuolleisuuden oletetaan olevan joko tiheydestä riippuva tai siitä riippumaton (Kangas ja Kurki 2000). Mahdollista muuttoliikettä alueelta toiselle ei ole huomioitu.

Tulokset kahdella eri oletuksella kuolleisuudesta johtivat hyvin erilaisiin lopputuloksiin. Jos kuolleisuuden oletettiin olevan tiheydestä riippumatonta, olivat metsojen häviämisriskit suuria, jopa yli 50 % (kuva 7.3-4). Suurimmillaan häviämisriskit olivat Pohjanmaalla. Sen sijaan jos kuolleisuuden oletettiin olevan tiheydestä riippuvaa, näyttää metsojen tulevaisuus turvatulta (kuva 7.3-5).

Tulokset kahdesta eri oletuksesta olivat niin ristiriitaiset, että metson tulevaisuudesta voidaan tehdä vain hyvin varovaisia johtopäätöksiä, ellei kuolleisuuden mekanismeista saada tarkempaa tietoa. Voidaan olettaa, että kuolleisuudessa on sekä tiheydestä riippumattomia (esim. ikä) ja tiheydestä riippuvia (predaatio ja metsästys) tekijöitä, joiden mer-



Kuva 7.3-4. Riski, kuolleisuus vuosien 89–97 tasolla.

kittävyys voi lisäksi vaihdella maan eri osissa. Alueilla, joissa metsästys on runsasta, esimerkiksi iästä riippuva kuolleisuus voi olla täysin merkityksetöntä. Sen sijaan alueilla, joilla metso on metsästykseltä rauhoitettu, tilanne voi olla toinen. Tiheysriippuvuuden on myös muissa tutkimuksissa huomattu vaikuttavan suuresti riskianalyysin tuloksiin. Vaikka metso on Suomessa eräs eniten tutkittuja lintulajeja, sen elämänkulkua ei tunneta riittävän hyvin, että voitaisiin antaa tarkkoja ennusteita metson tulevaisuudesta.

Kirjallisuus

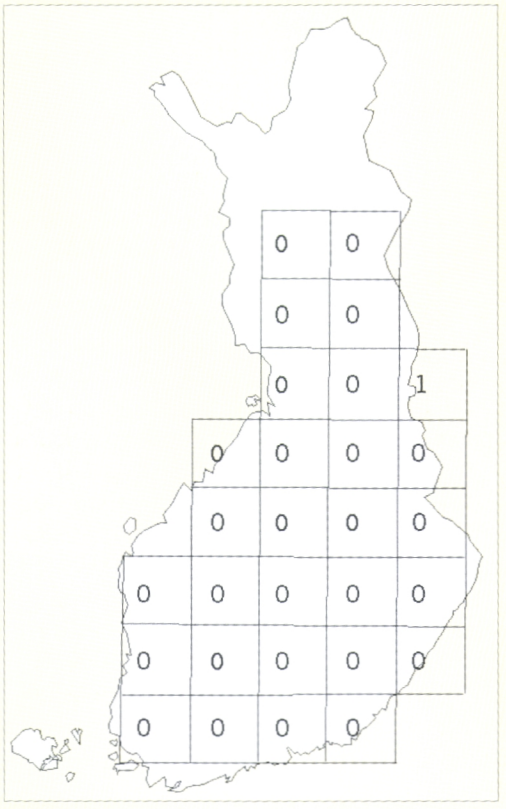
Helle, P., Kurki, S. ja Lindén, H. 1999. Change in the sex ratio of the Finnish capercaillie population. Wildlife Biology 5:25–31.

Kangas, A. ja Kurki, S. 2000. Predicting the future of Capercaillie (*Tetrao urogallus)* in Finland. Ecological Modelling 134:73–87.

Kurki, S., Nikula, A., Helle, P. ja Lindén, H. 2000. Landscape fragmentation and forest composition effects on grouse breeding success in boreal forests. Ecology 81(7): 1985–1997.

Lindén, H. 1981. Estimation of juvenile mortality in the capercaillie, *Tetrao urogallus*, and the black grouse, *Tetrao tetrix*, from indirect evidence. Finnish Game Research 39:35–51.

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



Kuva 7.3-5. Riski, kuolleisuus riippuu tiheydestä.

tymän tai viimeisen kelvollisen elinympäristön tuhoaminen metsänkäytön yhteydessä. Vaikka globaalisti tällaiset ääritilanteet ovat harvinaisia, paikallisia ja alueellisia lajien häviämisiä tapahtuu varmasti jatkuvasti; mutta kuten sanottu, tällöin muutos voi olla - ja yleensä onneksi on - palautuva.

Metsien käytön ekologisen kestävyyden turvaamiseksi on varminta pitää mahdollisimman pienessä mittakaavassa huolta kussakin kohteessa luontaisesti elävän eliöyhteisön elinvoimaisuudesta. Eliöyhteisön tai lajiston ylläpitämisen vaatimusta ei voida käytännössä kuitenkaan ulottaa metsikkötasolle asti, eikä täydellisenä maisematasollekaan, jos metsän käyttö ihmisen tarpeisiin nähdään tarpeelliseksi ja oikeutetuksi. Metsän käytön ja ekologisten tavoitteiden yhteensovittamiseksi on tehtävä valintoja siitä, mitä lajeja ja minkälaista monimuotoisuutta vaalitaan missäkin. Kaikkea ei yksinkertaisesti voi suojella kaikkialla. Metsäsuunnittelu auttaa käyttötavoitteiden ja ekologisen kestävyyden kannalta tehokkaiden ratkaisujen etsimisessä metsiköille ja erisuuruisille alueille.

Lähtökohtana ekologisten tavoitteiden valinnassa osa-alueille on koko alueen monimuotoisuus. Tavoitteet jaetaan osa-alueille siten, että koko alueen monimuotoisuus tulee turvatuksi. Tärkeää on kiinnittää huomiota erityisesti niihin lajeihin, jotka koko alueella ovat harvinaisia. Vaikka tietty laji olisi harvinainen jollakin osa-alueella mutta yleinen muualla, osa-alueen käytössä ei ole tarpeen panostaa sen vaalimiseen, koska laji säilyy helposti muualla.

Ylipäätään lajin yleisyys osoittaa kannan elinvoimaisuuden ja sopeutumisen vallitseviin olosuhteisiin. Kaikkialla yleisiin lajeihin ei tarvi satsata, koska ne eivät ole vaarassa hävitä alueelta. Jos kuitenkin laji on yleinen vain tietyllä osa-alueella, mutta puuttuu muualta, johtopäätös lajin suojelun turhuudesta tällä osa-alueella olisi virheellinen: juuri tällä osa-alueella tulee kyseisen lajin elinympäristövaatimukset ottaa korostetusti huomioon. Toisaalta osa-alueella ei kannata panostaa myöskään sellaisten koko alueella harvinaisten lajien vaalimiseen, joille soveliaita elinympäristöjä ei osa-alueella ole tai voida tuottaa. Esimerkiksi lehtolajeille otollisia elinmahdollisuuksia ei ole mahdollista tuottaa pelkän kuivan kankaan osa-alueelle. Järkevien ekologisten tavoitteiden määrittämiseksi on tärkeää selvittää osa-alueiden ekologiset potentiaalit.

Koska metsän käyttö jatkuvasti muuttaa elinympäristöjä ja siten lajien elinmahdollisuuksia, eri lajien populaatioiden kehittymistä on jatkuvasti seurattava. Seurannan tulosten perusteella voidaan arvioida tarpeet muuttaa lajien harvinaisuusarvioita ja vastaavasti metsien käytön ekologisia tavoitteita.

Kun tällaista ”ylhäältä alas” -järjestystä noudatetaan globaalin monimuotoisuuden tarkastelussa, esimerkiksi lajikohtaiset vastuut jaetaan ensin valtioittain. Valtion, esimerkiksi Suomen, sisällä valtakunnalliset vastuut jaetaan maakuntien tms. ekologisiksi tavoitteiksi. Maakuntatasolla taas selvitetään, mihin lajeihin milläkin maisematason osa-alueella on järkevintä panostaa. Maisematason suunnittelussa taas pyritään optimoimaan sille määriteltyjen ekologisten tavoitteiden saavuttamista. Kussakin vaiheessa on oltava käsitys osa-alueiden ekologisista potentiaaleista.

Tosin aivan näin yksinkertaista luonnon monimuotoisuuden optimaalinen vaaliminen ei käytännössä ole. Esimerkiksi geenidiversiteetin säilyttäminen edellyttää paitsi lajin myös lajin sisäisen geenivaihtelun säilyttämistä. Siksi maapallonkaan monimuotoisuuden turvaaminen ei voi olla yksioikoista laji- tai elinympäristövastuiden jakamista. Lajin geenistö poikkeaa usein saman lajin muusta geenistöstä eniten esiintymisensä äärirajoilla. Sen takia juuri esiintymien äärialueilla voi olla tärkeää panostaa lajin esiintymien säilymiseen. Esimerkiksi valkoselkätikan suojelu on nähty Suomessa tärkeäksi, vaikka laji ei olekaan globaalisti uhanalainen.

Ekologisten tavoitteiden, samoin kuin ekologisen kestävyyden kriteerien ja indikaattoreiden määrittelyssä on oltava laajan tarkastelun ote. Jotta tavoitteet, kriteerit ja indikaattorit olisivat käytännön toiminnas-

sa käyttökelpoiset, ne on kuitenkin pystyttävä esittämään maisema- ja jopa metsikkötason tunnuksina. Ekologisen kestävyyden arvioinnissa on kuitenkin perusteltua nojata vähintään maisematason tarkasteluihin, ja mieluusti suhteutettava nekin valtakunnallisesti määriteltyihin ekologisiin tavoitteisiin. Metsikkö- ja maisematason kriteerit ja indikaattorit on nähtävä lähinnä yleisempien ekologisten tavoitteiden saavuttamisen käytännön apuneuvoina.

7.3.3 Alue-ekologinen näkökulma metsäeliöstön suojeluun

Suojelualueet muodostavat rungon metsäeliöstön suojelulle. Koska suojelualueet tulevat aina muodostamaan vain murto-osan kaikista alueista, on monien metsälajien kannalta usein luonnonsuojelualueita oleellisempaa kuinka talousmetsiä käsitellään. Alue-ekologisen suunnittelun avulla on pyritty parantamaan eliöiden menestymistä myös talouskäytössä olevilla metsäalueilla. Alue-ekologisen suunnittelun keinoina voivat olla esimerkiksi tiettyjen erityisympäristöjen säästäminen, erikoiset käsittelymenetelmät, jättöpuiden ja puuryhmien säästäminen hakkuissa, ekokäytävien perustaminen tai pitkäjännitteinen metsien järjestelyyn liittyvä puulaji- ja ikäluokkajakaumien säätely (Karvonen 1998).

Kun alue-ekologista suunnittelua ryhdyttiin soveltamaan käytännön metsätaloudessa, sen alkuperäisten, puhtaasti ekologisten tavoitteiden rinnalle ovat tulleet muut metsänkäytön näkökohdat. Nykyään olisikin perustellumpaa puhua monitavoitteisesta metsäsuunnittelusta, jossa ekologisille näkökohdille annetaan erityinen painoarvo.

Alue-ekologiselle suunnittelulle onkin nykyään annettu viisi keskeistä käytännön tavoitetta, joissa tunnistetaan myös eri käyttömuotojen yhteensovittamisen tarve: 1) alueelle luontaisten eliölajien populaatioiden säilyttäminen elinkykyisinä pitkällä aikajänteellä, 2) arvokkaiden luontokohteiden säilyttäminen ja uusien luominen, 3)

ESC-strategia ("Everywhere, Somewhere and in Conservation areas") ekologisten tavoitteiden rationalisointiin talousmetsissä

Sakari Mykrä ja Sami Kurki

Biologisen monimuotoisuuden eri komponenttien ylläpito talousmetsissä on kattavasti huomioitu metsä- ja luonnonsuojelulainsäädännön sekä muiden ohjausmekanismien perusteluissa, sillä niiden tavoitteissa on määritelty ylläpidettäväksi "riittävät elinolosuhteet kaikille eri biotooppeihin ja sukkessiovaiheisiin sopeutuneille lajeille". Tavoitteiden operationalisointiin muotoiltu keinovalikoima on kuitenkin vielä epätäydellinen ja vinoutunut koskemaan eritoten lajeja joiden elinympäristövaatimukset ovat metsätalouden kannalta varsin maltillisia ja sellaisina mahdollisia tyydyttää yleisten, kaikkialla sovellettavien metsänkäsittelyn parannusten avulla.

Laadullisesti uusien metsänhoito-ohjeiden ja -menetelmien tuottamat parannukset ovat toki päteviä, mutta ongelmana on edelleen lajien kannalta kriittisten resussien määrä ja alueellinen esiintyminen tulevaisuuden talousmetsämaisemassa. Kuviorakenteeltaan pienipiirteisiksi ja alueelliselta rakenteeltaan tasalaatuisiksi muotoutuneissa metsissämme ovat uusissa ohjeissa monimuotoisuuden kannalta tärkeille resursseille määritettyjen yleisten tavoitetasojen tuottamat parannukset määrällisesti vähäisiä ja ennen kaikkea kaikkialla samanlaisia. Toisaalta on kuitenkin myös selvää, että taloudellisten ja sosiaalisten tavoitteiden ohjatessa voimakkaasti metsätaloutta, "alkuperäisen" tai "luontaisen" monimuotoisuuden ylläpito kattavasti kaikkialla on mahdotonta.

Tätä silmälläpitäen on kehitelty ESC-strategia (Mykrä ja Kurki 1998), jossa metsälajit on jaettu kolmeen kategoriaan niiden elinkykyisten populaati-

oiden tavoiteltavan tai saavutettavissa olevan alueellisen esiintymisen perusteella. E-lajien resurssivaatimukset täyttyvät nykyisten kuviotason metsienhoitoohjeiden mukaisesti käsitellyissä talousmetsissä, ja nämä lajit menestyvät kutakuinkin kaikissa sopivissa elinympäristöissä ("E" viittaa sanaan *everywhere*). S-lajien resurssivaatimukset puolestaan saattavat määrällisesti ylittää keskiverto talousmetsästä löytyvät piirteet, tai lajit ovat erikoistuneet tiettyihin nykymetsissä harvinaisiin resursseihin. Näitäkin lajeja voidaan ylläpitää talousmetsissä, mutta ne vaativat tarpeensa paremmin huomioivaa metsienkäsittelyä, ja voivat siten esiintyä vain joissain alkuperäisistä elinympäristöistään ("S" - *somewhere*). Kolmas kategoria "C "käsittää ne lajit jotka tiukkojen elinympäristövaatimustensa vuoksi voivat käytännössä esiintyä elinkykyisinä populaatioina ainoastaan suojelualueilla (*conservation areas*). Talousmetsien monimuotoisuuden suojelussa erityishuomio tulee siten jatkossa kohdistaa S-lajien ja –lajiryhmien systemaattiseen ylläpitoon so-pivissa talousmetsäelinympäristöissä. Metsäkuviotasolla toteutettavien käsittelymenetelmien parannusten lisäksi osa S-lajeista vaatii esiintyäkseen laajempien metsäalueiden integroitua suunnittelua ja käsittelyä.

Tämä strategia, ja yleisemminkin koko maan tasolla toteutettava metsäluonnon monimuotoisuuden kattava ylläpito vaativat taustakseen luonnonmaantieteellisiä ja metsätalouden hallinnollisia aluejakoja sopivasti yhdistelevän hierarkkisen jaon. Lyhyesti sanoen, monimuotoisuuden koko kirjon ylläpito vaatii yleisten nyrkkisääntöjen sijaan metsäsuunnitelma-alueittain tarkennettavia ekologisia tavoitteita, joiden seurauksena tiettyjä S-lajien vaatimia resursseja ylläpidetään yhtäällä ja toisia toisaalla. Suunnitelma-alueittaiset tavoitteet täsmentyvät paitsi alueen ekologisen potentiaalin (metsätyypit, metsien nykyrakenne, uhanalaisten lajien ja avainbiotooppien esiintyminen jne.), myös sosioekonomisten rajoitteiden (maanomistuksen nykyrakenne ja aiempi maankäyttö, metsänomistajien metsänkäyttötavoitteet jne.) perusteella. Metsäluonnon monimuotoisuuden tiettyjen osasten ylläpitotavoitteet siis vaihtelevat suunnitelma-alueittain, ja näitä tavoitteita sopivasti yhdistelemällä metsänhoitoyhdistys- tai metsäkeskustasolla ja edelleen luonnonmaantieteellisten alueiden tasolla monimuotoisuus tulee kokonaisuutena huomioitua paljon nykyistä paremmin.

Kirjallisuus

Mykrä, S. ja Kurki, S. 1998. ESC-strategy for Rational Operationalization of Forest Biodiversity Maintenance in Finland. Silva Fennica 32(4):389–399.

varmistaa metsä- ja luonnonsuojelulakien mukaisten luontokohteiden säilyminen, 4) yhteensovittaa metsien eri käyttömuotojen tarpeet ja 5) kohdentaa luonnonhoidon taloudelliset panostukset oikein (Itkonen 1998). Alue-ekologisen suunnitteluotteen avulla pyritään yhteensovittamaan ekologisesti, taloudellisesti ja sosiaalisesti kestävän metsätalouden tavoitteet yhdeksi kokonaisuudeksi tuhansien hehtaarien laajuisella alueella.

Aikaisemmassa biologisessa tutkimuksessa on pyritty selittämään esimerkiksi lintulajien esiintymistä yksittäisen metsikön rakenteen, tai jopa yksittäisten kasvilajien avulla. Viime aikaisissa tutkimuksissa on kuitenkin todettu toistuvasti, että yksittäisen habitaattisaarekkeen eliöstöön vaikuttaa oleellisesti myös saareketta ympäröivä metsämaisema (Virkkala 1990, Jokimäki ja Huhta 1998). Koska alue-ekologisen suunnittelun avulla pyritään laajojen alueiden luonnon hoitoon, tulevat metsäeliöidemme elinympäristövaatimukset aikaisemmin paremmin huomioiduiksi.

Aluetason suunnitelmissa pyritään luonnonkirjon kokonaisvaltaiseen tarkasteluun ja metsäalueilla luontaisesti esiintyvien eliölajien säilyttämiseen ja leviämismahdollisuuksien turvaamiseen. Näin ollen suunnittelun perusyksikkönä ei ole yksittäinen metsäkuvio, vaan laajempi kokonaisuus. Metsänkäsittelyt kohdennetaan kuitenkin metsikkökuviotasolle saakka. Metsien käsittelyssä pyritään jäljittelemään metsien luontaista häiriödynamiikkaa (esim. ASIO-malli). Jäljittelemisessä on osin onnistuttu mutta toisinaan ihmisen jättämä jälki on voimaperäisempää ja laaja-alaisempaa kuin luonnon häiriötekijöiden, kuten myrskyjen ja kulojen, jättämä jälki.

Alue-ekologisessa suunnittelussa luonnonsuojelubiologian, maisema- ja perusekologian roolit ovat tärkeitä, sillä monet alue-ekologiset ratkaisut (esim. suojeltavien kohteiden valinta ja rajaukset, ekokäytävien ja askelkivien sijoittelu jne.) perustuvat juuri näiden tieteenalojen tuottamaan tutkimustietoon (Virkkala 1996). Ekologian kannalta tärkeimmät alue-ekologiset kysymykset käsittelevät metsämaiseman ja metsiköiden rakenteen suhdetta eliöiden ympäristövaatimuksiin. Alue-ekologisen tutkimuksen toivotaan tuottavan esimerkiksi ekologisia kynnysarvoja eri ympäristö- tai kasvillisuusmuuttujista lajien säilymisen kannalta.

Alue-ekologinen metsäsuunnittelu tarvitsee vastauksia muuan muassa seuraaviin kysymyksiin. Kuinka suuria avainbiotooppien tulee olla, jotta ne pystyvät säilyttämään omaperäisen lajistonsa? Kuinka ekokäytävät ja askelkivet tulisi sijoitella maastoon ja mikä niiden merkitys on metsämaisemassa? Miten kauas vierekkäisten metsiköiden erilaisuudesta johtuva ns. reunavaikutus ulottuu? Kuinka paljon ja minkälaisia kohteita tulisi säästää milläkin alueella? Ekologisesti kestävän metsäsuunnittelun tulisi perustua luonnontilaisten metsien rakenteen ja dynamiikan jäljittelyn lisäksi myös vankkaan tietämykseen metsälajien populaatiobiologiasta. Tutkimustuloksia tarkasteltaessa ja sovellettaessa olisi myös huomioitava se, että useiden lajien yksilöt ja populaatiot voivat reagoida tehtyihin ympäristömuutoksiin pitkälläkin aikaviiveellä.

Metsäsuunnittelun kannalta on oleellista huomata, että tietty laji ei yleensä koskaan esiinny yhtäaikaa kaikilla sille sopivissa elinympäristöissä. Esimerkiksi valkoselkätikka voi puuttua sille sopivasta rantakoivikosta tiettynä vuonna, mutta pesiä siinä taas muutaman vuoden päästä. Sopivat, hetkellisesti asumattomatkin arvokkaat elinympäristölaikut tulisi siis säästää. Tietenkin sellaiset alueet, joissa lajia esiintyy vuosi vuoden jälkeen ovat erityisen tärkeitä. Laji voi levittäytyä tällaisilta "lähdealueilta" uusille alueille.

7.3.4 Käytännön keinoja luonnonkirjon turvaamiseksi

Viimeaikaisten mielipide- ja asennemittausten mukaan valtaosa kansalaisista ja yksityismetsänomistajistakin näkee monimuotoisuuden tärkeäksi metsien hoidon ja

käytön ohjenuoraksi. Toisaalta monimuotoisuuden eteen ei olla kovin hanakoita panostamaan taloudellisesti. Onneksi monimuotoisuutta voi vaalia halvoinkin käytännön menetelmin ja konstein - ja oikeastaan jo pelkästään aihepiirin yleistä tiedon tasoa nostamalla.

Käytännön konstit ja keinot, samoin kuin metsänkäsittelyn yksityiskohtaiset ohjeistot, annetaan yleensä metsikkötason neuvoina. Tällöin ne ovat käytännön töissä helposti toteutettavissa ilman hankalia ja asiantuntemusta vaativia ekologisia arviointeja. On muistettava, että käytännön metsikkötason nyrkkisäännöt eivät suoraan ratkaise maisematason tai valtakunnallisia ekologisia ongelmia. Ne toimivat vain suuntaa-antavina käytännön työn helpottajina. Metsänkäytön ja -käsittelyn päälinjat metsikkötasollekin - kuten hakkuiden määrät ja sijoittuminen - on johdettava vähintään tila- ja maisematason metsäsuunnittelusta. Siinäkin on tietenkin paikallaan ottaa metsikkötason vinkit huomioon.

Metsien täydellinen koskemattomuus ei suinkaan ole ainoa keino ylläpitää monimuotoisuutta, vaikka se monessa tapauksessa olisikin otollisin vaihtoehto. Metsissä on mahdollista sekä tuottaa ja taloudellisesti hyödyntää puuta että vaalia luonnonkirjoa. Monet - vaikkakaan eivät kaikki - uhanalaiset lajit löytävät sijansa myös talousmetsistä, kunhan metsien hoidossa ja käytössä muistetaan myös metsän pienimpiä. Luonnonsuojelun näkökohtien huomioonottaminen talousmetsien käsittelyssä lieventää siten osittain metsien täyssuojelun paineita.

Tyypillisiä töitä, jotka ovat omiaan kaventamaan monimuotoisuutta ja myös puuntuotannollisesti kannattamattomia, ovat metsän ns. siistiminen ja yli-innokas taimikonhoito. Vaikka taloudellisesti turha siivousinto voi olla hyödyksi erityiskohteissa, kuten tienvarsimetsissä liikenneturvallisuuden parantajana ja joissakin tapauksissa ulkoilualueilla metsikkömaiseman kaunistajana, yleisemmin toteutettuna ne johtavat metsäluonnon köyhtymiseen.

Alikasvoksen poistaminen on puuntuotannollisesti useimmiten turhaa. Se vain aiheuttaa työtä ja kustannuksia ja samalla esimerkiksi metson soidinpaikalla tehtynä poistaa soimiselle tarpeellisen suojan. Joskus alikasvosta voidaan hyödyntää myös uudistumisen turvana ja istutustarpeen vähentäjänä.

Ylenpalttista työtä vältellen aikaansaatu riittävän tiheä, lehtipuilla täydennetty männyntaimikko tuottaa laadultaan parempaa ja siten arvokkaampaa puuta kuin harvana taimikkovaihessa kasvatettu metsä. Samalla se on harvaa, puhdasta männyntaimikkoa mieluisampi elinympäristö useimmille eläinlajeille.

Paitsi koivua, on taimikkoon hyvä jättää myös pihlajia, leppiä ja muita lehtipuita sekä pensaita, kuusten sekaan myös haapaa. Lehtipuusto antaa luonnon monimuotoisuuden lisäksi kauneutta ja särmää metsämaisemaan. Riistan ja muiden eläinlajien kannalta tärkeää on olla kajoamatta katajiin: nekin tarjoavat eläimille sekä ruokaa että suojaa, mutta eivät yleensä vähennä puuntuotosta.

Pihlajanmarjat ovat monien lintujen herkkua, ja leppäkin antaa ruokaa muunmuassa pyylle. Sitä paitsi, jos lepän saa kasvatettua järeäksi, siitä saa kaunista ja arvokasta puutavaraa vaikkapa saunan ja takkahuoneen paneliksi. Haapa puolestaan on oivallista saunanlauteisiin ja soutuveneisiin. Osa tilan rehevistä metsistä voi olla viisasta myös uudistaa tarkoituksellisesti lepälle tai haavalle. Monipuolinen tuotanto on näet varmin tapa tulevaisuuteen liittyvien riskien vähentämiseksi sekä vaihtelevien suhdanteiden ja muotivirtausten hyödyntämismahdollisuuksien turvaamiseksi. Samalla se oivallisesti tukee ekologisten tavoitteiden saavuttamista.

Metsikön päätehakkuun lykkääminen metsänhoito-ohjeissa mainittua vähimmäisikää myöhemmäksi johtaa toisinaan paitsi kriteerit täyttävien vanhojen metsien lisääntymiseen myös suurempiin nettotuloihin. Hyvälaatuisen männikön arvokasvu voi olla suurta vielä vanhanakin, saadaanhan kasvusta isolta osalta oksatonta tai vä-

häoksaista sahatavaraa. Tosin metsän ikä sinänsä ei ole tae sen kelvollisuudelle kaikille vanhojen metsien lajeille. Nimenomaan harvinaisille vanhojen metsien lajeille on tyypillistä, että ne kaipaavat metsältä korkean iän lisäksi luonnontilaisuutta tai luonnontilaiselle metsälle tunnusomaisia piirteitä kuten riittävästi erityyppistä lahopuuta.

Halpoja mutta tehokkaita keinoja monimuotoisuuden ylläpitämiseksi ja edistämiseksi on lukuisia alkaen kolopuiden jättämisestä pesäpuiksi. Tuulenkaatojen puutavaraksi teko ja kuljettaminen yksin kappalein on kallista. Lisäksi ne ovat usein sahapuuna vähäarvoisia mekaanisten vaurioiden ja kesällä sinistymävikojen takia. Kovin paljoa ei menetä, jos jättää pari tuulenkaatoa metsään lahoamaan. Myöskään lahovikaisten haapojen pystyynjättäminen ei vaadi suuria taloudellisia uhrauksia, mutta on ensiarvoisen tärkeää esimerkiksi erittäin uhanalaisille punahärölle ja haavanpökkelökäävälle. Ylipäätään lahojen, lahoavien ja kuolevien puiden jättäminen metsään on suositeltavaa. Samoin petolintujen pesäpuiden säästäminen välittömine ympäristöineen on tärkeää.

Metsä- ja suo-ojitusten myötä luonnontilaiset, puhtaat pienvedet ovat käyneet vähiin. Kunnostusojituksen yhteydessä tehtävät vesiensuojelutoimet vähentävät ojitusten ympäristöhaittoja. Moni kaakkuri ja kuikka menettäisi puhtaan metsälampensa ja raakku häviäisi viimeisiltäkin asuinsijoiltaan ilman panostusta vesiensuojeluun esimerkiksi saostusaltaineen ja pintavalutakenttineen. Järin kalliiksi ei koidu myöskään kapean suojavyöhykkeen jättäminen lähteiden ympärille sekä purojen, jokien ja muiden vesistöjen rannoille.

Kulottaminen on kohtuullisen halpa metsänuudistamisen toimenpide - edellyttäen, että tuli ei karkaa uudistusalalta. Se myös edesauttaa uudistamisen onnistumista. Tosin karuilla kohteilla kulotusta ei voi puuntuotannollisesti suositella. Eräät harvinaiset lajit, kuten kaskilatikka ja kulokauniainen, kaipaavat elinympäristöltään palanutta puuainesta. Kulotettaessa voidaan

Luppopuuhakkuu – monitavoitteista puusadon korjuuta

Jyrki Kangas ja Veikko Pohtila

Luppopuuhakkuu on vaihtoehto hankalasti uudistettavien pohjoisten metsien käsittelyyn. Sen kehittelyssä on pyritty jalostamaan pitkällä tähtäimellä metsän uudistumiseen johtavaa mutta samalla porotaloudelle suotuisaa ja luontoon vain vähän jälkiä jättävä hakkuumenetelmä (Kangas ja Pohtila 1991, 1997). Luppopuuhakkuu on siten monitavoitteista metsänkäsittelyä. Sopivasti ajoitettu ja sijoitettu luppoisten puiden hakkuu tarjoaa poroelolle lievitystä pahimpien hankikelien ruuanhankintapulmiin.

Otollisia luppopuuhakkuukohteita ovat korkeiden maiden kuusikot. Valtaosa korkeiden alueiden metsistä on vuosikymmeniä sitten käyty läpi poimintahakkuin, joissa vähimmäiskokoa suuremmat tukkipuut korjattiin hyötykäyttöön. Aikoinaan tehdyistä hakkuista huolimatta alueet ovat metsiä nykyäänkin. Ne eivät ole puuttomiksi poimintahakkuiden takia muuttuneet. Jos ja kun myös lakimetsissä ja suojelualueilla vanhaa puustoa kaadetaan, on luppopuuhakkuu sopiva menetelmä.

Luppopuuhakkuut suoritetaan pääosin kevättalvella silloin, kun poroilla on suurin pula ravinnosta. Lupot ovat puiden oksilla ja rungolla kasvavia jäkäliä. Niitä on erityisesti vanhojen metsien kuusissa, mutta jossain määrin myös muissa puissa. Porot kaluavat pystyssä olevien puiden rungot talvisin puhtaaksi kaikesta jäkälästä niin ylös kuin suinkin ulottuvat. Puussa porojen ulottumattomissa oleva luppo saadaan porojen ravinnoksi kaatamalla puu. Puita kaadetaan poimintahakkuun kaltaisesti, valtaosa puustosta jätetään pystyyn. Metsän vähittäisen uudistumisen myötä luppopuuhakkuu voidaan toistaa samalla kohteella. Hakkuukertymä hehtaaria kohti

on pieni: muutamasta kuutiometristä vähän toiselle kymmenelle.

Hakkuu tapahtuu ilman massiivisia puunkorjuukoneita ja ideaalitapauksessa paikallisin voimin. Puun korjuu on kalliimpaa kuin normaaleissa talousmetsien hakkuissa ja puun kantohinta väistämättä hieman alempi. Luppopuuhakkuu on kuitenkin puuntuotannollisesti parempi vaihtoehto kuin kohteiden jääminen kokonaan hakkaamatta. Koska luppopuuhakkuiden vaikutukset ympäröivään luontoon ovat kaiken kaikkiaan pienet, niillä ei ole merkittäviä vaikutuksia metsien virkistys- ja ulkoiluarvoihin. Vanhojen metsien suojelun kompensaatiotakin luppopuuhakkuut toisivat tarjoamalla työtilaisuuksia sekä tuottamalla talouskäyttöön puuta, joka muutoin jäisi kokonaan puuntuotannollisesti hyödyntämättä.

Luppopuuhakkuu suoritetaan ensisijaisesti porotalouden ja metsien monikäytön ehdoilla ekologisia näkökohtia korostaen. Vaikka sillä on metsän uudistamiseenkin liittyviä tavoitteita, puuntuotannolliset päämäärät ovat toisarvoisia muihin merkityksiin nähden. Kun hakkuut toteutetaan varsin lievinä huolehtien samalla riittävän sekä elävän että kuolleen puuston jäämisestä alueelle sekä tärkeiden pienkohteiden säilyttämisestä, luonnon monimuotoisuus ei niiden takia kärsi.

Sosiaalisesti kestävässä luppopuuhakkuun sovelluksessa hakkuu ja puutavaran kuljetus annetaan paikallisen työvoiman tehtäväksi. Hakkuu ja lähikuljetus sopivat hyvin poromiesten ansiotyöksi. Heillä on juuri kevättalvella muiden töiden lomassa "luppoaikaa" enemmän kuin muulloin vuodenkiertona ja he liikkuvat muutenkin siellä missä poroja palkii. Kun runkopuusta on luppo kaluttu, karsittu puutavara kuljetetaan moottorikelkoin kuorma-autokelpoisen tien varteen.

Porotalouden etu otetaan parhaiten huomioon, kun poromiehille annetaan mahdollisuus ohjata hakkuita alueellisesti porojen palkimisen mukaisesti. Onhan järkevää tehdä luppopuuhakkuita juuri siellä, missä poroja palkii paljon. Hakkuiden taloudellinen kannattavuus tulee kuitenkin taata myös puunmyyjälle. Metsänomistajalle on jäätävä nettotuloja pienestä hakkuukertymästä ja pehmeästä korjuumenetelmästä huolimatta. Hakkuiden hyödyt muille kuin metsänomistajille on paikallaan ottaa korjuutyön taksoittelussakin huomioon, tai ohjata yhteiskunnan varoja luppopuuhakkuisiin. Kenties työllisyysvaroja voitaisiin kohdentaa luppopuuhakkuiden toteuttamiseen Lapin vaikeilla työttömyysalueilla. Luppopuuhakkuu olisi myös oiva kohde kestävän metsätalouden rahoitukselle!

Kirjallisuus

Kangas, J. ja Pohtila, V. 1991. Luppopuuhakkuu - poimintahakkuun monikäytöllinen sovellutus. Metsä ja Puu 2/91:16–17.

Kangas, J. ja Pohtila, V. 1997. Luppopuuhakkuita korkeille alueille. Helsingin Sanomat 23.1. s. 2.

paremmin saada aikaan luonnonkuloa vastaava tilanne jättämällä alueelle pystypuita. Muutaman kookkaan pystypuun jättäminen hehtaarille ei maksa paljon etenkään, jos ne ovat syystä tai toisesta tukkipuiksi kelpaamattomia. Kulotettaessakin on kuitenkin viisasta suojata kolopuut ja kelot, jos niitä ei muutoin seudulla ole.

Jos luonnon monimuotoisuudelle halutaan antaa suuri painoarvo ja taloudenpito mahdollistaa monimuotoisuuteen panostamisen, kasvaa keinovalikoima liukuvasti aina metsän suojelupäätökseen asti. Monien harvinaisten kasviesiintymien säilyttäminen edellyttääkin niiden elinympäristöjen koskemattomuutta, joskaan suuria alueita ei yleensä tarvitse suojella turvatakseen kasvilajin paikallisen esiintymän säilymisen. Toisaalta joidenkin eläin- ja kasvilajien elinympäristövaatimukset edellyttävät metsän käsittelyä: esimerkiksi metson soidinpaikalle saattaa kasvaa liian tiheä kuusialikasvos ilman soidinpaikan hoitoa.

Yleissääntönä voidaan todeta, että kaikki arvokkaat luontokohteet (esim. lähteet, lehtolaikut, petolintujen pesät) tulisi säästää. Lisäksi niiden ympärille olisi hyvä jättää vaihtelevan levyinen suojavyöhyke. Suojavyöhykkeiden avulla voidaan vähentää negatiivista reunavaikutusta. Sekä metsä-, luonnonsuojelu- että vesilaissa on luetteloitu koko joukko erityisen tärkeitä elinympäristöjä tai luontotyyppejä, joiden säästämistä edellytetään jo lain nojalla. Jotta lajit säilyisivät alueella, yksilöiden pitäisi pystyä siirtymään sopivalta laikulta toiselle. Siirtymistä voidaan helpottaa jättämällä maastoon ns. askelkiviä tai ekokäytäviä, eli soveltamalla alue-ekologisen suunnittelun keinoja.

Kirjallisuus

Eeronheimo, O., Ahti, A. ja Sahlberg, S. 1997. Suomen metsätalouden kriteerit ja indikaattorit metsätalouden tilan kuvaajina. Maa- ja metsätalousministeriö, Helsinki. 72 s.

Itkonen, P. 1998. Metsähallituksen alueekologinen suunnittelu. Julkaisussa: Jokimäki, J., Kangas, J., Varmola, M. ja Virtanen, E. (toim.). Alue-ekologista tietoa metsäsuunnitteluun. Metsäntutkimuspäivä Rovaniemellä 15.10.1997. s. 85–89.

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

Karvonen, L. 1998. Alue-ekologisen suunnittelun kokemuksia ja kehittämistarpeita Länsi-Lapin alueella. Julkaisussa: Jokimäki, J., Kangas, J., Varmola, M. ja Virtanen, E. (toim.). Alue-ekologista tietoa metsäsuunnitteluun. Metsäntutkimuspäivä Rovaniemellä 15.10.1997. s. 91–100.

Nikula, A. ja Store, R. 1999. Paikkatietomenetelmät aluetason tutkimuksen ja metsäsuunnittelun apuvälineenä. Metsätieteen Aikakauskirja - Folia Forestalia 3/1999:523–532.

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

Wall, A. 1998. Peltomaan muutos metsämaaksi. Metsitettyjen peltojen maan ominaisuudet, kasvillisuuden kehitys ja lajimäärä. Metsätieteen Aikakauskirja - Folia Forestalia 3/1998:443–450.

Kannus 2001
ISBN 951-40-1770-6
ISSN 0358-4283