

Metsien ennallistamisen ja luonnonhoidon opas



Maarit Similä
Metsähallitus, Etelä-Suomen luontopalvelut
maarit.simila@metsa.fi

Kaisa Junninen
Metsähallitus, Etelä-Suomen luontopalvelut
kaisa.junninen@metsa.fi

Kansikuva: Harjumetsän luonnonhoidollinen kulotus. Hämeenlinna, Lammi.
Kuva: Helena Lundén.

Översättning: Pimma Åhman.
Translation: Fransis Weaver

Taitto: Sirpa Routasuo.



© Metsähallitus 2011

ISSN-L 1235-6549
ISSN (painettu) 1235-6549
ISSN (verkojulkaisu) 1799-537X
ISBN 978-952-446-896-1 (painettu)
ISBN 978-952-446-897-8 (pdf)

Erweko Painotuote Oy, Helsinki 2011

Maarit Similä ja Kaisa Junninen (toim.)

Metsien ennallistamisen ja luonnonhoidon opas



KUVAILEHTI

JULKAISIJA	Metsähallitus	JULKAISUAIKA	27.9.2011
TOIMEKSIANTAJA	Metsähallitus	HYVÄKSYMISPÄIVÄMÄÄRÄ	
LUOTTAMUKSELLISUUS	Julkinen	DIAARINUMERO	6079/40/2010
SUOJELUALUETYYPPI/ SUOJELUOHJELMA			
ALUEEN NIMI			
NATURA 2000 -ALUEEN NIMI JA KOODI			
ALUEYKSIKKÖ			
TEKIJÄ(T)	Maarit Similä ja Kaisa Junninen (toim.)		
JULKAISUN NIMI	Metsien ennallistamisen ja luonnonhoidon opas		
TIIVISTELMÄ	<p>Ekosysteemien ennallistaminen on noussut kansainvälisesti merkittäväksi keinoksi hillitä luonnon monimuotoisuuden köyhtymistä ja ylläpitää ekosysteemipalveluita. Suomessa metsien ja soiden ennallistaminen sekä arvokkaiden elinympäristöjen hoito ovat vakiintuneet suojelualueiden hoitomenetelmiksi Etelä-Suomen metsien monimuotoisuusohjelman METSO:n käynnistyttyä vuonna 2003.</p> <p>Ennallistamisella tarkoitetaan toimenpiteitä, joiden avulla ihmistoiminnan takia heikentynyt, vahingoittunut tai tuhoutunut ekosysteemi pyritään palauttamaan mahdollisimman lähelle luonnontilaa. Luonnonsuojelualueiden luonnonhoidolla tarkoitetaan tietyn luontotyypin tai suojeltavalle lajistolle otollisen elinympäristön elvyttämistä tai ylläpitämistä. Monet suojelualueiden ennallistamis- ja luonnonhoitomenetelmät ovat sovellettavissa myös talousmetsien luonnonhoitoon.</p> <p>Ennallistamisen ja luonnonhoidon tavoite on lajien elinympäristöjen ja luontotyyppien laadun parantaminen ja sitä kautta sekä lajien että luontotyyppien uhanalaistumisen hidastaminen ja pysäyttäminen. Tämä on tärkeää etenkin Etelä-Suomessa, missä suurin osa luonnonsuojelualueiden metsistä on ollut talousmetsiä ennen suojelualueen perustamista; pohjoisten suojelualueiden metsissä on vähemmän ennallistamistarvetta.</p> <p>Tähän oppaaseen on koottu parinkymmenen vuoden aikana kertynyt metsien ennallistamiseen ja puustoisten elinympäristöjen luonnonhoitoon liittyvä tieto. Oppaassa kuvataan tavallisimmat käytössä olevat metsien ennallistamis- ja luonnonhoitomenetelmät: metsän polttaminen, lahoppuun lisäys puustoa vahingoittamalla tai tappamalla, puustorakenteen monipuolistaminen pienaukottamalla sekä lehtojen, jalopuumetsien ja paahdeympäristöjen hoito. Lisäksi kuvataan lyhyesti kulttuuriperinnön huomioiminen ja ennallistamissuunnittelu. Asiantuntijoiden kirjoittamissa tietolaatikoissa perehdytään mm. uusimpiin ennallistamiseen liittyviin tutkimustuloksiin ja eri eliöryhmien erityispiirteisiin.</p>		
AVAINSANAT	ennallistaminen, luonnonhoito, lahoppuun määrän lisääminen, pienaukotus, poltto, lahoppu paahdeympäristöt, harjumetsät, lehdot, jalopuut, primäärisukcessiometsät, valkoselkätikka, kulttuuriperintö, muinaisjäänökset, vieraslajit, vieraat puulajit		
MUUT TIEDOT	Oppaan toimituksesta vastasi Metsähallituksen luontopalvelut. Lisäksi kirjoittamiseen ja kommentointiin osallistui yli 40 asiantuntijaa mm. Metsähallituksesta, Suomen ympäristökeskuksesta, Itä-Suomen ja Jyväskylän yliopistoista, Metsäntutkimuslaitoksesta, Metsätalouden kehittämiskeskus Tapiosta ja Suomen luonnonsuojeluliitosta.		
SARJAN NIMI JA NUMERO	Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja B 157		
ISSN-L	1235-8983	ISBN (PAINETTU)	978-952-446-896-1
ISSN (PAINETTU)	1235-8983	ISBN (PDF)	978-952-446-897-8
ISSN (VERKKOJULKAISU)	1799-537X		
SIVUMÄÄRÄ	191 s.	KIELI	suomi
KUSTANTAJA	Metsähallitus	PAINOPAikka	Erweko Painotuote Oy
JAKAJA	Metsähallitus, luontopalvelut	HINTA	20 euroa

PRESENTATIONSBLAD

UTGIVARE	Forststyrelsen	UTGIVNINGSDATUM	27.9.2011
UPPDRAGSGIVARE	Forststyrelsen	DATUM FÖR GODKÄNNANDE	
SEKRETESSGRAD	Offentlig	DIARIENUMMER	6079/40/2010
TYP AV SKYDDSOMRÅDE/ SKYDDSPROGRAM			
OMRÅDETS NAMN			
NATURA 2000 -OMRÅDETS NAMN OCH KOD			
REGIONAL ENHET			
FÖRFATTARE	Maarit Similä och Kaisa Junninen (red.)		
PUBLIKATION	Guide för restaurering och naturvård av skogar		
SAMMANDRAG	<p>Restaurering av ekosystem har blivit en internationellt sett viktig metod för att hejda utarmningen av den biologiska mångfalden samt för att upprätthålla ekosystemtjänsterna. I Finland har restaurering av skogar och myrar samt vård av värdefulla livsmiljöer blivit etablerade vårdmetoder efter att handlingsprogrammet för att trygga mångfalden i skogarna i södra Finland, dvs. METSO-programmet, startade år 2003.</p> <p>Med restaurering avses åtgärder med vilka man försöker återställa ett ekosystem som försvagats, skadats eller förstörts till följd av mänsklig verksamhet till ett tillstånd som är så nära naturtillståndet som möjligt. Med naturvård i naturskyddsområden avses åtgärder som främjar eller upprätthåller vissa naturtyper eller livsmiljöer som är viktiga för skyddsvärda arter. Många restaurerings- och naturvårdsmetoder för skyddsområden går också att tillämpa vid naturvård i ekonomiskogar.</p> <p>Målet för restaurering och naturvård är att förbättra kvaliteten på naturtyper och arters livsmiljöer. Därigenom hejdar och hindrar man att allt fler arter blir hotade. Detta är viktigt i synnerhet i södra Finland, där största delen av naturskyddsområdenas skogar var ekonomiskogar innan skyddsområdena grundades; behovet av att restaurera skogar på skyddsområden i norra Finland är mindre.</p> <p>Denna guide innehåller information om skogsrestaurering och naturvård av skogbevuxna livsmiljöer som samlats in under ett tjugotal år. I guiden presenteras de vanligaste metoderna för restaurering och naturvård av skogar: att bränna skog, att öka mängden död ved genom att skada eller döda träd, att göra beståndets struktur mera mångsidig genom luckhuggning samt att vårda lundar, ädellövskogar och solexponerade miljöer. Därtill beskrivs i korthet hur kulturarvet tas i beaktande och hur man gör en restaureringsplan. I faktarutorna berättar sakkunniga bl.a. om nya forskningsresultat kring restaurering och om olika organismgruppers särdrag.</p>		
NYCKELORD	restaurering, naturvård, ökning av mängden död ved, luckhuggning, bränning, död ved, solexponerade miljöer, åsskogar, lundar, ädellövträd, primärsuccessionsskogar, vitryggig hackspett, kulturarv, fornlämningar, främmande arter, främmande trädslag		
ÖVRIGA UPPGIFTER	För redigering av guiden ansvarade Forststyrelsens naturtjänster. Därtill har över 40 sakkunniga, från bl.a. Forststyrelsen, Finlands miljöcentral, Östra Finlands universitet, Jyväskylä universitet, Skogsforskningsinstitutet, Skogsbrukets utvecklingscentral Tapio och Finlands naturskyddsförbund, deltagit med text och kommentarer till guiden.		
SERIENS NAMN OCH NUMMER	Forststyrelsens naturskyddspublikationer. Serie B 157		
ISSN-L	1235-8983	ISBN (PRINT)	978-952-446-896-1
ISSN (PRINT)	1235-8983	ISBN (PDF)	978-952-446-897-8
ISSN (ONLINE)	1799-537X		
SIDANTAL	191 s.	SPRÅK	finska
FÖRLAG	Forststyrelsen	TRYCKERI	Erweko Painotuote Ab
DISTRIBUTION	Forststyrelsen, naturtjänster	PRIS	20 euro

DOCUMENTATION PAGE

PUBLISHED BY	Metsähallitus	PUBLICATION DATE	27.9.2011
COMMISSIONED BY	Metsähallitus	DATE OF APPROVAL	
CONFIDENTIALITY	Public	REGISTRATION NO.	6079/40/2010
PROTECTED AREA TYPE / CONSERVATION PROGRAMME			
NAME OF SITE			
NATURA 2000 SITE NAME AND CODE			
REGIONAL ORGANISATION			
AUTHOR(S)	Maarit Similä and Kaisa Junninen (eds)		
TITLE	Guide for forest habitat restoration and management		
ABSTRACT	<p>Ecosystem restoration has become an internationally significant way to curb the impoverishment of biodiversity and maintain vital ecosystem services. In Finland the restoration of forest and mire ecosystems and the management of valuable habitats have become established ways to manage protected areas since the Forest Biodiversity Programme for Southern Finland (METSO) was launched in 2003.</p> <p>Habitat restoration involves measures designed to help restore conditions that are as natural as possible in areas where human activity has degraded, damaged or destroyed ecosystems. Habitat management in protected areas involves the restoration and active maintenance of specific habitat types including the habitats of species requiring protection. Many of the habitat restoration and management methods used in protected areas can also be applied in the natural management of commercially managed forests.</p> <p>The goal of habitat restoration and management is to enhance the quality of ecologically valuable habitats and the habitats of key species in order to slow and eventually halt the decline of valuable species and biotopes. This is particularly important in Southern Finland, where most of the forests in protected areas have been at some time utilised for commercial forestry before the protected areas were designated. In protected areas in the north there is less need for forest restoration.</p> <p>This guide compiles information gathered from about twenty years of experiences of forest habitat restoration and management in Finland. It describes the most widely used methods, including controlled burning, ways to increase the amounts of decaying wood by damaging or killing trees, measures to increase diversity by creating small openings in the tree canopy, and practices applied when managing herb-rich forests, forests with nemoral broad-leaved trees, and habitats on sunlit slopes. The guide also briefly describes how cultural heritage can be considered, and outlines procedures for planning habitat restoration work. Factual insets, written by experts, focus on the latest research findings related to habitat restoration and on the special requirements of important species groups.</p>		
KEYWORDS	habitat restoration, habitat management, decaying wood, canopy gaps, controlled burning, decaying wood in sunlit habitats, esker forests, herb-rich forests, nemoral broad-leaved trees, primary succession forests, white-backed woodpecker, cultural heritage, archeological remains, invasive alien species, alien tree species		
OTHER INFORMATION	This guide has been produced by Metsähallitus Natural Heritage Services, with the help of more than 40 expert writers, contributors and consultants from organisations including Metsähallitus, the Finnish Environment Institute, the University of Eastern Finland, the University of Jyväskylä, the Finnish Forest Research Institute, the Forestry Development Centre Tapio, and the Finnish Association for Nature Conservation.		
SERIES NAME AND NO.	Nature Protection Publikations of Metsähallitus. Series B 157		
ISSN-L	1235-8983	ISBN (PRINT)	978-952-446-896-1
ISSN (PRINT)	1235-8983	ISBN (PDF)	978-952-446-897-8
ISSN (ONLINE)	1799-537X		
NO. OF PAGES	191 pp.	LANGUAGE	Finnish
PUBLISHING CO.	Metsähallitus	PRINTED IN	Erweko Painotuote Oy
DISTRIBUTOR	Metsähallitus, Natural Heritage Services	PRICE	20 euros

Esipuhe

Etelä-Suomen metsien monimuotoisuuden toimintaohjelmassa METSOssa painotetaan ennallistamista ja luonnonhoitoa yhtenä merkittävimmistä metsien monimuotoisuuden suojelukeinoista. Metsien ja puustoisten soiden ennallistamistavoitteeksi on asetettu 13 000 hehtaaria sekä lehtojen, harjumetsien paahdeympäristöjen ja muiden luontokohteiden hoitotavoitteeksi yhteensä 4 000 hehtaaria vuoden 2016 loppuun mennessä. Myös yksityisissä talousmetsissä hoitotavoitteet ovat tuhansia hehtaareita. Ajanmukaista ja kattavaa metsäluontotyyppien ennallistamis- ja luonnonhoito-ohjeistusta ei kuitenkaan ole ollut olemassa.

Metsähallituksen luontopalvelut aloitti Metsien ennallistamisen ja luonnonhoidon oppaan kokoamisen keväällä 2009. Työtä ohjasi Ennallistamisen ja luonnonhoidon asiantuntijaryhmä ELO sekä Metsäelinympäristöjen luonnonhoidon asiantuntijaryhmä Metsä-ELO, jossa ovat Metsähallituksen lisäksi edustettuina maa- ja metsätalousministeriö, Metsäntutkimuslaitos, Metsätalouden kehittämiskeskus Tapio, Suomen ympäristökeskus ja Jyväskylän yliopisto. Käytännön kirjoitustyöstä vastasivat pääasiassa Metsähallituksen luontopalveluiden suojelubiologit ja suunnittelijat sekä oppaan viisihenkinen toimituskunta. Lisäksi toistakymmentä eri alojen asiantuntijaa eri yliopistoista ja tutkimuslaitoksista osallistui oppaan tietolaatikoiden kirjoittamiseen.

Parin vuoden uurastuksen tuloksena syntynyt Metsien ennallistamisen ja luonnonhoidon opas kokoaa yhteen metsien ennallistamisesta ja luonnonhoidosta tähän mennessä kertyneet tiedot ja kokemukset kaikkien luonnonhoidon toimijoiden hyödynnettäviksi. Vaikka opas on kirjoitettu ensisijaisesti suojelualueiden hoitoa varten, oppaan sisältö sopii hyvin sovellettavaksi myös talousmetsissä. Opasta voidaan käyttää

myös metsäalan neuvonnassa sekä metsä- ja ympäristöalan oppilaitosten opetusmateriaalina. Tavoitteena on edistää ennallistamisen ja luonnonhoidon ekologisen perustan ymmärtämistä, METSO-tavoitteiden toteuttamista sekä toimenpiteiden vaikuttavuutta niin suojelualueilla kuin talousmetsissä.

Kiitämme lämpimästi kaikkia oppaan tekemiseen osallistuneita. Erityisesti kiitämme Jari Kostetia kuvien käsittelystä ja Hannu Sipistä graafien piirtämisestä sekä kaikkia kirjoittajia ja valokuvaajia.

Oppaan käsikirjoitusta tai sen osia ovat kommentoineet ainakin Aulikki Alanen, Antti Below, Kaija Eisto, Niclas Frizén, Suvi Haapalehto, Pekka Heikkilä, Teijo Heinänen, Marja Hokkanen, Timo Hokkanen, Esko Hyvärinen, Ilkka Immonen, Anne Jäkäläniemi, Carina Järvinen, Kimmo Jääskeläinen, Sari Kaartinen, Tommi Kinnunen, Heikki Kiuru, Atte Komonen, Kimmo Kolehmainen, Terhi Korvenpää, Jari Kouki, Timo Kuu-luvainen, Susanna Lahdensalo, Jarmo Laitinen, Tiina Laitinen, Henrik Lindberg, Helena Lundén, Juho Matala, Jukka Mattila, Maija Mussaari, Tuomo Ollila, Susanna Ollqvist, Rauli Perkiö, Minttu Perttula, Pekka Punttila, Mika Puustinen, Jussi Päivinen, Katja Raatikainen, Ari Rajasärkkä, Pirjo Rautiainen, Sakari Rehell, Johanna Ruusunen, Keijo Savola, Petri Silvennoinen, Päivi Ter- vonen, Tero Toivanen, Harri Tukia, Arja Vasama, Anu Vauramo, Timo Vesanto, Pekka Vesterinen, Päivi Virnes, Ville Vuorio ja Maaret Väänänen. Kiitämme kaikkia kommentoijia arvokkaasta palautteesta.

Oppaan julkaisun rahoitti maa- ja metsätalousministeriö. Opas julkaistiin metsien ympäristönhoitoa ja biologisen monimuotoisuuden säilyttämistä tukevana METSO-luonnonhoito-hankkeena.

Lieksassa 9.9.2011

Maarit Similä ja Kaisa Junninen,
oppaan toimittajat
Metsähallitus, Etelä-Suomen luontopalvelut

Sisällys

1 Johdanto	13
2 Kangasmetsien ennallistaminen	20
2.1 Ennallistamisen tarve ja tavoitteet	20
2.1.1 Monimuotoisuuden vaikuttavat tekijät	20
2.1.2 Ennallistamisen tavoitteet.....	22
2.1.3 Monimuotoisuuden ennallistaminen	22
2.2 Poltto	30
2.2.1 Ekologiset perusteet.....	30
Palojatkumot	31
2.2.2 Yleiset periaatteet	33
2.2.3 Lajien huomioiminen polton valmistelussa ja poltossa.....	34
2.2.4 Polttopaikkien valinta ja polton suunnittelu	35
2.2.5 Polton valmistelu	35
Kenttäkerroksen palokuorman lisääminen	36
Kenttäkerroksen palokuorman vähentäminen	36
Palokäytävä.....	36
Palokujat.....	39
Sammutusvesi	40
2.2.6 Ennallistamispoltto	41
Poltto-olosuhteet.....	41
Syttyminen ja poltto	41
2.2.7 Sammutus ja jälkivartiointi	44
2.2.8 Kustannukset	44
2.3 Lahopuun määrän lisääminen	54
2.3.1 Ekologiset perusteet.....	54
2.3.2 Yleiset periaatteet	56
Kohteiden valinta	56
Tuotettavan lahopuun määrä.....	56
Menetelmät	57
Virkistyskäytön ja naapurimetsien huomioiminen	58
2.3.3 Lahopuun lisäämisen menetelmät	59
Lahopuun tuottaminen koneellisesti	59
Lahopuun tuottaminen henkilötyönä.....	60
Lahopuun tuottaminen räjäyttämällä.....	61
Muita lahopuun lisäämismenetelmiä	62
2.3.4 Kustannukset	63
2.4 Puustorakenteen monipuolistaminen pienaukottamalla	71
2.4.1 Ekologiset perusteet.....	71
2.4.2 Yleiset periaatteet	72
Virkistyskäytön ja naapurimetsien huomioiminen.....	73
2.4.3 Haapojen uudistumisen turvaaminen	73
2.4.4 Pienaukottamismenetelmät	75
2.4.5 Kustannukset	75
2.5 Vieraiden puulajien poistaminen	76
2.6 Metsäautoteiden poistaminen.....	77

3 Maankohoamisrannikon metsien ennallistaminen	79
3.1 Primäärisukessiometsien ekologiaa	79
3.2 Ennallistamisen tavoitteet.....	80
3.3 Ennallistamismenetelmät	82
3.4 Kustannukset.....	82
4 Lehtojen luonnonhoito.....	83
4.1 Ekologiset perusteet	83
4.1.1 Lehtotyypit.....	86
4.1.2 Kuusen asema	87
4.1.3 Vieraslajit lehdoissa	88
4.2 Luonnonhoidon tavoitteet.....	90
4.2.1 Lehdot luontotyyppinä.....	90
4.2.2 Lehdot lajien elinympäristöinä	91
4.2.3 Lehdot perinneympäristöinä.....	92
4.3 Luonnonhoidon menetelmät.....	93
4.3.1 Yleiset periaatteet	93
Kuusen poistaminen.....	93
Muiden puulajien poistaminen	94
Vieraslajien poistaminen	95
Lajiesiintymien hoito	96
Reunavyöhykkeiden hoito	97
Erityiskohteiden huomioiminen	97
4.3.2 Kuivien lehtojen hoito.....	97
4.3.3 Tuoreiden lehtojen hoito	98
4.3.4 Kosteiden lehtojen hoito	100
4.3.5 Pähkinälehtojen hoito.....	101
4.3.6 Lehtojen vesitalouden palauttaminen	102
4.4 Valkoselkätikkametsien hoito	103
4.4.1 Valkoselkätikan ekologiaa	104
4.4.2 Hoidon tavoitteet	104
4.4.3 Hoidon menetelmät	105
Kuusen poistaminen.....	106
Lahopuun tuottaminen.....	107
Hoitotoimien ajankohta.....	107
Hoidon jatkuvuus	108
Uudet tikkametsät.....	108
4.4.4 Kustannukset	109
5 Jalopuumetsien luonnonhoito.....	114
5.1 Ekologiset perusteet	114
5.2 Luonnonvaraiset jalopuulajit Suomessa	116
5.2.1 Levinneisyys.....	116
5.2.2 Kasvupaikkavaatimukset	117
Maaperä.....	117
Valo ja pienilmasto.....	117
5.2.3 Jalopuumetsien rakenne	118
5.3 Luonnonhoidon tavoitteet.....	120
5.3.1 Alue- ja metsikkötason tavoitteet	121
5.4 Luonnonhoidon menetelmät.....	122
5.4.1 Hoito konetyönä.....	123

5.4.2	Hoito henkilötyönä.....	124
5.4.3	Lahopuun tuottaminen jalopuista.....	124
5.4.4	Jalopuutaimikon hoito	124
5.4.5	Nuorten jalopuumetsien hoito	125
5.4.6	Varttuneiden ja vanhempien jalopuumetsien hoito	127
	Eri jalopuulajien hoidon erityispiirteitä	129
5.5	Jalopuumetsän perustaminen.....	130
5.5.1	Siementen kerääminen ja kylvä.....	130
5.5.2	Pistokkaiden kasvatusta	131
5.5.3	Taimien istutus	132
5.5.4	Jalopuutaimikoiden ja nuorten metsien suojaaminen.....	132
5.5.5	Jalopuumetsän perustaminen pellolle	133
5.5.6	Luontaisen jalopuualikasvoksen kehittäminen jalopuumetsäksi	133
6	Metsien paahdeympäristöjen luonnonhoito	134
6.1	Ekologiset perusteet	134
6.2	Tavoitteet ja hoitokohteiden valinta	136
6.3	Luonnonhoidon menetelmät	137
6.3.1	Varjostavan puuston vähentäminen.....	137
6.3.2	Aluskasvillisuuden raivaus ja kivennäismaan paljastaminen	139
6.3.3	Poltto	141
6.3.4	Paahdelajien siirtäminen.....	142
6.3.5	Kustannukset	143
6.4	Paahdeympäristöjen hoidon vaikutus pohjavesiin	143
7	Kulttuuriperinnön huomioiminen ennallistamisessa ja luonnonhoidossa.....	148
7.1	Ihminen on muokannut luontoa tuhansia vuosia	149
7.2	Määritelmiä ja termejä.....	149
7.2.1	Kulttuuriympäristö ja kulttuuriperintö	149
7.2.2	Arkeologiset kohteet.....	149
7.2.3	Maisema	151
7.3	Mistä saa tietoa kulttuuriperinnöstä?	151
7.4	Kulttuuriperintökohteiden huomioiminen	152
7.5	Toimiminen kulttuuriperintökohteilla.....	153
7.5.1	Tarkista tunnetut kulttuuriperintökohteet.....	153
7.5.2	Hyödynnä kulttuuriperinnön erikoissuunnittelijoiden osaamista.....	153
7.5.3	Uuden kulttuuriperintökohteen löytäminen ja määrittäminen	154
7.5.4	Huomioi kulttuuriperintökohteet hoitotöissä	154
	Poltto.....	154
	Pienaukotos, lahopuun lisääminen ja koneiden käyttö.....	154
	Vieraiden puulajien poistaminen	154
7.6	Metsien yleisimmät kulttuuriperintökohteet ja toiminta niiden läheisyydessä	155
7.6.1	Kivikauden asuinpaikat ja pyyntikuopat.....	155
7.6.2	Pronssi- ja rautakauden hautaröykkiöt	155
7.6.3	Historiallisen ajan asuinpaikat ja elinkeinohistorialliset kohteet.....	156
7.6.4	Sotahistorialliset kohteet	156
8	Ennallistamisen ja luonnonhoidon suunnittelu.....	158
8.1	Selvitykset ja taustatiedot	158
8.2	Suunnitelman osallistaminen, hyväksyminen ja viestintä	159
8.3	Alueen nykytila ja toimenpiteiden tavoitteet.....	159

8.4 Toimenpiteet ja toimenpidealueet	160
8.5 Suojavyöhykkeet ja töiden ajoittaminen	160
8.6 Toimenpiteiden vaikutukset.....	160
8.7 Toimenpiteiden kustannukset	161
8.8 Seuranta-, selvitys- ja tutkimustarpeet.....	161
8.9 Työmaan valmistelu ja ohjeistus	161
8.10 Räjähdeksi epäiltävät esineet	162

Lajitietolaatikat

Lajitieto 1 Eniten kääpiä löytyy isoilta, vanhoilta maapuilta.....	163
Lajitieto 2 Kovakuoriaiset ovat hyviä leviämään	165
Lajitieto 3 Sammalet suosivat reheviä metsiä	166
Lajitieto 4 Jäkälät viihtyvät vanhoilla puilla ja kallioilla	168
Lajitieto 5 Putkilokasvit kukoistavat lehdoissa	170
Lajitieto 6 Kuuset ovat tärkeitä lehtojen lakkisienille.....	172
Lajitieto 7 Sienisääsket ja vaaksiaiset viihtyvät lehdoissa.....	174
Lajitieto 8 Kotilot tarvitsevat kalkkia ja kosteutta	176
Lajitieto 9 Monet luteet elävät jalopuilla.....	177
Lajitieto 10 Suomessa elää seitsemän tikkalajia	179

Lähteet.....	181
---------------------	------------

Liitteet

Liite 1 Kulotuksen pelastustoimintasuunnitelman sisältö	190
---	-----

Tietolaatikat

TL 1 Suomen metsäluontotyyppien uhanalaisuus	16
TL 2 Ennallistamisen monimuotoinen terminologia.....	18
TL 3 Talousmetsien luonnonhoito monimuotoisuuden ylläpitäjänä	19
TL 4 Metsäpalot luonnonmetsissä.....	25
TL 5 Metsälajien uhanalaisuus	26
TL 6 Ilmastonmuutos ja metsien ennallistaminen.....	27
TL 7 Metsänkätön historian merkit metsissä	28
TL 8 Haavan lajisto ja tilanne suojelualueilla	29
TL 9 Polton ja pienaukotuksen vaikutus puiden taimettumiseen	46
TL 10 Metsäpalojen merkitys kovakuoriaisille	47
TL 11 Kekomuurahaiset ja ennallistamispolto.....	48
TL 12 Tulen käyttö yksityisissä talousmetsissä – metsänhoidollisista kulutuksista luonnonhoidollisiin kulutuksiin	50
TL 13 Ennallistamispoltojen vaikutukset metsäkanalintujen pesintään	52
TL 14 Ennallistamispolton valmistelutoimenpiteet.....	53
TL 15 Lahopuun määrä ja vaihtelu luonnonmetsissä	64
TL 16 Lahopuun lisäyksen lajistovaikutuksia.....	66
TL 17 Ennallistamiseen, metsäpaloihin ja tuulenkaatoihin liittyvät hyönteistuhoriskit..	67
TL 18 Katsaus historiaan: kuusi, lehdot ja ihminen	110
TL 19 Lehtojen monimuotoisuuden turvaaminen yksityismetsissä	111
TL 20 Valkoselkätikkametsät kääpien ja kovakuoriaisten elinympäristönä.....	113
TL 21 Harjumetsien paahdeympäristöjen lajisto.....	145
TL 22 Korvaavat elinympäristöt paahdelajien reservaatteina ja leviämislähteinä	147
TL 23 Mitä muinaismuistolaki tarkoittaa ennallistamisen ja luonnonhoidon kannalta?.....	157

1 Johdanto

Kaisa Junninen ja Maarit Similä

Ekosysteemien ennallistaminen on noussut kansainvälisesti merkittäväksi keinoksi hillitä luonnon monimuotoisuuden köyhtymistä ja ylläpitää ekosysteemipalveluita. Ennallistamisen merkitys korostuu erityisesti Euroopan unionin uudessa Biodiversiteettistrategiassa (Euroopan unioni 2010). Lisäksi kansainvälisen biodiversiteettisopimuksen (CBD) kymmenennessä osapuolikokouksessa Nagoyassa 2010 ennallistaminen nostettiin toimenpiteeksi, jonka avulla pyritään nopeuttamaan sopimuksen mukaisten, pahasti aikatauluista myöhässä olevien tavoitteiden saavuttamista. Ennallistamisen ja luonnonhoidon keskeisimpiä tavoitteita on lajien elinympäristöjen ja luontotyyppien laadun parantaminen ja sitä kautta sekä lajien että luontotyyppien uhanalaistumisen hidastaminen ja pysäyttäminen (tietolaatikko 1).

Suomessa ennallistaminen ja luonnonhoito ovat vakiintuneet suojelualueiden hoitomenetelmiksi vuoden 2003 jälkeen, kun Etelä-Suomen metsien monimuotoisuuden toimintaohjelma METSO käynnistyi ja ympäristöministeriön asettaman Ennallistamistyöryhmän (2003) mietintö julkaistiin. Ensimmäinen metsien ennallistamisopas julkaistiin kymmenen vuotta sitten (Tukia ym. 2001) ja lehtojen hoito-opas jo vuonna 1995 (Alanen ym. 1995).

Ennallistamisella tarkoitetaan toimenpiteitä, joiden avulla ihmistoiminnan takia heikentynyt, vahingoittunut tai tuhoutunut ekosysteemi pyritään palauttamaan mahdollisimman lähelle luonnontilaa (Society for Ecological Restoration 2004). Ennallistamalla ekosysteemin rakenne ja toiminta palautuvat luonnontilaisen kaltaisiksi nopeammin kuin luontaisten prosessien kautta (Ennallistamistyöryhmä 2003). Kansainvälisesti termi ennallistaminen ymmärretään usein paljon laajemmin kuin Suomessa (tietolaatikko 2). Luonnonsuojelualueiden **luonnonhoidolla** puolestaan tarkoitetaan tietyn luontotyyppin tai suojeltavalle lajistolle otollisen elinympäristön elvyttämistä tai ylläpitämistä. Esimerkiksi lehtipuu-

valtaisen lehdon lajistoa ylläpidetään estämällä liiallinen kuusten kasvu lehtoon ja paahdelajisto voidaan säilyttää pitämällä paahdeympäristöt avoimina.

Luonnontilaisten ekosysteemien rakenteen ja toiminnan kannalta ennallistaminen ja luonnonhoito voivat joskus olla jopa toistensa vastakohtia (Ennallistamistyöryhmä 2003): ennallistamisen tavoitteena on luontaisen sukkession käynnistymisen nopeuttaminen ihmisen toiminnan muuttamissa elinympäristöissä, kun taas luonnonhoidon lajistonsuojelullisten tavoitteiden saavuttaminen edellyttää usein sukkessioon puuttumista ja sen ohjailua. Perinteisesti ennallistamisen ja luonnonhoidon erona on pidetty myös toimenpiteiden toistuvuutta: ennallistamistoimenpiteet ovat yleensä kertaluonteisia, kun taas luonnonhoidon toimenpiteet toistetaan tietyin väliajoin halutun elinympäristön ylläpitämiseksi. Käytännössä ennallistamisen ja luonnonhoidon raja on liukuva ja riippuu mittakaavasta. Esimerkiksi metsien polttoa kutsutaan ennallistamiseksi ja sitä tehdään yhdessä metsikössä yleensä vain kerran, mutta polton ekologisten vaikutusten ylläpitäminen edellyttää polton toistamista samalla seudulla muutamien vuosien välein.

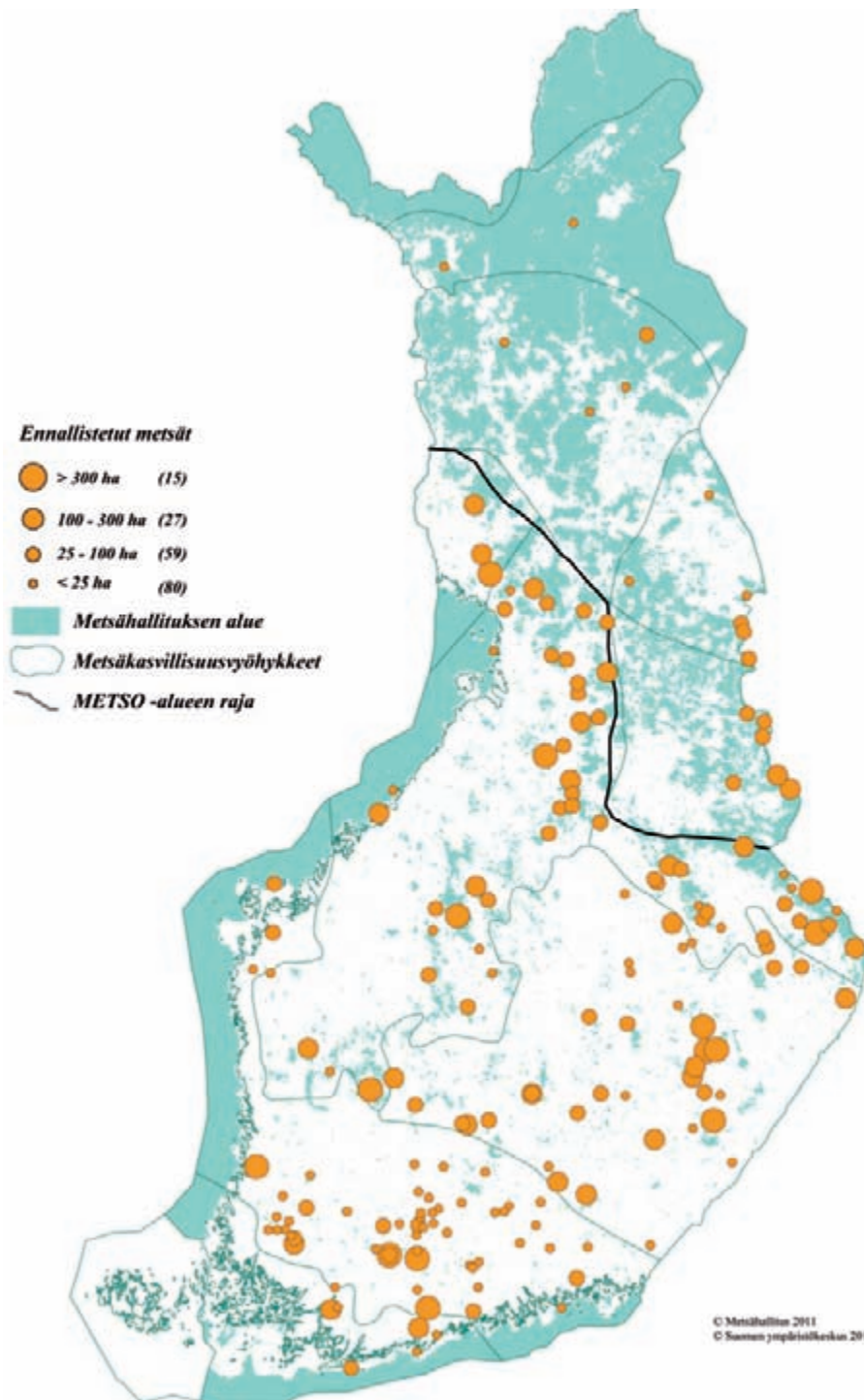
Metsätalousalueilla luonnonhoito-termiä käytetään usein eri merkityksessä kuin luonnonsuojelualueilla. Talousmetsien luonnonhoidolla tarkoitetaan kaikkia luonnon monimuotoisuuden ylläpitämiseksi tehtyjä toimenpiteitä talousmetsissä (tietolaatikko 3). Luonnonsuojelualueiden ja metsätalousalueiden luonnonhoito ovat siis kaksi eri asiaa, mutta monet suojelualueiden ennallistamis- ja luonnonhoitomenetelmät ovat sovellettavissa myös talousmetsien luonnonhoitoon.

Etelä-Suomen luonnonsuojelualueiden metsistä vain noin neljännes¹ on luonnontilaisia tai luonnontilaisen kaltaisia, sillä suurin osa on ollut talousmetsiä ennen suojelualan perustamista. Vaikka talousmetsähistoria ei läheskään aina tarkoita metsän ennallistamistarvetta, monilla eteläisillä suojelualueilla ennallistaminen nopeuttaisi

¹ Laskettu Metsähallituksen paikkatietoaineistosta maaliskuussa 2011: Suojelualueiden Natura-luontotyyppiltään boreaaliseksi luonnonmetsäksi määriteltyjen, kivennäismailla sijaitsevien metsä- ja kitumaiden pinta-alan osuus suojelualueiden niiden metsien määrästä, jotka luonnontilassa määriteltäisiin boreaaliseksi luonnonmetsiksi.

suojelutavoitteiden täyttymistä. Pohjois-Suomessa metsät ovat olleet teollisen puuntuotannon ulkopuolella huomattavasti pitempään kuin etelässä (ks. esim. Lihtonen 1949), eikä pohjoisten suojelualueiden metsissä olekaan merkittävää ennallistamistarvetta.

Ennallistamistyöryhmä (2003) arvioi Metsähallituksen hallinnoimien suojelualueiden metsien ennallistamistarpeeksi 38 600 ha. Vuosina 2003–2010 metsiä ennallistettiin 16 000 ha (kuva 1). Uudeksi tavoitteeksi (METSO II) on asetettu ennallistaa metsiä ja puustoisia soita



Kuva 1. Ennallistettujen metsien määrät vuoden 2010 loppuun mennessä. Metsähallituksen alueet sisältävät sekä maata vesialueet. Metsäkasvillisuusvyöhykkeet: 1. Hemiboreaalin vyöhyke, 2. Eteläboreaalin vyöhyke a. Vuokkovyöhyke eli Lounaismaa, b. Järvi-Suomi, c. Pohjanmaan rannikkomaa, 3. Keskiboreaalin vyöhyke a. Pohjanmaa, b. Pohjois-Karjala–Kainuu, c. Lapin kolmio eli Peräpohjanmaa, 4. Pohjoisboreaalin vyöhyke a. Kainuu–Kuusamo, b. Peräpohjola, c. Metsä-Lappi, d. Tunturi-Lappi.

13 000 ha vuosina 2009–2016 sekä hoitaa lehtoja, harjumetsien paahdeympäristöjä ja muita luontokohteita yhteensä 4 000 ha. Valkoselkätikkametsien hoitotarpeeksi on arvioitu 1 300 ha (Heikkilä 2010). Vuosina 2003–2010 lehtoja hoidettiin 600 ha, valkoselkätikkametsiä 700 ha ja harjujen paahdeympäristöjä 100 ha. Vuoden 2008 alusta myös yksityisten suojelualueiden hoito siirtyi Metsähallituksen luontopalveluiden vastuulle. Yksityisillä suojelualueilla on vuosina 2008–2010 ennallistettu 150 ha soita ja metsiä sekä hoidettu arvokkaita luontokohteita kaikkiaan 200 ha.

Tähän oppaaseen on koottu parinkymmenen vuoden aikana kertynyt metsien ennallistamiseen ja puustoisten elinympäristöjen luonnonhoitoon liittyvä tieto. Tavallisimmat käytössä olevat met-

sien ennallistamismenetelmät ovat metsän polttaminen (luku 2.2), lahoppuun lisäys puustoa vahingoittamalla tai tappamalla (luku 2.3) ja puustorakenteen monipuolistaminen pienaukottamalla (luku 2.4). Ensimmäinen suojelualueidemme metsissä toteutettu ennallistamistoimi oli kahden soiden ympäröimän metsäsaarekkeen polttaminen Patvinsuon kansallispuistossa vuonna 1989 (kuva 2). Lahoppuun lisäyksen kokeilut puolestaan aloitettiin 1990-luvun puolivälissä. Lehtojen hoidon (luku 4) voidaan katsoa alkaneen jo 1930-luvulla jalopuiden suosimisesta, mutta monipuolisempi ja tavoitteellisempi lehtojen ja jalopuumetsien (luku 5) hoito alkoi 1980-luvulla. Paahdeympäristöjen hoito puolestaan (luku 6) sai alkunsa 1990-luvulla muurahaissiniivien elinympäristöjen hoidosta.



Kuva 2. Ensimmäinen ennallistamispoltto tehtiin Patvinsuon kansallispuistossa vuonna 1989. Poltetussa metsässä on runsaasti lahoppuuta ja monipuolinen kääväkälajisto 17 vuotta palon jälkeen. Kuva: Maarit Similä.

Suomen metsäluontotyyppien uhanalaisuus

Markku Lehtelä

Vuonna 2008 valmistuneessa Suomen luontotyyppien uhanalaisuusarvioinnissa (Raunio ym. 2008) arvioitiin yhteensä 90 metsäluontotyyppin uhanalaisuutta. Arvioituista luontotyypeistä 54 oli kangasmetsätyyppiä, 13 lehtotyyppiä ja seitsemän muita metsäluontotyyppiä. Näiden lisäksi arvioitiin 16 Itämeren maankohoamisrannikon metsäluontotyyppiä Itämeren ja sen rannikkoalueen arvioinnin yhteydessä.

Uhanalaisuutta arvioitiin luontotyyppin määrän ja laadun perusteella. Muutosta verrattiin vastaavaan luonnontilaiseen metsäluontotyyppiin.

Metsäryhmässä arvioidut luontotyypit

Kangasmetsien luontotyypit luokiteltiin kasvupaikan, ikäluokan ja puulajin mukaan. Kaikkiaan 34 luontotyyppin todettiin uhanalaistuneen. Määrällisesti eniten uhanalaisia metsäluontotyyppiä on vanhoissa ikäluokissa, lehtipuuvaltaisissa metsissä ja karuilla kasvupaikoilla. Laadultaan heiken-

tyneitä ja sen perusteella uhanalaisiksi luokiteltuja luontotyyppiä puolestaan on erityisesti nuorissa ja keski-ikäisissä metsissä, joiden luonnontila on metsien intensiivisen käytön myötä heikentynyt. Uhanalaisia ovat mm. kaikki yli 40-vuotiaat lehtipuuvaltaiset lehtomaiset ja tuoreet kankaat, vanhat mäntyvaltaiset kuivat kankaat ja kaikki karukokankaat. Alueellisesti tarkasteltuna uhanalaisia luontotyyppiä on enemmän Etelä-Suomessa (36 kpl) kuin Pohjois-Suomessa (32 kpl).

Keskeisimmät kangasmetsien uhanalaistumiseen johtaneet syyt tärkeysjärjestyksessä ovat lahoppuun vähäisyys, metsien ikärakenteen ja puulajisuhteiden muutokset sekä rehevöityminen. Kasvupaikkatyypeittäin tarkasteltuna erityistä huomiota kaipaavat karukokankaat, joiden kaikki ikäluokat on luokiteltu äärimmäisen uhanalaisiksi. Keskeisimmät karukokankaita uhkaavat tekijät ovat rehevöityminen, porojen aiheuttama ylilaidunnus Pohjois-Suomessa sekä lahoppuun määrän väheneminen.



Kaikki karukokankaat on luokiteltu uhanalaisiksi luontotyypeiksi. Rokuan kansallispuisto. Kuva: Sari Kaartinen.

Kangasmetsien uhanalaisuusluokituksen erikoisuus ovat nuoret metsät, joiden määrä on metsätaloustoiminnan seurauksena lisääntynyt, mutta samaan aikaan niiden laatu on intensiivisen käytön myötä heikentynyt. Runsaslahopuustoisia ja muita luonnontilaisen metsän piirteitä omaavia nuoria metsiä on suojelualueillakin äärimmäisen vähän, ja lähes kaikki nuorten kangasmetsien luontotyypit onkin luokiteltu uhanalaisiksi.

Sisämaan lehdot luokiteltiin pääasiassa ravinteisuustason ja kosteuden mukaan. Poikkeuksen muodostivat jalopuustoiset lehdot, jotka luokiteltiin puulajin mukaan. Arvioituista lehtoluontotyypeistä 12 on uhanalaisia. Uhanalaisimpia ovat runsasravinteiset lehdot sekä tammi-, vuorijalava- ja kynäjalavalehdot. Tärkeimmät lehtojen uhanalaistumiseen johtaneet syyt ovat pellonraivaus, kuusettuminen ja lahoppuun puute. Lähitulevaisuudessa keskeisiä uhkatekijöitä ovat myös rakentaminen ja virkistyskäytöstä johtuva kuluminen.

Muut metsäluontotyypit käsittävät harjumetsien valorinteet, sisämaan dyynimetsät, sisämaan tulvametsät, jalopuustoiset kangasmetsät, kalliometsät sekä ultraemäksisellä pohjalla kasvavat metsät. Kalliometsiä ja ultraemäksisellä pohjalla kasvavia metsiä lukuun ottamatta kaikki edellä mainitut luokiteltiin uhanalaisiksi. Alunmaiden kuusikot jätettiin arvioimatta puutteellisesti tunnettuina. Uhanalaisuuden keskeisimpinä syinä ovat metsätalouden eri toimenpiteiden aiheuttamat muutokset luontotyyppien määrässä ja laadussa. Kalliometsillä yleisin uhanalaistumiseen johtanut syy on metsien rehevöityminen.

Toimenpide-ehdotuksina metsäluontotyyppien tilan parantamiseksi on esitetty seuraavia:

- Turvataan metsien luontaisten suksiosarjosten esiintyminen ja edustavuus.
- Ehkäistään kuivien–karujen kangasmetsien rehevöitymistä ja vähennetään sitä hoitotoimin.
- Parannetaan luonnontilaisia tai sen kaltaisia metsiä sisältävien metsäalueiden yhteyneisyyttä.
- Ylläpidetään puulajisekoitusta tai lehti-puustoisuutta niillä luontotyypeillä, joilla se on luontaista.
- Lisätään huonosti tunnettujen metsäluontotyyppien tutkimusta ja seuranta.
- Lisätään harvinaisempien ja eniten taantuneiden metsäluontotyyppien suojeluastetta ja parannetaan niiden laatua.

- Palautetaan luontaisesti esiintyviä metsäluontotyyppiä, jotka ovat harvinaistuneet metsänhoidon takia.
- Edistetään metsien luontaisen häiriödynamiikan ja sen ekologisten vaikutusten tuntemusta sekä luontaiseen häiriödynamiikkaan perustuvien metsänhoitomallien kehittämistä.

Itämeri ja rannikko -ryhmässä arvioidut luontotyypit

Itämeren maankohoamisrannikon metsät jaettiin 16 luontotyyppiin, joista 8 luokiteltiin uhanalaisiksi. Uhanalaisiksi luokiteltuja ovat maankohoamisrannikon metsien kehityssarjat, rannikon lehtomaiset lehtimetsät ja kuusikot, rannikon tuoreen ja kuivan kankaan kuusikot ja männiköt sekä rannikon karukkokankaiden kuusikot ja männiköt. Uhanalaisimpia ovat maankohoamisrannikon metsien kehityssarjat sekä rannikon kuivan kankaan männiköt, jotka molemmat luokiteltiin äärimmäisen uhanalaisiksi. Tärkeimmät uhanalaistumiseen johtaneet syyt ovat metsien uudistamis- ja hoitotoimet, pellonraivaus, Itämeren rehevöityminen ja rakentaminen.

Toimenpide-ehdotuksina Itämeren maankohoamisrannikon metsien tilan parantamiseksi on esitetty seuraavia:

- Itämeren rehevöitymistä vähennetään ja torjutaan kaikin keinoin.
- Suojelualueiden määrää lisätään, jotta tärkeimmät luontotyypit olisivat suojelualueverkostossa edustettuina.
- Edustavia maankohoamisrannikon metsien ja dyynien kehityssarjoja suojellaan.
- Itämeren kasvavaa meriliikennettä valvotaan tehokkaasti ja meriturvallisuutta lisätään.
- Ilmastonmuutosta torjutaan ja sen vaikutukset Itämeren luontotyyppihin arvioidaan.
- Vieraita tulokaslajeja torjutaan.
- Rehevöitymisen vaikutuksia rannoilla lievennetään hoitamalla.
- Rannikon luontotyyppien ennallistamis- ja hoitotoimia kehitetään.
- Koko rannikkoalueella toteutetaan luontotyyppien perusinventointi maastotarkastuksia ja kaukokartoitusaineistoja hyödynnetään.

Ennallistamisen monimuotoinen terminologia

Anne Tolvanen

Maankäytön historia, maantieteelliset olot ja ennallistamisen menetelmät vaihtelevat eri maissa, joten myös ennallistamisen määritelmät poikkeavat osittain toisistaan. Suomessa ennallistamisen termiä käytetään lähinnä soiden ja metsien ennallistamisen yhteydessä. Nämä ovat rakenteeltaan ja toiminnaltaan muuttuneita, mutta eivät tuhoutuneita ekosysteemejä. Muualla maailmassa ympäristön taantuminen on usein edennyt Suomen tilannetta huomattavasti pitemmälle ja siellä taistellaan esimerkiksi aavikoitumiseen, kaivannaisteollisuuden ja metsien hävittämiseen liittyvien ongelmien kanssa. Tavoitteena ei enää välttämättä ole edes alkuperäinen ekosysteemi vaan se, että eroosio voidaan ylipäättään pysäyttää ja edes osa systeemin toiminnasta palauttaa.

Society for Ecological Restoration International (2004) on linjannut oppaassaan ennallistamisen taustaa ja tavoitteita ja määrittelee myös ennallistamiseen liittyvää kansainvälistä terminologiaa. Kaikille termeille ei löydy selkeää suomalaista vastinetta, mutta oheinen kuva pyrkii selkeyttämään tilannetta.

Ecological restoration: Ekologinen ennallistaminen tai pelkkä ennallistaminen tarkoittaa aktiivista toimintaa, jolla edesautetaan taantuneen, vahingoittuneen tai tuhoutuneen ekosysteemin palautumista kohti jotakin sen aikaisempaa tilaa eli tilaa, jossa ekosysteemi oli ennen taantumistaan.

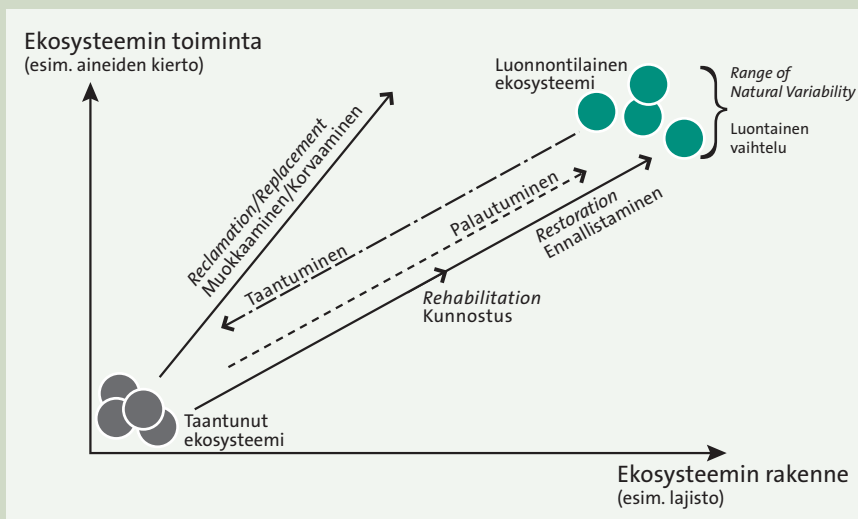
Rehabilitation: Kunnostus tai palauttaminen lienevät lähimmät suomenkieliset vastineet tälle termille, jota ei käytetä täysin yhtenäisesti. Tavoitteena on ennallistamisen tavoin toiminnaltaan ja rakenteeltaan luonnontilainen ekosysteemi, mutta siihen ei välttämättä päästä, koska alkuperäinen ekosysteemi on voimakkaasti taantunut tai tuhoutunut. Esimerkkinä voidaan mainita kaivosalueiden palauttaminen metsiksi. Rehabilitation- ja restoration-termien välimaastoon sijoittuu esimerkiksi metsäautoteiden poistaminen, koska tiepohjan palautuminen luonnonmetsäksi on mahdollista.

Reclamation (myös **replacement**; Bradshaw 1997): Ekosysteemin muokkaaminen tai korvaaminen jollakin toisella, tilanteeseen paremmin soveltuvalla ekosysteemillä. Tätäkin termiä voidaan käyttää kaivosalueiden yhteydessä, mutta tällöin painotetaan ekosysteemin kunnostuksen tai palauttamisen sijasta ekosysteemin korvaamista. Korvattava ekosysteemi voi siis olla taantunut ympäristö, mutta joskus termiä käytetään myös suorastaan ennallistamiselle vastakkaisessa merkityksessä: ”land reclamation” voi tarkoittaa esimerkiksi meren rantavesien muuttamista asumiskelpoiseksi maaksi.

Ecological engineering: Maisemointi tai ekologinen maisemointi erityisesti sen käytännön toteuttamisen näkökulmasta. Termi sisältää maisemointiin tarvittavan kasvimateriaalin valinnan, sen kasvatuksen ja

istuttamisen sekä maan muokkauksen kasveille sopivaksi.

Ecological management: Termi vastaa suomen luonnonhoitoa, eli sillä tarkoitetaan jatkuvia toimenpiteitä, joiden avulla ylläpidetään ekosysteemin palautumiselle otollisia olosuhteita. Esimerkiksi vieraslajien torjunta on osa elinympäristöjen luonnonhoitoa.



Ennallistamisen terminologia suhteessa ekosysteemin rakenteeseen ja toimintaan. Muokattu Bradshawn (1997) pohjalta. Range of Natural Variability tarkoittaa vaihteluväliä, jossa ekosysteemin rakenne ja toiminta luontaisesti liikkuvat.

Taloustmetsien luonnonhoito monimuotoisuuden ylläpitäjänä

Lauri Saaristo

Taloustmetsien puuntuotanto perustuu Suomessa luontaisilla kasvupaikoilla menestyvien kotimaisten puulajien kasvatukseen. Tämä on lähtökohta sille, että valtaosalle metsälajeista löytyy elämisen mahdollisuuksia taloustmetsistä: metsätalous itsessään on riippuvainen luontaisen ekosysteemin toiminnasta ja sen perustana olevasta monimuotoisuudesta.

Toisaalta metsäekosysteemin luontaisten puulajien kasvatusta tekee mielekkääksi tarkastella laajoja taloustmetsäalueita metsälajiston monimuotoisuuden turvaamisen ja edistämisen näkökulmasta. Monien harvinaistuneiden metsälajien ja -elinympäristöjen monimuotoisuuden turvaamista voidaan luonnonhoidon keinoilla sovittaa yhteen metsätalouden toiminnan kanssa sekä metsikön että metsäalueen tasolla.

Taloustmetsien luonnonhoidon päälähestymistavat luonnon monimuotoisuuden säilyttämiseksi ovat arvokkaiden elinympäristöjen tunnistaminen ja niiden ominaisuuksien turvaaminen sekä monimuotoisuudelle tärkeiden rakennepiirteiden, kuten järeän runkolahopuun, säilyttäminen ja lisääminen. Toimet ovat kaikkien metsätalouden toimijoiden omaksuttavissa ja pääosin toteutettavissa operatiivisen toiminnan ohessa ilman erillissuunnittelua.

Kun tarkastellaan metsäluonnon monimuotoisuuden turvaamista aluetasolla suojelun alueiden ja taloustmetsien muodostamassa kokonaisuudessa, voidaan taloustmetsien ja metsätalouden erityisinä vahvuuksina pyrkiä hyödyntämään seuraavia tekijöitä:

- Pienialaiset monimuotoisuudelle arvokkaat elinympäristöt, joista monet sijaitsevat maisemassa luontaisesti toisistaan eristyneinä laikkuina, voidaan metsätalouden toiminnassa tunnistaa ja turvata.
- Monimuotoisuudelle arvokkaita rakennepiirteitä voidaan metsätalouden toiminnassa tunnistaa ja turvata, ja niiden määrää voidaan lisätä.
- Säästöpuiden ja arvokkaiden elinympäristöjen kautta maisemassa säilyy monimuotoisuudelle tärkeiden rakennepiirteiden jatkumoa.

- Luonnon tilaltaan muuttuneissa arvokkaissa elinympäristöissä voidaan tehdä luonnonhoitoa ja ennallistamista.
- Taloustmetsien hakkuualueilla on erilaisia mahdollisuuksia toteuttaa hallittua tulenkäyttöä luonnonhoidossa. Esimerkiksi järeää palon vaurioittamaa puuta voidaan tuottaa päätehakkuualueen säästöpuuryhmään.
- Metsätalous tuottaa avoimia ympäristöjä ja reunoja, joihin samalla voidaan synnyttää tai joissa voidaan säilyttää monimuotoisuudelle tärkeitä rakennepiirteitä. Paisteisuus on tietyissä luontotyypeissä keskeinen, koko luontotyyppiä määrittävä ominaisuus. Osa lahoppuilla elävistä lajeista suosii avointen ympäristöjen lämpöolosuhteita. Myös monimuotoisuudelle arvokas lehtipuusto pystyy uudistumaan avoimissa ympäristöissä.
- Monimuotoisuuden turvaamiseksi tavoiteltu puulajivalikoiman säätely onnistuu tarvittaessa kustannustehokkaasti osana metsätalouden normaalia toimintaa. Metsiköitä voidaan myös uudistaa luonnon monimuotoisuudelle arvokkailla puulajeilla, kuten jaloilla lehtipuilla.

METSO-ohjelman myötä taloustmetsien luonnonhoidon keinovalikoima tulee monipuolistumaan ja luonnonhoitopalvelujen kysyntä kasvamaan. METSOssa tarjotaan suojelun lisäksi valtion tukemia luonnonhoitotoimia suojelusopimuskohteille ja sellaisille kohteille, joissa metsätalous ja elinympäristön monimuotoisuuden turvaaminen voidaan yhdistää tehokkaasti luonnonhoidolla.

Viime vuosina on aktiivisesti kehitetty yksityisiin taloustmetsiin sopivia elinympäristöjen hoidon ja kunnostuksen käytäntöjä. Kehittämisen kohteena on ollut luonnonhoito harjujen paahdeympäristöissä, lehdoissa, puustoisilla soilla, pienvesielinympäristöissä ja kulotusalueilla. Edistämällä taloustmetsien luonnonhoitoa parannetaan elinympäristöjen luontaisen lajiston elinmahdollisuuksia taloustmetsissä. Se on monimuotoisuuden turvaamistavoitteen kannalta tärkeää, koska suojelupinta-alan kasvusta huolimatta suurin osa metsäisistä luontotyypeistä on jatkossakin taloustmetsiä.

2 Kangasmetsien ennallistaminen

2.1 Ennallistamisen tarve ja tavoitteet

Maarit Similä, Kaisa Junninen, Esko Hyvärinen ja Jari Kouki

Luonnonsuojelualueiden ensisijainen tehtävä on luonnon monimuotoisuuden säilyttäminen. Monimuotoisuuteen sisältyvät luontotyyppien (ekosysteemien ja elinympäristöjen) monimuotoisuus, lajistollinen monimuotoisuus ja geneettinen monimuotoisuus. Monimuotoisuuden tasoista käytännön kannalta merkittävimpänä pidetään usein lajiston monimuotoisuutta, koska se on kohtalaisen helposti mitattavissa ja koska lainsäädäntöön sisältyy viittauksia lajeihin (Gaston & Spicer 2004). Monimuotoisuuden säilyttämisessä on kyse erilaisille elinympäristöille ominaisen lajiston säilyttämisestä, ei lajimäärän maksimoimisesta (Kouki 1993, Mönkkönen 2004).

2.1.1 Monimuotoisuuteen vaikuttavat tekijät

Metsän *rakenteellinen monimuotoisuus* muodostuu mm. elävästä ja kuolleesta puustosta sekä muusta kasvillisuudesta. Lisäksi metsän monimuotoisuuteen vaikuttavat rinnakkain ja lomitain etenevät ajalliset muutokset, kuten elävän ja kuolleen puuston sukkessio. Sukkessioon liittyvistä muutoksista osa on voimakkaita, häiriönomaisia, kuten metsäpalot, ja osa hitaita, esimerkiksi puun kasvuun liittyviä. Nämä muutosvoimat ja niiden seurauksena syntyvät metsien rakenteet muodostavat yhdessä eliöstön kanssa metsän *toiminnallisen kokonaisuuden ja toiminnallisen monimuotoisuuden*.

Yksinkertaistaen voidaan todeta, että mitä täydellisemmin metsien rakenne ja toiminta säilyvät luonnontilaisen metsän rakennetta ja toimintaa vastaavina, sitä arvokkaampia metsät ovat myös lajistollisesti (kuva 3). Metsän toiminnallinen monimuotoisuus ei kuitenkaan aina tuota korkeaa lajimäärää, vaan kullekin metsälle *luontaisesti tyypillisen* lajiston. Esimerkiksi kuivan kankaan männikössä on luontaisesti vähemmän lajeja kuin lehtomaisen kankaan kuusikossa, mutta metsikötasoa laajemmissa mittakaavoissa molemmat luontotyypit ovat yhtä tärkeitä metsien monimuotoisuuden säilyttäjinä.

Monipuolinen muutos- ja häiriödynamiikka luovat erilaisia resurssien ja rakenteiden yhdistelmiä, joita lajisto voi hyödyntää (Kuuluvainen ym. 2004). Borealisissa havumetsissä epäsäännöllisiä ja vaihtelevan laajuisia luonnonhäiriöitä aiheuttavat tuli (tietolaatikko 4), tuuli (kuva 4), vesi ja lumi, hyönteiset sekä nisäkkäistä lähinnä hirvi, majava ja muut suuret kasvinsyöjät. Pienialaiset, usein toistuvat häiriöt, kuten yksittäisten tai muutamien puiden kuolemat ja kaatumiset, voivat ylläpitää monipuolista metsänrakennetta samalla tavoin tai jopa selvemmin kuin suuret, pitkin aikavälein toistuvat häiriöt (Kuuluvainen 2002). Pienialaisia häiriöitä esiintyy kaiken ikä-

Kuva 3 a ja b. Luonnonmetsässä on monenlaista lahoppua. a) Vesijaon luonnonpuisto Padasjoella sekä b) Inarin retkeilyalue. Kuvat: Jari Kostet.





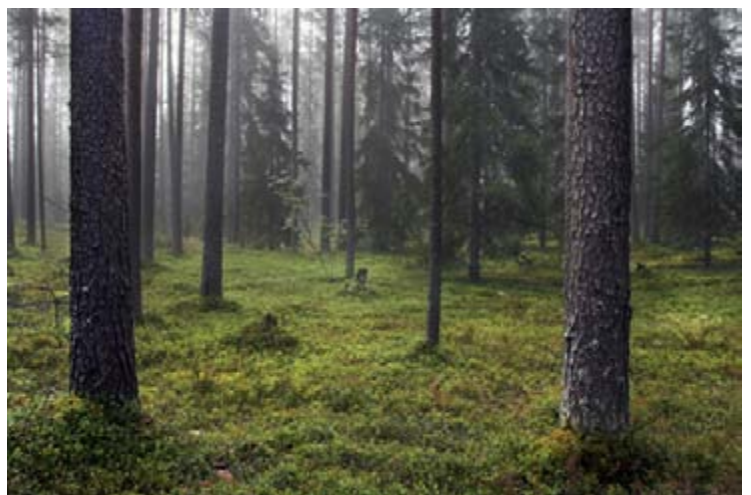
Kuva 4. Elokuussa 2004 voimakas tuuli kaatoi lähes kaikki puut 25 hehtaarin alalta Jouhtenisen saarella, Kontiolahdessa. Suojeluun varattuun metsään tuli kerralla yli 3 000 m³ kuolevaa mäntyä. Lokakuussa 2009 tuulenkaatoaukolla kasvoi jo runsaasti koivun taimia. Kuva: Maarit Similä.

sissä metsissä, mutta vanhemmissa metsissä ne ovat tavallisempia.

Häiriöiden seurauksena syntyy uusia pienelin ympäristöjä, kuten kuolleita puuta ja aukkoja puustoon, mutta samalla saattaa hävitä joitakin metsän ominaisuuksia, kuten puustoltaan sulkeutuneen metsän pienilmasto. Koska häiriöt muuttavat elinympäristöjä, ne vaikuttavat myös lajien runsauksiin.

Suomen kangasmetsien ja niissä elävän lajiston monimuotoisuutta ovat heikentäneet ja edelleen uhkaavat pääasiassa metsien talouskäyttöön liittyvät tekijät, kuten vähäinen lahoppuun määrä, vanhojen metsien ja kookkaiden puiden väheneminen, puulajisuhteiden muutokset, metsäpalojen vähäisyys ja metsämaiseman pirstoutuminen (tietolaatikko 5; Rassi ym. 2010). Valtaosa Etelä-Suomen suojelualueiden metsistä – todennäköisesti yli 70 % pinta-alasta – on ollut talousmetsiä ennen suojelualueen perustamista, joten myös suojelualueiden metsät ovat monin

paikoin köyhtyneet talouskäytön aiheuttamien metsikkötason muutosten eli metsiköiden laadun heikkenemisen takia (kuva 5). Vaikka talouskäytössä olleessa metsässä ei enää suojelun jälkeen tehdäkään metsänhoidollisia toimenpiteitä, sen palautuminen luonnonmetsäksi on pitkä prosessi. Lisäksi maailmanlaajuisen ilmastomuutoksen vaikutukset (tietolaatikko 6) lajiston ja luontotyyppien monimuotoisuuteen ovat vielä suurelta osin tuntemattomat.



Kuva 5. Aikanaan poimintahakatussa metsässä lahoppuuta voi olla niukasti silloinkin, kun puusto on jo 130-vuotias. Mujejärven Natura 2000 -alue, Nurmes. Kuva: Maarit Similä.

2.1.2 Ennallistamisen tavoitteet

Metsien ennallistamisen tavoitteena on nopeuttaa luonnonmetsille ominaisten rakennepiirteiden ja prosessien palautumista ihmisen toiminnan muuttamaan metsään. Ennallistamisella on lähes aina sekä lyhyen että pitkän aikavälin tavoitteita. Lyhyellä aikavälillä ennallistamistoimenpiteillä pyritään pysäyttämään metsälajiston taantuminen ja elvyttämään uhanalaisten lajien kannat. Pitkän aikavälin tavoitteena on turvata metsälajiston monimuotoisuus itsensä ylläpitävässä metsäekosysteemissä, jonka kehitykseen ei enää tarvitse puuttua. Käytännössä tämä tarkoittaa, että lajiston lisäksi myös metsän toiminnalliset piirteet on onnistuttu palauttamaan.

Suojelualuekohtaisten tavoitteiden edellyttämät toimenpiteet toteutetaan metsikkötasolla. Toimenpiteiden taustalla pitäisi kuitenkin aina olla yksittäistä metsikköä laajemmalle alueelle, kuten suojelualueelle tai suojelualueverkostolle, asetetut lajiston säilyttämiseen liittyvät tavoitteet.

Suojelualuekohtaisia tavoitteita mietittäessä ennallistamista voidaan kohdentaa luonnontilaisen ”ydinalueiden” (esim. vanha metsä tai uhanalaisen lajin esiintymä) läheisyyteen tai laajemmin suojelualan vähemmän luonnontilaisiin osiin. Ennallistamistoimenpiteiden keskittäminen ”parhaiden lajistoytimien” läheisyyteen on perusteltua lähinnä silloin, kun ydinalue on liian pienialainen tai heikkolaatuinen ylläpitämään lajistoa pitkällä aikavälillä.

Luonteva alueellisen tason tarkastelumittakaava on myös metsäkasvillisuusvyöhykkeet ja niiden lohkot tai muu alueellinen taso, jossa ennallistettavien kohteiden välillä voidaan tehdä valintoja. Yleensä suojelualan ennallistamisen keskeisimmäksi tavoitteeksi kannattaa asettaa valtakunnallisesti ja alueellisesti harvinaisten lajien, eliöyhteisöjen tai luontotyyppien säilyttäminen ja jättää muut, seudun muillakin suojelualueilla esiintyvät lajit ja luontotyypit vähemmälle huomiolle.

Metsiemme luontaisen lajiston ja luontotyyppien säilyttäminen valtakunnallisella tasolla edellyttää mm. elinympäristötyyppien alueellisen verkostoitumisen eli kytkeytyneisyyden turvaamista. Suojelualueverkostoa tulee tarkastella osana koko metsäluontokokonaisuutta. Tällä tasolla metsien ennallistamistarve on suurempi Etelä- kuin Pohjois-Suomessa, koska pohjoisessa suojelualueet ovat laajempia ja metsien hyödyntä-

minen on ollut vähemmän intensiivistä kuin Etelä-Suomessa. Toistaiseksi Metsähallituksessa on asetettu valtakunnallisia tavoitteita vain yhdelle ennallistamisen työlajille, ennallistamispoltoille. Suojelualueista ja niiden väliin jäävistä metsätalousalueista on määritelty palojatkumoalueiden verkosto (ks. kuva 8 s. 32), johon kuuluvilla alueille metsiä poltetaan 3–5 vuoden välein.

2.1.3 Monimuotoisuuden ennallistaminen

Ennallistamisen tavoitteisiin päästään parhaiten jäljittelemällä metsissä luontaisesti esiintyviä häiriöitä. Ennallistettaessa joudutaan kuitenkin tyytymään nykyisen metsärakenteen muokkamiseen ja rakennepiirteiden palauttamiseen. Tämän vuoksi äskettäin ennallistetun metsän monimuotoisuus eroaa luonnonmetsän monimuotoisuudesta. Esimerkiksi isokokoisia tai hitaasti kasvaneita lahopuita ei saada metsään lisää, ennen kuin puut ovat kasvaneet kookkaiksi. Myös kolopuita ja eri tavoin kuolevia puita syntyy metsään vasta puuston vanhetessa. Ennallistamisen tuloksellisuuteen vaikuttaa olennaisesti, pystyvätkö lajit levittäytymään ennallistettuihin elinympäristöihin, joten lajien leviämiskyvyllä ja lähimpien elinvoimaisten populaatioiden sijainnilla on keskeinen rooli ennallistamisen onnistumisessa.

Ennallistamista on pidetty kertaluontoisena toimenpiteenä, ja parhaassa tapauksessa ennallistaminen tekeekin metsässä ”tilaa” luontaisille häiriöille. Esimerkiksi lahopuun lisäys ja pienaukotus saattavat altistaa kaadettujen puiden vie-reiset elävät puut tuulille, jolloin ”luontaiset” tuulenkaadot jatkavat paikallisen lahopuujatkumon luomista ja ylläpitoa siitä, mihin ennallistaminen jäi. Luontaisten prosessien ennallistaminen vaatii kuitenkin kertaluontoisuus-ajatukselta luopumista ja esimerkiksi lahopuun lisäyksen toistamista 5–10 vuoden välein.

Saavuttaakseen ennallistamisen tavoitteet ennallistajan tulee tuntea luonnonmetsän ja talousmetsän keskeiset erot (taulukko 1). Tärkeimmät näistä liittyvät elävän ja kuolleen puuston rakenteeseen, metsän häiriödynamiikkaan sekä metsän merkitykseen osana laajempaa metsämaisemaa ja suojelualueverkostoa. Myös historiallisten metsänkäyttötapojen merkkien tunnistamisesta on hyötyä ennallistamisen suunnittelussa (tietolautikko 7). Ennallistajan tulee myös tuntea luonnonmetsille ominaisen, usein uhanalaistuneen,

Taulukko 1. Esimerkkejä talousmetsien ja luonnonmetsien rakenteen ja dynamiikan eroista sekä menetelmistä, joilla kangasmetsiä voidaan ennallistaa luonnonmetsien kaltaiseksi.

	Luonnonmetsä	Talousmetsä	Ennallistamismenetelmä
Elävä puusto	<ul style="list-style-type: none"> • monipuolinen puulajisto • monen ikäisiä puita, myös isoja, vanhoja puita • puuston tilajakaumassa vaihtelua ja ryhmittäisyyttä: metsässä tiheämpiä kohtia ja aukkoja 	<ul style="list-style-type: none"> • pääasiassa yhtä puulajia yhdessä metsikössä • puusto tasaikäistä • puuston tilajakauma tasainen tai satunnainen • puusto nopeakasvuista ja kasvultaan tasalaatuista 	<ul style="list-style-type: none"> • poltto • pienaukotus • haapataimikoiden suojaaminen
Kuollut puusto	<ul style="list-style-type: none"> • sekä sukkession alkuvaiheen metsissä että vanhoissa metsissä runsaasti lahoppuuta • lahoppuun monipuolista: puulaji, läpimitta ja lahoaste vaihtelevat • eripituisia kantoja ja pötkelöitä • lahoppuujatkumo 	<ul style="list-style-type: none"> • lahoppuun määrä vähäinen • lahoppuun pieniläpimittaista ja lahoppuujatkumo puuttuu • energiapuun korjuukohteilta voivat puuttua jopa kannot 	<ul style="list-style-type: none"> • poltto • lahoppuun määrän lisääminen • (pienaukotus)
Maaperä	<ul style="list-style-type: none"> • maaperän rakenne muuttuu tuulenkaatojen ja metsäpalojen myötä • muokkaantumisessa vaihtelua häiriöiden intensiteetin mukaan • lahoavat rungot hyvä kasvualusta puiden taimille 	<ul style="list-style-type: none"> • maaperä muokataan tasaisesti metsikön uudistamisvaiheessa • varttuneissa metsissä paljasta kiennäismaata ja kaatuneita runkoja hyvin vähän 	<ul style="list-style-type: none"> • poltto • puiden kaataminen juuripaakkuihin
Vesitalous	<ul style="list-style-type: none"> • luonnonmetsien puurot, lähteet, tiheät painanteet tuovat vaihtelua metsän pienilmastoon 	<ul style="list-style-type: none"> • ojituksilla on kuivattu lähteitä, tiheät painanteet ja kosteita painanteita, perkaukset ovat muuttaneet purojen rakennetta 	<ul style="list-style-type: none"> • vesitalouden ennallistaminen mm. oja tukkimalla ja puroja ennallistamalla (ks. soiden ennallistamisopas)
Lajisto	<ul style="list-style-type: none"> • luonnonmetsän elinympäristöihin ja häiriöihin sopeutunut lajisto • elinympäristövaatimuksiltaan erikoistuneita lajeja • lajisto muuttuu voimakkaasti ison häiriön jälkeen • runsaasti kuollutta puuainesta eri tavoin hyödyntäviä lajeja • elinympäristön tai kasvualustan pitkäikäisyyttä vaativia lajeja • palolajeja palaneissa metsissä 	<ul style="list-style-type: none"> • generalistilajeja • etenkin monet lahoppuilla elävät lajit puuttuvat • lajisto muuttuu voimakkaasti uudistushakkuun jälkeen 	<ul style="list-style-type: none"> • elinympäristöjen ja kasvualustojen luominen polttamalla ja lahoppuun määrää lisäämällä • lajien siirto ennallistetulle alueelle
Ravinteisuus ja hiilivarastot	<ul style="list-style-type: none"> • ravinteita ja hiiltä varastoituu elävään ja kuolleeseen puustoon sekä maaperään 	<ul style="list-style-type: none"> • harvennukset, maanmuokkaus ja energiapuun korjuu kiihdyttävät ravintekiertoa ja pienentävät puuhun ja maaperään jääviä hiilivarastoja • lannoitus rehevöittää kasvupaikkoja 	<ul style="list-style-type: none"> • ennallistamisen vaikutuksia maaperän ravinteisuuteen ja hiilen kiertoon ei tunneta
Häiriödynamiikka	<ul style="list-style-type: none"> • häiriöitä tapahtuu epäsäännöllisesti ja monessa mittakaavassa • isoja häiriöitä harvoin: metsäpalot, voimakkaat myrskyt • pienet ja keskiuuret häiriöt tavallisia: yksittäisten puiden ja puuryhmien kuolemat • kuolleet puut jäävät metsään lahoamaan 	<ul style="list-style-type: none"> • häiriöt ihmisen aiheuttamia, säännöllisiä ja ennustettavia, toteutuvat yleensä metsikkötasolla: hakkuut ja maanmuokkaus • suurin osa häiriössä kuolleista puista viedään pois metsästä 	<ul style="list-style-type: none"> • dynamiikan palauttaminen ja ylläpito saattaa edellyttää toistuvia toimia: polttamista, lahoppuun määrän lisäämistä ja pienaukottamista • ennallistaminen aluetason luontaista häiriödynamiikkaa jäljitellen
Metsämaiseman rakenne	<ul style="list-style-type: none"> • vanhat ja peitteiset metsät vallitsevia maisemassa • metsiköt vaihettavat ilman selviä rajoja • elinympäristöjen kytkeytyneisyys säilyy luontaisen häiriödynamiikan seurauksena 	<ul style="list-style-type: none"> • tasainen ikäluokkajakauma, taimikoiden ja nuorten metsien osuus suuri • metsikkökuviot selvärajaisia • esimerkiksi lahoppuulajien elinympäristöt usein toisistaan eristyksissä 	<ul style="list-style-type: none"> • kaikki ennallistamismenetelmät parantavat elinympäristöjen kytkeytyneisyyttä

lajiston vaatimat keskeiset rakennepiirteet ja resurssit ainakin pääpiirteittäin, jotta hän pystyy ohjaamaan entisen talousmetsän kehitystä toivottuun suuntaan. Rakenteiden ennallistaminen on yleensä helpompaa kuin toiminnallisen monimuotoisuuden palauttaminen.

Metsien poltto (luku 2.2) on selvästi tehokkain kangasmetsien monimuotoisuuden palauttamis- ja lisäämismenetelmä. Poltto luo kasvualustoja ja elinympäristöjä paloista riippuvaisille lajeille, lisää lahoppuuta, vaikuttaa elävien puiden puuaineksen laatuun, monipuolistaa puuston laji-, ikä- ja tilarakennetta sekä käynnistää pienialaisesti metsän luontaisen sukkession. Vaikka poltto on kallis ja teknisesti vaativa menetelmä muihin kangasmetsien ennallistamisen työlajeihin verrattuna, onnistuneen polton avulla saadaan nopeasti palautettua metsien rakennetta ja lajistoa luontaisemmaksi.

Poltojen lisäksi myös tuulen, veden ja lumen, sienitautien ja hyönteisten aiheuttamia puukuolemia jäljittelevät ennallistamistoimet ovat biologisesti perusteltuja. Suojelualueilla olevien entisten talousmetsien lahoppuun määrää voidaan lisätä eläviä puita kaatamalla tai vaurioittamalla (luku 2.3), ja puustorakennetta pystytään monipuolistamaan myös raivaamalla tasaikäiseen havumetsään tilaa lehtipuulle ja puiden taimille pienaukotuksen avulla (luku 2.4). Näiden menetelmien myötä entisten talousmetsien puustorakenne monipuolistuu ja metsään tulee mm. valaistus- ja muilta pienilmasto-olosuhteiltaan vaihtelevia paikkoja, mikä jäljittelee luontaisten häiriöiden vaikutuksia. Puuston monipuolistuminen pienaukoissa nopeutuu, jos puut kaadetaan juurineen, jolloin kivennäismaa paljastuu ja taimettuminen helpottuu.

Yhtenä suurimmista luonnonsuojelualueiden ennallistamisen haasteista pidetään suojelualueiden haapajatkumon turvaamista. Haapa uudistuu sulkeutuneessa metsässä varsin huonosti ja nuoremmissa metsissä kasvinsyöjät vaikeuttavat haavantaimien kasvua. Haavantaimien suojaamisessa kasvinsyöjiltä jouduttaneen turvautumaan aitojen rakentamiseen tai vastaaviin toimenpiteisiin, jotka korvaavat luonnonmetsien laajoissa häiriöissä syntyvät, kasvinsyöjien liikkumista vaikeuttavat suuret lahoppuuserät (tietolaatikko 8).

Toistaiseksi metsien ennallistamisen ekologisesta vaikuttavuudesta on olemassa vain lyhyen aikavälin tai paikallisen mittakaavan tutkimustuloksia (ks. tarkemmin luvut 2.2–2.4 eri toimenpiteiden ekologisista perusteista). Toimenpiteiden vaikutusten jatkuvalla seurannalla (Hyvärinen & Aapala 2009) pyritään varmistamaan, että ennallistamisella saavutetaan toivottuja tuloksia myös pitkällä aikavälillä. Tällä hetkellä suojelualueiden kangasmetsien ennallistamisessa käytettävät menetelmät, toiminnan laajuus ja maantieteellinen kohdentaminen perustuvat asiantuntija-arvioihin (Ennallistamistyöryhmä 2003), poliittisiin päätöksiin (Etelä-Suomen metsien monimuotoisuuden toimintaohjelman valmistelutyöryhmä 2008) ja Metsähallituksen luontopalvelujen ennallistamiskokemukseen.

Metsäpalot luonnonmetsissä

Jari Kouki

Palot ovat olleet olennainen osa maapallon ekosysteemien dynamiikassa aina siitä lähtien, kun terrestrinen kasvillisuus ilmaantui noin 420 miljoonaa vuotta sitten (Bowman ym. 2009). Siksi on oletettavaa, että paloilla on suuri merkitys ekosysteemien toiminnalle ja rakenteelle. Esimerkiksi Pohjois-Amerikasta on dokumentoitu, kuinka pienetkin muutokset palojen yleisyydessä voivat vaikuttaa ratkaisevasti metsien rakenteeseen ja puulajikoostumukseen (Gavin ym. 2007).

Metsäpalojen yleisyys on vaihdellut aina. Usein laaja-alaiset metsäpalofrekvenssien muutokset ovat kytköksissä ilmaston muuttumiseen (Carcaillet ym. 2007), mutta myös kasvillisuuden ja puuston rakenteella on itsenäinen, ilmastovaiikutuksesta riippumaton vaikutuksensa palojen esiintymiseen (Gavin ym. 2007, Ohlson ym. 2011). Tämä koskee myös pohjoisia havumetsiä. Laaja-alaiset erot näkyvät erityisen hyvin Kanadan luonnonmetsissä, missä ilmastolliset erot mantereen eri osissa ylläpitävät erilaisia palovälejä (Lauzon ym. 2006). Fennoskandian alueella metsäpalot ovat olleet etelässä yleisempiä kuin pohjoisessa (Larjavaara ym. 2005). Kullakin seudulla erityisesti poikkeukselliset sääolosuhteet voivat kuitenkin ratkaisevasti muuttaa keskimääräistä tilannetta, kuten on havaittu Venäjän alueella (Acharid ym. 2008). Aiemmin arveltiin metsätyypin vaikuttavan olennaisesti palojen esiintymiseen, mutta tätä käsitystä eivät kaikki tutkimukset tue (Granström 2001). Merkittävämpiä tekijöitä saattavat olla alueelliset erot tai sääolosuhteet. Pitkän ajan luontaiset muutokset kasvillisuudessa ovat kuitenkin vaikuttaneet palojen esiintymiseen, ja Fennoskandiassa etenkin kuusen levittäytyminen vähensi palojen yleisyyttä merkittävästi (Ohlson ym. 2011). Onkin esitetty, että vasta kuusen levittäytyttyä Fennoskandiaan metsiimme muodostui pitkäaikaisia, häiriöiltä suojassa olevia paikkoja (Ohlson ym. 2011).

Palovälien ja palaneiden pinta-alojen sekä etenkin palon voimakkuuden selvittäminen kullakin paikalla tarkasti on ongelmallista, koska ihmiset ovat vaikuttaneet palojen esiintymiseen hyvin selvästi. Esimerkiksi Fennoskandiassa vain muutamissa tutkimuksissa on päästy analysoimaan ajanjaksoa ennen kaskiviljelykautta.

Päähavainnot tiivistyvät näin: Palojen välit ovat olleet pidempiä kuin aiemmin on luultu (100–200 vuotta tai enemmän), ja varsinkin pohjoiseen mentäessä palovälit saattavat venyä jopa tuhannen vuoden mittaisiksi (Wallenius ym. 2005). Kuusen levittäytyminen jääkauden jälkeen on pidentänyt palovälejä kuusen asuttamalla paikolla (Ohlson ym. 2011). Pitkien palovälien takia valtaosa borealisesta luonnonmetsästä on vartuneen puuston peittämää, joskin puuston määrä saattaa olla melko vähäinen (Uotila ym. 2002). Lisäksi palojen voimakkuus on vaihdellut ja ehkä vain joka toinen palo on ollut voimakas latvapalo (Pitkänen & Huttunen 1999). Paloissa yleensä vain osa paloalueesta palaa kovimmalla intensiteetillä (esim. Lampainen ym. 2004, Ohlson ym. 2011). Paloalojen koko on luonnonpaloissa paljon suurempi kuin kaskiviljelyksen palokaudella. Tyypillinen suuruusluokka Pohjois-Ruotsissa ennen vuotta 1650 sattuneissa paloissa oli joitain satoja tai tuhansia hehtaareja (Niklasson & Granström 2000), mutta yksittäistapauksissa jopa kymmeniätuhansia hehtaareja. Palojen laajuuden takia käytännössä kaikenlaiset metsätyypit paloivat, mutta ehkä hieman eri voimakkuuksin.

Vaikka käsitykset palojen merkityksestä boreaalisten luonnonmetsien dynamiikassa ovat viime vuosina tarkentuneet ja muuttuneetkin, käsitystä palojen keskeisestä asemasta ei ole kumottu. Suomessa vallitsevaa palontorjunnan kautta ja palojen lähes täydellistä häviämistä on edelleen pidettävä epätyypillisenä ilmiönä, ja siksi palojen jäljittely ennallistamistoimin on perusteltua.

Metsäpalojen lisäksi luonnonmetsiä muokkaavat myös monet muut tekijät, kuten yksittäisten puiden kuolemat ja kaatumiset tai myrskytuulet. Erityisen tärkeää on pyrkiä palauttamaan palot osaksi metsien häiriödynamiikkaa yhdessä metsän muiden dynaamisten häiriötekijöiden kanssa. Tavoitteena ei siis ole palauttaa vain yhtä tekijää – paloa – metsään vaan ekosysteemin koko toiminnallinen kirjo. Koko luontaisen dynamiikan ylläpitäminen ekologisesti asianmukaisissa mitta-kaavoissa edellyttää kuitenkin vielä paljon uutta tutkimustietoa ja ennallistamismenetelmien kehittelyä.

Metsälajien uhanalaisuus

Esko Hyvärinen

Suomen lajistoon arvioidaan kuuluvan vähintään 45 000 monisoluista eliölajia. Viimeisimmässä uhanalaisuusarvioinnissa näistä voitiin arvioida noin 21 400 (Rassi ym. 2010). Arvioiduista lajeista uhanalaisiksi todettiin 2 247, joista 1 007 (45 %) elää metsissä. Äärimmäisen uhanalaisia (CR) metsälajeja on 138, erittäin uhanalaisia (EN) 296 ja vaarantuneita (VU) 573 lajia. Lajeista ensisijaisesti metsissä eläviä on 814, lopuille 193:lle metsät ovat toissijainen elinympäristö. Niin sanottuja punaisen listan lajeja on metsissä 2 253 (45 %). Punaisen listan metsälajeihin kuuluu uhanalaisten lajien lisäksi 126 Suomesta hävinneeksi (RE) luokiteltua, 924 silmälläpidettävää (NT) ja 196 puutteellisesti tunnettua (DD) lajia. Ensisijainen elinympäristö metsät ovat 1 880:lle (38 %) punaisen listan lajille.

Lehtometsien merkitys on elinympäristönä huomattava: uhanalaisista metsälajeista lähes puolet (47 %) ja punaisen listan metsälajeista 41 % on ensisijaisesti lehtometsien lajeja. Ensisijaisesti vanhoissa metsissä, metsätyyppejä erittelemättä, elää uhanalaisista lajeista 35 % ja punaisen listan lajeista 31 %. Ensisijaisesti harjumetsien lajeja on uhanalaisista metsälajeista 14 %, punaisen listan lajeista osuus on 10 %. Suurin osa näistä on harjumetsien avoimien tai harvapuustoisten, paahteisten elinympäristöjen lajeja. Myös metsäpaloalueilla ja muissa runsaslahopuustoisissa luontaisen sukkession alkuvaiheen metsissä elää paljon uhanalaisia lajeja, vaikkakin tällaisten elinympäristöjen suhteellinen merkitys ensisijaisina elinympäristöinä on aika pieni (1,2 % uhanalaisista metsälajeista).

Metsien merkitys punaisen listan lajien elinympäristönä vaihtelee eliöryhmittäin suuresti. Erityisen merkittäviä metsät ovat sienilajistolle: uhanalaisista lajeista peräti 72 % ja punaisen listan lajeista 74 % on ensisijaisesti metsälajeja. Uhanalaisista nisäkkäistä ja nilviäisistä yli 60 % on metsälajeja ja pistiäisistä, kaksisiipisistä ja kovakuoriaisistakin yli 40 %. Sen sijaan sammalilla, linnuilla, hämähäkkieläimillä, luteilla ja putkilokasveilla metsälajien osuudet ovat pienemmät, enintään noin 16 %.



Korpikolva (*Pytho kolwensis*). Kuva: Jari Kostet.

Metsälajien uhanalaisuuden syinä ja uhkatekijöinä ovat useimmiten metsien käyttöön joko suoraan tai välillisesti liittyvät tekijät. Arvioinnissa näitä eriteltiin viisi: metsien uudistamis- ja hoitotoimet, metsien puulajisuhteiden muutokset, vanhojen metsien ja kookkaiden puiden väheneminen, lahoppuun väheneminen ja kuloalueiden sekä muiden luontaisen sukkession alkuvaiheiden väheneminen. Ne ovat yhteensä 606:n ensisijaisesti metsissä elävän lajin tärkein uhanalaisuuden syy (74 % uhanalaisista), 519 silmälläpidettävän lajin tärkein luokituksen syy (67 % silmälläpidettävistä) ja 52 lajin ensisijainen häviämisen syy (48 % hävinneistä). Tekijät eivät ole toisistaan riippumattomia, minkä vuoksi ne mainitaan usein yhdessä erilaisina yhdistelminä, eikä ensisijaisen syyn ja uhkatekijän määrittely myöskään ole aina yksiselitteistä. Metsien käyttöön liittyvien tekijöiden lisäksi mainittavia metsälajien uhanalaisuuden syitä ja uhkatekijöitä ovat muun muassa avoimien alueiden sulkeutuminen (lähinnä harjumetsien paahdeympäristöissä), rakentaminen, satunnaistekijät ja suuret kannanvaihtelut.

Lahoppu on metsälajiston monimuotoisuuden kannalta yksi keskeisimmistä tekijöistä ja se korostuu myös uhanalaisuusarvioinnin tuloksissa. Metsissä elävistä punaisen listan lajeista 607:llä lahoppuun väheneminen on uhanalaisuuden tai häviämisen syynä tai lajia nyt ja tulevaisuudessa uhkaavana tekijänä. Eniten tällaisia lajeja on kovakuoriaisissa (182), sienissä (148), kaksisiipisissä (112), jäkälissä (55), pistiäisissä (53) ja sammalissa (26). Metsissä elävistä uhanalaisista kovakuoriaisista 68 %, sienistä 44 % ja kaksisiipisistä peräti 81 % kuuluu tähän lajijoukkoon, jäkälistä ja pistiäisistä vajaa kolmannes ja sammalista viidesosa.

Ilmastonmuutos ja metsien ennallistaminen

Anna-Riikka Ihantola

Ilmastonmuutoksen vaikutuksia Suomessa mm. puustoon, metsämaahan ja luonnon monimuotoisuuteen on mallinnettu FINADAPT-hankkeessa (Kellomäki ym. 2005). Ennusteiden mukaan puiden kasvu nopeutuu ilmastonmuutoksen edetessä etenkin pohjoisessa. Etelä-Suomessa taas suurimmat vaikutukset näkyvät muutoksina metsien puulajisuhteissa. Kuusen määrä vähenee huomattavasti leveyspiirin 62° eteläpuolella ja koivu ja mänty korvaavat sitä valtapuina. Kuusi-valtaisten metsien ennustetaan säilyvän pitkällä aikavälillä vain kaikkein rehevimmillä alueilla, kun taas esimerkiksi eteläisen Suomen mustikatyyppin kankailla olot muuttuvat kuivuuden vuoksi kuusille epäsuotuisiksi ja männylle suotuisammiksi vuosisadan loppuun mennessä.

Lahopuun määrä metsissä kasvaa ilmastonmuutoksen edetessä, koska puuston kasvu lisääntyy ja elinikä mahdollisesti lyhenee (Kellomäki ym. 2005). Myös puiden lahoaminen saattaa nopeutua, mutta kokonaisvaikutuksena lahopuun määrän ennustetaan kasvavan. Osataan lahopuun määrää saattavat lisätä metsien hyönteistuhot. Keväiden ja kesien lämmitessä kirjanpaina todennäköisesti yleistyy ja sen levinneisyysalue laajenee pohjoiseen (Kellomäki ym. 2005). Uusien vieraslajien leviäminen Suomeen on aikaisempaa todennäköisempää.

Luontotyyppien uhanalaisuustarkastelussa ilmastonmuutos on mainittu tulevaisuuden uhkatekijänä yli 70:n Suomessa esiintyvän luontotyyppin säilymiselle (Raunio ym. 2008). Metsäluontotyypeistä ilmastonmuutos on mainittu tulevaisuuden uhkana 21 tyyppille. Metsäluontotyyppiä uhkaavat kasvillisuusvyöhykkeiden siirtyminen pohjoisemmaksi, puulajisuhteiden muutokset, kuusen hupeneminen Etelä-Suomessa ja karujen kasvupaikkojen rehevöityminen typen kierron nopeutuessa. Jalopuumetsien tilannetta ilmastonmuutos saattaa tulevaisuudessa parantaa.

Etelä-Suomessa taigalajit voivat harvinaistua ja korvautua eteläisemmillä lajeilla, mikäli kuusi ei pärjää ilmaston muuttuessa. Ilmasto-olojen

muuttuminen aiheuttaa lajeille ja eliöyhteisöille siirtymispainetta, johon osa lajeista pystyy vastaamaan nopeammin kuin toiset. Sopivan elinympäristön sirpaleisuus lisää riskiä, etteivät kaikki lajit pysty siirtymään uusille elinalueille. Eliöyhteisöjen sopeutumiskykyä voidaan parantaa minimoimalla muut yhteisöihin vaikuttavat stressitekijät (esimerkiksi populaatiokokojen pieneneminen ja geneettinen yksipuolistuminen), kiinnittämällä huomiota elinympäristöjen laatuun ja parantamalla elinympäristöjen kytkeytyneisyyttä (mm. Pöyry & Toivonen 2005).

Ilmastonmuutoksen huomioiminen ei vaadi suuria muutoksia metsien ennallistamisen tai luonnonhoidon suunnitteluun. Monimuotoisuudelle keskeisten alueiden ja elinympäristöjen kytkeytyneisyyden parantaminen tulee kuitenkin huomioida suunnittelussa entistä tehokkaammin. Ekologisten yhteyksien ja luontotyyppien laadun parantamiseksi voi olla tarpeen kasvattaa ennallistamisen ja luonnonhoidon pinta-aloja.

Metsäpalot saattavat lisääntyä ilmastonmuutoksen myötä (Kellomäki ym. 2005). Myös ennallistamispoltoille otolliset olosuhteet lisääntyvät (Jylhä ym. 2009). Lumi-, pakkas- ja routakauden lyheneminen aiheuttanee etenkin Etelä-Suomessa haasteita ennallistamisen ja luonnonhoidon konetyölle, kun sula maa ei kanna painavia koneita. Kovia pakkastalvia saadaan aikaisempaa harvemmin. Myös runsastuvat syyssateet ja entistä yleisemmin vetenä tulevat talvisateet voivat aiheuttaa teknisiä ongelmia ennallistamistyömaiden toteutukseen. Talvisen routakerroksen ohentua koneiden ajoreittien valmisteluun tulee kiinnittää aikaisempaa enemmän huomiota. Riittävä valmiiden suunnitelmien reservi ja joustavat vuotuiset ennallistamis- ja luonnonhoitotavoitteet varmistaisivat, että hyvät pakkastalvet pystyttäisiin hyödyntämään koneiden toteutuksessa. Toinen vaihtoehto on varautua toteuttamaan herkat tai vaikeat kohteet (mm. lehdot ja saaret) konetyön sijaan metsurityönä.

Metsänkäytön historian merkit metsissä

Sakari Rehell

Ennallistettavat metsät ovat useimmiten sotien jälkeisen metsätalouden muokkaamia. Monilta kohteilta voi kuitenkin löytyä paljon pitemmätkin ajalta merkkejä menneisyydestä, kuten kaskeamisesta, tervanpoltosta, poimintahakkuista ja laidunnuksesta. Paikkakunnan ja maakunnan historian pääpiirteiden tunteminen antaa arvokasta pohjaa suunnittelutyölle.

Kasken poltto muistuttaa monilta vaikutuksiltaan metsäpaloja, mutta erojakin löytyy. Kaatamisen, pystyyn koloamisen ja kuivattamisen vuoksi puut paloivat kaskessa täydellisemmin kuin metsäpalossa. Myös vanhat petäjät, jotka metsäpalossa olisivat jääneet henkiin, poltettiin kaskessa usein pystyyn kaulattuina. Kasken jälkeinen aho oli siis selvästi aukeampi kuin luontaisen palon jälkeinen metsä. Kaskeaminen keskittyi tuoreisiin metsiin, ja kaskikierto oli tyypillisesti paljon lyhyempi kuin luontainen metsäpalojen väli tällaisissa metsissä. Kiertokasketuilla seuduilla havupuut saattoivat käydä vähiin ja puut olivat lähes pelkästään nuoria lehtipuita.

Kaskenpolton jäljet näkyvät vielä hyvin siellä, missä kaskia on viimeksi poltettu. Huhtakaskien polton huippu oli noin 130–160 vuotta sitten, ja viimeisimmistä kaskista on kulunut noin 70 vuotta. Tuolloin poltetut tuoreet kankaat kasvavat nyt ikääntynyttä kuusivaltaista tai kuusetumassa olevaa metsää, jossa aukealle kasvanut koivupuusto on pääosin jo kuollut. Täysin luontaiseen metsään verrattuna pitkälle maatumutta, järeää havulahopuuta on hyvin niukasti, samoin vanhoja ylispuupetäjiä. Paikoin voi vielä nähdä kaskimetsille tyypillisesti pyältämällä kaulattuja, pystyyn poltettuja korkeita kantoja ja keloja.

Tervan poltto keskittyi kuiville, mäntyvaltaisille kankaille, jotka eivät sopineet viljelyyn. Mäntyjä kuorittiin pystyyn ja niiden annettiin pihkaantua muutamia vuosia. Hakkuiden jälkeen tervametsä saattoi olla varsin aukeakin. Joskus, varsinkin tervakauden lopulla, kannotkin käytettiin. Viimeiset tervanpolttometsät ovat tällä hetkellä 100–140-vuotiaita kuivan tai kuivahkon kankaan mäntyvaltaisia metsiä, joissa tervakauden aikaiset kirveskannot ovat maatuneet samaloituneiksi mättäiksi, mutta korkeimmat niistä voivat olla yhä tunnistettavia. Uudempia sahalla tehtyjä poimintahakkuukantoja ei tervametsissä

yleensä paljon ole, koska metsä on ollut nuorta poimintahakkuiden aikakaudella. Lahopuusto on varsin niukkaa, pääosin pienehköä riukupuuta. Vanhoja ikipetäjiä on vain paikoin tai ei lainkaan.

Tukkipuuhakkuissa käytettiin vielä 1800-luvulla kirvestä, myöhemmin justeeri- tai pokasaha aina 1950-luvulle asti. Kirveellä kaadettaessa tyvilaho saattoi keskeyttää työn, jota jatkettiin ylemmältä tasolta tai jätettiin puu kokonaan kaatamatta. Tällaisia aloituksia saattaa yhä löytää vanhimmista kannoista tai keloista. Sahatutkin kannot ovat selvästi nykyisiä kantoja korkeampia ja vielä sammaloituneinkin helposti tunnistettavissa. Poimintahakkuiden aikaan tukkipuutavaran laatuvaatimukset olivat hyvin tiukat, ja kaadettu tukki saatettiin hylätä jonkin pienen vian vuoksi. Monissa vanhoissa metsissä, etenkin Pohjois-Suomessa, näkyy vielä tällaisia metsiin jätettyjä järeitä sahatukkeja. Tämän ansiosta lahopuujatkumo on voinut säilyä harsituissakin metsissä.

Muita mielenkiintoisia ihmisten jälkiä ovat kirveellä puun kylkeen tehdyt pilkat, joilla merkittiin esimerkiksi polkuja tai kaskialueen rajoja. Joihinkin erityisiin ns. karsikkopuihin on saatettu kaivertaa päivämääriä ja nimikirjaimia. Nämä ovatkin jo arvokkaita kulttuurihistoriallisia kohteita.

Metsät olivat 1950-luvulle asti tärkeitä karjan laitumia. Voimakkaimmin laidunnus on vaikuttanut asutuksen lähimetsissä, rannoilla ja erityisesti saarissa. Siellä se näkyy metsän nykyrakenteessa mm. tiettyjen puustoikäluokkien puuttumisena, kun karja on aikanaan syönyt puiden taimet. Vanhemman puusukupolven puut ovat usein yksittäisiä ja leveitä. Myös eläinten aiheuttamat vioitukset ovat usein vielä näkyvissä. Puulajeista erityisesti harmaalepän katsotaan hyötynneen laidunnuksesta.

Monilla alueilla metsissä toistuvat tietyt historiasta kertovat rakennepiirteet, joihin liittyy tunnusomainen lajisto. Historian tunteminen antaa pohjaa metsikkökuvioinnille ja lajistokartoituksille sekä tekee kohteista mielenkiintoisia. Merkkien perusteella on myös mahdollista päätellä, millainen metsä on ollut ennen ihmisen vaikutusta, ja tätä tietoa voidaan hyödyntää esimerkiksi ennallistamisen suunnittelussa. Joskus kannattaa pyrkiä jopa säilyttämään tyypillisimpiä johonkin käyttömuotoon liittyviä rakennepiirteitä metsissä.

Haavan lajisto ja tilanne suojelualueilla

Kaisa Junninen ja Jari Kouki

Haapaa (*Populus tremula*) pidetään yhtenä metsiemme monimuotoisuuden avainlajeista (esim. Esseen ym. 1997, Siitonen 1999). Se eroaa muista boreaalisten metsien puulajeista erityisesti emäksisen ja ravinteikkaan kuorensa ansiosta. Kuolevan tai äskettäin kuolleen haavan kuori ja nila muodostavat poikkeuksellisen monipuolisen valikoiman pienelinympäristöjä, ja haavan kuorityyppejä onkin eroteltu ainakin kymmenen erilaista (Sahlin & Ranius 2009). Haapa on melko lyhytikäinen laji, joka lahoaa ja ontoutuu helposti. Yksi iso, ontto ja epätasaisesti lahoava iso haapayksilö saattaa tarjota kymmeniä erilaisia kasvualustoja ja elinpaikkoja, joilla kullakin elää juuri niihin erikoistuneita lajeja.

Haavalla elää paljon eliölajeja, jotka eivät menesty muilla pohjoisilla puulajeilla. Esimerkiksi kovakuoriaisissa, perhosissa ja sahapistiäisissä on yhteensä noin 200 elävien haapojen lehdillä ja kuorella elävää lajia, ja näistä nelisenkymmentä tulee toimeen pelkästään haavalla (Siitonen 1999). Haapojen lehtikarike on tärkeää monille kotiloille (lajitieto 8) ja erälle kovakuoriaisille (Koivula ym. 1999), ja vanhojen, elävien haapojen rungoilla kasvaa runsaasti haapaan erikoistuneita sammalia ja jäkäliä (Kuusinen 1994). Haavat ovat myös liito-oravan ja kolopesijälintujen suosiossa (lajitieto 10). Kuolleina suuret haavat tarjoavat elinympäristön mm. lukuisille kovakuoriaisille (Martikainen 2001) ja kääväkkäille (Junninen ym. 2007). Kymmenet uhanalaiset lajit esiintyvät ainoastaan haavalla (Tikkanen ym. 2006).

1900-luvun lopulle saakka haapaa pidettiin metsänhoidon kannalta ongelmallisena, koska se vei elintilaa taloudellisesti merkittävämpien puulajien kasvatukselta. Lisäksi haapa on männyn-taimien latvakasvaimia tappavan männynversoruosteen väli-isäntä. Metsissä sekapuuna kasvaneita haapoja hävitettiin järjestelmällisesti kaulaamalla tai taskuttamalla torjunta-aineella. Taimikoista haavat ja muut lehtipuut raivattiin havupuiden tieltä. Nämä metsätalouden jäljet näkyvät

yhä monilla myöhemmin perustetuilla suojelualueilla, missä taskutusten kirveenjäljet erottuvat maassa lahoavissa rungoissa. Taskutusten jäljiltä suojelualueilla saattaa tällä hetkellä olla runsaasti lyhyenä aikana – yleensä 1970–1980-luvuilla – muodostunutta samassa lahoamisen vaiheessa olevaa haapalahopuuta (Kouki ym. 2004).

Haavan vainoaminen tehometsätalouden aikakaudella ei ole kuitenkaan ainoa syy haavan nykyiseen vähäisyyteen suojelualueilla (Kouki ym. 2004, Junninen 2009). Muita syitä ovat suojelualueiden metsien ikärakenne ja luonnonhäiriöiden puute – haapa uudistuu huonosti sulkeutuneissa myöhäisen sukessiovaiheen metsissä – ja ennen kaikkea haavantaimien päätyminen hirvien ja muiden kasvinsyöjien ravinnoksi (mm. Latva-Karjanmaa ym. 2007, de Chantal ym. 2009). Myös suojelualueiden pieni koko on haavalle ongelmallinen, sillä hirvien aiheuttamien vaurioiden on todettu olevan yleisimmillään suojelualueiden reunojen läheisyydessä mutta vähenvän suojelualan sisäosiin siirryttäessä (Vilén 2002). Pienillä suojelualueilla hirvien aiheuttama haitta on siis suurimmillaan.

Valtakunnan metsien inventointitietojen perusteella haavan määrä suojelualueilla näyttäisi edelleen olevan laskusuunnassa, vaikka haavan kokonaismäärä metsissämme onkin kasvanut selvästi 1990-luvulta lähtien. Haavan lisääntyminen suojelualueiden ulkopuolella auttaa elävistä haavoista riippuvaisia lajeja, kuten lehtikuoriaisia, mutta ontot ja kuolleet haapajättiläiset ja niillä elävä lajisto puuttuvat talousmetsistä. Suojelualueiden haapojen kato näyttäisi olevan tapahtumassa lähes samanaikaisesti useilla Itä- ja Etelä-Suomen vanhojen metsien suojelualueilla, mahdollisesti pohjoisessakin (Kouki ym. 2004, Latva-Karjanmaa ym. 2007, de Chantal ym. 2009). Itä-Suomen suojelualueiden haapajatkumon katkeaminen on erityisen huolestuttavaa, sillä juuri Itä-Suomessa sijaitsevat kaikkein merkittävimmät uhanalaisten haavasta riippuvaisten kääpien esiintymät (Junninen 2009).

2.2 Poltto

Rauli Perkiö, Mika Puustinen ja Maarit Similä

Kangasmetsien ennallistamispolttojen tavoitteena on palauttaa tuli ja sen ekologiset vaikutukset osaksi suojelualueiden metsien dynamiikkaa. Metsäpalo tuottaa elinympäristöjä palolajistolle, lisää kuolleen ja hiiltyneen puun määrää, vaikuttaa elävien puiden puuaineksen laatuun sekä monipuolistaa metsikön puustorakennetta.

2.2.1 Ekologiset perusteet

Metsäpalot ovat keskeinen boreaalisia luonnonmetsiä muokkaava tekijä (tietolaatikko 4). Ihmisen vaikutus palojen frekvenssiin, voimakkuuteen ja laajuuteen on ollut ja on edelleen suuri. Aiemmin ihminen on lisännyt paloja voimakkaasti, mutta nykyään tehokas palontorjunta on poistanut laajat metsäpalot Suomen metsistä lähes täysin. Voimakkaat metsäpalot luovat avoimia, runsalahopuustoisia elinympäristöjä (kuva 6). Heikommat ns. pintapalot eivät juurikaan tapa järeämpiä puita mutta vaikuttavat merkittävästi metsän rakenteeseen pitkällä aikavälillä.

Ennallistamispolttojen ekologiset tavoitteet ja vaikutukset vaihtelevat eri kohteilla ja eri puolilla Suomea. Etelä-Suomessa suurin osa polttokohteista on nuoria, talouskäytössä olleita havumetsiä, joissa polton ensisijaisena tavoitteena on monipuolistaa metsän rakennetta. Sammalikon palaminen ja puuston paikoittainen kuoleminen helpottavat puiden taimettumista (tietolaatikko 9). Näin puuston erirakenteisuus lisääntyy ja lehtipuuston osuus kasvaa (kuva 7). Laikuittain puita tappava palo tuottaa metsään lahopuuta välittömästi palon jälkeen, mutta myös vuosien viiveellä. Pitkällä aikavälillä polttaminen voi edistää hitaasti lahoavien kelojen syntymistä, kun palossa vaurioituneet männyt säilyvät elossa, mutta niiden puolustus aktivoituu ja kasvu hidastuu joksikin aikaa, jolloin puusta tulee tiheäyistä ja pihkaista. Tällaisista puista aikanaan syntyvillä keloilla elää niiden kaaduttua monia erittäin uhanalaisia ja erikoistuneita kääpälajeja, kuten kalkkikäpää ja lutikkakäpää.

Nuorten metsien lisäksi pyritään polttamaan myös vanhempia metsiä. Vanhempien metsien poltolla saadaan metsään vaihtelevia määriä palon seurauksena kuollutta puuta sekä järeää palanutta puuta. Metsäpaloilla ja järeäpuustoisten metsien



Kuva 6. Lieksan Jäkäläkangas 14 vuotta latvapalon ja alueen suojelun jälkeen. Mäntykangas oli harvennettu ennen paloa. Kuollutta puuta on noin 80 m³/ha. Kuva: Maarit Similä.



Kuva 7. Viiden vuoden kuluttua poltosta metsään on kasvanut tiheä haavan taimikko. Pihlajaveden Iso-Kankainen, Savonlinna. Kuva: Rauli Perkiö.

ennallistamispoltoilla on suuri merkitys etenkin metsien hyönteislajistolle (esim. Wikars 2002, Hyvärinen 2006, tietolaatikko 10, tietolaatikko 11).

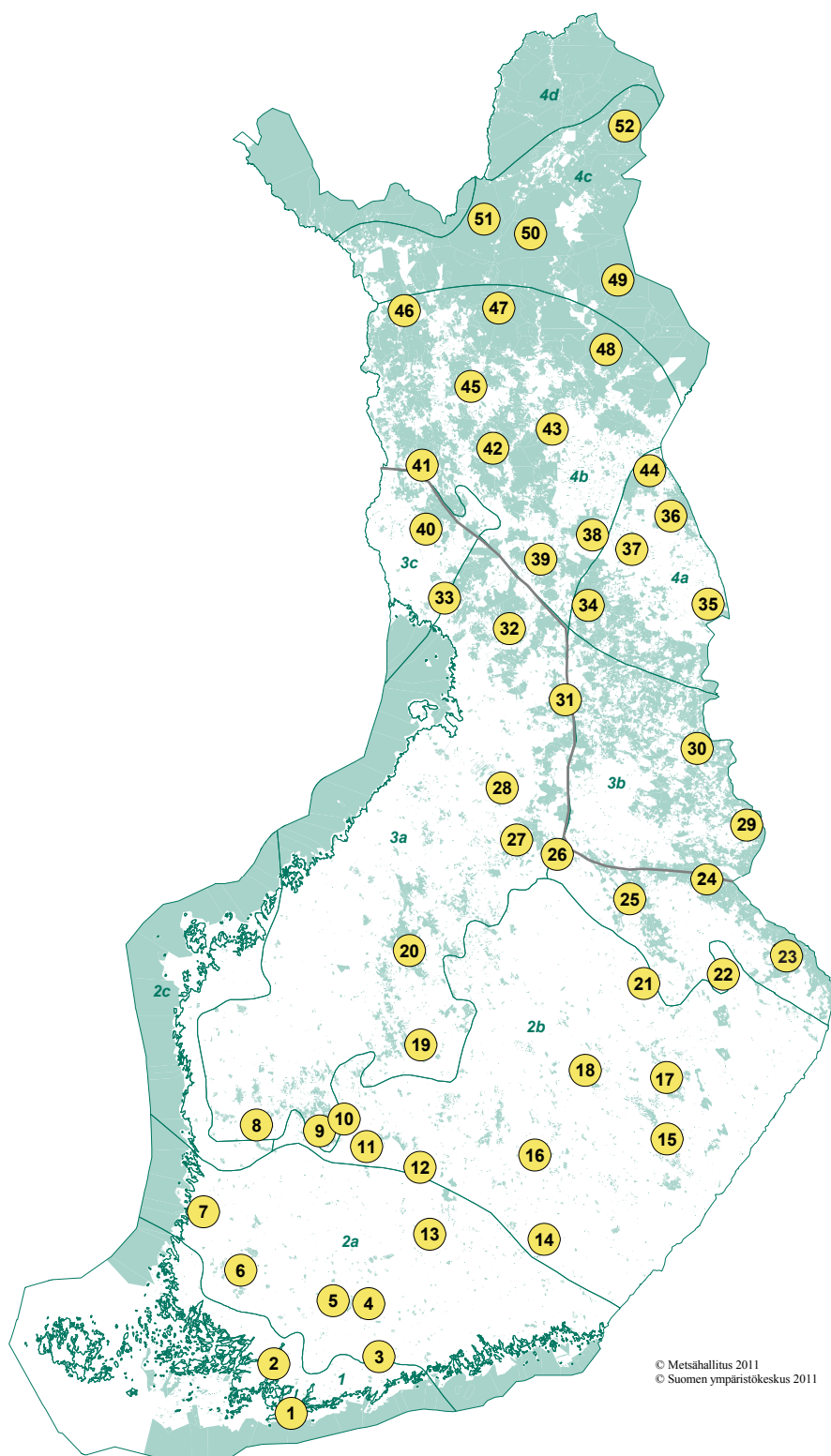
Myös useat kääpäälajit hyötyvät paloista ja poltoista, mutta vaikutukset näkyvät hitaammin kuin hyönteisyhteisöissä (Junninen ym. 2008). Monet aarniometsille tyypilliset kääpäälajit, kuten rusokantokääpä, saattavat ilmestyä paahteisillekin runsaslahopuustoisille palopaikoille. Läpimitaltaan suurimmat rungot ovat yleensä käävillä tärkeimpiä, mutta avoimella palopaikalla myös pieniläpimittaiset rungot ja kannot voivat tarjota kasvualustan esimerkiksi uhanalaiselle salokäävälle.

Ensisijaisten vaikutusten lisäksi poltoilla on muitakin myönteisiä ekologisia vaikutuksia. Lahopuuatjakumon muodostuminen käynnistyy metsässä ennallistamispolton myötä, kun osa palossa vaurioituneista puista kuolee vasta vuosia myöhemmin. Mäntyvaltaisissa metsissä alikasvoskuuset kuolevat, jolloin metsä pysyy mäntyvaltaisena. Järeäpuustoisen metsän voimakkaan palon seurauksena puolestaan syntyy nuoria, runsaslahopuustoisia sukkessiovaiheita, jotka ovat hävinneet metsistämme lähes tyystin.

Palojatkumoalueet

Ennallistamistyöryhmä (2003) esitti mietinnössään, että Metsähallitus ja Metsäntutkimuslaitos muodostavat suojelualueilleen palojatkumoalueiden verkoston turvaamaan palojen alueellisen ja ajallisen jatkuvuuden. Metsähallitus teki hallinnassaan olevien maiden osalta palojatkumosuunnitelman (Hyvärinen & Aapala 2009), ja suunnitelman toteuttaminen on aloitettu koko maassa. Palojatkumoalueverkostossa on 52 aluetta (kuva 8). Jokainen näistä koostuu yhdestä tai useammasta luonnonsuojelualueesta sekä valtion omistamasta metsätalousmaasta niiden ympäristössä, sillä palolajiston kannalta keskeisimmillä palojatkumoalueilla kulutetaan suojelualueiden ennallistamispoltojen lisäksi myös valtion talousmetsiä.

Palojatkumoalueilla tehtävät poltot kattavat vuosittain vain osan valtion luonnonsuojelualueilla tehtävien polttojen pinta-alasta, ja merkittävä määrä metsää ennallistetaan polttamalla myös palojatkumoalueiden ulkopuolella. Lisäksi pienialaisia polttoja tehdään harjujen paahderintien lajiston hoitamiseksi (luku 6).



© Metsähallitus 2011
© Suomen ympäristökeskus 2011

Kuva 8. Palojatkumoalueiden sijainti valtionmailla. Metsähallituksen alueet käsittävät sekä maa- että vesialueet. 1. Syndalen, 2. Teijon ylänkö, 3. Nuuksio, 4. Maakylän-Räyskälän alue, 5. Tammelan ylänkö, 6. Kurjenrahka-Säkylänharju, 7. Pinkjärvi, 8. Pohjankangas, 9. Seitsemäinen, 10. Helvetinjärvi, 11. Siikanevan seutu, 12. Isojärvi, 13. Evo, 14. Repovesi, 15. Saimaan saaristoalueet, 16. Puulavesi, 17. Kolovesi-Kermajärvi, 18. Sorsavesi-Kivimäensalo, 19. Kulhanvuori, 20. Salamajärvi, 21. Telkkämäki, 22. Koli, 23. Patvinsuo, 24. Mujejärvi, 25. Tiilikka, 26. Talaskangas, 27. Kansanneva-Kolkanneva, 28. Veneneva-Pelso, 29. Elimyssalo, 30. Malahvia, 31. Olvassuo, 32. Litokaira, 33. Martimoaapa, 34. Syöte, 35. Etelä-Kuusamon vanhat metsät, 36. Oulanka, 37. Riisitunturi, 38. Mustarinnantunturi, 39. Joutensuo, 40. Kilsiaapa-Ristivuoma, 41. Joukaisvuoma, 42. Kutuselkä-Kiristäjäselkä, 43. Pyhätunturi-Luosto, 44. Peuratunturi, 45. Näätvuoma-Sotkavuoma, 46. Ylläs-Aakenus, 47. Pomokaira, 48. Vintilänkaira, 49. Urho Kekkonen kansallispuisto-Kemihaara, 50. Hammastunturi, 51. Lemmenjoki, 52. Vätsäri. Metsäkasvillisuusvyöhykkeet: 1. Hemiboreaalin vyöhyke, 2. Eteläboreaalin vyöhyke a. Vuokkovyöhyke eli lounaismaa, b. Järvi-Suomi, c. Pohjanmaan rannikkomaa, 3. Keski-boreaalin vyöhyke a. Pohjanmaa, b. Pohjois-Karjala-Kainuu, c. Lapin kolmio eli Peräpohjanmaa, 4. Pohjoisboreaalin vyöhyke a. Kainuu-Kuusamo, b. Peräpohjola, c. Metsä-Lappi, d. Tunturi-Lappi.

2.2.2 Yleiset periaatteet

Metsiä poltetaan säännöllisin väliajoin palojat-kumoalueverkostoon kuuluvilla luonnonsuojelu-alueilla, mutta polttamalla ennallistettaviksi sopivia metsiä etsitään myös muilta luonnonsuojeluun varatuilta alueilta. Myös talousmetsissä kulotukset ovat vakiintuneet osaksi luonnonhoitoa (tietolaatikko 12). Poltto-olosuhteet vaihtelevat paikallisesti, joten vuosittain on hyvä valmistautua useamman kohteen polttamiseen. Vaikka yhdellä kohteella ei pystyttäisi polttamaan metsää, toisella alueella poltto saattaa onnistua.

Ennallistettavat metsät poltetaan ”pystyyn” eli puustoinen. Koska metsää voidaan polttaa hallitusti vain tietynlaisissa olosuhteissa, polttoon sopivia päiviä on yleensä vain muutama kesässä. Aika toukokuun puolivälistä kesäkuun loppuun on sääolosuhteiden ja maaston riittävän kuivumisen kannalta parasta polttoaikaa. Palamista haittaavat heinät ja ruohot ovat tuolloin vielä matalia ja lyhyiden öiden ansiosta poltettava alue kuivuu nopeasti. Alkukesällä suot ovat usein kevättulvan jäljiltä märkiä, mikä vähentää metsän polton aiheuttamaa turvepalon riskiä suovaltaisilla alueilla. Yleensä myös heinäkuu soveltuisi säidensä puolesta hyvin ennallistamispolttojen ajankohdaksi,

mutta polttoon tarvittava henkilöstö on silloin enimmäkseen kesälomalla. Elokuussa yökaste alkaa hidastaa metsän kuivumista polttokuntoon ja runsaiden, paikallisten ukkossateiden mahdollisuus on heinä-elokuussa suurempi kuin alkukesällä.

Sateisina kesinä ei välttämättä pystytä polttamaan lainkaan metsää. Myös liika kuivuus rajoittaa polttomahdollisuuksia, sillä useita viikkoja kestäneen kuivuuden jälkeen palon karkaamisen riski voi olla liian suuri. Suunniteltua ja valmistettua metsän polttoa voidaan lykätä vuosilla eteenpäin paitsi säiden vuoksi, myös jos alueen läheisyydessä palaa metsää muista syistä. Jos poltettavaksi suunniteltuun metsään on kuitenkin ehditty tehdä palokuormaa, poltto kannattaa toteuttaa suunnitellusti, koska etenkin pieniläpimittaiset puut alkavat lahota nopeasti ja menettää merkitystään kenttäkerroksen palokuormana.

Luontaisten metsäpalojen voimakkuus vaihtelee paljon. Luonnonpalot kehittyvät vain harvoin koko puuston tappaviksi, voimakkaiksi latvapaloiksi (kuva 9). Tavoitteena onkin, että myös ennallistamispolttoissa 25–75 % puustosta jää henkiin palon jälkeen. Poltettavan alan sisään saa jäädä palamattomia kohtia, kuten kosteita, soistuneita painanteita. Esimerkiksi mäntykan-



Kuva 9. Nuotiosta syttynyt palo on edennyt metsäsaarekkeessa hitaasti kytellä vastatuuleen ja jättänyt jälkeensä laikukkaasti palaneen metsänpohjan. Martimoaapa, Simo. Kuva: Mika Puustinen.

kaan polttoa voidaan pitää onnistuneena silloin, kun suurin osa alikasvoskuusista kuolee palossa, mutta suurin osa vanhoista, paksukaarnaisista puista selviää poltosta elossa. Lahopuuta tarvitseville lajeille on kuitenkin eduksi, jos suuriakin puita kuolee palon seurauksena. Ei myöskään haittaa, jos joskus ennallistamispolttokohteella kuolee koko puusto, sillä palon jälkeen alueesta muodostuu uhanalaiseksi luontotyyppiksi määritely (Raunio ym. 2008) nuoren sukkessiovaiheen runsalahopuustoinen metsä.

Pitkällä aikavälillä sama metsä voidaan polttaa useita kertoja, jos metsikkö poltetaan ensimmäisen kerran silloin, kun puusto on vielä nuorta. Polttojen toistaminen samassa metsässä vaikuttaa lajiston kannalta positiivisesti metsän puuaineksen laatuun ja puuston rakenteeseen.

Pienvesien rannoille on jätettävä polttoaluetta rajattaessa riittävät suojavyöhykkeet, koska poltto lisää ravinteiden huuhtoutumista. Harjumetsien polttaminen tärkeillä pohjavesialueilla on teoriassa myös pohjavesien pilaantumisen riskitekijä (ks. tarkemmin luku 6.3.3).

2.2.3 Lajien huomioiminen polton valmistelussa ja poltossa

Huolellisella suunnittelulla ja ennakkovalmisteluilla minimoidaan polttokohteen eliöstölle ja etenkin merkittävälle lajeille poltosta aiheutuvat mahdolliset haitat.

Nuorissa, tasaikäisissä entisissä talousmetsissä ei yleensä ole suurta riskiä, että poltolla vahingoitettaisiin harvinaisia tai uhanalaisia lajeja. Polttamalla ennallistettavat pinta-alat ovat niin pieniä, ettei niistä yleensä ole haittaa tavallisten metsälajien esiintymiselle edes paikallisesti, saati valtakunnallisesti. Lajistolliset arvot tulee kuitenkin ottaa korostetusti huomioon, kun suunnitellaan vanhojen metsien polttamista. Erityisesti täytyy punnita alueella esiintyville uhanalaisille tai erityisesti suojeltaville lajeille sekä luonto- ja lintudirektiivien liitteiden lajeille aiheutuvat hyödyt ja haitat.

Mikäli poltettavassa metsässä on paljon järeitä lahopuita, lahopuurunkojen kääpä-, hyönteis-, jäkälä- ja sammallajisto on syytä selvittää ennen polttoa. Jäkälälajiston selvittäminen on erityisen tarpeen metsissä, joissa polttoalueella kasvaa vanhoja puita, kuolevia puita tai pötkelöitä ja keloja. Uhanalaisten lajien asuttamat rungot voivat tarpeen rajata poltettavan alueen ulkopuolelle tai suojata palolta (maapuut). Rajaamisen tarpeeseen vaikuttaa ympäröivien metsien lajisto: mikäli uhanalainen laji esiintyy myös lähimetsissä, sitä ei todennäköisesti ole tarvetta suojata polton yhteydessä.

Metsää, josta löytyy asuttu petolinnun pesä, ei polteta. Tarvittaessa tarkistetaan asiantuntijan kanssa, onko metsästä löydetty pesä käytössä. Uhanalaiset lintulajit – kuten maakotka ja muuttohaukka – tulee huomioida jo polton valmisteluvaiheessa, esimerkiksi palokuorman teossa. Alle yhden kilometrin etäisyydellä maakotkan tai muuttohaukan pesästä ei tule liikkuu tai toimia helmikuun puolivälin (maakotka) tai huhtikuun puolivälin (muuttohaukka) ja heinäkuun lopun välisenä aikana.

Ennallistamispoltojen vaikutukset kanalintukantoihin on arvioitu varsin vähäisiksi (tietolaa-tikko 13). Ennen polttoa alueelta kartoitetaan mahdolliset kanalintujen pesät. Kanakoirien käytöstä on saatu kartoituksissa hyviä kokemuksia. Jos polttoalueelta löydetään pesä, se rajataan poltettavan alueen ulkopuolelle tai suojataan polton ajaksi, jos polttoa ei pystytä siirtämään myöhemmäksi. Pesän suojaamisesta on suurin hyöty, jos tuli pystytään ohjaamaan nopeasti pesän ohi ja pesän ympäristö voidaan pitää rauhallisena sekä ennen polttoa että heti polton jälkeen. Pesän ympäristö kastellaan huolellisesti ja tarvittaessa suojataan esimerkiksi palohuovalla. Pesän suojaukset poistetaan heti, kun riskiä pesän palamisesta ei enää ole. Samalla tekniikalla voidaan suojata tarvittaessa muitakin pienialaisia kohtia polttoalueella.

2.2.4 Polttokohteiden valinta ja polton suunnittelu

Yli 50-vuotiaissa verrattain harvapuustoisissa metsissä polton kustannukset ovat suunnilleen samat alle viiden hehtaarin ja yli kymmenen hehtaarin poltoissa, joten aina kun mahdollista, poltettavaksi kannattaa valita mieluiten isoja, vähintään muutaman hehtaarin kokoisia alueita. Jos suojelualueilla ei ole isoja poltettavia kohteita, myös pienempien alueiden polttaminen on ekologisesti perusteltua, kustannus hehtaaria kohti vain on suurempi. Nuorissa – ja etenkin topografialtaan vaihtelevissa – metsissä polttokohteen puuston, paloalueen rajauksen ja turvallisuustekijöiden vaikutus polton kustannuksiin on merkittävämpi kuin polttoalueen koko.

Vanhoja metsiä (Natura-luontotyyppi boreaalinen luonnonmetsä) poltettaessa kohteen valinnassa on enemmän reunaehtoja kuin nuoren metsän tai vanhemman, talousmetsämäisen kohteen valinnassa:

- Poltettavaksi valitaan suojelualueiden luonnontilaltaan heikoimpia ja vähälahopuustoisimpia metsiä, joissa on merkkejä aiemmista metsäpaloista tai jotka ovat muuten luonnostaan helposti palavia kohteita.
- Polttokohteella on oltava ainakin pääosin luontaiset rajat, ettei palokujia tarvitse kaivaa vanhaan metsään. Joskus rajausta on mahdollista tehdä vieressä kasvavan nuoremman metsän puolelle.
- Poltettavaksi etsitään ensisijaisesti metsiä, joissa kenttäterroksen palokuorman lisääminen ei ole tarpeen.
- Lapissa vanhoja metsiä poltetaan vuodessa korkeintaan 50 ha ja vanhan metsän pinta-ala yksittäisessä poltossa voi olla korkeintaan 20 ha.
- Itä-Suomessa, Pohjanmaalla ja Kainuussa vanhoja metsiä poltetaan vuodessa korkeintaan 20 ha ja vanhan metsän pinta-ala yksittäisessä poltossa voi olla korkeintaan 10 ha.
- Etelä- ja Länsi-Suomessa poltetaan boreaalisia luonnonmetsiä vain erityistapauksissa.

Sammutusveden saanti on ratkaiseva tekijä useimpia polttokohteita valittaessa. Vähimmillä ennakkovalmisteluilla päästään, jos löydetään sellainen poltettava metsä, jonka lähellä on riittävästi palon hallintaan ja jälkisammutukseen tarvittavaa vettä ja jossa palo on mahdollista rajata luontaisiin paloesteisiin, kuten metsäautoteihin, vesistöihin tai märkiin soihin.

Polton suunnittelijan on myös tunnistettava mahdolliset kulttuuriperintökohteet (luku 7) ja selvitettävä niiden vaikutukset polttojen toteuttamismahdollisuuksiin ja polttokohteen rajaamiseen.

2.2.5 Polton valmistelu

Polttoalueen valmisteluissa huomioidaan kohdekohtaisesti ne tavoitteet, joihin ennallistamispoltoilla pyritään. Valmistelutyöt on tehtävä huolellisesti ekologiset ja käytännölliset tekijät huomioiden koko polttoalueelle (tietolaatikko 14). Alueelle ei saa jäädä kohtia, joista tuli pääsee leviämään polttoalueen ulkopuolelle. Vastuukysymysten kannalta on suositeltavaa, että alueen valmistelutyöt suunnittelee polton johtaja tai että polton johtaja ainakin osallistuu suunnitteluun. Tarvittaessa suunnitteluun osallistetaan myös pelastuslaitos.

Polton valmisteluun kuuluu mm. palokuorman lisääminen tai vähentäminen, vesipisteiden varmistaminen tai tekeminen, kulkuyhteyksien selvittäminen, palokäytävän ja -kujan tekeminen, pelastustoimintasuunnitelman laatiminen (liitteessä 1 on Metsätalouden kehittämiskeskus Tapiossa laadittu pelastustoimintasuunnitelmapohja) ja siihen kuuluvat toimenpiteet sekä mahdollisten metsäkanalintujen ja petolintujen pesien etsiminen. Lisäksi poltosta ilmoitetaan etukäteen aluehälytyskeskukseen.

Tarvittavan sammutuskaluston määrä on arvioitava tai laskettava hyvissä ajoin ennen polttotapahtumaa. Isoilla tai monimutkaisilla kohteilla kaluston sijoittelu kannattaa merkitä esimerkiksi työkohdekarttaan. Palo voi karata hallitsemattomaksi, jos sammutuskalustoa ei ole riittävästi tai paloalueen ulkopuolelle mahdollisesti leviäviä heitepaloja ei ole varauduttu sammuttamaan.

Kenttäkerroksen palokuorman lisääminen

Palokuormalla tarkoitetaan alueen palavaa biomassaa sammalista runkopuuhun. Palokuorman avulla säädellään palon voimakkuutta, tehostetaan polttoa tai ylipäätään tehdään poltto mahdolliseksi. Kenttäkerroksen palokuormaa voidaan lisätä kaatamalla puustoa eli lisäämällä kuolleen ja siten helpommin palavan puun määrää. Kenttäkerroksen palokuormaksi voidaan kaataa esimerkiksi 5–20 % elävän puuston runkoluvusta 2–18 kuukautta ennen polttoa.

Palokuorman laatu vaikuttaa huomattavasti tulen käyttäytymiseen. Hienojakoinen aines, kuten sammat, neulaset ja pienimmät oksat, syttyvät helposti mutta palavat nopeasti ja pienellä voimakkuudella. Paksut oksat, latvukset ja pienikokoinen runkopuu lisäävät merkittävästi palon voimakkuutta. Järeä runkopuu lisää lähinnä palon kestoa (Lindberg, ym. 2011).

Nuoret ja pinnanmuodoiltaan vaihtelevat metsät palavat usein epätasaisesti ilman, että vaihtelevuutta tarvitsee lisätä kenttäkerroksen palokuorman avulla. Nuorissa metsissä myös kenttäkerroksen ja pystypuuston latvuksen välinen matka on pieni, mikä lisää latvapalon riskiä erityisesti silloin, kun kenttäkerroksessa on runsaasti palokuormaa. Etenkin rytöihin kaadettu palokuorma saattaa aiheuttaa vaaratilanteita palon voimakkuuden noustessa paikallisesti liian suureksi (kuva 10), jolloin paloalueelta lentävät kipinät voivat levittää tulen heitepalona paloalueen ulkopuolelle, jopa satojen metrien päähän,



Kuva 10. Etenkin nuoressa puustossa runsas kasaan kaadettu palokuorma aiheuttaa todennäköisesti tulen intensiteetin voimakkaan ja hallitsemattoman kasvun. Repoveden Määkijänniemi, Kouvola. Kuva: Juha Metso.

tai tuli voi siirtyä hallitsemattomaksi latvapaloksi (Lindberg ym. 2011).

Järeissä, talousmetsämäisissä männiköissä kenttäkerrokseen voidaan lisätä runsaastikin palokuormaa ilman latvapalon riskiä. Isojen puiden kaataminen palokuormaksi lisää myös kuolleen ja palaneen puun määrää metsässä. Järeä palokuorma tulee tehdä polttoalueelle mahdollisimman myöhään ennen polttoa, mielellään aikaisintaan polttoa edeltävänä talvena, etteivät yleiset ensivaiheen lahottajalajit ehdi valloittaa runkoja ennen varsinaisia palolajeja.

Metsissä, joissa elävän puuston rakenne on luonnontilaisen kaltainen (lähinnä borealiset luonnonmetsät), kenttäkerroksen palokuorman tekoa vältetään. Palo on vanhoissa metsissä usein riittävän voimakas ilman lisättyä palokuormaakin puuston kerroksellisuuden ja helposti syttyvän kuusialikasvoksen vuoksi.

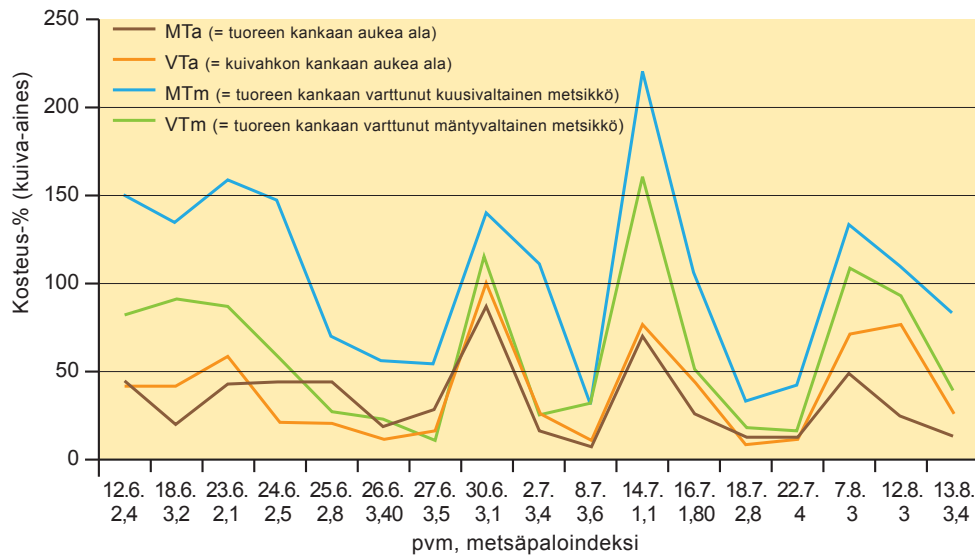
Kenttäkerroksen palokuorman vähentäminen

Nuorissa, puustoltaan tiheissä metsissä (runkoluuku >1 000 kpl/ha) puustoa voidaan joutua poistamaan palon hallinnan helpottamiseksi (kuva 10) tai poltettavan alueen kuivumisen edistämiseksi, vaikka samalla menetetään palavia puukuutioita. Puuston varjostus hidastaa huomattavasti alueen kuivumista varttuneissakin metsissä (kuva 11).

Palokuorman vähentäminen on yleensä tehtävä kompromissina ekologisten tavoitteiden, polton toteutuskelpoisuuden ja turvallisuuden välillä. Palokuorman vähentämisen tarve koskee yleensä vain pieniläpimittaista puuta. Nyrkkisääntönä on, ettei polttoalueelta viedä puita pois yhtään enempää kuin turvallisuussyistä tai polton mahdollistamiseksi on välttämätöntä. Kuviolta poistettua puustoa voidaan joissain tapauksissa käyttää palokuormana toisaalla poltettavalla alueella tai lahoppuuna viereisessä metsässä suojelualueella.

Palokäytävä

Palokäytävällä tarkoitetaan 5–25 metriä leveää paloalueen ”reunusta”, josta puusto kaadetaan ja viedään tarvittaessa pois (kuva 12). Käytävän tarkoituksena on estää mahdollisen latvapalon leviäminen paloalueen ulkopuolelle sekä ”siirtää” voimakkaasti palavaa aluetta polttoalan reunoilta



Kuva 11. Puuston vaikutus pohja- ja kenttäkerroksen kuivumiseen varttuneessa metsässä Lindbergin ym. (2011) mukaan.

keskemmälle, jolloin kipinöistä alueen ulkopuolelle leviävän heitepalon riski pienenee. Käytävä mahdollistaa myös turvallisen työskentelyn polttoalueen reunoilla, mihin sammutuskalusto sijoitetaan. Palokäytävän valmistelussa kannattaa huomioida mahdollisuus käyttää käytävää sammutuskaluston siirtoon esimerkiksi traktorilla tai mönkijällä.

Palokäytävää ei tarvita, jos poltettava alue pystytään rajaamaan esimerkiksi tiehen, märkään avosuohon tai veteen, jonka yli palon on vaikea levitä. Metsän sisälläkin palokäytävä ei ole aina välttämätön, vaan esimerkiksi harvapuustoisessa varttuneessa männikössä palo voidaan usein rajata turvallisesti paloalueen reunaa kastelemalla (kuva 13).

Palokäytävän leveyden ja sen puuston poiston tarpeen määrittelevät paloalueen reunoilla olevan maaston syttymisherkkyys, reunapuuston koko ja tiheys sekä paikallinen topografia. Järeä- ja harvapuustoisissa metsissä voidaan käyttää kapeampaa palokäytävää kuin nuorta puustoa, etenkin kuusta, kasvavissa metsissä.

Puustoltaan tiheissä (750–2 000 runkoa hehtaarilla) metsissä joudutaan usein korjaamaan palokäytävältä kaadettu puusto pois tai ainakin siirtämään se pois palokäytävältä ja sen reunalta. Runsas ja kuiva palokuorma palokäytävän reunalla voi palaa voimakkaasti (kuva 14), jolloin riski palon leviämiseen alueen ulkopuolelle kasvaa. Polttotapahtuma vie myös huomattavasti enemmän aikaa, jos palokäytävän reunapuusto

joudutaan polttamaan erikseen ennen kuin varsinaista polttoaluetta päästään sytyttämään. Sen sijaan järeä puusto ei yleensä aiheuta polton leviämiskätkä edes palokäytävän reunalta kaadettuna, vaikka puuta olisi kuutiomääräisesti paljonkin.

Mikäli palokäytävä rajautuu esimerkiksi lehtimetsään, paloalueen reunoilla voidaan polttaa kipinöinnistä huolimatta suuremmalla intensiteetillä kuin jos poltettava alue rajautuu toiseen paloherkkään alueeseen. Jos polttoalueen laidilla on keloja tai muita kuolleita pystypuita, jotka yltävät kaatuessaan palokäytävälle, ne kannattaa turvallisuussyistä kaataa ennen polttoa alueen sisälle päin.



Kuva 12. Palokuormasta puhdistettu palokäytävä Kilsiaavalla–Ristivuomassa, Rovaniemellä. Kuva: Mika Puustinen.



Kuva 13 a ja b. Kookaspuustoisessa mäntymetsässä, jonka kenttäkerroksessa on vähän palokuormaa, paloalue on rajattu kastelemalla, ilman palokäytävää ja -kujaa. Kenttäkerroksen palokuormaa on lisätty 20 ha:n laajuisen polttoalueen sisäosiin. Tohlinsuo, Ilomantsi. Kuvat: Maarit Similä.



Kuva 14. Jos palokäytävän reunalla on runsaasti palokuormaa, reuna on poltettava hitaasti paloa vedellä hilliten. Repovesi, Määkijänniemi, Kouvola. Kuva: Juha Metso.

Jos mahdollista, palokäytävä sijoitetaan rinne-
maastossa rinteän alareunaan tai notkon pohjalle,
jolloin polttoalue jää palokäytävän yläpuolelle ja
kuumuus ja kipinät nousevat luontaisesti palo-
alueelle päin. Silloin sammutusvettä ei tarvitse
siirtää ylämäkeen ja veden paine pysyy riittävä-

nä. Jos palokäytävä joudutaan sijoittamaan rin-
teen päälle, on reuna-aluetta poltettava matalalla
intensiteetillä ja pieninä kaistaleina, jotta paloa
voidaan hallita ja kipinöiden leviäminen alueen
ulkopuolelle on vähäisempää.

Palokuja

Palokujaksi kutsutaan paljastettua kivennäismaata paloalueen reunalla (kuva 15). Palokujalla estetään tulen leviäminen pintapalona polton aikana ja jälkisammutusvaiheessa. Palokujan leveydeksi riittää yleensä 0,5–3 metriä riippuen maaston sytymisherkkyydestä. Palokujan leveys voi vaihdella eri puolilla poltettavaa aluetta. Jos polttoalueen reunoja voidaan kastella runsaasti polton aikana, kapeakin palokuja riittää tai alue voidaan polttaa ilman palokujaa. Polton aikana tehty kastelu ei kuitenkaan estä palon leviämistä enää jälkivartiointivaiheessa. Jos taas vettä on polton aikana käytettävissä vain vähän, tarvitaan leveä palokuja estämään säteilylämmön aiheuttama syttyminen.

Palokuja voidaan tehdä riippumatta siitä tehdäänkö palokäytävää. Esimerkiksi puro tai oja poistaa palokujan tarpeen, mutta kohteelle voi silti olla tarpeellista tehdä leveä palokäytävä ja poistaa siltä puustoa.

Kaivinkoneella tehty palokuja taimettuu ja heinittyy yleensä nopeasti, koska sen teon yh-



Kuva 15. Palokuja estää palon leviämisen maata pitkin polton aikana ja jälkivartiointivaiheessa. Paistjärvi, Heinola. Kuva: Raimo Ikonen.

teydessä paljastetaan kivennäismaata (kuva 16). Boreaalisten luonnonmetsien poltto kohteet kannattaa kuitenkin valita niin, että poltto voidaan hoitaa turvallisesti ilman palokujaa.



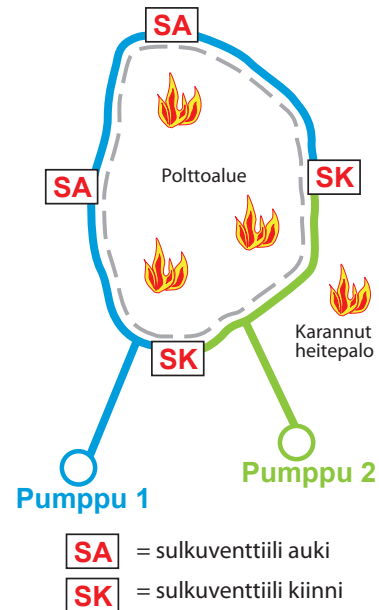
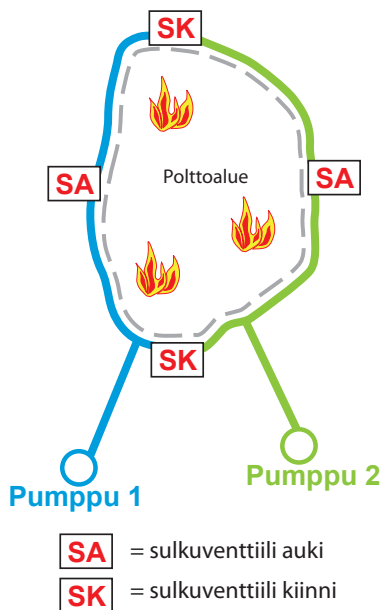
Kuva 16. Viiden vuoden kuluttua poltosta palokuja on hyvää vauhtia taimettumassa. Paistjärvi, Heinola. Kuva: Susanna Lahdensalo.

Sammutusvesi

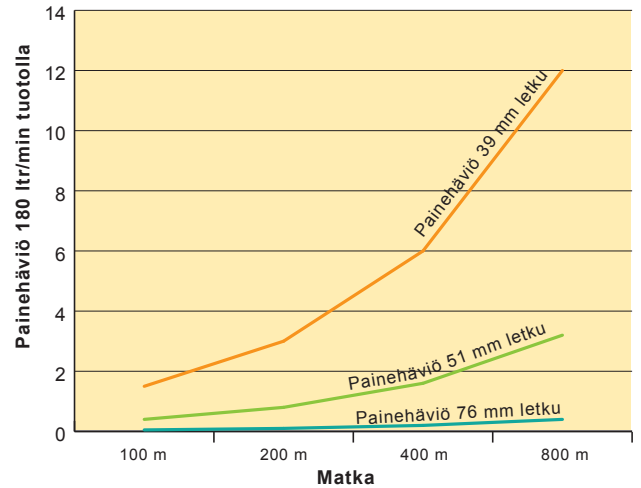
Ennallistamispolton hallintaan ja jälkisammutukseen tarvittavan veden määrä on arvioitava kohdekohtaisesti, ja veden määrän riittävyyden lisäksi on varmistettava paineen riittävyys. Vettä on tärkeää saada tarvittaessa riittävästi ja riittäväällä paineella myös alueen ulkopuolelle, mikäli poltossa on riski tulen leviämisestä heitepalona.

Kulotuskäytössä yhden pumpun veden kulutus on n. 150–1 200 l/min. Isolla polttoalueella voi pumppujen yhteenlaskettu vedenkäyttö olla kiivaimmillaan jopa yli 2000 l/min. Isollakaan polttoalueella kaikkien pumppujen ei yleensä tarvitse olla koko ajan käytössä. Rajaamalla polttoalue luontaisiin paloesteisiin tarvittavaa vesimäärää ja vaadittavaa veden painetta saatetaan saada pienennettyä huomattavasti.

Parhaiten sammutusvettä riittää, jos sitä saadaan ns. ehtymättömästi vesilähteestä, kuten lammesta, joesta tai järvestä. Jos näitä vesilähteitä ei ole riittävän lähellä polttokohdetta, polttoalueen tuntumaan voidaan tehdä väliaikaisia vedenottokohtia esimerkiksi patoamalla puroja tai ojia, tai vettä voidaan tuoda tankki- tai paloautolla. Suohon voidaan kaivaa väliaikainen vesikuoppa, kunhan ei aiheuteta kohtuutonta haittaa lajistolle tai elinympäristöille. Mikäli vettä tarvitaan paljon, kaivetut kuopat tai padotut ojat ja purot ovat usein riittämättömiä.



Kuva 18. Sammutusveden määrää ja painetta ohjataan letkulinjastossa sulkuventtiilien avulla. Vasemmanpuoleisessa kuvassa veden tarve on yhtä suuri alueen kaikissa osissa. Molemmat pumput pumppaavat vettä noin puolel-le sammutuslinjasta. Kiinni olevilla sulkuventtiileillä estetään pumppujen pumppaaminen toisiaan "vasten". Oikeanpuoleisessa kuvassa on järjestetty pumpun 2 vettä isommalla paineella oikeaan alakulmaan karanneeseen heitepaloon.



Kuva 17. Pumpattavan matkan ja letkujen läpimitan vaikutus veden paineen vähenemiseen, kun vettä käytetään 180 litraa minuutissa.

Veden määrän ja paineen riittävyyteen vaikuttavat pääasiassa käytetyn pumpun teho, sammutuslinjan pituus, vesiletkujen läpimitta (kuva 17), maaston muodot sekä yhtäaikaisesti auki olevien suuttimien määrä. Paineen ja veden riittävyyteen voidaan vaikuttaa mm. pumppujen sarjaan- ja rinnankytkennöillä, käytettävien suuttimien lukumäärällä sekä jakamalla sammutuslinja sulkevilla venttiileillä osiin, jolloin veden painetta voidaan kohdentaa niihin osiin sammutuslinjaa, jossa sitä kulloinkin tarvitaan (kuva 18).

2.2.6 Ennallistamispoltto

Poltto-olosuhteet

Valtaosa kaikista ennallistamispoltoista tehdään metsäpalovaroituksen ollessa voimassa, sillä muulloin maasto on yleensä polttoon liian kostea. Harjujen paahderinteet kuivuvat polttokuntoon yleensä nopeimmin, ja runsaasti kuivaa palokuormaa sisältäviä metsiä voidaan polttaa myös kosteampina.

Metsäpalovaroitus annetaan metsäpaloindeksin perusteella. Indeksien laskenta perustuu lämpötilan, kosteuden, tuulen ja sateen määriin ja voimakkuuksiin avoimella paikalla, joten se kuvaa lähinnä paljaan humuskerroksen kuivumista. Puuston vaikutus poltettavan alueen kuivumiseen on suuri: mitä tiheämpi ja varjostavampi puusto, sitä hitaampaa on alueen kuivuminen. Metsäpalovaroitus antaa suuntaa ennallistamispoltojen mahdollisuuksista maakuntatasolla, vaikka syttymisherkkyys voi paikallisesti vaihdella huomattavasti. Etenkin loppukesällä, jolloin paikalliset saderintamat ovat tyypillisiä, poltettava alue saattaa säästyä sateelta, vaikka maakunnassa muuten olisi sateista tai päinvastoin.

Parhaimmillaan polttopäivän sää on poutainen, tuulen nopeus alle 5 m/s ja tuulen suunta kohteelle sopiva, vakaa ja ennustettava. Myöskään seuraavaksi päiväksi ei saa olla luvassa kovaa tuulta. Yleensä hyvä polton sytytysajankohta on ilta tai iltapäivä, jolloin tuulen suunta vakiintuu ja tuuli alkaa tyyntyä yötä kohti. Täysin tyynellä säällä palon etenemisen arviointi ja hallinta on vaikeampaa, koska tuulen ohjaava vaikutus puuttuu.

Sopivin ilmankosteus polttoon on 25–50 %. Alkukesällä ilmankosteudella ei ole suurta merkitystä, sillä kosteus on yleensä kohdallaan, jos muut polton olosuhteet ovat hyvät. Loppukesällä korkea ilman kosteusprosentti ennakoii kosteuden tiivistyvän illan viiletessä kasteena maahan. Kaste haittaa etenkin polton sytytystä, mutta toisaalta sitä voidaan hyödyntää palon laannuttamisessa.

Määrävin tekijä polton sytytyksen onnistumisessa on pohja- ja kenttäkerroksen kosteus. Poltto onnistuu, jos pohjakerroksen kosteus on alle 30 %. Kenttäolosuhteissa kosteuden määrittäminen on kuitenkin mahdotonta, joten se täytyy arvioida esimerkiksi eri puolilta otetuilla, pienillä (noin 20 cm x 20 cm) metsänpohjan

koepaloilla. Jos maasta irrotetun palan saa syttymään ja palamaan muutamalla tilitikulla, on alue todennäköisesti riittävän kuiva myös ennallistamispoltoon.

Sytyttäminen ja poltto

Polttotapoja on yhtä monta kuin on poltettavia kohteita. Polttotavan valintaan vaikuttavat ensisijaisesti polton tavoitteet. Reunaehtoja polttotavan valinnalle ja tavoiteltavalle palon intensiteetille asettavat poltettavan alueen muoto ja koko, alueella olevan palokuorman laatu ja määrä, polttoajankohdan sää ja alueelle saatava sammutuskapasiteetti sekä käytettävissä oleva työvoima. Oikein valitulla polttotekniikalla voidaan merkittävästi pienentää tulen karkaamisen todennäköisyyttä. Lisätietoa polton tekniseen toteutukseen löytyy mm. Kulottajan käsikirjasta (Lemberg & Puttonen 2002), Suomen metsien paloainekset-julkaisusta (Lindberg ym. 2011) sekä pelastusalan julkaisuista ja opetusmateriaaleista.

Ennallistamispoltoilla on oltava johtaja, joka määrittelee polton tarkan ajankohdan. Hän myös varmistaa, että polton valmistelut on tehty asianmukaisesti ja polttokohteelle on tuotu riittävästi sytytys- ja sammutuskalustoa sekä varattu paikalle riittävästi poltosta, jälkivartiointista ja -sammutuksesta huolehtivaa työvoimaa. Polton johtaja tekee poltosta ennakoilmoituksen pelastuslaitokselle ja aluehälytyskeskukselle, valtakunnan rajan läheisyydessä mielellään myös rajavartiolaitokselle. Polton johtaja määrittelee poltossa käytettävän sytytystavan ja sen, miten sammutuskalustoa käytetään polton aikana ja jälkivartiointissa. Polton johtaja tekee aikanaan päätöksen myös jälkivartiointin lopettamisesta.

Polton johtajan on tunnettava poltettava alue ja sen ympäristö läpikotaisin ennen tulen sytyttämistä. Ennen sytyttämistä (kuva 19) varmistetaan, ettei polttokohteella ole ilmennyt mitään ongelmia tai uusia riskitekijöitä. Polton johtaja määrittelee ennen polton aloittamista polttoon osallistuvan henkilöstön työnjaon: sytyttäjät, sammuttajat, vesipumpun hoitajan ja muut tarpeelliset työt.

Alue poltetaan yleensä vastatuuleen, jos palokuormaa on riittävästi ja halutaan tasainen palojälki. Vastatuuleen etenevä palo on yleensä helposti hallittavissa, ja menetelmää käytetäänkin usein myös muiden polttotapojen yhteydessä,



Kuva 19 a ja b. Poltto sytytetään useimmiten nestekaasulla (a). Kuva: Maarit Similä. Myös palavaa nestettä sisältävää tippakannua voidaan käyttää sytyttämiseen (b). Kuva: Helena Lundén.



kun tehdään polttokohteelle paloa pysäyttävää aluetta. Vastatuulipoltto etenee hitaasti, joten isojen alueiden poltto kestää kauan. Tulen etenemistä voidaan nopeuttaa polttamalla aluetta vastatuuleen useana peräkkäin etenevänä rintamana yhtä aikaa. Useaa pienempää palavaa osa-aluetta on helpompi kontrolloida kuin yhtä suurta paloa.

Metsää voidaan polttaa myös myötätuuleen, mikäli alueella on vain niukasti palokuormaa, eikä merkittävää tulen karkaamisriskiä ole. Myötätuulipolton menetelmiä ovat kaistalepoltto ja suora myötätuulipoltto. Kaistalepoltossa alue poltetaan 10–40 metrin levyisissä kaistoissa myötätuuleen tuulen alapuolisimmasta alueesta alkaen. Suorassa myötätuulipoltossa alue poltetaan yhtenäisenä kaistana myötätuuleen. Myötätuulipoltto on yleensä heikosti hallittavissa, jos ongelmia ilmenee, joten tätä polttomenetelmää käytettäessä täytyy varmistaa etukäteen, ettei palon intensiteetti pääse kasvamaan liian suureksi.

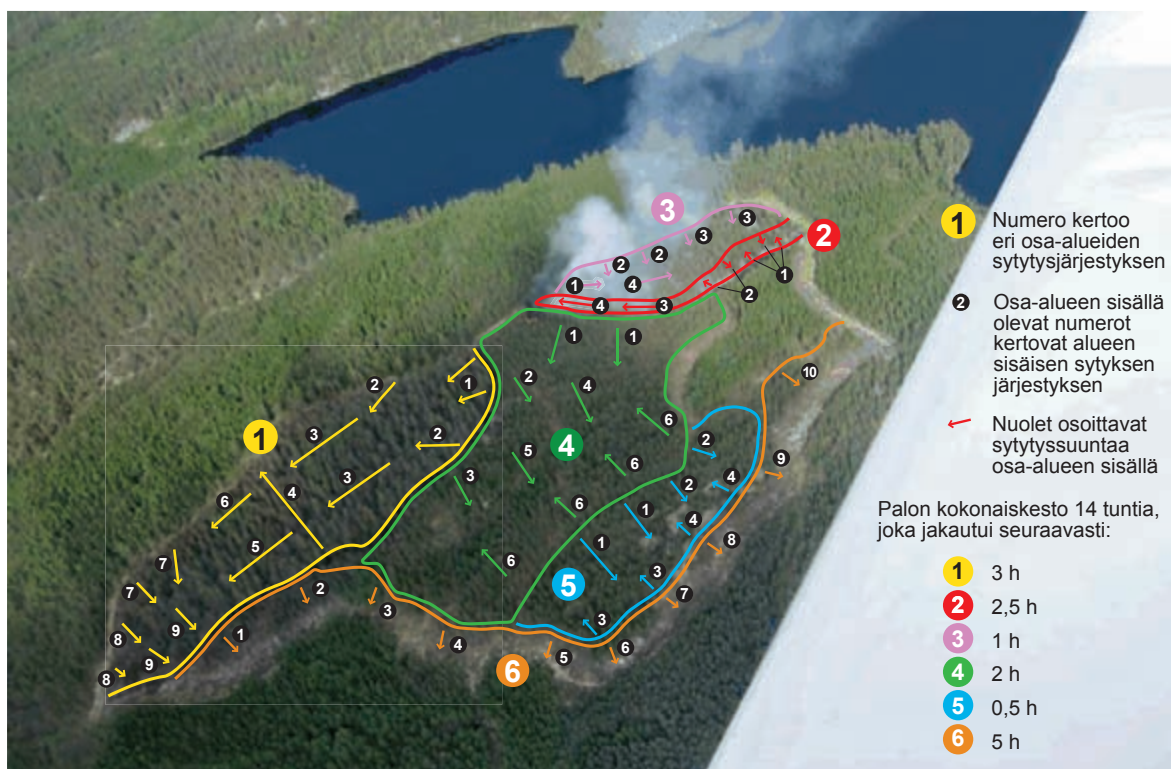
Perinteisessä hevosenkenkäpoltossa poltetaan ensin tuulen alapuoliselta reunalta 15–20 metriä leveä kaistale, minkä jälkeen sytytystä jatketaan molempia reunoja pitkin vastatuuleen edeten, jolloin tulirintama muodostuu hevosenkengäksi. Lopuksi reunojen tulirintamat yhdistetään tuulen yläpuolella. Hevosenkenkäpolttoa käytetään yleisemmin metsätaloudellisissa kulutuksissa. Ennallistamispolttoihin se ei ole paras vaihtoehto, koska vanhemmat metsät palavat tällä menetelmällä yleensä liian laukukkaasti. Nuoremmissa metsissä palon intensiteetti nousee hevosenkenkäsytytyk-

sellä helposti liian suureksi. Menetelmä on kuitenkin käyttökelpoinen suurilla, sopivan kuivilla alueilla, joissa on tasaisesti palokuormaa ja joissa palon voimakkuus ei nouse hallitsemattomaksi ja riski tulen leviämisestä alueen ulkopuolelle on vähäinen.

Tarvittaessa ennallistettava alue poltetaan useassa osa-alueessa (kuva 20). Usein on syytä polttaa ”vaikeat” kohteet erikseen ja loput alueesta sen jälkeen. Erillisinä osina poltettavia kohteita paloalueella ovat mm. jyrkät rinteet, runsaasti palokuormaa sisältävät kohdat, paloalueen reunat (etenkin jos alueen ulkopuolella on herkästi syttyvää maastoa) sekä erilliset ulkonemat alueen rajauksessa. Jos polttokohteella on palolta suojattava kohde, kuten kääpäinen maapuurunko, kanalinnun pesä tai muu lajiesiintymä, myös sen ympäristö voi olla tarpeen polttaa erikseen.

Peruspolttomenetelmien lisäksi voi olla tarvetta käyttää myös polttoja täydentäviä menetelmiä, joiden avulla tulta voidaan hallita paremmin. Tällaisia ovat mm. pistemäinen sytytys ja sivutuulipoltto.

Mikäli on tarvetta katkaista, rajoittaa tai hallita paloa vedellä polton aikana, on hyvä tietää perusasiat mahdollisuuksista hallita tulta sammutusveden avulla (taulukko 2).



Kuva 20. Savonlinnan Kakonsalon 12 hehtaarin polttoalue sytytettiin useassa osassa, mikä mahdollisti palon hallinnan nuorena ja tiheässä metsässä sekä topografialtaan vaihtelevassa maastossa. © Metsähallitus 2011, Pohjakartan © Maanmittauslaitos 1/MML/11.

Taulukko 2. Tulen hallittavuus liekkien pituuden ja tulirintaman intensiteetin perusteella Andrews ja Rothermelin (1982) mukaan.

Liekin korkeus, m	Tulirintaman intensiteetti, kW/m ²	Tulen hallittavuus
<1,2	<345	Tuli voidaan pysäyttää suoralla sammutushyökkäyksellä kärjestä tai sivuilta käsityövälineiden avulla. Käsintehty palokuja yleensä pysäyttää tulen etenemisen.
1,2–2,4	345–1 720	Palo on liian voimakas käsityövälineillä tehtävään sammutushyökkäykseen. Käsintehty palokuja ei välttämättä pysäytä tulta. Suihkukalustolla ja ilma-aluksilla sammutus voi olla riittävän tehokasta.
2,4–3,3	1 720–3 450	Palon hallinta on vaikeaa; soihtupalo, latvapalo ja palosta leviävät erilliset palopesäkkeet mahdollisia. Suora sammutushyökkäys palon kärkeen on luultavasti tehoton.
>3,3	>3 450	Latvapalo, pesäkkeet etumaastossa ja nopea leviäminen ovat todennäköisiä. Suora sammutushyökkäys palon kärkeen on tehoton.

2.2.7 Sammutus ja jälkivartiointi

Jälkisammutus ja -vartiointi on aina hoidettava huolellisesti. Jälkisammutusta varten polttokohteelle jätetään polton jälkeen riittävästi sammutuskalustoa, jotta jälkisammuttajat pystyvät kastelemaan poltetun alueen laitoja ja sammuttamaan mahdollisesti uudelleen syttyvät palopesäkkeet tai paloalueen ulkopuolelle lentäneistä kipinäistä syntyneet palonalut.

Jo sammutetuksi arvioitu palo on päässyt toisinaan tuulen yltyessä uudelleen vauhtiin ja levinnyt myös paloalueen ulkopuolelle. Esimerkiksi Simossa ennallistettiin polttamalla Vanhanmaan metsää 6.7.2006. Alueelta tuli 16.8. ilmoitus savuista. Tilanne käytiin tarkastamassa ja huomattiin, että palanut kelo oli kaatunut teräisen kannon päälle. Kanto oli palanut maan alla kytellä yli kuukauden, ja kun kyttö sai happea kelon kaatumisen seurauksena, se aiheutti paikallisen palon.

Jälkisammutus voidaan aloittaa heti, kun poltettavalla alueella on turvallista liikkua eli kun näkyvissä ei ole isoja avotulia, ilmassa ei ole liikaa savua eivätkä kenkien pohjat sula. Polttoalueen reunojen vesisammutus voidaan aloittaa alueen ulkopuolelta käsin polton ollessa vielä kesken, kylläkin polttomenetelmästä riippuen. Yleisimmin jälkisammutusta tarvitsevia kohtia ovat muurahaispesät, tervas- ja lahokannot, kytevät maapuut, kelot ja pötkelöt. Kytevät kohdat hajotetaan ja sammutetaan veden avulla tai ne kaivetaan auki ja tukahdutetaan vierestä kaivettavalla hiekalla. Myös reppuruiskuja ja kastelukannuja voidaan käyttää pienimuotoisessa jälkisammutuksessa. Pieni määrä (1–5 %) määntysuopaa reppuruiskun sammutusveden mukana alentaa veden pintajännitystä, jolloin vesi imeytyy helpommin syvälle hankaliin kohteisiin, kuten muurahaispesiin ja kyteviin kantoihin. Kun paloalueen reunat on saatu sammutettua, siirrytään sammuttamaan kyteviä pesäkkeitä koko alueelta.

Paras aika jälkisammutukseen on yleensä yöllä, jolloin tuuli heikkenee tai tyyntyy kokonaan. Vähäinenkin kaste hidastaa palon leviämistä. Jälkisammutuksen ja -vartiointin kriittisimmät hetket ovat polton jälkeinen aamu ja päivä, kun tuuli alkaa voimistua ja palopesäkkeet voivat syttyä uudestaan.

Kun palopesäkkeet on saatu sammutettua, jälkisammutus muuttuu jälkivartiointiksi. Polttoalueen jälkivartiointia jatketaan, kunnes alue on varmasti sammunut. Vaikka polton jälkivartiointi annettaisiin esimerkiksi talkooporukan tehtäväksi, vastuu vartiointista säilyy polton johtajalla. Etenkin asutuilla seuduilla hätäkeskukselle voi tulla palaneesta, savuavasta metsästä kymmeniä ilmoituksia päivässä. Kun hätäkeskus tietää, että alueella on vartiointi, se pystyy varmistamaan alueen tilanteen polton johtajalta ennen palokunnan lähettämistä, mikä ehkäisee turhia hälytyksiä.

Yleensä jälkivartiointi voidaan lopettaa vähintään 10 mm:n sateen jälkeen. Kaikkien palopesäkkeiden sammuttua polton johtaja katsoo polton loppuneeksi ja tekee tästä ilmoituksen pelastusviranomaisille. Etenkin asutulla seudulla myös hätäkeskus on tarpeen pitää ajan tasalla alueen jälkivartiointin päättymisestä, jotta vältetään tilanteet, että palokunta ei lähde alueelle, vaikka tuli olisi karkaamassa.

2.2.8 Kustannukset

Polton suunnittelu- ja valmistelukustannuksiin vaikuttavat polttoalueen koko, maaston vaihtelevuus ja polttokohteen puuston rakenne. Suunnittelun ja polton toteutuksen ajanmenekki ja kustannukset (taulukko 3) ovat pitkälti verrannollisia tarvittavien valmistelutöiden määrään ja kohteen polton vaikeuteen. Saarella tai vastaavassa ”helpossa” kohteessa polton suunnittelu on suhteellisen nopeaa, kun taas mantereelle, syttymisherkkään ympäristöön ja talousmetsien lähistölle sijoittuvan polton suunnittelutyö vie huomattavasti enemmän aikaa.

Taulukko 3. Ennallistamispolttoihin liittyviä yksikkökustannuksia vuonna 2010.

Kustannustekijä	Meno	Tulo
Palokuorman lisäys / palokäytävän puuston kaato miestyönä	7–15 €/m ³	
Palokuorman vähentäminen, harvennushakkuu (mäntykuitu)		8–15 €/m ³
Palokujan kaivaminen	0,15–0,4 €/m	
Vesikuoppien kaivaminen	15–30 €/kpl	
Polton työaika*	metsurityö n. 40–120 €/h	
	toimihenkilötyö n. 25–75 €/h	
Pumppujen poltto- ja voiteluaineet	n. 55 €/pumppu	
Jälkivartiointi	metsurityö n. 42–120 €/h, vapaaehtoistyö n. 6 €/h	
Palokaluston kuljetus	vuokra-auto n. 300 €	
Letkujen poiskeräys	metsurityö 250–750 €, vapaaehtoistyö 50–200 €	
Letkujen pesu ja kuivaus	5–7 €/letku	

* Ylityöt korotetulla taksalla.

Polton ja pienaukotuksen vaikutus puiden taimettumiseen

Virve Rehu, Kaisa Junninen ja Jari Kouki

Polton ja pienaukotuksen vaikutuksia puiden taimettumiseen selvitettiin Itä-Suomen yliopiston opinnäytetyönä kesällä 2010. Tavoitteena oli selvittää, miten eri ennallistamiskäsitteilyt vaikuttavat puiden taimettumiseen. Alueet ennallistettiin 2005 ja 2006, joten tulokset kertovat lyhyen aikavälin vaikutuksista.

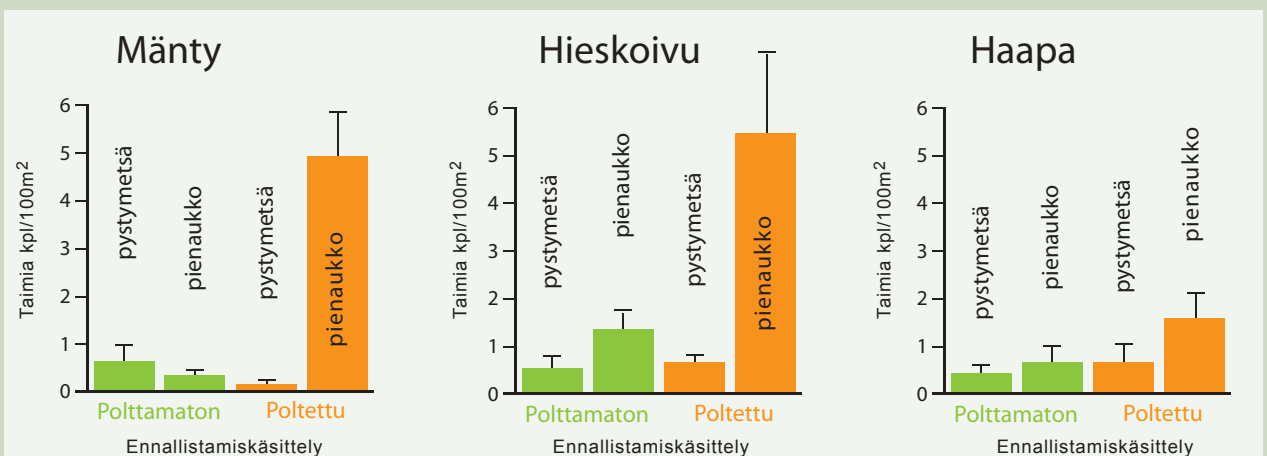
Tutkimusaineisto kerättiin kahdeksalta Metsä Life -hankkeesta mukana olleelta suojelualueelta: Kansanneva, Ruunaa, Salamajärvi, Kakonsalo, Pihlajavesi, Isojärvi, Repovesi ja Teijo. Tutkimusmetsät olivat pääosin kuivahkon kankaan varttuneita kasvatusmänniköitä, joita oli ennen suojelualueen perustamista hoidettu talousmetseinä ja joissa esimerkiksi lahopuun määrä oli hyvin alhainen. Ennallistamisalueille oli ennen polttoja lisätty kenttäkerroksen palokuormaa pienaukotuksella. Tavanomaisten pienaukkojen lisäksi kullekin alueelle tehtiin kaksi laajempaa paahdeaukkoa. Jokaisella tutkimusalueella taimet mitattiin neljän eri ”käsitteilyn” metsistä: (1) polttamaton pystymetsä, (2) polttamaton pienaukko, (3) poltettu pystymetsä ja (4) poltettu pienaukko/paahdealue.

Kaikkiaan tutkimusalueilta mitattiin yli 4 000 taimea, joista yli 80 % oli lehtipuita. Selvästi eniten taimia kasvoi poltetuissa pienaukoissa (lähes 30 kpl/100 m²). Kaikissa muissa käsitteilyissä kokonaistaimimäärät jäivät alle puoleen tai kolmasosaan tästä. Eri käsitteilyjen taimimäärissä oli suurta vaihtelua eri tutkimusalueiden välillä,

eli poltto ei aina aiheuttanut samansuuruista taimimäärän kasvua.

Ennallistamis- ja polttokäsitteilyt vaikuttivat puulajeihin eri tavoin. Pihlajan taimia oli selvästi eniten, mutta niiden esiintymiseen eivät poltto- tai muut käsitteilyt näyttäneet vaikuttavan. Mänty ja molemmat koivulajit sen sijaan taimettuivat hyvin poltetuilla paikoilla, ja poltetuissa pienaukoissa niitä oli jopa 5–10 kertaa tiheämmässä kuin muissa käsitteilyissä. Haavan odotettiin hyötyvän polttokäsitteilyistä, ja laji esiintyikin runsaimmillaan poltetuissa pienaukoissa ja paahdealueilla. Haavan runsaudessa oli kuitenkin huomattavaa vaihtelua myös poltetuilla alueilla. Taimettumisen kannalta ratkaisevaa saattaa olla, sattuuko paikalla olemaan sopivaa juurivesoja tuottavaa emopuuta. Lisäksi on syytä huomata, että ennallistetut metsiköt olivat kuivahkoja, mäntyvaltaisia kankaita, jotka eivät ole haavalle otollisimpia kasvupaikkoja.

Puuston taimettumista on aiemmin seurattu ennallistetuissa pienaukotuskohteissa mm. Lieksan Reposuolla ja Patvinsuon kansallispuistossa. Näissä tutkimuksissa metsiköitä ei poltettu ja taimettuminen oli heikkoa, ellei maanpintaa rikottu. Metsä Life -polttokehteiden taimettumis seurannat osoittavat, että polton myötä olosuhteet taimettumiselle ja puustorakenteen monipuolistumiselle ovat selvästi paremmat kuin ilman polttoa tehdyssä pienaukotuksessa. Ilmeisesti ennallistamispolto muuttavat sekä valo-olosuhteita että maanpintaa taimille otollisemmiksi.



Männyn, hieskoivun ja haavan taimien tiheydet eri tavoin ennallistetuissa metsissä. Oranssit pylväät ovat polttokäsitteilyjä, vihreät ilman polttoa. Kuviin on merkitty keskiarvo ja keskivirhe (n = 30).

Metsäpalojen merkitys kovakuoriaisille

Tero Toivanen

Suomessa esiintyy noin 40 metsäpaloista riippuvaista hyönteislajia, joista kovakuoriaisia on noin puolet. Näiden lisäksi kovakuoriaisissa on kymmeniä paloja suosivia lajeja, jotka eivät suoranaisesti vaadi metsäpaloja mutta esiintyvät merkittävän runsaina palaneilla alueilla. Valtaosa palolajeista on saproksyylejä eli lahoppuusta riippuvaisia lajeja. Ekologialtaan ryhmä on sangen monimuotoinen: toukat voivat elää pintapuussa vastakuolleilla puilla (esim. kulokauniainen *Melanophila acuminata*), olla riippuvaisia jostain palaneella puulla elävästä sienilajista (esim. isokelokärsäkäs *Platyrhinus resinosus*) tai olla muiden lajien toukia saalistavia petoja (esim. kulokurekiitäjäinen *Sericoda bogemanni*). Erikoistuminen tiettyyn puulajiin lienee paloympäristöissä vähäisempää kuin palamattomissa metsissä – esimerkiksi jotkin normaalisti havupuilla elävät kovakuoriaislajit voivat hyödyntää myös palaneita lehtipuita. Etenkin männyllä ja koivulla esiintyy kuitenkin runsaasti myös niille erikoistunutta palolajistoa. Useimmat palolajit ovat leviämiskyvyltään hyviä ja saapuvat poltetuille alueille välittömästi palon jälkeen – mutta pystyvät elämään alueilla vain muutaman vuoden ajan.

Tulen vaurioittaman puuston ohella palaneiden alueiden lajistoon vaikuttavat poikkeuksellisen suuri määrä lahoppuuta, paahteiset olosuhteet ja kilpailuvapaa lähtötilanne. Toistaiseksi tiedetään puutteellisesti, miten paloista riippuvaist tai niitä suosivat lajit kykenevät leviämään paloalueille, mutta polttoja pystynevät hyödyntämään erityisen hyvin voimakkaisiin häiriöihin sopeutuneet, lahoamissukcession alkuvaiheen lajit. Myöhemmät palon jälkeiset sukcessiovaiheet tarjoavat myös vakaamman ympäristön tai lahoamissukcession myöhempien vaiheiden lajeille runsaslahoppuustoisin elinympäristön.

Metsäpalojen vaikutuksia kovakuoriaislajistoon on tutkittu viime vuosina runsaasti. Vanhoja metsätaloudellisia kulotusaloja, joille oli jätetty säästöpuiksi pääasiassa mäntyä ja koivua, ja samanikäisiä säästöpuuhakkuita vertaileessa

tutkimuksessa todettiin, että kovakuoriaislajisto on runsaimmillaan nuorilla kulotusaloilla ja vähenee ajan myötä (Toivanen & Kotiaho 2007a). Uhanalaisten lajien määrät olivat kuitenkin korkeita vielä 5–8 vuotta polton jälkeen, ja vielä 16 vuoden ikäisetkin kulotusalat olivat hakkuualoja runsaslajisempia. Vaikutus oli riippuvainen jätettyjen säästöpuiden määrästä: ne poltetut alat, joille oli jätetty vähän säästöpuuta, eivät lajimäärältään eronneet avohakkuista.

Kokeellisissa tutkimuksissa on todettu polton välittömän vaikutuksen olevan sekä männiköissä että kuusikoissa hyvin samankaltainen: polttoon seuraa voimakas laji- ja yksilömäärien kasvu ja myös uhanalaisten ja harvinaisten lajien runsastuminen (Hyvärinen ym. 2005, 2006, Toivanen & Kotiaho 2007b). Säästöpuuston tai ennen polttoon tuotetun lahoppuun (palokuorman) määrä ei heti vaikuta lajistoon, mutta tulokset viittaavat siihen, että säästöpuiden määrällä on merkitystä lajistolle pienellä viiveellä. Alueilla, joilla pystyypuuta on jätetty runsaasti, kovakuoriaisyhteisöt säilyvät myös rakenteeltaan enemmän alkuperäisen metsän kaltaisina. Kuusivaltaisissa metsissä, joissa valtaosa puustosta kuolee välittömästi palon jälkeen, polton vaikutus näyttää olevan sangen lyhytaikainen. Jo neljän vuoden kuluttua lahoppuusta riippuvaisten kovakuoriaisten lajimäärät eivät poltetuissa kuusikoissa eronneet merkittävästi polttamattomista aloista tai kontrollimetsistä. Paloalueiden lajiston koostumus on kuitenkin erilainen kuin polttamattomien alojen. Myös palonvaatijalajeja tavattiin poltetuissa kuusikoissa vielä neljän vuoden päästä etenkin niillä aloilla, joilla palon intensiteetti oli ollut suurin.

Polton vaikutus uhanalaisten lajien ja palolajien määrään riippuu myös alueen metsätalous- ja palohistoriasta. Paloatkumoalueilla, ja erityisesti Itä-Suomessa lähellä Venäjän runsaslahoppuustoisia ja ”runsasmetsäpaloisia” metsämaisemia, lajimäärät ovat suuria, kun taas esimerkiksi Länsi-Suomessa poltetuilta alueilta on löydetty hyvin niukalti uhanalaista lajistoa (Kouki ym. 2011).

Kekomuurahaiset ja ennallistamispoltot

Pekka Punttila

Palon jälkeen pitkään kytevät kekomuurahaispesien jäänteet toimivat houkuttelevina ”deittibaareina” eli potentiaalisten parittelukumppaneiden löytöpaikkoina monille metsäpaloista riippuvaisille hyönteislajeille (Wikars 1992), mutta palojen vaikutuksella itse kekomuurahaisten esiintymiseen ja runsauteen on laajemminkin merkitystä koko metsäekosysteemin rakenteen ja toiminnan kannalta.

Kekomuurahaiset ovat metsäluonnon avainlajeja

Suomessa esiintyy 11 neulasista tai muusta karikkeesta kekopesiä rakentavaa muurahaislajia, joista viisi kuuluu kekomuurahais- eli kusiaisryhmään (ks. Punttila & Kilpeläinen 2009). Kaikki kekoja rakentavat lajit ovat territoriaalisia. Ne puolustavat ja hyödyntävät tehokkaasti hallitsemiaan alueita. Osittain tästä syystä kekomuurahaiset ovat metsäluonnon avainlajeja: niiden esiintyminen ja runsaus vaikuttavat koko metsäekosysteemin rakenteeseen ja toimintaan. Esimerkiksi

saalistus voi olla mittasuhteiltaan niin suurta, että puuta paljaaksi syövien hyönteisten massaesiintymisten aikana puiden lehvästöt säästyvät tuholta muurahaispesien lähiympäristössä, mutta muurahaisettomilla alueilla puut on kaluttu lehdeettömiksi. Ravintokilpailun kautta muurahaiset vaikuttavat jopa puiden rungoilta ja lehvästöstä ravintonsa saalistavien lintujen menestymiseen.

Muurahaiset itse ovat tärkeää ravintoa esimerkiksi monille tikoille ja karhulle, ja muurahaisten keoissa elää suuri joukko eliöitä, jotka hyödyntävät eri tavoin emäntälajejaan. Kasvillisuuteen muurahaiset vaikuttavat paitsi saalistamalla kasvinsyöjiä ja levittämällä useiden kasvilajien siemeniä, myös kuluttamalla valtavia määriä kirvahunajaa, jota ne lypsävät puilla elävistä kirvoista. Lisäksi kekomuurahaiset vaikuttavat toiminnoiltaan – pesädynamiikan sekä keonrakennuksen ja polkuverkoston ylläpidon kautta – maaperän rakenteeseen. Muurahaiskoloniat myös keräävät ja kierrättävät ravinnossaan ja pesänrakennusaineissaan suuria määriä hiiltä ja ravinteita.



Tutkija Reijo Penttilä, 201 cm, tupsukusiaispesän äärellä kunnioittamassa kusiaisia kääpäinventoinnin lomassa Teeri-Losonsuon alueella Kuhmossa vuonna 1990. Kuva: Reijo Penttilä.

Sosiaalinen strategia sovittaa lajit metsämaisemaan

Kekomuurahaisten sosiaalinen strategia perustuu kuningattarien määrään: lajit ja populaatiot voidaan jakaa karkeasti yksi- ja monikuningattariisiin (ks. Punttila 1996, Punttila ja Kilpeläinen 2009). Yksikuningattaristen lajien kuningatarjälkeläiset ovat hyviä leviämään lentäen pitkiä matkoja, joten ne pystyvät kolonisoimaan myös eristyneitä ja pieniä metsäsaarekkeitä. Ne perustavat uuden kolonian tavallisesti väliaikaisen pesäloisinnan avulla tunkeutumalla mustamuurahaisryhmän lajien pesiin tai kuningattarensa menettäneisiin kekomuurahaislajien pesiin. Yksikuningattaristen lajien pesien työläismäärä ja siten myös ravintoresurssien tarve on pienempi kuin monikuningattaristen, ja ne tulevatkin toimeen metsien nuoremmissa sukkessiovaiheissa ja karummissa metsissä kuin monikuningattariset lajit.

Monikuningattaristen lajien ja populaatioiden uudet koloniat tai kolonian sisarpesät syntyvät pääasiassa siten, että työläiset rakentavat uusia satelliittipesiä, joihin ne siirtävät nuoria kuningattaria emokoloniasta. Nuoret kuningattaret eivät lennä, vaan kolonia levittäytyy hitaasti pesien pilkkomisen kautta. Tällainen vähitellen laajeneva kolonia voi kasvaa satojen tai tuhansien kekojen yhteistyöverkostoksi ja kattaa neliökilometrien laajuisia alueita, mikäli sopivan elinympäristölai- kun koko ei rajoita kasvua. Monikuningattariset lajit pystyvät asuttamaan tehokkaasti varjoisia varttuneen metsän alueita, koska kekojen suuren työläismäärän tuottaman lämmön ansiosta keon sisälämpötila pysyy tasaisesti 25–30-asteisena, vaikka ulkolämpötila olisi nollan tienoilla. Kolonioiden työläismäärä ja sitä kautta erilaiset ekosysteemivaikutukset ovat paljon suuremmat kuin yksikuningattaristen kolonioiden.

Ennallistamispolto voi hillitä tupsukusiaista

Luonnontilassa yhtenäiset vanhan metsän alueet olivat laajoja ja monikuningattarisilla kolonioilla oli olettavasti valta-asema. Niiden esiintymistä rajoittivat lähinnä satunnaiset metsäpalot. Kolonioiden työläisten yksilömääriä – ja sitä kautta ekosysteemivaikutusten suuruutta – rajoitti oletettavasti erityisesti karhujen saalistus: keko-

muurahaiset kun ovat erittäin tärkeä osa karhujen kevätkaista ravintoa. Sittemmin ihmistoiminta, kuten kaskeaminen, lisääntyneet metsäpalot ja myöhemmin laajat avohakkuut, puolestaan suosi paremmin häiriöihin sopeutuneita yksikuningattarisia lajeja.

Nykyinen metsätalous näyttää taas suosivan monikuningattarisia lajeja. Sekä luontaiset metsäpalot että metsätaloudelliset kulotukset ovat vähentyneet lähes olemattomiin eikä tuli hävitä kekomuurahaiskolonioita siinä määrin kuin aiemmin. Yksittäisten hakkuualojen koko on pienentynyt ja niiden muoto muuttunut niin, että metsämaisema näyttäytyy näille lajeille yhtenäisempänä, mikä suosii monikuningattarisia lajeja. Myös soiden laajamittainen metsäojitus ja metsien rehevöityminen ovat lisänneet monikuningattarisille lajeille sopivan elinympäristön määrää, eikä pieni karhukanta pysty enää juurikaan vaikuttamaan metsien kekomuurahais- tiheyksiin.

Metsäluonnon muutokset saattavat olla johtamassa monikuningattaristen lajien voittokulkuun. Suomessa erityisesti maamme yleisin kekoja rakentava laji, tupsukekomuurahainen eli tupsukusiainen (*Formica aquilonia*) hyötyy näistä muutoksista, ja kekomuurahais- tiheydet ja kekomuurahaisten ekosysteemivaikutukset voivat nousta ennen näkemättömälle tasolle. Esimerkkinä tupsukusiaisen potentiaalisesta ”hirmuvallasta” mainittakoon Martikaisen ym. (2000) tutkimus- tulos, jonka mukaan metsikön kekomuurahais- populaation koko oli ylivoimaisesti merkittävin lahoppuusta riippumattomaan kovakuoriaislajis- toon vaikuttava tekijä vanhoista talous- ja luon- nonmetsistä kerätyssä aineistossa.

Suojelalueiden kekotihyötyjen kehittymistä on syytä seurata: edellä esitettyä tupsukusi- aiskenaariota voi verrata lehtojen kuusettumiseen, johon voidaan toisinaan joutua puuttumaan luonnondynamiikan puuttuessa. Metsien en- nallistamispoltoissa voitaisiin pyrkiä luomaan joillekin suojelualueille kekomuurahaisvapaita alueita, jotta tupsukusiainen ei määräisi muun eliöyhteisön rakennetta kaikkialla suojelaluever- kostossamme. Parhaiten tämä onnistuisi poltta- malla varttuneita talousmetsäkuusikoita, jolloin tuli paitsi tuhoaisi tupsukusiaisen paikalliset koloniat, myös loisi yksikuningattarisille lajeille sopivia avoimempia elinympäristöjä.

Tulen käyttö yksityisissä talousmetsissä – metsänhoidollisista kulotuksista luonnonhoidollisiin kulotuksiin

Lauri Saaristo ja Henrik Lindberg

Kulottamista käytettiin yleisesti metsänuudistamisen menetelmänä 1960-luvulle saakka, jolloin koneellinen maanmuokkaus alkoi yleistyä. Sen jälkeen yksityismetsien kulottaminen on ollut vähäisempää, vaikka vielä 1980–1990-luvuilla vuotuinen kulotuspinta-ala oli 1000–2000 hehtaaria. Uudistusalojen kulottamisen perinne on säilynyt nykyhetkeen, sillä osa kulotuksen hallitsevista metsäammattilaisista on jatkanut toimintaa. Selvät metsänhoidolliset hyödyt, metsäsertifioinnin vaatimukset sekä valtion taloudellinen tuki toiminnalle ovat kannustaneet kulottamiseen.

Yksityismetsissä ei ole ollut aktiivista pyrkimystä palojatkumoalueisiin, mutta kulotustoiminta on alueellisesti keskittynyttä. Pohjois-Suomessa kulotustoiminta on jossain määrin elinvoimaista metsänuudistusalueiden laajuuden ja metsänhoidollisten etujen vuoksi. Etelämpänä kulotuksia tehdään varsinkin Suomenselän, Päijät-Hämeen ja Ylä-Savon metsissä. Tätä selit-

tävät metsänhoidolliset tekijät tai osaamisen ja perinteen jatkuvuus kyseisillä alueilla.

Viime vuosina metsänhoidollisten kulotusten pinta-ala yksityisissä talousmetsissä on ollut 200–400 hehtaaria vuodessa. Kulottamisen perinteisten haasteiden, kuten sääherkkyyden, kausiluontoisuuden ja työvoiman saatavuuden, rinnalle on noussut uusia haasteita, kuten kulotustaidot omaksuneiden metsäammattilaisten siirtyminen eläkkeelle ja latvusmassan korjuun yleistyminen uudistusaloilla.

Tutkijat ja muut asiantuntijat ovat korostaneet tulen käytön myönteisiä monimuotoisuusvaikutuksia talousmetsissä. Kulotusten ekologisen laadun parantaminen on nostettu yleiseksi tavoitteeksi. Samalla on edistetty tulenkäyttöä talousmetsien luonnonhoidossa. Tämä on näkynyt esimerkiksi yksityismetsien kulotusten rahoitusta koskevan uuden lainsäädännön valmistelussa, METSO-ohjelman linjauksissa ja talousmetsien luonnonhoidon kehittämistyössä.



Talousmetsän uudistusalueella monimuotoisuutta lisäävässä kulotuksessa uudistusalueen säästöpuuryhmään syntyy järeää palon vaurioittamaa puustoa. Kuva: Lauri Saaristo.

Luonnonhoidollisten kulotusten tulenkäyttötavat vaihtelevat

Tulta voidaan käyttää talousmetsien luonnonhoidossa uudistusaloilla ja säästöpuuryhmissä, karuissa elinympäristöissä kuten harjujen paahderinteillä sekä perinneympäristöissä. Kulotuksen toteutus ja tavoitteet vaihtelevat suuresti elinympäristötyyppien välillä. Koska tulenkäytön vaikutus puuntuotantoon voi useissa tilanteissa olla positiivinen, pidetään kulottamista erinomaisena keinona yhdistää metsätalouden ja luonnonhoidon tavoitteita samassa metsikössä.

Esimerkiksi uudistusalojen metsänhoidollisluonnonhoidollisissa kulotuksissa nojaututaan metsänhoidollisen kulotuksen käytäntöihin. Luonnonhoidollisena tavoitteena on hoitaa lajistoa, joka hyödyntää palossa vaurioitunutta puuainesta, paljastunutta maanpintaa tai kulotusalueen äärevää elinympäristöä. Metsänhoidollisesti hyvät palamistulos palvelee hyvin myös paloympäristölajiston elinvaatimuksia, jos järeää säästöpuustoa on jätetty alueelle riittävästi.

Pelkän säästöpuuryhmän poltossa tuotetaan järeää palon vaurioittamaa puustoa, ja samalla säästöpuuryhmän puuston rakenne muuttuu monipuolisemmaksi. Metsänhoidollisen tavoitteen puuttuessa humuksen palaminen ei ole olennaista ja poltot ovat pienialaisia. Palokuorman lisäämisellä voidaan edesauttaa palotuloksen varmistamista ja laajentaa polttomahdollisuuksia. Viime vuosina luonnonhoidollisten polttojen kehittäminen on tuottanut tietoa keinoista, joiden avulla säästöpuuryhmän polttoon liittyviä kustannuksia ja riskiä voidaan pienentää.

Harjujen paahdeympäristöissä hallitulla tulenkäytöllä voidaan karuunnuttaa ja äärevöittää aluetta, kun humus ja biomassa poltetaan ja vedenpidätyskyky vähenee. Tavoitteena on harjujen paahdeympäristöjen lajiston elinmahdollisuuksien lisääminen. Puuntuotannon edellytyksiä heikennetään tarkoituksellisesti. Harjualueiden sekä yleensäkin karujen metsätyyppien talousmetsiin olisi mahdollista kehittää uudenlaista hallittua tulenkäyttöä, jossa tehtäisiin säännöllisesti alhaisen palokuorman kulotuksia karun luontotyyppin ylläpitämiseksi.

Talousmetsät palolajiston turvaamisessa

Yksityiset metsänomistajat voivat saada kestävänsä metsätalouden rahoituslain (KEMERA) mukaisesti taloudellista tukea kulotuksen toteutukseen. Metsänhoidollisena toimenpiteenä rahoitettavan kulotuksen tuki on sidoksissa kulotuspinta-alaan ja kattaa osan kulotuskustannuksista. Kulotuksen toteutukseen voi saada rahoituksen myös KEMERA-lain mukaisena luonnonhoitohankkeena osana METSO-ohjelman toteutusta. Tällöin tuki korvaa kaikki kustannukset, jos hyödyt monimuotoisuudelle voidaan todentaa, esimerkiksi säästöpuustoa on kulotusalueella riittävästi.

Talousmetsien kulotuksilla voi jatkossa olla tärkeä rooli metsäpaloympäristöjen monimuotoisuuden turvaamisessa, jos kulotusten kehittämisessä ja ohjaamisessa onnistutaan. Moni merkittävä asia odottaa lähivuosina ratkaisua.

Yksityismetsien kulotusten rahoitussäädökset ovat muuttumassa KEMERA-lain uudistuksen myötä. Tulevat säädökset ja niiden tulkinta linjaavat yhteiskunnan tukemien kulotusten sisällön yksityismetsissä. Tärkeä osatekijä on esimerkiksi vaadittava säästöpuuiden määrä rahoitettavilla kulotusalueilla.

Harjumetsien ja muiden karujen metsien kulotusten lisäämisen mahdollisuuksiin vaikuttaa merkittävästi se, saadaanko selvyyttä kulotuksen vaikutuksesta pohjaveden laatuun. Harjumetsät sijaitsevat usein pohjavesialueilla, ja pidetään mahdollisena, että kulotukset heikentävät pohjaveden laatua siinä määrin, että kulotusta tulisi rajoittaa pohjavesialueilla.

Metsäsertifioinnissa on tapahtunut muutoksia. PEFC-standardi edellyttää jatkossa tiettyä kulotusalueiden pinta-alaa tai lukumäärää, ja säästöpuuryhmien poltosta saattaa muodostua yleinen keino kriteerissä vaaditun yksittäisten kulotusten lukumäärän saavuttamiseksi. Mahdollinen FSC-standardin laajempi käyttöönotto Suomessa tarkoittaisi talousmetsien kulotusalueiden pinta-alan tai poltettujen säästöpuuryhmien määrän merkittävää kasvua suurten maanomistajien metsissä.

Yllämainittujen muutosten oheen tarvitaan edelleen talousmetsien kulotuksiin liittyvää pitkäjänteistä tutkimusta ja kehittämistä. Siten kulotuksia voidaan kehittää kustannustehokkaaseen suuntaan ja palvelemaan paloympäristölajiston monimuotoisuuden turvaamista.

Ennallistamispolttojen vaikutukset metsäkanalintujen pesintään

Päivi Virnes



Metson pesä on huomaamaton painanne varvikossa. Pesää on vaikea löytää, koska hautovalla emolla on erinomainen suojaväri eikä emo lähde pesästään kuin vasta aivan kulkijan jalkojen juuresta. Kuva: Philippe Fayt.

Kanalintulajeistamme teeri ja metso pesivät usein ennallistamispolttoihin sopivilla metsäalueilla. Myös riekon pesät voivat satunnaisesti sijaita poltettavilla alueilla, kun taas pyyn pesimäympäristöissä ennallistamispolttoja ei tehdä. Ennallistamispolttojen vaikutuksia teeren ja metson pesien tuhoutumiseen on arvioitu Pohjanmaan luontopalvelujen palojatkumoalueilta kerättyjen lintulaskenta-aineistojen avulla.

Maalintujen linjalaskenta-aineistojen perusteella Pohjanmaan METSO-alueen palojatkumoalueisiin kuuluvien suojelualueiden yhteenlaskettu teerikanta on 850–1 200 paria ja metsokanta 500–1 000 paria (Rajasärkkä 2007). Aineistojen avulla on arvioitu, että Metsähallituksen vuotuisella polttotavoitteella (Pohjanmaalla 35 ha/v.) tulisi poltettaville kuvioille sijoittumaan vuosittain keskimäärin 0,74 teeren ja 0,46 metson pesää. Metsäkanalintujen pesimäaika kestää Pohjanmaan METSO-alueella juhannuksen tienoille asti. Jos noin kaksi kolmasosaa kaikista poltoista ajoittuisi metsäkanalintujen haudonta-aikaan, keskimäärin 0,49 teeren ja 0,31 metson pesää tuhoutuisi poltoissa vuosittain.

Metsäkanalintujen pesinnöistä epäonnistuu luontaisesti melko suuri osa. Fennoskandiassa

teerenpesistä on tuhoutunut eri tutkimuksissa keskimäärin 17–59 % (Storaas & Wegge 1987, Willebrand 1992, Valkeajärvi & Ijäs 1994, Marjakangas & Törmälä 1997). Muiden metsäkanalintujen pesätuhojen määrä on todennäköisesti samaa luokkaa. Jos oletetaan, että 40 % pesinnöistä epäonnistuisi luontaisesti, olisi polttojen aiheuttama pesätuhojen lisääntyminen Pohjanmaan METSO-alueen palojatkumoalueilla teerellä 0,30 pesää/vuosi ja metsolla 0,18 pesää/vuosi. Pesien tuhoutumista poltoissa voidaan kuitenkin vähentää hyvällä suojauskella. Lisäksi kanalinnut pystyvät joskus korvaamaan tuhoutuneet pesät uusintapesinnöillä.

Ennallistamispolttoilla voi olla myös myönteisiä vaikutuksia metsäkanalintujen kantoihin. Teeren kantojen pitkäaikaisen taantumisen yhtenä syynä pidetään koivuvaltaisten metsien vähenemistä (Valkama ym. 2011). Ennallistamispolttojen seurauksena koivun määrä metsissä lisääntyy, ja talviruokailualueiden lisääntymisen myötä tämä parantaa pitkällä tähtäimellä teeren elinmahdollisuuksia alueella. Kulutus myös edistää mustikan kasvua, mikä parantaa mm. metson elinympäristön laatua (mm. Lakka & Kouki 2009).

Ennallistamispolton valmistelutoimenpiteet

Pelastustoimintasuunnitelman tekeminen

- ks. liite 1.

Ennen polttoon ryhtymistä

- Varataan vesipumppuihin riittävästi polttoainetta.
- Asetetaan tuuliviirit (pitkä pätkä kuitunauhaa) näkyvälle paikalle esim. puun oksaan tai kepin päähän. Tuuliviirejä tulee olla riittävästi paloalueen kokoon nähden.
- Varmistetaan, että asianmukaiset ensiapupakkaukset on tuotu polttopaikalle.
- Vedetään polttoalueen ympäri sammutusletkulinja tarvittavine liittimineen ja suihkuputkineen.
- Kastellaan poltettavan alueen reunoja riittävästi.
- Viedään vedenotto paikalle varapumppu mahdollisen konerikon tai muun ongelman varalta, tai useampaa pumppua käytettäessä varmistetaan, että jos yksi pumppu rikkoutuu, jäljelle jäävien pumppujen kapasiteetti riittää tarvittavaan vesimäärään ja paineeseen.
- Varmistetaan, että varaletkuja on käytettävissä lisälinjojen rakentamista varten tai letkurikkojen varalta.
- Varmistetaan, että polton kannalta keskeisillä toimijoilla on toimivat radiopuhelimet tai muut yhteydenpitovälineet ja niihin on varaparistot. Keskeisiä toimijoita ovat kulotuksen johtaja, sytyttäjät ja vesipumpun hoitaja sekä sammutusveden käytöstä (määrä ja paine) vastaava henkilö ja polton ulkopuolisen alueen vartioinnista vastaavat henkilöt.

Poltonjohtajan muistilista käskynjakoon ennen polton aloittamista

- Esittele kulotusalue, sen lähimaasto ja olosuhteet esimerkiksi ilmakuvaan ja kartan, työkohdekartan ja pelastustoimintasuunnitelman avulla polttoon osallistuville.
- Esittele suunnitelma polton toteuttamisesta eli sytytyksen suunniteltu eteneminen, palon hallinta ja sammutuksen aloitus.
- Määritä polttoon osallistuvien henkilöiden tehtävät ja toiminta-alueet.
- Selvitä polttoon osallistuville sammutusjärjestelmä. Pumpun käyttäjien tulee tuntee pumpun toiminta.
- Varmista, että polton aikana käytettävät yhteydenpitovälineet toimivat ja kuuluvat ja että niissä riittää virta. Sovi myös viestintäkäytänteistä, kuten käytettävistä merkeistä ja termeistä.
- Kerro varotoimenpiteet ja kertaa turvallisuusohjeet.
- Kerro, mistä löytyy varalla olevaa sammutuskalustoa (varapumppu, varaletkut, ämpäreitä, kirveitä, vesureita, kuokkia).
- Anna toimintaohjeet tulen karkaamisen varalta.

Työturvallisuus

Poltto on ennallistamismenetelmistä riskialttein, ja on tärkeää, että riskit minimoidaan huolellisella ennakkosuunnittelulla ja -valmisteluilla. Kaikki mahdolliset riskitekijät on pyrittävä huomioimaan ja mahdolliset palon karkaamiset ennakoimaan. Lisäksi karanteen palon pysäytyskohdat on mietittävä valmiiksi ja suunniteltava käytettävät pelastustiet sekä alueella sijaitsevien teiden ja mahdollisten retkeilyreittien sulkemiset.

Alkuvalmisteluissa sekä varsinaisessa poltossa tulee noudattaa lain määrittämiä ja polton johtajan antamia turvallisuusohjeita.

2.3 Lahopuun määrän lisääminen

Päivi Virnes, Maarit Similä ja Kaisa Junninen

Lahopuun määrän lisääminen on keino vahvistaa aiemman metsätaloukskäytön vuoksi niukkalahopuustoisten metsien lahoppulajien populaatioita ja lisätä suojelualueiden lahoppuun tilavuutta lähemmäksi luonnonmetsien lahoppuumääriä. Tavoitteena on mahdollistaa lahoppuusta riippuvaisien lajien säilyminen ja leviäminen siihen saakka, että metsiin alkaa syntyä luontaisesti lahoppuuta.

2.3.1 Ekologiset perusteet

Valtakunnan metsien 10. inventoinnin (2004–2007) mukaan maamme suojelualueiden metsä- ja kitumaalla on lahoppuuta keskimäärin 13 m³/ha (Ihalainen & Mäkelä 2009). Vaikka määrä on lähes kolminkertainen talousmetsiin verrattuna, se on kuitenkin selvästi alhaisempi kuin vastaavien luonnonmetsien lahoppuumäärä. Luonnontilaisissa metsissä lahoppuun määrä vaihtelee kasvupaikkatyyppien ja kohteen häiriöhistorian mukaan (tietolaatikko 15). Etelä-Suomen oloissa luonnontilaisten metsien keskimääräiseksi lahoppuun tilavuudeksi on arvioitu 60–120 m³/ha ja Pohjois-Suomessa hieman vähemmän (Tonteri & Siitonen 2001). Etenkin suojelualueiden alle 100-vuotiaissa metsissä lahoppuun määrä on tällä hetkellä hyvin alhainen, suunnilleen samalla tasolla kuin talousmetsissä. Nämä ovat pääosin entisiä taloukskäytössä olleita metsiä, joiden suojelusta on kulunut niin vähän aikaa, ettei lahoppuun muodostuminen ole vielä ehtinyt käynnistyä.

Suomen metsälajistosta noin neljännes, yli 4 000 lajia, on suoraan tai välillisesti riippuvaisia kuolleesta puusta (Siitonen 2001). Eniten lahoppulajeja on sienissä, kovakuoriaisissa, kaksisiipisissä ja pistiäisissä (lajitieto 1, 2 ja 7), mutta lahoppuilla on merkitystä myös monille sammalille ja jäkälille (lajitieto 3 ja 4). Lahoppuun määrän väheneminen on kaikkein merkittävin metsissä elävien lajien uhanalaisuuden aiheuttaja. Se mainitaan yhtenä syynä kaikkiaan yli 600:n ensisijaisesti metsissä elävän lajin taantumiseen, uhanalaistumiseen tai häviämiseen (Rassi ym. 2010; tietolaatikko 5).

Jotta uhanalaisetkin lahoppulajit menestyisivät metsässä, lahoppuun määrän pitäisi olla selvästi nykyistä keskiarvoa suurempi. Tutkimuskirjallisuuden perusteella on ehdotettu nyrkkisääntöä 20/20/20, joka kuvaa monimuotoisen kääpälajiston esiintymisen kynnyksarvoja borealisissa metsissä (Junninen & Komonen 2011): kooltaan vähintään 20 hehtaarin alueella on oltava rinnankorkeuslähpimitaltaan vähintään 20-senttimetrisiä lahoppurunkoja vähintään 20 m³/ha. Lahoppuun paikallisen määrän lisäksi lajistoon vaikuttaa myös aluetason lahoppuujatkumo. Jos lahoppuujatkumo on päässyt katkeamaan laajoilla alueilla, ei suurtenkaan lahoppuumäärien syntyminen paikallisesti tuo vaateliaimpia lahoppulajeja takaisin, koska niiden lähdepopulaatiot ovat hävinneet lajien leviämistäisyydeltä. Lahoppuun määrän lisääminen vahvistaa kuitenkin alueella säilyneiden lahoppulajien populaatioita.

Lahoppuun määrän ja lahoppuujatkumon lisäksi myös lahoppuun laadulla on merkitystä lajiston monimuotoisuudelle (kuva 21). Lahoppuun laatuun vaikuttavat mm. puulaji, rungon koko, puun kuolemaan johtaneet syyt sekä kuolemassa kulunut aika ja puulla esiintyvä muu lajisto. Keloilla, pötkelöillä, maapuilla ja kuolleilla pystypuilla elävät omat erikoistuneet lajinsa (lajitieto 1–4). Esimerkiksi lahoppuusammalille ja kääville merkittävimpiä ovat kaatuneet havupuut ja haavat. Kuolleet pystypuut puolestaan tarjoavat suotuisan elinympäristön monille jäkälille ja hyönteisille. Lahoppuista isot rungot ovat parempia kuin pienet, mm. siksi että ne lahoavat hitaammin ja säilyttävät kosteuden pieniä runkoja paremmin. Ympäristötekijöistä esimerkiksi paahteisuus, varjoisuus ja kosteus vaikuttavat lajistoon. Tuoretta lahoppuuta hyödyntävät lajit hyötyvät lahoppuun lisäyksestä nopeastikin, mutta esimerkiksi mäntykeloilla eläviä lajeja voidaan auttaa vain hyvin pitkällä aikavälillä vaikuttamalla elävien mäntyjen puuaineksen laatuun. Myöskään vanhoja puita ei voi keinotekoisesti lisätä, vaan niitä tulee vasta ajan kuluessa ja puiden ikääntyessä.

Taloukskäytön ulkopuolella vuosikymmeniä olleissa metsissä lahoppuun luontainen muodostuminen voi käynnistyä huomattavasti aiemmin kuin hoidetuissa talousmetsissä. Sen sijaan ennen suojelua harvennetuissa tai poimintahakatuissa



Kuva 21. Korpiludekäävän (*Skeletocutis odora*) vaaleat, pinnanmyötäiset itiömät kasvavat yleensä suurten, kaatuneiden haapojen tai kuusten runkojen alapinnalla tai kyljissä. Vesijaon luonnonpuisto, Padasjoki. Kuva: Jari Kostet.

metsissä lahoppuuta alkaa syntyä hitaammin. Parhaimmillaan ennallistaminen nopeuttaa myös luontaista lahoppuun syntymistä, jos esimerkiksi tuuli kaataa lahoppuunlisäyskohdan reunapuita.

Koska ennallistamalla on tuotettu lahoppuuta vasta alle kymmenen vuoden ajan, menetelmän vaikutuksista lajistoon ei tiedetä vielä kovin paljon. Perustetuissa seurannoissa on havaittu, että lahoppuun lisääminen nostaa lahoppuusta riippuvaisten kovakuoriaisten laji- ja yksilömääriä sekä kääpien lajimääriä 1–3 vuoden kuluessa ennallistamisesta (tietolaatikko 16), mutta uhanalaisiin lajeihin lahoppuun lisäyksellä ei ole havaittu olevan vaikutusta ensimmäisten vuosien aikana ennallistamisen jälkeen.

Ennallistamalla tuotettu lahoppu on laadultaan erilaista kuin luontaisesti syntynyt lahoppu, koska ennallistamalla tapetaan yleensä elinvoimaisia puita, jotka eivät todennäköisesti kuolisi luontaisesti vielä pitkään aikaan. Lisäksi ennallis-

taminen tappaa puun yleensä nopeammin kuin luontainen vanheneminen, taudit tai hyönteiset. Nämä tekijät saattavat vähentää tuotettujen lahoppuiden merkitystä erityisesti monille uhanalaisille lahoppulajeille. Kääpien osalta on myös viitteitä, että etenkin sahaamalla tai räjäyttämällä tuotettu kuusilahoppu saattaa vääristää lahottajayhteisöjä tarjoamalla kilpailuedun yhdelle lajille – kuusenkynsikäävälle – muiden, harvinaisempien pioneerilahottajien kustannuksella. Koska alkuvaiheen lahottajat vaikuttavat lajistoon lahoamisen edetessä, yhden lajin ylivalta lahoamisen alussa saattaa pitkällä aikavälillä yksipuolistaa myös pitemmälle lahonneiden puiden lahottajalajistoa. Aiheesta ei ole tutkimustietoa, mutta varovaisuusperiaatteen mukaisesti lahoppuun tuottamista sahaamalla kannattaa välttää ainakin lajistollisesti arvokkaiden vanhan metsän alueiden läheisyydessä, ettei kilpailutilanne muutu luontaisissa kääpähöyryissä.

2.3.2 Yleiset periaatteet

Kohteiden valinta

Lahopuun lisäyksen tarvetta harkittaessa arvioidaan, miten todennäköistä on, että suojelualan tai suojelualueverkoston lahoppuujatkumo tulee katkeamaan ilman lahoppuun lisäämistä, tai miten nopeasti niukkalahoppuustoissa metsissä alkaisi muodostua lahoppuuta luontaisesti. Jos suojelualan luonnontilainen ydinalue on niin pieni, ettei se pysty ylläpitämään lahoppuujatkumoa, saattaa olla tarpeen tuottaa lahoppuuta ydinalueen lähistölle. Mikäli suojelualan metsät ovat kauttaaltaan niukkalahoppuustoiset ja luonnontilaiset metsät vaatelaine lahoppuulajeineen puuttuvat kymmenien kilometrien säteeltä alueen ympäristöstä, lahoppuun lisäämisestä on todennäköisesti hyötyä lähinnä yleiselle lahoppuulajistolle. Tällaisilla kohteilla lahoppuuston määrän lisääntyminen luontaisesti sukkession edetessä riittää yleensä suojelutavoitteiden saavuttamiseen. Ihannetapauksessa lahoppuun lisäämisen tarve pystytään arvioimaan lajiston perusteella. Onko alueella lajistoa, joka saattaa paikallisesti hävitä tai taantua ilman lahoppuun keinotekoisia lisäämistä? Pelkästään yksittäisen metsikön niukkalahoppuustoisuuden tai talousmetsähistorian perusteella ei pitäisi vetää johtopäätöstä lahoppuun lisäämisen tarpeesta.

Metsikkötasolla lahoppuun lisäykseen soveltuvat ensisijaisesti varttuneet metsät, joissa valtapuuston läpimitta on vähintään 20 cm, joissa lahoppuuta on aiempien metsätaloustoimien vuoksi niukasti (alle 10 m³/ha) ja joissa puiden kuoleminen luontaisesti ei ole todennäköistä lähivuosisikymmeninä. Lahoppuun lisäys saattaa olla tarpeen myös aikanaan harsituissa vanhoissa metsissä, joissa lahoppuujatkumo uhkaa katketa. Jos arvioidaan lahoppuujatkumon katkeamisen uhkaavan lahoppuulla elävän lajiston säilymismahdollisuuksia eikä järeäpuustoisia ennallistamiseen soveltuvia metsiä ole, voi olla tarpeen tuottaa lahoppuuta myös pienemmistä puista. Monet lahoppuulla elävät lajit tai kokonaiset lajiryhmät tulevat toimeen myös pieniläpimittaisilla kuolleilla puilla tai ovat jopa erikoistuneet elämään niillä (esimerkiksi monet kotelosienet), vaikka uhanalaisia lajeja löytyykin eniten järeiltä rungoilta.

Kuollut puuainne on tärkeä rakennepiirre myös pienvesissä, kuten lammissa ja puroissa



Kuva 22. Kuolleet puut lisäävät purooman monimuotoisuutta. Nuuksion kansallispuisto, Espoo. Kuva: Reijo Penttilä.

(kuva 22). Metsien ennallistamisen yhteydessä voidaan kaataa yksittäisiä runkoja purojen rannoilta osittain tai kokonaan veteen. Purojen ja ojien yli tai lähteiden viereen kaatuneet tai kaadetut rungot ovat esim. hyviä maksasammalten kasvupaikkoja, sillä metsäpohjan lajit eivät pysty heti valtaamaan runkoa ja puu lahoaa tasaisen kosteassa ympäristössä. Lahoppuun tuottamisessa lähteiden läheisyydessä tulee kuitenkin olla varovainen, ettei aiheuteta haitallisia muutoksia lähteen veden laatuun ja lähdelajistolle.

Tuotettavan lahoppuun määrä

Luonnonsuojelualueilla lahoppuuta on suositeltavaa tuottaa siten, että luontaisesti syntyneen ja tuotetun lahoppuun yhteismäärä on metsikkötasolla noin 15–30 m³/ha. Jos metsään on lahoppuujatkumon ylläpitämiseksi tarpeen tuottaa lahoppuuta toistuvasti, kerralla tuotettavan lahoppuun määrä voi olla myös pienempi.

Tähän saakka lahoppuuta on yleensä lisätty kertaluontoisesti. Elävän puuston rakenne voi kuitenkin olla sekä metsikkö- että aluetasolla sellainen, ettei luontainen lahoppuun syntyminen käynnisty lähivuosisikymmeninä ylläpitämään lahoppuujatkumoa, vaan lahoppuuta on tarpeen

tuottaa jatkumon säilyttämiseksi useassa vaiheessa, esimerkiksi 5–15 vuoden välein. Myös silloin, kun metsässä on tärkeää tasaisen pienilmaston ja peitteisen metsänrakenteen säilyttäminen, suuren lahopuumäärän (>20 m³/ha) tuottamista yhdellä kertaa tulee välttää ja jaksottaa lahopuun tuotto useampaan vaiheeseen. Esimerkiksi jos kuusikon lahopuun tuottamista seuraa poikkeuksellisen kuiva kesä, myrsky tai lumituhot, puita saattaa kuolla myös luontaisesti, mikä voi aiheuttaa kirjanpajan voimakkaan runsastumisen. Sen jälkeen kuolee lisää kuusia ja metsän sulkeutuneisuus häviää. Lahopuun vaiheittainen tuottaminen soveltuu parhaiten helposti saavutettaville kohteille, jolloin toistuvien toimenpiteiden kustannukset jäävät kohtuullisiksi hyötyyn nähden.

Elävän puuston tilavuudesta käsitellään kerralla enintään 10–15 %, jotta metsään jää lahopuun tuottamisen jälkeenkin riittävästi elävää puustoa turvaamaan tulevaisuuden lahoppuujatkumoa. Vaiheittain lahopuuta lisättäessä kertakäsittelyt voivat olla kevyempiä. Valmiiksi lahovikaisiin tai heikentyneisiin puihin ei kosketa, koska niistä muodostuu lahopuuta pian luontaisestikin. Myös metsän vanhimmat puut, kuten aihkimännyt sekä järeimmät vanhat kuuset ja lehtipuut, jätetään käsittelemättä, sillä niistä

muodostuu aikanaan hitaasti kasvanutta ja hitaasti kuolevaa lahopuuta.

Parasta ”lahopuun lisäystä” ovat luontaiset, myrskyjen aiheuttamat tuulenkaadot sekä esimerkiksi metsäpalojen, majavien tulvituksen tai hyönteisten ja kuivuuden yhteisvaikutuksen tappamat puut. Suojelualueilta suuriakaan kerralla syntyneitä lahopuumääriä ei pitäisi korjata pois kuin aivan poikkeustapauksissa, esimerkiksi jos kaatuneet puut uhkaavat tukahduttaa uhanalaisen kasvilajin esiintymän.

Menetelmät

Lahopuuta tuotettaessa jäljitellään kasvupaikan luontaisen lahopuuston rakennetta ja tuotetaan eri tavoin lahoavaa puuainesta erilaisiin ympäristöihin. Tavoitteena ei ole tasainen lahopuumäärä tai tasainen lahopuumatto kaikilla ennallistetuilla kuviolla, vaan lahopuuta tuotetaan metsään erikokoisiin ryhmiin ja yksittäisinä runkoina puulaji, kasvupaikka ja metsän käsittelyhistoria huomioiden.

Lahopuuta tuotettaessa on perinteisesti noin puolet rungoista kaadettu maahan ja puolet kaulattu kuoleviksi pystypuiksi (kuva 23). Käsittelytapojen osuuksia kannattaa kuitenkin vaihdella



Kuva 23. Lahopuun määrää on lisätty Ruunaan luonnonsuojelualueella Lieksassa puita kaatamalla ja kaulaamalla. Kuva Maarit Similä.



Kuva 24. Lahopuun lisäyksen yhteydessä voidaan tehdä tilaa myös haavan tai muiden lehtipuiden taimille. Putkisenvaaran vanhojen metsien suojelualue, Lieksa, kuusi vuotta ennallistamisen jälkeen. Kuva: Philippe Fayt.

tapauskohtaisesti. Esimerkiksi luonnontilaisissa männiköissä on usein runsaasti pystyyn kuollutta puuta, joten mäntyjen kaulaus on luonteva tapa lisätä kuivahkojen kankaiden lahoppumääriä. Luonnontilaisissa kuusikoissa taas on usein enemmän juurineen kaatunutta maalahoppuuta kuin pystyyn kuollutta puuta, joten sopivien kulkuyhteyksien ulottuvilla oleviin kuusikoihin sopii hyvin kaivinkoneella tuotettu maalahoppuu. Suojelualueiden puiden kaatoa moottorisahalla kannattaa välttää, paitsi jos toimenpiteen tavoite on muu kuin lahoppuun tuotto, esimerkiksi haavan kasvutilan lisääminen.

Lahoppuun lisäyksen ja pienaukotuksen (luku 2.4) raja on liukuva, ja lahoppuun lisäyksen yhteydessä puita voidaanakin kaataa myös muutaman aarin kokosiin aukkoihin (kuva 24). Aukkojen muotoa ja kokoa on hyvä vaihdella. Kaatamalla rungot suunnilleen yhdensuuntaisesti saadaan laajatkkin aukot muistuttamaan luontaista tuulenskaatoaluetta, etenkin jos aukon tekemisessä on mahdollisuus käyttää kaivinkonetta. Kun runkoja kaadetaan paikoin päällekkäin, osa rungoista jää

osittain irti maasta, jolloin muodostuu laajempi kirjo erilaisia pienelinympäristöjä lahoppuulajistolle.

Lahoppukeskittymien avulla voidaan luoda myös pienialaisia paahdeympäristöjä. Esimerkiksi mäntyvaltaisissa harju- ja kalliometsissä lahoppuun tuotto kannattaa keskittää luontaisten aukkojen tuntumaan (ks. tarkemmin luku 6). Myös kuusella elää sulkeutunutta vanhaa metsää suosivien lajien lisäksi avoimia paikkoja, kuten tuulenskaato- ja metsäpaloalueita, suosivaa lajistoa.

Olemassa olevia tiheikköjä jätetään ennallistettavissa metsissä käsittelemättä, jolloin itseharveneminen tuottaa niissä myöhemmin lahoppuuta luontaisesti. Jos lahoppuunlisäyskohteilla on lehtipuualikasvosta tai yksittäisiä lehtipuita, joiden järjeytymistä halutaan edistää, kannattaa lahoppuuta tuottaa ryhminä lehtipuukeskittymien ympärille kaatamalla tai kaulaamalla havupuita. Maisemallisesti merkittävillä tai pienilmastoltaan tasaisilla kohteilla, kuten korvissa, puronvarsissa, tuoreissa ja kosteissa lehdoissa sekä jyrkänteenalusmetsissä, lahoppuuta tuotetaan vain pieniin muutaman puun ryhmiin ja yksittäisinä runkoina. Esimerkiksi maksasammalet ovat herkkiä pienilmaston kuivumiselle, joten lahoppuun tuottamisen yhteydessä on huolehdittava, etteivät olemassa olevien maksasammalien tai muiden arvokkaiden lajien esiintymien kosteus- ja varjostusolot muutu.

Virkistyskäytön ja naapurimetsien huomioiminen

Maalahoppuun tuottaminen retkeilyreittien läheisyydessä ei aiheuta turvallisuusriskejä, mutta toimenpiteiden maisemavaikutukset on huomioitava. Tarpeen mukaan jätetään käsittelemättömiä suojavyöhykkeitä retkeilyreittien varsille, rantametsiin, avosoiden laiteille sekä teiden ja muiden aukeiden alueiden laitamille. Lisäksi puut kannattaa kaataa latva reitin, vesistön tai avoimen alueen suuntaan, jolloin sahauspinta tai juurakko jää latvuksen taakse (ks. myös kuva 25). Maisemallisesti herkkillä kohteilla tulee ylipäättään välttää maapuun tuottamista metsurityönä. Kaivinkoneella kaadettu lahoppuu muistuttaa enemmän luonnonvoimien kaatamia puita. Turvallisuussyistä pystylahoppuuta tuotetaan retkeilyreittien ja -rakenteiden läheisyydessä vain reilusti puun pituutta kauempana reiteistä, koska kaulatut



Kuva 25 a ja b. Sahaamalla maapuun kannot viistoiksi reitistä poispäin saadaan leikkauspinnat maisemoitua retkeilyreittien lähellä. Kuvat: Päivi Virnes.

puut saattavat kaatua herkästi, jos kaulaus on tehty vähänkään ”liian” syväksi.

Luonnonsuojelualueiden naapurimetsien hyönteistuhojen välttämiseksi suojelualan rajalle jätetään kuusikoissa ja männiköissä 50–200 metrin levyinen suojavyöhyke, jolla ei tehdä lahoppuun lisäystä (tietolaatikko 17). Suojavyöhykkeen leveyteen vaikuttavat tuotettavan lahoppuuston puulaji ja puumäärä sekä rajantakaisten metsien puulaji. Hyönteistuhoriskiä voidaan pienentää tuottamalla lahoppuuta loppukesästä, jolloin puiden nila ehtii kuivua ennen hyönteisten seuraavan kevään parveilu-aikaa.

2.3.3 Lahoppuun lisäämisen menetelmät

Lahoppuun tuottaminen koneellisesti

Yleisin lahoppuun koneellinen tuottamismenetelmä on puiden kaataminen kaivinkoneen kauhalla työntämällä (kuva 26). Menetelmä sopii kohteille, joissa halutaan tuottaa maalahoppuuta ja joille pääsee kaivinkoneella. Ennallistettavassa metsässä koneella liikuttaessa on varottava, ettei samalla

vahingoiteta metsässä jo olevia lahoppuita. Esimerkiksi maapuukeskittymien yli ei saa ajaa koneella.

Kaivinkoneen avulla tehtävillä lahoppuukeskittymillä voidaan jäljitellä luontaisia tuulenskaatoaukkoja. Puut saadaan kaadettua juuripaakuineen, jolloin paljastuva kivennäismaalaikku helpottaa puiden taimettumista ja kaadetuilla puilla säilyy osittainen juuriyhteys. Osittainen juuriyhteys hidastaa puun kuolemista ja vaikuttaa rungon myöhempään lahoamiskehitykseen. Kaivinkoneen avulla voidaan vaikuttaa myös tulevien lahoppuiden puuaineksen laatuun. Eläviä pystypuita voidaan vaurioittaa esimerkiksi raapaisemalla rungon kylkeä koneen kauhalla, jolloin puu kylestää vauriokohdan ja syntyvä puuaines on tavallista kovempaa.

Lahoppuun tuottaminen kaivinkoneella on henkilötyötä edullisempaa, eikä tuotettu maapu eroa ominaisuuksiltaan luontaisesti syntyneistä tuulenskaadoista. Menetelmän käyttöä tulisikin lisätä. Ennallistamisen kustannustehokkuutta lisää lahoppuun tuottamisen yhdistäminen samalla alueella tehtävään koneelliseen pienaukotukseen ja oijen täyttöön. Soiden ennallistamisen yhteydes-



Kuva 26. Kaivinkoneen avulla tehdyt lahopuut muistuttavat tuulen kaatamia puita. Kuva: Juha Siekkinen.

sä lahopuuta voidaan kaataa koneellisesti myös viereisten metsien kosteisiin reunavyöhykkeisiin.

Lahopuun tuottaminen henkilötyönä

Lahopuuta tuotetaan henkilötyönä sellaisilla koh-teilla, joihin halutaan lisää kuollutta pystypuuta, tai joihin konetta ei voida tai haluta tuoda.

Helpoin ja nopein tapa tuottaa kuolevaa pystypuuta on runkojen kaulaaminen moottorisahalla yhdellä tai muutamalla rungon ympäri sahattavalla uralla (kuva 27a). Urat ovat huomaamattomia heti toimenpiteen jälkeen, mutta toisaalta erottuvat pitkään sitten, kun kuolleiden puiden kaarna on pudonnut. Erityisesti mäntyjä on kaulattu myös leveästi moottorisahalla kuorimalla (kuva 27b). Tällä menetelmällä käsitellyt rungot näkyvät kauas heti toimenpiteen jälkeen, mutta kun kaulauskohta vuodessa tai kahdessa harmaantuu, kaulaus ei enää erotu.

Kuusen ja koivun tappamiseksi riittää yleensä yksi ura. Hitaammin kuolevalla männyllä kannattaa puiden kuolemisnopeuden vaihtelemiseksi tehdä 1–3 uraa. Tällä käsitteyllä osa rungoista

kuolee 3–5 vuoden, osa pidemmän ajan kuluessa ja osa jää mahdollisesti heikentyneinä henkiin. Uria tehdään sitä enemmän, mitä nopeammin ja mitä suuremmalla todennäköisyydellä puiden halutaan kuolevan. Myös leveästi kaulaaminen tappaa männyn yleensä muutamassa vuodessa.

Kaulausurien määrän lisäksi urien syvyys ja yhtenäisyys vaikuttavat puiden kuolemisnopeuteen ja -todennäköisyyteen. Syvältä kaulaaminen saa puun kuolemaan nopeasti, ja syvillä kaulauksilla rungot usein katkeavat kaulauskohdasta muutaman vuoden kuluessa. Tästä syystä syvältä kaulaamista vältetään erityisesti metsissä, joissa on runsaasti virkistyskäyttöä. Ohuelti tai huolimattomasti kaulattu puu pystyy kasvattamaan kaulauskohdan yli ”elämänlangan”, jolloin kaulaus ei välttämättä tapa puuta, mutta saattaa silti vaikuttaa puuaineksen laatuun. Osa lahopuulla elävistä lajeista hyötynee ”huonosti” kaulatun puun puuaineksen pihkoittumisesta ja kylestymisestä.

Koivuja lukuun ottamatta lehtipuiden kaulaamista tulisi pääsääntöisesti välttää, sillä lehtipuiden lahoamisprosessi käynnistyy luontaisesti



Kuva 27 a ja b. Pystyynkuollutta puuta voidaan tehdä moottorisahalla urakaulauksella (a) ja leveämmällä pantakaulauksella (b). Murhisalo, Suomussalmi. Kuvat: Juha Siekkinen.

puiden ollessa vielä eläviä. Haapoja ei tule kaulata myöskään siitä syystä, että kaulaus estää niiden vesomisen ja haapa uudistuu muutenkin heikosti suojelualueiden sulkeutuneissa metsissä (tietolaatikko 8). Sen sijaan haapoja voidaan kaataa maahan niiden vesomisen edistämiseksi, jotta turvataan elävän haavan jatkumo.

Puita voidaan kaulata pystyyn myös kuorimaraudan, koveltimeen, vesurin tai kirveen avulla (kuva 63 s. 108). Nämä välineet soveltuvat esimerkiksi talkootyökohteille, kun käytettävissä ei ole kokenutta metsurityövoimaa. Paksukuoristen puiden kaulaaminen tällaisilla työvälineillä on tosin työlästä.

Maapuiden tuottaminen moottorisahalla sahaamalla ei ole suositeltavaa suojelualueilla, mutta sahausta voidaan käyttää metsissä, joihin ei pääse tai haluta mennä kaivinkoneella. Sahatut kannot saavat jäädä vaihtelevan korkuisiksi, sillä osa kuolleilla pystypuilla elävistä lajeista voi elää myös korkeissa kannoissa. Pitkät kannot tosin erottuvat maisemassa pitkään. Kantojen lahoamista voi yrittää nopeuttaa sahaamalla katkaisupintoihin uria ja viiltoja moottorisahalla.

Moottorisahalla ei työturvallisuussyistä saa sahata rinnankorkeuden yläpuolelta, eikä korkeamalta kuin tekijän työasun viiltosuojaus ulottuu. Puiden kaataminen konkeloon tai lahoppuun tuotto rungot vain osittain poikki sahaamalla on niin ikään turvallisuussyistä kiellettyä. Jyrkillä rinteillä maapuuta tuottaessa on kiinnitettävä erityistä huomiota puiden tyvien kimpoamiseen.

Lahoppuun tuottaminen räjäyttämällä

Erikoistapauksissa lahoppuuta on mahdollista tuottaa räjäyttämällä puita poikki runkoihin kiinnitetyillä pienillä räjähdysainepanoksilla. Räjähteillä voidaan katkaista puita eri korkeuksilta ja jättää pitkiäkin kantoja. Räjähdyksessä muodostuu laajoja murtopintoja puun pirstoutuessa ja repeytyessä, jolloin tuotettu lahoppu muistuttaa voimakkaan salamaniskun, tuulen tai painavan lumikuorman seurauksena katkennutta puuta (kuva 28).

Räjäyttämistä on kokeiltu muutamilla lahoppuunlisäyskohteilla. Se soveltuu käytettäväksi lähinnä yhteistyössä puolustusvoimien kanssa, sillä räjäytystyön suorittamiseen tarvitaan asianmukainen panostajan pätevyys, menetelmä on työvoimavaltainen ja vastuuvakuutusten tulee olla kunnossa. Räjäyttämistä tehdään ennakkoilmoitus hätäkeskukseen. Vaara-alue ulottuu 50–100 metrin etäisyydelle räjäytyspaikasta, ja toimenpiteiden ajan on varmistettava, ettei vaara-alueelle pääse ulkopuolisia. Räjäytettäessä saattaa syntyä konkeloita ja voimakkaasti vaurioituneita runkoja saattaa jäädä pystyyn, joten menetelmää voidaan käyttää lähinnä syrjäisillä alueilla tai konkelot on purettava jälkikäteen esimerkiksi kaivinkoneella tai uusintaräjäytyksillä (Lindström 2008).

Räjäytys voidaan tehdä joko reikäpanosmenetelmällä, jossa puuhun porataan panosta varten reikä, tai pintapanosmenetelmällä, jossa räjäytyspanos kiinnitetään puun pinnalle (Lindström 2008). Reikäpanosmenetelmällä räjähdainetta



Kuva 28. Lahopuun määrää on lisätty räjähteiden avulla. Hämeenlinnan Renko, Seitsemänlamminsuo. Kuva: Helena Lundén.

tarvitaan vähemmän kuin pintapanosmenetelmällä. Rungon katkeamiskohtaan, ja osittain myös rungon kaatumissuuntaan, voi vaikuttaa räjäytyspanoksen sijoittelulla. Kaatumissuuntaan vaikuttavat myös rungon kallistuneisuus, oksiston painopiste ja mahdollinen lumikuorma.

Räjättyämällä ennallistamista tulee välttää lintujen ja nisäkkäiden pesintäaikana sekä metsäpalovaroituksen aikaan.

Muita lahopuun lisäämismenetelmiä

Metsien ennallistamisen alkuvaiheessa, 1990-luvulla ja 2000-luvun alkuvuosina, on kokeiltu monenlaisia puiden vaurioittamisen ja lahopuun tuottamisen menetelmiä. Vihdin Koniavuorella vuonna 1995 alkaneessa SYKEN ja Metsähallituksen yhteistutkimuksessa (Ehrnstén 2010) sekä Vihreä Vyöhyke -LIFE-hankkeessa. Käyttöön vakiintuneiden kaulausmenetelmien lisäksi

on testattu mm. koivujen vaurioittamista herbisidillä sekä taula- ja pötkelökääpien rihmaston ympppäämistä eläviin koivuihin (kuva 29). Mäntyjen tyviä ja runkoja on poltettu kaasuliekillä.

Kääpäsiementen aiheuttama lahottamisprosessi käynnistyy ympppäämisen jälkeen hitaasti, mutta se näyttää tuottavan pitkällä aikavälillä varsin ”hyvälaatuisia” lahopuuta. Herbisidi, esimerkiksi Roundup, puolestaan tappaa puut nopeasti, eikä myrkkujen käyttöä voida pitää muutenkaan suositeltavana luonnonsuojelualueilla. Mäntyjen tyvien polttaminen ei ainakaan lyhyellä aikavälillä lisää puiden kuolleisuutta, mutta pitemmällä aikavälillä sillä saattaa olla vaikutusta tulevan lahopuun puuaineksen laatuun. Kuuset reagoivat herkemmin puun tyven polttoon.

Puiden tyvien polttaminen voisi sopia sellaisiin männiköihin, joissa varsinaiset ennallistamispoltot eivät ole mahdollisia. Tällöin puiden tyvien polttamisen tavoitteena ei olisi lahopuun



Kuva 29 a ja b. Kääpien rihmasto voi siirtää puuhun (a) käävällä ympätyn puutapin avulla (b). Porattu reikä kääpäisine tappeineen peitettiin oksasuoja-aineella. Konianvuoren Natura-alue, Vihti, 1995. Kuvat: Harri Tukia.

lisääminen, vaan tulevan lahopuun laadun ”parantaminen”. Esimerkiksi kaatuneilla kelomännillä elävät kääpälajit eivät hyödy nopeasti tapetuista männistä mutta saattavat pitkällä aikavälillä hyötyä elävien puiden vaurioittamisesta niiden elinaikana, jos vaurioittaminen aiheuttaa puussa puolustusreaktion ja kasvun hidastumisen joksikin aikaa. Poltettavan puun kaarua kannattaa ohentaa ennen toimenpidettä, jolloin vaikutus on varmempi.

Uusien lahopuun lisäysmenetelmien kehittämiseen ja kokeiluun kannattaa suhtautua avoimin mielin. Jatkossa olisi tarpeen kehittää esimerkiksi uusia osittaisen juuriyhteyden säilyttäviä maapuuntuottomenetelmiä, jotka soveltuisivat käytettäväksi silloinkin, kun lahopuun lisääminen kaivinkoneella ei ole mahdollista. Sopivalla kohteella voisi kokeilla myös tulvitusta eli majavatuhojen jäljittelyä, kunhan varmistetaan, ettei puoluonnon monimuotoisuus vaarannu.

Erityistapauksissa myös lahopuiden siirtäminen ennallistettavan kohteen ulkopuolelta saattaa olla tarpeen. Lahopuusiirrot tulevat kyseeseen lähinnä silloin, jos erityisesti suojeltava tai alueellisesti erityisen harvinainen uhanalainen laji uhkaa hävitä esiintymispaikaltaan esimerkiksi jalopuu- tai haapalahopuujatkumon väliaikaisen katkeamisen takia. Jatkumon väliaikainen katkeaminen tarkoittaa, että alueen elävä puusto tulee tarjoamaan lajeille sopivaa lahopuuta tulevaisuudessa, mutta vasta useamman vuosikymmenen kuluttua.

Lahopuiden siirtäminen on suhteellisen kallista ja teknisesti hankalaa, mutta joskus se saattaa olla uhanalaisen lajin viimeinen pelastus. On kuitenkin aina harkittava tarkkaan, miltä kohteelta siirrettävät jalopuut tai haavat otetaan, ettei ”verotettavan” metsän jalopuu- tai haapajatkumoa katkaista. Suositeltavinta on ostaa rungot talousmetsien hakkuukohteilta tai esimerkiksi rakennustyömailta, joilta joudutaan kaatamaan vanhoja lehtipuita. Runkojen siirtely on helpointa talviaikaan ja vaatii järeää siirtokalustoa.

2.3.4 Kustannukset

Lahopuun lisäämisen kustannuksiin vaikuttavat mm. lisätäänkö lahopuuta koneella vai henkilötyönä, käsiteltävien puiden koko, työn suoritusajankohta (lumiseen vai lumettomaan aikaan) sekä ennallistettavien metsien saavutettavuus.

Lahopuun lisäys maksaa henkilötyönä yleensä 5–25 €/m³ ja kaivinkonetyönä 4–15 €/m³. Tiheässä metsässä kaivinkonetyö tulee yleensä suhteessa selvästi edullisemmaksi kuin henkilötyö.

Lahopuun määrä ja vaihtelu luonnonmetsissä

Juha Siitonen

Valtakunnan metsien 10. inventoinnin mukaan Suomen metsissä on keskimäärin 5,5 m³ kuollutta puuta hehtaarilla (Ihalainen & Mäkelä 2009). Luonnonmetsissä puolestaan lahoppuuston keskitilavuus metsämaalla on suuruusluokkaa 60–120 m³/ha sekä kuusi- että mäntyvaltaisissa metsissä (Siitonen 2001, Rouvinen ym. 2002, Ranius ym. 2004). Yksittäisten metsiköiden välillä vaihtelu on tätäkin suurempi. Lehtimetsissä lahoppuuta on hiukan vähemmän. Luonnonmetsissä lahoppuun tilavuus voi olla alle 30 m³/ha ainoastaan heikkotuottoisissa kitumaan metsissä ja pohjoisborealisessa vyöhykkeessä (Siitonen 2001, Aakala 2010). Toisaalta heti luontaisten häiriöiden, kuten metsäpalojen tai myrskytuhojen, jälkeen kuollutta puuta voi olla satoja motteja hehtaarilla.

Lahoppuun tilavuus yksittäisessä metsikössä riippuu kolmesta tekijästä: 1) kasvupaikan tuotokyvystä, 2) kuolleen puuston lahoamisnopeudesta sekä 3) luontaisista häiriöistä. Kasvupaikan tuotokkyky vaikuttaa siihen, kuinka nopeasti uutta lahoppuuta muodostuu. Sekä puuston keskimääräinen kasvu että kuolleisuus ovat suuremmat viljavilla kuin karuilla kasvupaikoilla. Rehevillä mailla kuolleet puut kuitenkin myös lahoavat nopeammin, mikä tasaa kasvupaikkojen välisiä eroja lahoppuuston määrässä.

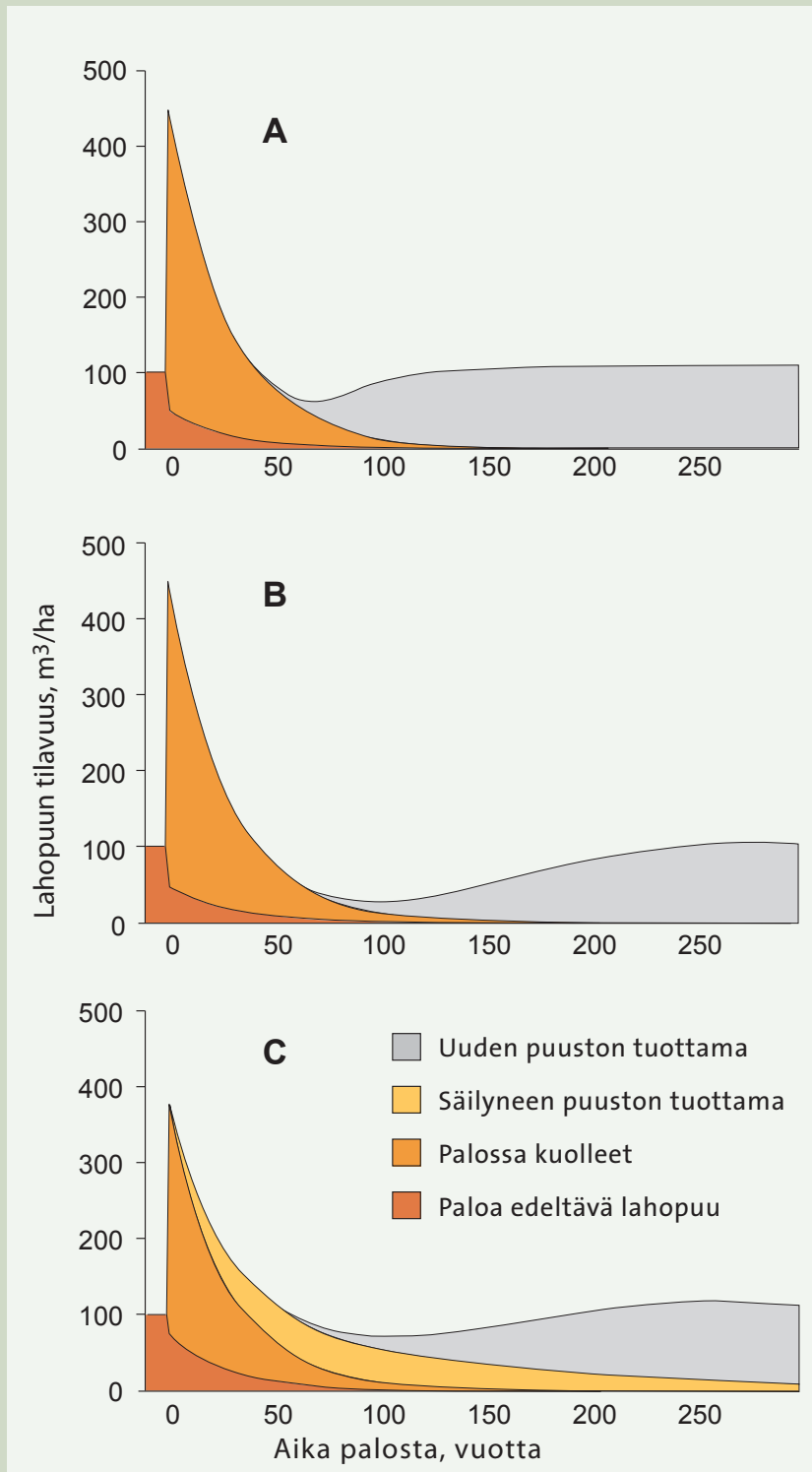
Vanhoissa luonnonmetsissä, missä puuston vuotuinen kasvu ja kuolleisuus ovat suunnilleen yhtä suuret, lahoppuun keskitilavuus kullakin

kasvupaikalla riippuu keskimääräisestä lahoppuun muodostumisnopeudesta sekä lahoamisnopeudesta (taulukko). Esimerkiksi Etelä-Suomessa tuoreen kankaan vanhassa kuusikossa puuston keskimääräinen vuotuinen kuolleisuus voi olla noin 4 m³/ha ja lahoamisnopeus 4 %, jolloin lahoppuuston tilavuudeksi muodostuu noin 100 mottia hehtaarilla. Vastaavasti Metsä-Lapin vanhassa männikössä kuolleisuus voi olla vain noin 0,5 m³/ha ja lahoamisnopeus 2 %, jolloin lahoppuuston tilavuudeksi muodostuu noin 25 mottia hehtaarilla. Häiriöt lisäävät yksittäisten metsiköiden välistä satunnaisvaihtelua tähän tasapainotilavuuteen.

Lahoppuun tilavuus vaihtelee myös metsikön sukkessiovaiheen mukaan. Koko metsikön puusto voi kuolla kerrallaan metsäpalossa. Palossa kuolleesta puustosta suurin osa häviää lahoamisen seurauksena noin sadassa vuodessa. Palon jälkeinen uusi puusukupolvi tuottaa aluksi vain vähän pieniläpimittaista lahoppuuta, ja uutta järeää lahoppuuta alkaa muodostua runsaammin vasta useiden kymmenien vuosien kuluttua. Niinpä lahoppuun tilavuus on suurimmillaan heti voimakkaan häiriön jälkeen ja pienimmillään keski-ikäisessä metsässä noin 50–100 vuotta metsäpalon jälkeen. Tasapainotilavuus sekä vanhalle metsälle tyypillinen järeiden maapuiden lahoastejakauma saavutetaan uudestaan 150–300 vuodessa (kuva).

Lahoppuun tasapainotilavuuden (lahoppuuta häviää vuosittain lahoamalla sama määrä kuin uutta muodostuu, m³/ha) riippuvuus puuston kuolleisuudesta ja lahoamisnopeudesta. Korkean keskimääräisen kuolleisuuden ja hitaan lahoamisnopeuden yhdistelmät taulukon vasemmassa alakulmassa eivät ole mahdollisia Suomen olosuhteissa.

Kuolleisuus, m ³ /ha/vuosi	Lahoamisnopeus, %/vuosi						
	1,5	2,0	2,5	3,0	3,5	4,0	4,5
0,5	33	25	20	17	14	13	11
1,0	66	50	40	33	29	25	22
2,0	132	100	80	67	57	50	45
4,0	–	–	(160)	133	114	100	89
6,0	–	–	–	(200)	(171)	150	133



Lahopuun määrän kehitys kuusivaltaisessa tuoreen kankaan metsässä metsäpalon jälkeen (Siitonen 2001). Ennen paloa elävän puuston tilavuus on 400 m³/ha ja lahopuuston tilavuus 100 m³/ha. Mallissa A koko puusto kuolee palossa ja uusi puusukupolvi uudistuu nopeasti täystiheäksi taimikoksi. Lahopuun määrä on alimmillaan (noin 65 m³/ha) 70-vuotiaassa metsässä, ja paloa edeltänyt tilavuus saavutetaan 150 vuodessa. Mallissa B uuden puuston uudistumisessa on viive puuteellisen taimettumisen sekä tuhojen vuoksi, ja uusi puusukupolvi alkaa tuottaa järeää lahoppuuta hitaasti. Lahopuun määrä on alimmillaan (noin 30 m³/ha) 100-vuotiaassa metsässä, ja paloa edeltänyt tilavuus saavutetaan vasta 300 vuodessa. Mallissa C ylispuumännyt säilyvät hengissä ja tuottavat uutta järeää lahoppuuta myös uuden puusukupolven alkukehityksen aikana, mikä tasaa huomattavasti lahoppuun tilavuuden vaihtelua eri sukessiovaiheiden välillä. Lahoppuun määrä on alimmillaankin noin 75 m³/ha 100-vuotiaassa metsässä. Kaikki kuvatut vaihtoehdot ovat mahdollisia luonnonmetsissä. Vaihtoehto B edustaa lahoppuuston minimimäärää sukcession kuluessa, vaihtoehto C maksimimäärää.

Lahopuun lisäyksen lajistovaikutuksia

Tero Toivanen

Lahopuun lisäyksen vaikutusta kovakuoriaisiin on tutkittu valtakunnallisen ennallistamisseuran koealoilla (Hyvärinen & Aapala 2009), joilla lahopuuta on pyritty lisäämään vähintään 15 m³/ha useampaan keskittymään. Tutkimusalueita on yhteensä 31 Etelä-Suomesta Etelä-Lappiin. Jokainen tutkimusalue sisältää kolme metsäkuviota, joista kullakin on ennallistettu osa ja käsittelemätön kontrolliosa. Kääpälaajiston vasteista lahopuun lisäykseen on toistaiseksi saatu tuloksia vain Leivonmäen kansallispuistoon perustetusta yksittäisestä ennallistamiskokeesta, jossa lahopuuta on lisätty 0,25 hehtaarin suuruisille koeruuduille 5 tai 10 m³ ja puut on kaadettu joko rytöön tai tasaaisesti koealalle. Tutkimusruutuja Leivonmäellä on yhteensä 50.

Kovakuoriaiset

Valtakunnallisen seurannan lahopuun lisäyskohteilla kovakuoriaisten laji- ja yksilömäärät olivat 1–3 vuotta ennallistamisen jälkeen suurempia kuin kontrollikohteilla. Havupuun saproksyyilalajeja havaittiin kuusivaltaisilla kohteilla keskimäärin 69 (20 lajia enemmän kuin kontrollikohteilla) ja mäntyvaltaisilla kohteilla 64 (17 lajia enemmän kuin kontrollikohteilla). Myös harvinaisia saproksyyilalajeja oli ennallistamiskohteilla tilastollisesti merkitsevästi enemmän, mutta lukumäärät olivat hyvin pieniä (ennallistamiskohteilla tavattiin 1–6 lajia ja kontrollikohteilla 0–5). Uhanalaisia lajeja tavattiin erittäin vähän. Kovakuoriaisten kokonaislajimäärään vaikuttivat positiivisesti lähtötilanne (kontrollialueen lajimäärä) ja tuotetun lahopuun määrä.

Tulokset ovat hyvin odotusten mukaisia: kovakuoriaislajiston tiedetään olevan runsaimmillaan välittömästi häiriön jälkeen (puun lahoamisen alkuvaiheessa), ja häiriöihin sopeutunut lajisto kykenee kolonisoimaan ennallistamiskohteet tehokkaasti. Harvinaisten lajien määrässä tapahtunut muutos on melko pieni, mikä voi kertoa alueiden huonosta lähtötilanteesta. Jatkossa seurannoilla selvitetään, saadaanko lahopuun lisäyksellä aikaan pysyviä lajistovaikutuksia ja kykenevätkö lahoamissukcession myöhemmän vaiheen kovakuoriaislajit leviämään ennallistetuille kohteille.

Käävät

Leivonmäen kokeessa kääpälaajien määrä oli kuusi vuotta käsittelyjen jälkeen kaikilla koeruuduilla huomattavasti suurempi kuin kontrolliruuduilla ja lajimäärä näyttää olevan edelleen kasvussa. Koeruuduilla tavattiin keskimäärin 11 kääpälaajaa ja kontrolliruuduilla viisi. Kontrolliruutujen lajimäärässä ei ollut tapahtunut muutosta kuuden vuoden aikana. Lisätyn lahopuun määrällä tai sillä, oliko puu kaadettu rytöön vai erilleen, ei lyhyellä aikavälillä ollut vaikutusta kääpien lajimäärään. Yksittäisten kaadettujen runkojen tilavuus ja muut ominaisuudet vaikuttivat lajimäärään niin, että lajimäärät olivat suurimmat isoilla rungoilla, jotka koskettivat mahdollisimman vähän maahan. Kuusilla oli runsaampi lajisto kuin männyillä, ja runkokohtaiset lajimäärät olivat suurimmat isoissa (10m³) kuusirydyissä.

Tulosten perusteella vaikuttaa siltä, että rungoille lahoamissukcession alkuvaiheessa saapuva kääpälaajisto on tavallista talousmetsän lajistoa, joka kykenee kolonisoimaan kaikki tutkimusalueet lisätyn lahopuun määrästä tai sen ominaisuuksista riippumatta. Kääpälaajiston kehitys on kuitenkin vasta alkuvaiheessa, ja lahoamissukcession edetessä lajiston oletetaan runsastuvan. Samoin on odotettavissa, että kääpälaajiston erot kasvavat erilaisen käsittelyn saaneiden kohteiden välillä. On kuitenkin mahdollista, ettei vaatelias lajisto kykene leviämään ainakaan kovin nopeasti Leivonmäen kaltaiselle kaukana lähdepopulaatioista sijaitsevalle köyhtyneelle alueelle, jolloin odotettuja vaikutuksia ei ehkä tulla havaitsemaan vuosiin.

Ennallistamiseen, metsäpaloihin ja tuulenkaatoihin liittyvät hyönteistuhoriskit

Atte Komonen, Tero Toivanen ja Pekka Punttila

Kaikki toimenpiteet ja luonnonilmiöt, jotka tuottavat kuollutta puuainesta, voivat periaatteessa lisätä ns. tuhohyönteisten yksilömääriä. Lisääntyneet yksilömäärät eivät kuitenkaan automaattisesti tarkoita, että hyönteiset aiheuttaisivat haittoja esim. suojelualueiden ympäristössä. Haittariskiinkin vaikuttavat mm. kuolleiden puiden määrä ja laatu, ympäröivien metsien puulajikoostumus ja ikä sekä sääolosuhteet.

Suomessa taloudellisesti merkittäviä hyönteistuhoja voi esiintyä lähinnä havupuilla. Männiköissä haittoja voivat aiheuttaa ytimennävertäjät: pystynävertäjä (*Tomicus piniperda*) (kuva 1) ja vaakanävertäjä (*T. minor*). Lisääntytyään kaatuneissa puissa aikuiset lentävät ruokailemaan ympäröivien mäntyjen latvuksiin. Latvakasvainten syönti voi aiheuttaa kasvutappioita, mutta elinkykyisiä puita nävertäjät eivät yleensä pysty tappamaan. Merkittävää latvakasvainten syöntiä esiintyy lähinnä suurten puunvarastointipaikkojen läheisyydessä. Kuusikoissa haittoja voi aiheuttaa ennen kaikkea kirjanpainaja (*Ips typographus*). Kuoriaiset lisääntyvät kuolleissa, läpimitaltaan yli 15-senttimetrisissä puissa. Toi-



Kuva 1. Pystynävertäjä (*Tomicus piniperda*) on saanut suomenkielisen nimensä pystysuorista emokäytävistä puun nilakerroksessa. Vaakanävertäjän emokäytävät ovat vaakasuoria. Kuva: Esko Hyvärinen.

sin kuin ytimennävertäjät, kirjanpainajat voivat runsastuttuaan tappaa myös eläviä puita (kuva 2). Tuhoja aiheuttavat kaarnakuoriaiset, erityisesti kirjanpainaja, ovat termofilisiä lajeja, eli ne suosivat avoimia, valoisia ja siten myös lämpimiä alueita. Siksi kaarnakuoriaiset harvemmin aiheuttavat merkittävää haittaa sulkeutuneissa metsissä (Annala 1969, Martikainen ym. 1996, 1999).

Tässä kirjoituksessa tarkastellaan ensin suomalaisia tutkimustuloksia ennallistamistoimien (lahopuun lisäys ja kulutus) vaikutuksesta hyönteistuhoihin ja sen jälkeen laajemmin pohjoismaisia tutkimuksia hyönteistuhojen esiintymisestä luontaisten häiriöiden (myrskyt, metsäpalot, tulvat) jälkeen.

Ennallistaminen

Lahopuun lisäys

Lieksassa Patvinsuon kansallispuistossa ja Ruunaan luonnonsuojelualueella on tutkittu ytimennävertäjien kasvainsyöntiä eri etäisyyksillä pienaukoista laskemalla maahan pudonneiden vuosikasvainten määriä 1–2 vuotta pienaukotuksen jälkeen (Komonen & Kouki 2008). Ruunaalla lahopuuta oli pienaukotuksen jälkeen metsikkökuvioilla 16–52 m³/ha ja yksittäisissä aukoissa 3–11 m³; Patvinsuolla lahopuumäärät olivat vastaavan suuruisia. Ytimennävertäjien syömiä kasvainten määrä lisääntyi selvästi aukkojen välittömässä läheisyydessä, mutta jo 40–50 metrin etäisyydellä kasvainsyönti oli lähellä alueelle tyypillistä taustatasoa; vain yhdessä metsikössä syönti oli merkittävää vielä 80–90 metrin etäisyydellä. Havaittu kasvainsyönti ei aiheuta puille merkittäviä kasvutappioita. Vastaavan suuruisia pudonneiden kasvainten tiheyksiä on havaittu myös harvennushakkuiden jälkeen. Tulosten perusteella voidaan suositella, ettei pienaukotusta tai lahopuun lisäystä tehtäisi männiköissä alle sadan metrin etäisyydellä suojelualueen rajasta, jolloin kasvainsyönniltä ympäröivillä alueilla vältytään täydellisesti. Jos suojelualue rajoittuu mäntymetsiin ja suojelualueella tai sen ympäristössä on paljon tuoreita tuulenkaatoja, voidaan



Kuva 2. Kirjanpainajan (*Ips typographus*) tappamia kuusia Iitin Saviojalla kesällä 2011. Kuva: Esko Hyvärinen.

varovaisuusperiaatteen mukaan käyttää 150–200 metrin suojavaivohykettä tai pidättäytyä ennallistamisesta kyseisellä kohteella.

Hämeen ja Uudenmaan varttuneissa talousmetsissä on tutkittu kirjanpainajien tappamien puiden määriä lahopuun lisäyksen ($\leq 60 \text{ m}^3/\text{ha}$) jälkeen (Eriksson ym. 2006). Kirjanpainaja ei aiheuttanut merkittävää puiden kuolleisuutta 0–20 metrin etäisyydellä ennallistetusta kuvioista. Toisessa eteläsuomalaisessa tutkimuksessa tapettiin kuusia 20 puun ryhmiin (Eriksson ym. 2008). Osassa ryhmistä puut oli sahattu poikki (ei juuriyhteyttä) ja toisissa työnnetty kumoon (juuriyhteys). Nämäkin toimenpiteet eivät aiheuttaneet merkittävää kuolleisuutta ympäröivissä kuusissa. Joensuu ym. (2008) tutkivat reheviä, kuusivaltaisia, yli 80-vuotiaita entisiä talousmetsiä suojelualueella Kuopiossa. Kolmelle koelalle luotiin neljä aukkoa kaatamalla kaikki puut joko räjäyttämällä tai puskemalla ne nurin traktorilla syksyn ja talven aikana. Kahdelle verrokkioelalle ei tuotettu lahopuuta. Tuotetun tuoreen kuusimaapuun määrä koelaloilla vaihteli 19–35 m^3/ha . Ennallistamistoimia seuranneen vuoden hyönteispyyntiaineistossa kirjanpainaja

oli erittäin vähälukuinen ennallistamiskohteilla, ja lajin aiheuttaman tuhoriskin katsottiin olevan merkityksetön. Alueella ei myöskään havaittu kaarnakuoriaisten tappamia pystypuita.

Marraskuussa 2008 Iitin Saviojalla kaulattiin pystyyn ja kaadettiin sahaamalla kuusia useisiin erillisiin ryhmiin yhteensä noin 156 m^3 taponlehtiesiintymän hoitamiseksi. Kirjanpainajan havaittiin runsastuneen alueella hoitotoimien jälkeen ja tappaneen kookkaita kuusia kesällä 2010. Tarkemmissa selvityksissä kirjanpainajan tappamia puita todettiin 112 kpl ja ne kaikki sijaittivat kaulattujen pystypuiden ja maapuurytöjen välittömässä läheisyydessä. Tämä on ensimmäinen kerta, kun ennallistamistoimista vaikuttaa aiheutuneen merkittäviä, ei-toivottuja, seurannaisvaikutuksia. Alueen kuusikko on vanhaa ja tasaikäistä, entistä talousmetsää, ja helteinen kesä 2010 todennäköisesti heikensi puiden vastustuskykyä. Samalla kesä oli otollinen kirjanpainajalle, joka pystyi tuottamaan Etelä-Suomessa ainakin paikoin myös toisen sukupolven.

Metsän poltto

Polton vaikutusta ytimennävertäjien esiintymiseen on tutkittu mm. Lieksassa sijaitsevilla poltto-koelaloilla, joissa säästöpuuta oli hakkuiden jälkeen 0–50 kuutiota hehtaarilla; verrokkialueena oli poltettu, hakkaamaton metsä (Martikainen ym. 2006). Ytimennävertäjät olivat runsaampia poltetuilla kuin polttamattomilla aloilla. Verrattaessa palon tappamia puita palamattomiin kuolleisiin puihin havaittiin ytimennävertäjän kuitenkin suosivan palamattomia puita. Ytimennävertäjän syömien kasvainten määrä oli hieman talousmetsille tyypillistä taustatasoa suurempi poltetujen alueiden välittömässä läheisyydessä, joskin vastaavan suuruista tai jopa suurempaa kasvainsyöntiä on havaittu tavallisten hakkuiden jälkeen.

Hämeessä on tutkittu kirjanpainajan ja muiden kaarnakuoriaisten esiintymistä poltetuilla alueilla (Eriksson ym. 2006). Tutkimusalueet sisälsivät sekä pystyyn poltettuja metsiä että harvennettuja metsiä, joihin ennen polttoa lisättiin lahopuuta ($\leq 60 \text{ m}^3/\text{ha}$). Kirjanpainajat asuttivat kaadetut puut runsaina, mutta niiden lisääntymismenestys jäi hyvin heikoksi palon aiheuttaman kuolleisuuden takia. Polton jälkeisenä vuonna kirjanpainajan runsaus oli alueilla selvästi korkeampi kuin verrokkimetsissä. Polton tappa-

missa puissa kirjanpainajan yksilömäärät olivat kuitenkin hyvin pieniä, vain murto-osa kaulatuissa puissa havaituista yksilömäärästä. Kirjanpainaja ei myöskään aiheuttanut merkittävää kuolleisuutta poltettujen alueiden ulkopuolella, eivätkä sen yksilömäärät alueiden välittömässä läheisyydessä eronneet verrokkimetsistä.

Varsinkin kuusikoissa palot johtavat yleensä siihen, että valtaosa puustosta kuolee lyhyen ajan sisällä polton jälkeen. Suuri kuolleen puun määrä luo edellytykset tuohyönteisten huomattavalle runsastumiselle, mutta toisaalta on todennäköistä, että palanut puu ei ole hyönteisille yhtä sopivaa kuin palamaton. Mitä voimakkaampi palo on, sitä enemmän se kuivattaa nilakerrosta ja huonontaa sen ravintoarvoa. Erityisen voimakasta laadun heikkeneminen lienee ohuen kaarnan takia kuusella.

Yhteenveto

Ennallistaminen on yleensä kertaluonteinen toimenpide. Poikkisahatut puut ovat ytimennävertäjille ja kirjanpainajille sopivia pääsääntöisesti vain yhden vuoden ajan, joten mahdolliset haittavaikutukset jäävät lyhytaikaisiksi. Tutkimustulokset viittaavatkin siihen, että männiköissä ei käytössä olevin ennallistamismenetelmin aiheuteta taloudellisesti merkittävää tuholaisriskiä. Vaikka tutkimusten mukaan kuusikoissakaan ei ole havaittu merkittäviä tuhoja, on varovaisuus paikallaan. Kirjanpainajakanta voi suotuisissa olosuhteissa jatkaa lisääntymistään elävissä kuusissa tehokkaasti sen jälkeen, kun kaadetut puut ovat muuttuneet sopimattomiksi. Tuohyönteisriskiä voidaan vähentää hyvällä suunnittelulla. Ajoittamalla lahoppuun tuottaminen loppukesään, välttämällä järeimpien runkojen kaatamista ja kaulaamista, välttämällä lahopuiden tuottamista lämpimille reunapaikoille ja ottamalla huomioon mahdolliset muut suojelualueen ympäristössä esiintyneet puiden kuolemiseen johtaneet tuhot riskiä voidaan pienentää entisestään. Polttaminen heikentää kuolleiden puiden sopivuutta merkittävimmille tuholaislajeille, joten ennallistamispolttojen aiheuttamat hyönteistuhot ovat suuresta kuolleen puun määrästä huolimatta erittäin epätodennäköisiä.

Luontaiset häiriöt

Tutkimalla tuohyönteisten esiintymistä myrskyjen ja metsäpalojen jälkeen voidaan arvioida hyönteistuhoriskiä tilanteissa, joissa kuollutta puuta saattaa olla huomattavasti enemmän kuin mitä ennallistamalla tuotetaan.

Yksittäisten runsaslahoppuisten myrskynkaatoalueiden (Annala & Petäistö 1978), majavan aiheuttaman tulva-alueen (Saarenmaa 1978) ja metsäpaloalueiden (Ehnström ym. 1995) vastakuolleissa puissa lisääntyneiden taloudellisesti merkittävien kaarnakuoriaislajien ei ole havaittu aiheuttaneen tuhoja alueiden ulkopuolisissa metsissä (poikkeuksena Sinivuoren luonnonpuistoon 1970-luvun lopulla syntynyt tuulenkaatoaukko, josta levisi kirjanpainajatuhoja myös ympäröiviin metsiin – Ilpo Mannerkoski henk.koht. tiedonanto 2.12.2010). Myöskään hakkuuaukkojen reunoilla kirjanpainajan tappamien puiden määrän ei havaittu olevan riippuvainen tuulenkaatojen määrästä (Peltonen 1999, ks. myös Hedgren ym. 2003). Tutkimusten mukaan vanhat metsät eivät normaalioloissa – pienaukkodynamiikan vallitessa – muodosta merkittävää kaarnakuoriaisriskiä (Martikainen ym. 1996, 1999; ks. myös Weslien & Schroeder 1999).

Palon voimakkuudesta riippuen metsäpaloissa voi syntyä suuria määriä kuollutta puuta. Etenkin ohutkaarnaiset kuuset kuolevat helposti, kun taas paksukaarnaiset männyt sietävät paloa paremmin. Luonnonpalojen vaikutusta kaarnakuoriaisten esiintymiseen on tutkittu keski- ja eteläruotsalaisissa männiköissä ja kuusikoissa, jotka olivat pinta-alaltaan vajaasta kymmenestä hehtaarista aina tuhanteen hehtaariin (Ehnström ym. 1995). Ytimennävertäjät olivat runsaita palaneilla alueilla mutta pystyivät kuitenkin hyödyntämään vain noin kolmasosaa tutkituista puista ja puuttuivat voimakkaimmin palaneista puista. Merkillepantavaa oli kirjanpainajan täydellinen puuttuminen palaneista kuusista. Muutaman paloalueen ympäristössä ytimennävertäjän kasvainsyönti oli selvästi lisääntynyt alle 150 m:n etäisyydellä paloalueesta, mutta nävertäjien aiheuttamia puukuolemia ei havaittu.

Ytimennävertäjien esiintymistä tuulenkaadoissa on Pohjoismaissa tutkittu melko paljon, etenkin muutaman hehtaarin kokoisissa aukoissa, joissa on ollut alle 60 runkoa hehtaarilla (Annala & Petäistö 1978, Långström 1984). Tut-

kimusten mukaan kasvainsyönti ei lisääntynyt merkittävästi. Laaja-alaisilta myrskytuhoalueilta tutkimustietoa on vähemmän. Urho Kekkonen kansallispuistossa vuonna 1985 riehunut Sirkka-myrsky kaatoi noin 200 000 kuutiometriä kuusta ja mäntyä, mutta kaatuneiden runkojen ytimennävertäjätiheydet jäivät alhaisiksi (Saarenmaa ym. 1989). Jouhtenisen saarella Pohjois-Karjalassa voimakas trombi kaatoi 10 000 m³ varttunutta männikköä noin 25 hehtaarin alueelta. Koska suurin osa männystä säilytti juuriyhteytensä, ytimennävertäjien kasvainsyöntiä seurattiin kaksi, neljä ja kuusi vuotta trombin jälkeen (Komonen ym. 2009). Kasvainsyönti jäi erittäin vähäiseksi verrattuna esimerkiksi Ruunaan ennallistamis-kohteisiin. Yksi syy vähäiseen kasvainsyöntiin voi olla Jouhtenisen sijainti kolmen kilometrin päässä mantereesta, mikä saattoi rajoittaa ytimennävertäjien leviämistä saareen.

Myös suurin osa myrskynjälkeisistä kirjanpainajatutkimuksista on tehty pienialaisissa tuulenskaatoaukoissa, joissa on ollut muutama kymmenen kaatunutta puuta (Schroeder 2001, Eriksson ym. 2007). Nämä tutkimukset eivät ole osoittaneet merkittävää haittaa ympäröiville metsille. Edellä mainittu Sirkka-myrsky kaatoi myös kuusia. Vaikka kaikki kirjanpainajan iskeytymiset myrskyn kaatamiin puihin onnistuivat, ensimmäisenä kesänä kirjanpainajatiheydet jäivät alhaisiksi (Saarenmaa ym. 1989). Seuraavan kesän kolea sää varmisti, ettei hyönteistuhoja esiintynyt. Etelä-Ruotsissa (Småland) on havaittu, että jos myrskyaukon koko on yli 10 ha ja myrskyn kaatamia puita on 16–55 hehtaarilla, kirjanpainaja voi tappaa satoja puita myrskyaukon välittömässä läheisyydessä (Schroeder 2001). Yhdessä osatutkimuksessa myrskyn kaatamat puut poistettiin, jolloin puita kuoli 50 % vähemmän kuin alueella, josta puita ei poistettu. Tuulenskaatojen poistolla ei siis päästä hyönteisistä kokonaan eroon, sillä ne voivat lisääntyä kannoissa ja järeämmässä hakkuutähteessä.

Nyky-Suomen alueella ei ole havaittu suuria kirjanpainajatuhoja. Luovutetun Karjalan alueella lokakuun 1911 ankara myrsky kaatoi suuren määrän puita, joissa erityisesti kirjanpainajat lisääntyivät menestyksekkäästi. Vuosina 1913–1917 ne kuivattivat arviolta vähintään 80 000 m³ kuusimetsää (Saalas 1919, 1949). Vuonna 2000 Venäjän Karjalan Vodlajärvellä myrsky kaatoi 132 000 m³ puita, kuusia noin 540 ha:n alueelta. Myrskyn seurauksena kansallispuiston alueella oli

18 000 ha kirjanpainajatuhoista kärsineitä metsiä, joissa kuolleen puuston tilavuus oli 18–130 m³/ha (Ananiev 2010). Tuhoalueen kuuset olivat enimmäkseen yli 180-vuotiaita. Tämän ikäisten kuusten pihkaneritys on vähentynyt, eivätkä ne siksi pysty tehokkaasti torjumaan kirjanpainajan hyökkäyksiä. Kirjanpainajatuho näytti laantuneen vuoteen 2009 mennessä (Jevgeni Jakovlev henk.koht. tiedonanto 16.5.2011). Ruotsin suurin tuho on vuosilta 1945–1952, kun 346 hehtaarin myrskytuhoon jälkeen kirjanpainaja tappoi noin 20 000 kuusta Keski-Ruotsissa (Gästrikland) (Lekander 1972). Etelä-Ruotsissa (Växjö) tutkittiin kirjanpainajan esiintymistä Gudrunmyrskyn jälkeen vuonna 2006 (Komonen ym. 2011). Myrsky kaatoi 10 000 kuutiometriä järeää kuusikkoa noin 70 hehtaarin suojelualueella. Kirjanpainaja runsastui merkittävästi ja tappoi lähes kaikki myrskyssä säästyneet kuuset. Koska suojelualueita ympäröivät lehtipuuvaltaiset metsät, maatalousmaa ja vesistöt, suojelualueen ympäristössä ei havaittu tuhoja.

Pohjoismaiset metsätuhoahyönteisten esiintymisseurannat tukevat edellä mainittuja tutkimuksia. Ytimennävertäjät ja kirjanpainaja – ilmeisesti ilmaston epäsuotuisuuden vuoksi – eivät ole Suomessa aiheuttaneet laajoja seuraustuhoja myrskytuhoalueiden ympäristössä, toisin kuin Etelä-Ruotsissa ja -Norjassa sekä Tanskassa (Christiansen 1969, Ehnström ym. 1974, Löytyniemi ym. 1979, Austarå ym. 1983, Ehnström ym. 1998, Harding ym. 1998). Etelä-Ruotsin ja -Norjan tuhot saivat alkunsa 1960-luvun lopun myrskytuhoista ja jatkuivat kuivien kesien ansiosta 1970-luvulla; 1980-luvun puoliväliin mennessä tuhot kuitenkin loppuivat.

Yhteenvedon voidaan todeta, että myrskytuho- ja metsäpaloalueilla tehdyt tutkimukset tukevat osaltaan havaintoja ennallistamisalueilta. Ytimennävertäjät eivät ole taloudellisesti merkittävä uhka puuntuotannolle suomalaisissa männiköissä, vaikka kasvainsyönti voi paikallisesti lisääntyäkin ennallistamisen, myrskytuhojen tai metsäpalojen seurauksena. Eläviin puihin iskeytyvä kirjanpainaja sen sijaan muodostaa suuremman uhan, vaikka Suomessa ei olekaan havaittu mittavia tuhoja. Kirjanpainajan aiheuttaman tuhoriskin suuruus on selvästi riippuvainen kuolleen kuusen määrästä. Siksi nykyisenkaltainen ennallistaminen tuskin aiheuttaa merkittävää hyönteistuhoriskiä.

2.4 Puustorakenteen monipuolistaminen pienaukottamalla

Maarit Similä, Rauli Perkiö ja Kaisa Junninen

Kangasmetsien pienaukotuksella tavoitellaan puuston rakenteen monipuolistumista parantamalla lehtipuiden kasvumahdollisuuksia sekä edesauttamalla lehti- ja havupuiden taimettumista.

2.4.1 Ekologiset perusteet

Pienaukotus on hyvin monimuotoinen ennallistamis- ja luonnonhoitomenetelmä, sillä sitä käytetään paitsi nuorten kangasmetsien ennallistamisessa, myös mm. lehtojen (luku 4), jalopuumetsien (luku 5), valkoselkätikkametsien (luku 4.4) ja paahdeympäristöjen hoidossa (luku 6) sekä polttojen valmistelussa (luku 2.2) ja vieraita puulajeja poistettaessa (luku 2.5). Pienaukotuksen ja lahoppuun lisäyksen (luku 2.3) välinen rajakin on liukuva – lahoppuuta lisättäessä metsään

muodostuu yleensä latvusaukkoja. Tässä luvussa käsitellään kangasmetsien pienaukotusta.

Pienaukottamisen ekologiset perusteet ovat boreaalisen havumetsän luontaisessa aukkodynamiikassa (luku 2.1). Metsään syntyy luontaisesti pieniä ja isoja aukkoja erilaisten häiriöiden, kuten myrskyn, hyönteistuhon, lumitaakan tai metsäpalon, seurauksena. Vaikka nuoret, tasaikäiset metsät ovat vähemmän alttiita luontaisille häiriöille kuin vanhemmat metsät, luontaisista häiriöistä voidaan ottaa mallia ennallistamispienaukotukseen.

Pienaukotus on terminä sikäli harhaanjohtava, että ani harvoin metsään tehdään puuton aukko. Useimmiten muutaman aarin alueelta kaadetaan tai kaulataan havupuita ja jätetään aukkoon pystyyn kaikki lehtipuut ja havupuiden taimia (kuva 30).

Yleisimmin pienaukkoja tehdään luonnon-suojelualueiden nuoriin entisiin talousmetsiin, jotka on aikoinaan uudistettu kylvämällä tai istuttamalla niihin kuusta tai mäntyä ja joissa on tehty taimikon perkaus. Puusto on näiden toimenpiteiden jäljiltä havupuuvältaista, tasaikäistä



Kuva 30. Pienaukkoon jätettyjen lehtipuiden kasvu nopeutuu, kun niiden ympäriltä poistetaan havupuita. Mujejärven Natura 2000 -alue, Nurmes. Kuva: Maarit Similä.

ja myös tilajakaumaltaan tasaista. Pienaukotuksella pyritään kasvattamaan erityisesti lehtipuun osuutta puustossa edesauttamalla lehtipuiden uudistumista ja parantamalla olemassa olevan lehtipuuston kasvuolosuhteita.

Lehtipuilla, kuten koivulla, raidalla ja erityisesti haavalla, on suuri merkitys metsälajiston monimuotoisuudelle. Vaikka haavan osuus puuston kokonaistilavuudesta on pieni (3 %, VMI10), sillä on suuri merkitys monille erikoistuneille lajeille (tietolaatikko 8). Haapa uudistuu rakenteeltaan sulkeutuneessa metsässä heikosti, joten isot, lajiston monimuotoisuuden kannalta arvokkaat haavat ovat häviämässä monilta suoje-lualueilta etenkin Itä-Suomessa. Tätä voidaan pitää yhtenä suoje-lualueverkostomme suurimmista ekologisista ongelmista.

Nuorissa männiköissä, joissa ei kasva juurikaan lehtipuita, pienaukotuksen hyödyt ovat vähäisimmät, joten kannattaakin tarkistaa, sopisiko sellainen metsä polttopuuteeksi (luku 2.2). Jos pienaukotuksen ensisijaisena tavoitteena on taimettumisen edistäminen, monessa tapauksessa pienaukotuksen ja polton yhdistelmä näyttäisi tuottavan parhaimman tuloksen (tietolaatikko 9).

2.4.2 Yleiset periaatteet

Pienaukon koko, muoto ja toteutustapa vaihtelevat sen mukaan, millaisia puita pienaukotettavassa metsässä kasvaa, mikä on metsän kasvu-paikkatyyppi ja mitä toimenpiteellä tavoitellaan. Pienaukotusta voi olla yksittäisten havupuiden kaataminen, kaulaaminen tai vahingoittaminen lehtipuiden ympäriltä, erikokoisten ”aukkojen” teko ja joskus jopa kokonaisen metsikön havupuuston raivaus, jos pääpuulaji olisi luontaisesti jokin muu kuin kuiville istutettu tai kylvetty puulaji. Esimerkiksi mäntyä on usein istutettu liian rehevälle maalle.

Pienaukon paikaksi valitaan kohta, jossa kasvaa puiden taimia tai lehtipuita, eli puuston rakenteen monipuolistumisen ainekset ovat aukossa jo olemassa. Pienaukkoon jäävien puiden olisi hyvä olla kooltaan hirvituhoalttiuden ohittaneita. Aukoista kaadetaan kookkaat, lehtipuiden kanssa latvuskilpailevat havupuut tai tasaisesti riviin istutettuja puita. Aukoissa kasvavien taimien ja lehtipuiden sekä mahdollisten lahopuiden vahingoittamista vältetään.

Lähtökohtaisesti kaikki pienaukotuksessa kaadettu ja kaulatut puut jätetään metsään lahopuiksi, koska nuorissa metsätaloudellisesti hoidetuissa metsissä ei ole yleensä juuri lainkaan lahopuuta. Vaikka pieniläpimittainen puu lahoaa yleensä nopeasti, havaintojen mukaan 10–15 vuodessa, sillä on positiivisia vaikutuksia metsän ravinne-kiertoon, metsämaan rakenteeseen ja maaperän eliölajistoon sekä yleiseen lahopuulajistoon.

Vaikka pääperiaate on, ettei pienaukotuksessa kaadettuja puita viedä pois metsästä, joskus – esimerkiksi tiheää istutuskuusikkoa pienaukotettaessa – periaatteesta voi olla perusteltua poiketa. Jos metsässä on luontaista lehtipuusekoitusta kasvavassa kuusten lomassa, maanpinnan peittyminen pienaukossa muutamaksi vuodeksi kuusimaton alle ei haittaa, ellei metsä ole lehtomainen tai lehto (luku 4). Jos taas lehtipuun taimia ei pienaukotettavassa metsässä ole, ja kaikki kaadettu kuuset jätetään maahan, ne peittävät maan pinnan niin tehokkaasti, että uusien taimien syntyminen estyy pitkäksi aikaa. Lehtomaisilla kankailla runsas kuusen hakkuutähde happamoittaa maaperää. Tällaisissa tapauksissa pienaukoista poistetaan sen verran puuta, että taimettuminen mahdollistuu, mutta vähintään puolet kaadettujen puiden tilavuudesta jätetään metsään lahopuiksi. Jätettäväksi valitaan kookkaimmat puut, koska niillä on suurin arvo lahopuuna. Kun metsään jätettävät puut kaadetaan aukon reunoille, ne eivät häiritse aukon keskiosan taimettumista ja suojaavat syntyviä taimia hirviltä. Myös aukolle voi jättää lahopuuta kaulattuina puina tai monitoimikoneella puita korjattaessa pitkinä ns. eurokantoina.

Kun pienaukko on riittävän iso, aukkoon jäävän puuston ja aukon reunametsän kasvu vauhdittuu, jolloin metsään alkaa tulla puuston kookovaihtelua. Sopiva pienaukon halkaisija on 2–5 kertaa kuviolla kasvavan puuston pituus, joillakin paikoilla jopa isompi. Isoissa pienaukoissa aukon rakenteen ja muodon tulee kuitenkin vaihdella pieniä aukkoja enemmän, ja isoihin aukkoihin jätetään pystyyn lehtipuiden lisäksi myös havupuita sellaisiin paikkoihin, missä ne eivät haittaa pienaukotuksen tavoitteiden toteutumista. Eri-tyiskohteilla (esim. kangasvuokon tai kangasajuruohon esiintymä) pienaukkoja voidaan myös polttaa (luku 6).

Aukkojen muodon vaihtelu ja monipuolinen sijoittelu on tärkeää. Kuviosta ei saisi tulla ta-

saisesti tai kauttaaltaan käsiteltyä ja säännöllisen aukkoista (kuva 31), vaan talousmetsämäisen vaikutelman tulisi vähentyä pienaukotuksen myötä. Aukon reunan tulee olla liukuva eikä tarkkarajainen. Pienaukotuksen ei tarvitse noudattaa metsän kuviorajoja, vaan pienaukotusta voidaan käyttää myös kuviorajojen häivyttämiseen.

Virkistyskäytön ja naapurimetsien huomioiminen

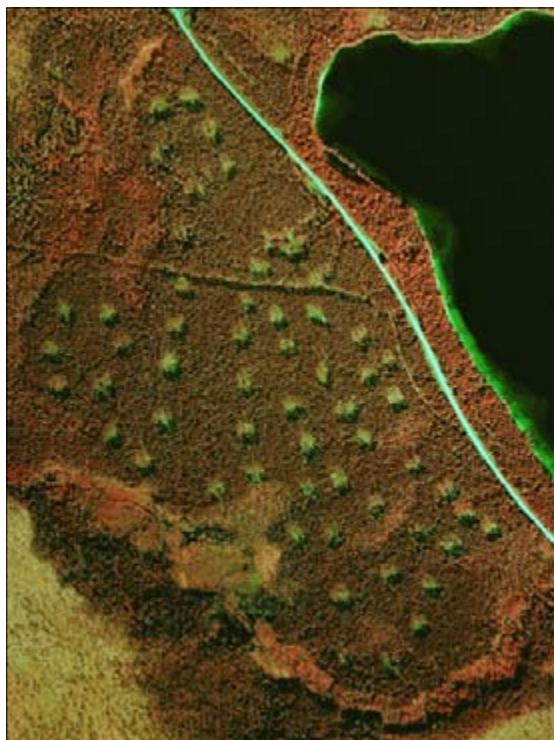
Retkeilyreittien ja -rakenteiden lähistöllä sekä maisemallisesti merkittävillä alueilla on huomioitava pienaukotuksen maisemavaikutukset. Isojen rytöjen tekemistä vältetään suosituilla kohteilla ja puut kaadetaan mieluiten juuripaakkuineen kairavinkoneella tai matalaan kantoon ja latva reitille päin, suunnilleen yhdensuuntaisesti. Kaulauksia ei tehdä reittien lähellä, etteivät puut kaadu reitille.

Naapurimetsän hyönteistuhoriskin välttämiseksi suojelualueen rajalle jätetään kuusikoissa ja männiköissä 50–200 metrin levyinen suojavyöhyke, jolla ei tehdä pienaukotusta tai lahoppun lisääystä (tietolaatikko 17). Suojavyöhykkeen leveys määräytyy pienaukotuksessa metsään jäävän puulajin, puumäärän ja puiden järeyden sekä rajantakaisen metsän puulajin perusteella.

2.4.3 Haapojen uudistumisen turvaaminen

Luonnonmetsissä haavat uudistuvat parhaiten metsäpalojen tai muiden isojen, paljon puita tappavien häiriöiden jälkeen, kun valon määrä lisääntyy, kivennäismaata paljastuu ja hehtaarien laajuisiksi rydöiksi kaatuneet puut estävät hirvien pääsyn haapojen ja muiden lehtipuutaimien luokse. Laaja-alaisia häiriöitä tapahtuu pienillä suojelualueillamme kuitenkin harvoin. Siksi haavan uudistumisen turvaamisessa voivat olla tarpeen keinot, jotka eivät suoraan jäljittele mitään luontaista häiriötä mutta johtavat – haavan uudistumisen turvaamisen kautta – luonnontilaisen kaltaisen metsän puustorakenteeseen.

Rehevissä, haapaisissa metsissä pienaukotuksella voidaan nopeuttaa haapojen järeytymistä ja ylläpitää haapajatkumoa mahdollistamalla haavan uudistuminen. Haapa kasvaa usein ryhmissä ja uudistuu lähes yksinomaan juurivesoista, joten pienaukot tehdään haapojen tai haaparyhmien välittömään läheisyyteen. Haavan vesomisen



Kuva 31. 2000-luvun alkuvuosina pienaukkoja tehtiin paikoin turhan kaavamaisesti. Patvinsuon kansallispuisto, Lieksa. Aukkojen läpimitta on 25–30 metriä. © Metsähallitus 2011, © Maanmittauslaitos 1/MML/11.

tärkein edellytys on valon riittävyys, joten pienaukon kenttäkerrokseen tulee päästä runsaasti valoa. Haaparyhmissä, joissa nuoria haapoja ei ole syntynyt luontaisesti, puiden vesomista voi edistää vahingoittamalla haapoja tai niiden juuria ja kaatamalla yksittäisiä haapoja.

Haapajatkumon ylläpitäminen voi osoittautua työlääksi metsissä, joissa liikkuu ja ruokailee paljon hirviä. Merkittävillä haapa-alueilla onkin ensimmäiseksi varmistettava, ettei haapametsiköissä tai niiden läheisyydessä ole hirviä houkuttelevia nuolukiviä tai muuta ruokintaa.

Tiheän hirvikannan alueilla käytännössä ainoa keino saada pienaukkojen haavantaimet säilymään hengissä on alueen aitaaminen. Aitojen materiaaleina on kokeiltu ainakin metalliverkkoa ja paikalta kaadettuja riukupuuta. Molemmat vaihtoehdot näyttävät toimivan hyvin niin kauan kuin aita pysyy ehjänä. Aitojen kunto olisikin tarkistettava vuosittain, sillä esimerkiksi kaatuvat puut rikkovat niitä.

Työläin ja kallein vaihtoehto on aidan rakentaminen metalliverkosta (kuva 32). Riittävän tiheäsilmaisesta verkon avulla myös jänikset, porot ja kauriitit pysyvät aidan ulkopuolella; tosin näiden kasvinsyöjien vaikutus haavantaimien selviämi-



Kuva 32. Itä-Suomen yliopistossa on selvitetty hirvien vaikutusta haavantaimien kasvuun. Avohakatulla koealalla Lieksassa metalliverkkoaidan suojaava vaikutus näkyy selvästi jo kuusi vuotta hakkuun ja aidan pystyttämisen jälkeen. Kuva: Jari Kouki.

seen on vähäistä hirven vaikutukseen verrattuna. Verkkoaidan näkyvyyttä kannattaa parantaa esimerkiksi kiinnittämällä siihen keltaista huomionauhaa, mikä vähentää lintujen törmäämistä aitoihin.

Riukuaita rakennetaan naulaamalla pienaukosta kaadettuja riukupuita aukon eläviin reunapuihin vähintään kahteen kerrokseen. Vaikka aita ei vuosien mittaan muuten vaurioituisikaan, se on uusittava viimeistään 5–10 vuoden kuluttua, kun riut alkavat lahota ja katkeilla.

Haavantaimia voidaan suojata myös kaatamalla puita vallimaisiksi rydöiksi pienaukon reunoille. Mitä korkeampi ja leveämpi rytö on, sitä paremmin se estää hirviä pääsemästä aukolle, ja mitä kookkaampia puita rytöön on kaadettu, sitä pitempään sen suojaava vaikutus kestää ennen kaadettujen puiden lahoamista. Rytöä voi ”tiivistää” kiinnittämällä kaadettuja puita aukon eläviin reunapuihin, jolloin valli pysyy korkeana pitempään, kun lumi ja lahoaminen eivät paina puita maahan. Jos kaadetut puut lovetaan ja naulataan eläviin puihin loveamiskohdasta, saadaan tiiviimpi liitos kuin pelkästään naulaamalla.

Taloustmetsissä mäntytaimikoita on suojattu hirviltä aitaamalla taimikko kirkkaan keltaisilla

muovisilla huomionauhoilla, joiden outo väri ja liike pelottavat hirviä. Vaikka nauhat tällaisilla kohteilla toimivatkin hyvin, on epätodennäköistä että pelote riittäisi kohteilla, joissa nauhojen sisällä on houkuttelevampaa ravintoa kuin ympäristössä. Kokeiluja kannattanee kuitenkin tehdä ainakin alueilla, joiden ympäristössä hirvien ravintotilanne on hyvä. Nauhat kiinnitetään eläviin puihin vähintään kahteen kerrokseen. Lumi saattaa painaa nauhat alas, joten niiden kunto pitäisi tarkistaa mieluummin useita kertoja talven aikana. Muovinauhoja ei ole suositeltavaa käyttää retkeilyreittien varrella tai muuten näkyvissä paikoissa.

Hirvikarkotteiden käytöstä suojelalueiden haavantaimien suojaamisessa ei ole kokemuksia. Taloustmetsissä karkotteiden tehoa on pidetty kyseenalaisena jopa männyntaimien osalta. Joka tapauksessa menetelmä on työläs, koska jokainen taimi on käsiteltävä yksitellen ja käsittely on uusittava vuosittain. Taloustmetsissä mäntytaimikoiden suojaamiseksi on kokeiltu myös akusta virtansa saavaa sähkölankaa muovinauhujen lisänä. Menetelmä toimii hyvin, koska hirvet oppivat varomaan sähköiskuja. Akku on kuitenkin vaihdettava kuukauden välein, mikä tekee sähköaidoista työläitä ja kalliita.



Kuva 33. Kaivinkoneella tehty pienaukko Repoveden kansallispuistossa, Kouvolassa. Kuva: Maarit Similä.

2.4.4 Pienaukotusmenetelmät

Pienaukkojen tekotapa valitaan pienaukotuksen tavoitteiden perusteella. Tavoitteisiin vaikuttavat mm. kasvupaikkatyyppi, puuston tiheys, ikä ja koko, haluttu tai mahdollinen lahopuun määrä, valo-olosuhteet sekä se, parannetaanko pienaukotuksella olemassa olevan lehtipuuston kasvua vai pyritäänkö lehtipuuston uudistumiseen siementai vesasyntyisesti.

Tasaikäisessä yhden puulajin metsikössä ja muissakin metsissä, joissa tavoitteena on pienaukkojen taimettuminen, paras pienaukotusmenetelmä on puiden kaataminen kaivinkoneella sulan maan aikaan (kuva 33). Kaatuneiden puiden juuri- ja oksien alta paljastuu kivennäismaata, jossa puiden siemenet itävät paremmin kuin rikkomat- tomassa sammalikossa. Lisäksi kivennäismaata paljastuu kaivinkoneen kulkureitillä. Ajolinjojen ja puiden kaatosuunnan suunnittelulla pienaukotusjäljestä saa luonnollisen näköistä. Lisäksi ajo- urat voi peittää kaadetuilla puilla. Kaivinkoneen käyttö ei kuitenkaan ole aina mahdollista, esimerkiksi jos pienaukotettava metsä on kivistä, kauka- na tiestä tai muuten vaikeakulkuisessa paikassa, kuten luonnontilaisen suon tai puron takana.

Kun puut kaadetaan tai kaulataan moottori- sahalla, uusien taimien syntyminen on hidasta,

koska samalla ei paljastu kivennäismaata. Henkilötyönä pienaukkoja voidaan tehdä kilpailevia puita kaatamalla tai kaulaamalla nuorissa metsissä, joissa on valmiina alikasvospuustoa tai taimia ja jossa puuston rakenteen monipuolistuminen ei edellytä uusien taimien syntymistä. Pienaukotuksen tavoitteena ei tällöin ole puuston uudistuminen, vaan kasvutilan tekeminen jo olemassa oleville – yleensä lehtipuiden – taimille ja nuorille puille. Henkilötyö sopii erityisesti niille pienaukotuskohteille, joissa aukot tehdään pelkästään puita kaulaamalla.

2.4.5 Kustannukset

Pienaukotuksen kustannuksiin vaikuttavat mm. kaadetaanko puut koneella vai henkilötyönä, käsiteltävien puiden koko, työn suoritusajankohta (lumiseen vai lumettomaan aikaan) sekä pienaukotettavan metsän saavutettavuus.

Pienaukotus maksaa henkilötyönä yleensä 15–40 €/m³ ja kaivinkonetyönä 5–20 €/m³. Tiheässä metsässä, missä kaadettavien runkojen läpimitta on verrattain pieni, kaivinkonetyö tulee yleensä suhteessa selvästi edullisemmaksi kuin henkilötyö.

2.5 Vieraiden puulajien poistaminen

Maarit Similä

Suojelualueilla on metsiä, joihin on ennen alueen suojelua istutettu Suomen luonnolle vieraita puulajeja, kuten kontortamäntyä (*Pinus contorta*), siperianlehtikuusta (*Larix sibirica*) ja pih-taa (*Abies* spp.). Nämä ja muut vieraat puulajit leviävät Suomessakin luontaisesti uudistumalla, joten kaiken ikäiset vieraan lajin puut kannattaa yleensä poistaa suojelualueiden metsistä. Vierailta puulajeilla voi kuitenkin olla myös kulttuurihistoriallista merkitystä esimerkiksi vanhojen pihapiirien tai puistojen läheisyydessä (luku 7).

Vieraita puulajeja on poistettu pieniltä pinta-aloilta suojelualueiden metsistä eri puolilla Suomea (kuva 34 ja 35). Kaadetut puut on yleensä korjattu pois ja myyty korjuukustannusten kattamiseksi tai hyödynnetty esimerkiksi polttopuina tai pitkospuina. Jos on poistettu vain pieniä puumääriä, kaadetut ja kaulatut puut on saatettu jättää metsään lahopuiksi.

Vieraiden puulajien korjuun tai kaadon jälkeen metsä jätetään yleensä taimettumaan luontaisesti. Muokkaamaton maa taimettuu hitaasti, mutta kohteella oleva kotimaisten puulajien alikasvos saa vieraiden puulajien poiston jälkeen lisää kasvutilaa. Kulottamalla ei kannata yrittää edistää ainakaan kontortamännikkönä olleen metsän uudistamista, sillä metsäpalo parantaa kontortamäntyjen siementen itävyyttä. Jos vieras puulaji poistetaan esimerkiksi entiseltä niityltä tai pellolta, jolla on arvoa perinnebiotooppina, raivattua aluetta voidaan ryhtyä hoitamaan myös perinnebiotooppina.

Vierasta puulajia kasvaneen metsän palauttaminen Suomen luontaisille puulajeille saattaa vaatia töitä vielä vuosia isojen puiden korjuun jälkeen, jos maahan varisseista siemenistä syntyy uusia taimia. Aggressiivisesti uudistuvia lajeja ovat mm. palsamipihta (*Abies balsamifera*) ja vuorivaahtera (*Acer pseudoplatanus*). Niiden taimia saatetaan joutua raivaamaan tai nyhtämään juurineen ylös maasta vielä useiden vuosien ajan.



Kuva 34. Metsäyhtiöt kokeilivat 1970-luvulla kontortamännyn kasvatusta sellupuuksi mm. Pihlajaveden Karistaan saarissa. Myöhemmin alue siirtyi valtiolle ja varattiin luonnonsuojelualueeksi rantojensuojeluohjelman ja Naturan myötä. Lehtomaiselle kankaalle istutetut kontortamännyn hakattiin vuonna 2009 pois luontaisen lehtokasvillisuuden ja luonnonvaraisten puulajien tieltä. Kuva: Petri Silvennoinen.

Ruohovartisten puutarhakarkulaisten poistoa suojelualueiden metsistä käsitellään lehtojen hoidon yhteydessä, luvussa 4.

2.6 Metsäautoteiden poistaminen

Maarit Similä ja Helena Lundén

Metsäautotiet pirstovat yhtenäisiä metsäalueita, lisäävät moottoriajoneuvojen aiheuttamaa häiriötä ja heikentävät soiden luontaista vesitaloutta. Lisäksi suojelualueella olevasta metsäautotiestä voi aiheutua suoranaisia ongelmia alueen suojelutavoitteille, luontotyypeille ja lajistolle, jos tienvarsia käytetään esimerkiksi puutarhajätteen kaatopaikkoina.

Jos suojelualueella oleva metsäautotie on käynyt tarpeettomaksi ja etenkin, jos siitä aiheutuu ongelmia, tie kannattaa poistaa. Rasite- ja tieoikeusasiat on kuitenkin selvitettävä perusteellisesti ennen toimenpiteiden toteutusta, jotta ne voidaan huomioida toimenpiteiden suunnittelussa.

Huonokuntoisten ja umpeenkasvaneiden metsäautoteiden poistaminen on yleensä ongelmattonta, mutta hyvässä kunnossa olevat tiet saatavat olla esimerkiksi marjastajien, sienestäjien ja metsästäjien käytössä. Jos alueella on virkistyskäyttöä, osa poistettavasta tiestä voidaan jättää kävely- tai pyöräilykelpoiseksi.

Metsäautoteitä voidaan poistaa eri menetelmillä sen mukaan, miten umpeenkasvanut tie on, miten paljon tien on tuotu ulkopuolista maa-ainesta, miten syvät tieojat ovat ja ylittääkö tie suon tai vesistön.

Kevyitä tien sulkemismenetelmiä ovat esimerkiksi isojen kivien siirtäminen tielle, puiden kaataminen tien poikki sekä tien katkaiseminen jonkinlaisella kaivannolla tai tien kaventaminen katkaisukohdasta niin, ettei sitä pitkin pysty enää ajamaan autolla. Kevyt menetelmät ovat hinnaltaan edullisia ja sopivat esimerkiksi teille, joihin ei ole ajettu erikseen tiemaita ja jotka ovat alkaneet taimettua ja kasvaa umpeen. Tien pintaa voidaan tarvittaessa myös laikuttaa taimettumisen edistämiseksi.

Jos tie on rakennettu pengertämällä niin, että maa-aineksia on siirretty tien varresta tien runkoon tai runkoa varten on tuotu autolastillisia soraa, poistettavan tien maat kannattaa levit-



Kuva 35. Kontortamäntyjä oli istutettu Pihlajavedellä sekapuuksi myös kotimaiseen männikköön. Koska kontortamännyn kävyt ovat serotiinisia, kontortametsää ei voida polttaa, joten puut hakattiin pois. Hakkuutähteet jätettiin kasoihin. Metsään ei ollut syntynyt luontaisesti kontortan taimia, mutta alueella seurataan kontortamäntien taimettumista valon ja lämmön määrän lisääntyneessä metsässä. Taimia poistetaan tarvittaessa. Kuva: Petri Silvennoinen.

tää tieojiin ympäröivien maanpinnanmuotojen mukaisesti. Myös tien rakennusvaiheessa tieojan taakse nostetut kivi- tai maakasat on hyvä tasoittaa. Toisinaan tien varrella voi olla suuria leikkauksia, joista on otettu runsaasti maa-ainesta esimerkiksi suon ylitykseen. Leikkauksia voidaan yrittää loiventaa tien maamassoilla. Betoniset tierummut voidaan murskata kaivinkoneen kauhalla ja peittää maamassojen alle. Ehjät pelti- ja muovirummut voidaan käyttää uudelleen. Rikkinäisetkin pelti- ja muovirummut on hyvä kaivaa ylös alkuperäiseltä paikaltaan ja peittää ne maamassoilla sellaiseen kohtaan, missä niillä ei ole vaikutusta suon tai metsän vesitalouteen. Tien perusteellinen poistaminen ja maamassojen liikuttelu on huomattavasti kalliimpaa kuin kevyemmät tiensulkumenetelmät.

Kaivettu tienpinta on hyvä taimettumisalusta, ja tielle nousee yleensä jo parissa vuodessa lehtipuiden taimia. Kaivinkoneella voidaan lisäksi siirtää tielle pieniä puita (kuva 36). Osa niistä



Kuva 36 a ja b. Seitsemänlamminsuolla Hämeenlinnan Rengossa poistettavalla tiellä oli suon kohdalla hiekan sekaista soraa (a). Soraa nostettiin takaisin kivennäismaalle ja siitä muotoiltiin tien alkuun kumpare estämään poistetun tien käyttö (b). Tielinjaa maisemoitiin tielle nostetuilla kuusen ja lepän taimilla, jotka juurtuivat siirtopaikoilleen. Kuvat: Helena Lundén.

juurtuu ja nopeuttaa tielinjan häviämistä. Jos tiepohjalla on virkistyskäyttöä, osa tiepohjasta jätetään sopivasti mutkitteluksi reitiksi.

Soiden ja purojen kohdalta tietä purettaessa kiinnitetään erityistä huomiota siihen, että vesitaloudelle jää mahdollisuus palautua (kuva 37). Kapeilta suojuoteilta tai purojen kohdilta

maamassoja voidaan siirtää kivennäismaalle. Jos tietä on suolla pitkästi eikä maamassoja pystytä kustannussyistä siirtämään kivennäismaalle, tien tehdään riittävän tiheästi madalluksia, joissa tiepohjan pinta on enintään suon pinnan tasalla ja vesi pääsee huuhtoutumaan tiekohdan ylitse ja suotautumaan soran läpi.

Poistetuista teistä tehdään ”Kansalaisen karttapaikan” kautta ilmoitus maanmittauslaitokselle, että tiet poistetaan peruskartoilta. Jos tie on viety Metsähallituksen TieGis-järjestelmään, se tulee poistaa sieltäkin. Poistettujen teiden alkuun on hyvä viedä pari vuodeksi taulu, jossa on esim. moottoriajoneuvolla ajo kielletty -merkki ja jossa kerrotaan miksi tie on poistettu käytöstä.



Kuva 37. Rautavaaran Pumpulikirkolla suon ylittävälle tien osalle oli siirretty soraa kangasmetsäsaarekkeista. Tien poistamisen yhteydessä sorat siirrettiin kaivinkoneella takaisin kivennäismaalle. Metsäsaarekkeiden tieleikkaukset täytettiin soralla myötäilemään maanpinnan muotoja. Kuva: Suvu Haapalehto.

3 Maankohoamisrannikon metsien ennallistaminen

Päivi Virnes ja Carina Järvinen

3.1 Primäärisuknessiometsien ekologiaa

Primäärisuknessiometsiä esiintyy Pohjanlahden maankohoamisrannikolla. Runsaimmin niitä on Perämerellä ja Merenkurkussa, missä jääkauden jälkeinen maankohoaminen on nopeinta. Näillä alueilla primäärisuknessiometsiä esiintyy mannerrannalla noin kymmenen metriä merenpinnan yläpuolelle saakka ja saaristossa jopa 15–20 metrin korkeudelle merenpinnasta, merisen ilmaston ja pitkään jatkuneen laidunnuksen vuoksi (Kekäläinen ym. 2008). Hitaamman maankohoamisen alueilla primäärisuknessiometsien esiintymisen yläraja on alempana: Porin seudulla noin kahdeksan metriä ja Turussa viisi metriä merenpinnan yläpuolella.

Primäärisuknessiometsille on ominaista kasvillisuuden vyöhykkeisyys, joka on seurausta pohjaveden pinnan laskusta ja ravinteiden huu-

toutumisesta (Kekäläinen ym. 2008). Vyöhykkeiden kasvillisuustyypit voivat vaihdella. Nuorin, lähimpänä merenrantaa sijaitseva vyöhyke on yleensä paju- tai tyrnivaltaista pensastoa. Tätä seuraa leppävaltainen vyöhyke, jonka valtalaji on Perämeren perukasta Selkämerelle pääsääntöisesti harmaaleppä ja etelämpänä tervaleppä. Leppävyöhykettä seuraa yleensä koivuvaltainen vyöhyke, joka muuttuu ylempänä koivu-kuusi-sekametsävaiheen kautta kuusivaltaiseksi ja lopulta mäntyvaltaiseksi metsäksi (kuva 38). Tyypillistä primäärisuknessiometsille on, että myöhempien suknessiovaiheiden vyöhykkeistä löytää jälkiä aiemmista vaiheista, esimerkiksi vanhoja koivuja ja muutamia lahoja leppiä havumetsässä. Primäärisuknessiometsän maaperä muuttuu maankohoamisen myötä raakahumukseksi normaaliksi kangasmetsien podsolimaannokseksi noin tuhanessa vuodessa.



Kuva 38. Primäärisuknessiometsäsarja ilmasta. Maankohoamisrannikko metsitty vaiheittain. Ensin ilmaantuvat lepät, myöhemmin maan edelleen kohotessa koivut, ja saaren vanhimmissa osissa metsä on jo havupuultaista. Kuva: Arto Hämäläinen / Mustasaaren kunta.

Primäärisuknessiometsän kasvupaikkatyypit muuttuvat suknession edetessä rehevämmästä karumpaan. Leppävyöhyke on yleensä lehtoa tai lehtomaista kangasta, ja koivuvyöhykkeen ravinteisuus on yleensä lehtojen ja tuoreiden kankaiden välillä, joskin toisinaan koivua esiintyy rannikkometsissä myös karummilla tyypeillä. Kuusikoita tavataan lehtomaisilta, tuoreilta ja kuivahkoilta kankailta, männiköitä kuivilta kankailta sekä tätä karummilta tyypeiltä. Kasvillisuusvyöhykkeiden leveyksiin, kasvillisuustyyppeihin ja puulajisuhteisiin vaikuttavat mm. rannan jyrkkyys, saaren ikä, sisä-ulkosaaristoaspekti, laidunnus- ja metsänkätöhistoria sekä maalaji. Karuilla, hyvin vettä läpäisevillä hiekkarannoilla lehtipuu- ja kuusivaltaiset vaiheet sekä tuoretta tai kuivahkoa kangasta rehevämmät kasvupaikkatyypit voivat puuttua täysin ja mänty voi olla ensimmäinen puulaji, joka leviää hiekkarantojen yläosiin. Laidunnus ja metsän sijainti kaukana ulkomerellä puolestaan pidentävät lehtipuuvaihteiden vaihteiden kesto.

Luonnontilaiset primäärisuknessiometsien kehityssarjat ovat harvinaisia metsien käsittelyn ja rakentamisen seurauksena (tietolaatikko 1). Luonnontilaisimpina ovat yleensä säilyneet lehtipuuvallaiset vyöhykkeet, erityisesti paju- ja leppävyöhyke.

Perämeren ja Merenkurkun maankohoamisrannikon suojeluun varattujen alueiden saarissa on yli 1 000 ha avohakattuja, havupuulle uudistettuja entisiä primäärisuknessiometsiä. Metsät ovat valtaosin nuoria kasvatusmetsiä ja taimikoita, jotka on uudistettu pääosin männylle, jonkin verran myös kuuselle. Luonnontilassa ne olisivat enimmäkseen tuoreen kankaan lehtipuuvallaisia metsiä tai kuusi-lehtipuusekametsiä. Jonkin verran viljeltyjä mäntymetsiä ja puhtaita kuusikoita on myös maankohoamisrannikon lehtomaisilla kankailla ja lehdoissa.

Rannikolla ja saaristossa laidunnus on ollut hyvin yleistä ja miltei kaikki alueet, primäärisuknessiometsät mukaan lukien, ovat olleet 1950-luvulle asti laidunkäytössä. Laidunnuksen vaikutukset ovat monin paikoin edelleen selvästi havaittavissa (kuva 39). Esimerkiksi Pohjanmaalla valtaosa mantereen hakamaista ja metsälaitumisista on jo hävinnyt, mutta saaristossa näitä luontotyyppisiä on säilynyt vähemmän intensiivisen maankäytön ansiosta.

3.2 Ennallistamisen tavoitteet

Primäärisuknessiometsävyöhykkeen istutusmetsiä ei voida millään toimenpiteillä palauttaa primäärimetsiksi, sillä hakkuussa on katkaistu primäärisuknessio ja tilalle istutettu tai syntynyt metsä edustaa sekundäärisuknessiovaiheen metsää. Ennallistamis- ja luonnonhoitotoimenpiteillä voidaan kuitenkin pyrkiä muuttamaan metsän rakenne sen kaltaiseksi, mitä se luonnontilassa olisi, ja siten edistää luontotyyppikompleksin suojelun tasoa.

Primäärisuknessiometsien luonnontilaiset kehityssarjat ovat äärimmäisen uhanalainen luontotyyppiyhdistelmä, koska erityisesti suknession loppuvaiheen luonnontilaisia havumetsiä on vähän. Luonnonhoitotoimia kannattaa pyrkiä keskittämään ensisijaisesti kohteisiin, joissa primäärisuknessiometsän kehityssarja on pääosin säilynyt ja suknessiosarjan loppuvaiheen metsäkin ovat vain lievästi muuttuneita sekä kohtalaisen helposti palautettavissa luonnontilaisen kaltaisiksi.

Primäärisuknessiometsäsarjojen ennallistamisen ja luonnonhoidon tavoitteita asetettaessa tulee huomioida, että primäärisuknessiometsissä puulajivaltaisuus ja kasvupaikkatyypit voivat muuttua luontaisestikin karumpaan suuntaan muutamassa vuosikymmenessä. Esimerkiksi pienialaiset lehtipuuvallaiset lehtovyöhykkeet karuuntuvat ja muuttuvat havupuuvallaisemmiksi.

Voimakkaammin muuttuneilla kohteilla, esimerkiksi jos puulaji on metsän käsittelyssä vaihdettu täysin, palautuminen luonnontilaisen kaltaiseksi voi olla ennallistamis- ja luonnonhoitotoimista huolimatta hidasta ja kestää vuosikymmeniä. Voimakkaasti muuttuneiden kohteiden hoidon tavoitteeksi voidaan asettaa metsän rakenteen muuttaminen lähivuosikymmenien kuluessa sen kaltaiseksi kuin metsän arvioidaan tuolloin luonnontilaisena olevan.

Maankohoamisrannikon havupuulle uudistettuja kohteita ennallistettaessa tai hoidettaessa on valittavissa kaksi pääkäsittelylinjaa: luontaisen kaltaisen metsän rakennepiirteiden palauttaminen tai kohteen hoitaminen puustoisena perinnebiotooppina. Perinnebiotooppikohteiksi, eli metsälaitumina tai hakamaina hoidettaviksi, sopivat kuitenkin yleensä vain metsät, joissa on säilynyt merkkejä aiemmasta laidunnushistoriasta ja joissa



Kuva 39. Merenkurkun saaristossa primäärisuknessiemetsät ovat olleet laajalti laidunkäytössä. Kuvan metsää ei ole enää vuosikymmeniä laidunnettu, mutta hakamaarakenne näkyy edelleen koivumetsässä, johon on syntymässä havupuuvaihe. Korsnäs, Halsön. Kuva: Carina Järvinen.

havupuustoisiksi uudistaminen on epäonnistunut ja huomattava osa puustosta on lehtipuuta. Puustoisten perinnebiotooppien hoitomenetelmistä on tietoa hoito-oppaissa (Lindgren 2000, Salminen & Kekäläinen 2000, Vainio ym. 2001, Pykälä 2001 ja Jääskeläinen 2003).

Rannikon metsistä lehtomaisen, tuoreen, kuivan ja karukkokankaan kuusikot sekä kuivan ja karukkokankaan männiköt ovat vastaavien kasvupaikkojen lehtipuuvaltaisia metsiä uhanalaisempia luontotyyppisiä, joten näitä tyyppisiä ei yleensä ole tarpeen pyrkiä palauttamaan lehtipuuvaltaisiksi. Esimerkiksi istutuskuusikon rakennetta voi olla perusteltua pyrkiä kehittämään luonnontilaisen kaltaisen kuusivaltaisen lehtomaisen kankaan suuntaan. Puulajisuhteiden muuttaminen vaatisi voimakasta puuston poistoa, jopa avohakkuuta, jolloin kohteen mahdollisuudet kehittyä uhanalaisemmaksi, havupuuvaltaiseksi luontotyyppiksi

menetetäisiin. Metsän rakennetta voi sen sijaan pyrkiä muuttamaan monimuotoisuuden kannalta parempaan suuntaan monipuolistamalla elävän puuston rakennetta ja lajikoostumusta sekä lisäämällä lahpuuta (luku 2).

Mäntyvaltaisia metsiä ei rannikon primäärisuknessiemetsissä luontaisesti esiinny tuoreilla kankailla tai tätä rehevämällä kasvupaikoilla. Näillä paikoilla voivat olla tarpeen voimakkaamat puulajisuhteiden muuttamiseen ja viljelymänniköiden poistamiseen tähtäävät käsittelyt. Tuoreen ja lehtomaisen kankaan sekä lehdon mänty- ja mänty-lehtipuusekametsistä voidaan viljelty mänty poistaa joko osin tai kokonaan. Erityisesti kasvupaikaltaan rehevien havu-lehtipuusekametsien palautumiskyky luonnontilaisen kaltaiseksi on kohtalaisen hyvä, jos kohteella on ennestään riittävästi lehtipuustoa.

3.3 Ennallistamismenetelmät

Metsien ennallistamisen (luvut 2.2–2.4) ja lehtojen hoidon menetelmät (luku 4) soveltuvat käytettäväksi myös primäärisuknessiometsäalueiden viljelymänniköiden ja -kuusikoiden rakenteen luonnonmukaistamisessa.

Metsissä, joissa viljelty puulaji on luontaiseen kasvupaikkaan ja sukkessiovaiheeseen nähden täysin väärä, voi joissakin tapauksissa tulla kyseen koneyllinen puun korjuu. Tällöin on mahdollista poistaa kaikki tai lähes kaikki väärän puulajin rungot, jolloin jäljelle jäävällä puustolla on edellytykset lähteä kehittymään toivotunlaiseksi luontotyyppiä. Puuston koneyllinen korjuu on kuitenkin vaikeaa saaristossa, sillä kesäaikaan koneen siirtely vaatii lauttakuljetusta ja talviaikaan jäätien tekoa, mikä on kallista ja mahdollista vain kovimpina pakkastalvina.

Väärää puulajia voidaan poistaa myös metsurityönä. Niillä yksityisillä suojelualueilla, joilla maanomistajalla on oikeus polttopuun ottoon alueeltaan, kannattaa ohjata polttopuun ottoa luontaisesti syntyneiden puiden sijasta viljeltyihin havupuihin.

Jos väärän puulajin runkoja ei ole tarpeen tai mahdollista poistaa käsittelyalueelta, puita voidaan kaataa maahan pienaukotuksen tyyppisenä käsittelynä. Mikäli lähistöllä on ennallistettavia soita, metsien rakennetta voi erityisesti mannerkohteilla monipuolistaa kaatamalla istutettuja havupuita kaivinkoneella suo-ojien tukkimisen yhteydessä.

Kuusien kaulaus ja kaataminen maahan rytyihin lehtipuun osuuden kasvattamiseksi soveltuu kohteille, joissa kuusi on luontainen puulaji mutta lehtipuun määrä on metsien käsittelyn seurauksena luontaista pienempi. Erityisen hyvin tämä soveltuu järeäpuustoisille kohteille, sillä samalla metsään syntyy isokokoista lahopuuta.

Kohteilla, joilla väärän puulajin osuus puustosta on suuri eikä metsässä ole harvinaisia lajeja tai suojeltavia kulttuuriperintökohteita, voidaan kokeilla myös metsän polttoa. Palon hallinta on helpointa pienissä saarissa ja niemissä, joissa ei ole arvokkaita luontokohteita eikä virkistyskäyttöä. Metsän polton vaihtoehtona voidaan kokeilla pienaukkojen tai raivaustähteen pälvipoltoa.

Metsäpaloista hyötyvä lajisto on todennäköisesti jo pitkälti hävinnyt länsirannikolta, joten vanhempien primäärisuknessiometsien polton tavoitteet liittyvät pikemminkin puulajisuhteiden luonnonmukaistamiseen kuin palolajiston elinmahdollisuuksien parantamiseen.

Etenkin mannerrannan primäärimetsiin on kaivettu ojia ylempänä olevien maiden kuivattamiseksi. Ojitettujen primäärimetsien vesitalous tulisi mahdollisuuksien mukaan ennallistaa tukkimalla ojat.

Monilla rannikon alueilla korkeat hirvikannat voivat vaikeuttaa lehtipuun määrän lisäystä hoitokohteilla, joten erilaisia taimensuojausmenetelmiä on tarpeen testata. Haavantaimien suojauksesta kerrotaan tarkemmin luvussa 2.4.3.

Huomattava osa maankohoamisrannikon primäärisuknessiometsien viljelymänniköistä ja -kuusikoista sijaitsee yksityisillä suojelualueilla sekä yksityisomistuksessa olevilla suojeluohjelmakohteilla. Koska luonnonhoitomenetelmien on näillä kohteilla oltava aina maanomistajan hyväksyntä, ei luonnonsuojelullisesti tarkoituksenmukaisimman menetelmän valinta ole aina mahdollista. Pienipiirteisessä ja virkistyskäytön kannalta tärkeässä saaristossa eri käsittelymenetelmien maisemalliset vaikutukset tulee muutenkin ottaa korostetusti huomioon eivätkä esimerkiksi väärän puulajin poistamiseen tähtäävät voimakkaat puuston poistot ole aina mahdollisia.

3.4 Kustannukset

Primäärisuknessiometsien hoidon kustannukset mannerrannalla ovat samaa luokkaa kuin samojen menetelmien käyttö tavanomaisilla ennallistamis- ja lehtojenhoitokohteilla. Saarissa kustannukset sen sijaan ovat usein huomattavasti suurempia aikaa vaativien venekuljetusten vuoksi. Kustannuksia voidaan pienentää hyödyntämällä paikallisten asukkaiden ja yksityisten suojelualueiden omistajien aktiivisuutta alueiden hoidossa. Polttopuun otton ohjaaminen luontaisesti syntyneiden puuyksilöiden sijaista ”väärän”, viljellyn puulajin poistamiseen on saaristossa kustannustehokas menetelmä mutta vaatii aina järjestelmällistä neuvottelua maanomistajien kanssa ja yhteistyötä paikallisen ELY-keskuksen kanssa.

4 Lehtojen luonnonhoito

Mikko Siitonen, Aulikki Alanen ja Maaret Väänänen

4.1 Ekologiset perusteet

Suomessa lehtoja esiintyy kangasmetsävyöhykkeellä yleensä vain pieninä saarekkeina karumiemetsien keskellä. Runsaammin lehtokasvillisuutta tavataan vain lounaisrannikon tammi-
vyöhykkeellä sekä eri puolilla maata sijaitsevien lehtokeskusten alueilla (kuva 41). Lehtokeskukset ovat suhteellisen laajoja seutuja, jotka erottuvat selvästi ympäristöstään kasvillisuuden rehevyyden ja kasvilajiston vaateliaisuuden perusteella. Useimmat lehtokeskukset sijaitsevat maaperältään emäksisillä ja ilmastollisesti suotuisilla alueilla. Hoitotarvetta tarkasteltaessa lehdot on syytä jakaa eteläisiin eli hemi- ja eteläboreaalisen vyöhykkeen lehtoihin sekä pohjoisiin eli keski- ja pohjoisboreaalisen vyöhykkeen lehtoihin. Näiden hoitotarve poikkeaa toisistaan olennaisesti. Tosin

myös vyöhykkeiden sisällä ja eri lehtotyyppien välillä on paljon vaihtelua hoitotarpeessa.

Hemiboreaalisen vyöhykkeen lehdoille on leimallista eteläinen, lämpöä ja valoa vaativa kasvilajisto (lajitieto 5), joka on levinnyt Suomeen lauhkeasta lehtimetsävyöhykkeestä ennen kuusen tuloa. Vastaavaa lajistoa tavataan myös eteläboreaalisen vyöhykkeen lehdoissa. Hemi- ja eteläboreaalille lehdoille on usein ominaista myös perinteisistä maankäyttömuodoista johtuva, keski- ja pohjoisboreaalista vyöhykettä intensiivisempi kulttuurivaikutus. Erityisesti lounaisaariston lehdoissa kulttuurivaikutus on edelleen näkyvässä (kuva 40) ja lehtojen luontoarvot ovat osin sidoksissa näihin rakennepiirteisiin. Rannikolta löytyy maankohoamisen vuoksi erityispiirteitä myös lehtomaiden luontotyyppien kehityssarjoja (luku 3).



Kuva 40. Saaristomeren kansallispuistossa, Mjoön saarella, tervaleppävaltaista kosteaa lehtoa on aiemmin käytetty hakamaana ja lehdesniittynä. Lehdestyksen ja laidunnuksen päätyttyä lehtokasvillisuus on vallannut alaa perinneympäristöjen lajistolta. Kuva: Terhi Korvenpää.



Kuva 41. Suomen lehtokeskukset ja uhanalaistarkastelun 2010 (Rassi ym. 2010) mukaiset metsäkasvillisuusvyöhykkeet. © Metsähallitus 2011, © Suomen ympäristökeskus 2011.

Hemi- ja eteläborealisella vyöhykkeellä esiintyy luontaisesti sekä lehtipuu- että kuusivaltaisia lehtoja. Varhaisemmat maankäyttömuodot suosivat eteläisiä lehtokasveja. Nykyinen metsätalous puolestaan suosii rehevillä mailla kuusta (kuva 46), ja kuusi onkin levinnyt lähes kaikkiin eteläisiin lehtoihin, lukuun ottamatta ulkosaariston vielä täysin kuusettomia lehtokohteita. Ilmastollisella pohjoisrajallaan olevat lehtokasvit ja niihin sitoutunut muu eliölajisto eivät menesty kilpailussa kuusen kanssa. Siten kuusettuminen uhkaa vaatelias lehtolajiston säilymistä. Hoitotarve on suuri etenkin lehdossa, joiden kuusivaltaisuutta ihminen on lisännyt metsänhoitotoimilla (kuusen istutus, kuusta suosivat taimikonhoidot ja harvennushakkuut). Monissa keskiravinteisissa tuoreissa lehdossa ja kosteissa lehdossa kuusi vallitsee puustossa kuitenkin luontaisesti.

Keski- ja pohjoisborealisen vyöhykkeen lehdot ovat luontaisesti enimmäkseen kuusivaltaisia sekametsiä tai tuntureiden koivikkolehtoja, joissa kasvillisuus on suhteellisen vakiintunutta. Suurin osa kenttäkerroksen lajeista sietää varjoa, ja eteläiset, valoa vaativat kevätvaiheen lajit lähestulkoon puuttuvat. Pohjoisissa kalkkilehdossa tosin esiintyy valoa vaativia kämmeköitä neidonkenkää

ja tikankonttia. Vanhojen kuusten kaatuessa lehtipuu ja lehdon aluskasvillisuus valtaavat syntyvät aukot eikä hoitotoimia tarvita kuin paikoin valoa vaativien kämmeköiden elinympäristöjen ylläpitämiseksi. Poikkeuksia ovat myös kaskitalouden ja laidunnuksen vuoksi aiemmin lehtipuuvaltaisina pysyneet ja nykyään kuusettuvat lehdot etenkin Kainuun vaarajaksolla. Vaikka kulttuurivaikutus on pohjoisen lehdossa muuten vähäistä, metsätalouden vaikutus on paikoin ollut voimakasta, kun lehtopohjalle on istutettu tiheitä kuusikoita (kuva 46).

Hoito on aina puuttumista lehtometsän sukkessioon, joka ei talouskäytössä olleissa, pienialaisissa ja eristyneissä lehtokohteissa ole ollut luontainen enää pitkiin aikoihin. Tavallisimmin hoito on raivausta, jonka myötä valoa vaativat, taantuneet ja harvinaiset lehdon eliölajit runsastuvat, kun taas varjoa ja kosteutta vaativat lajit taantuvat. Lehtojen hoitotoimet tehdäänkin useimmiten, jotta valosta ja lämmöstä riippuvainen, vaatelias ja uhanalainen lehtometsän lajisto säilyy. On kuitenkin hyvä muistaa, että suurin osa suojelualueidenkin lehdosta kehittyy täysin luontaisen sukkession varassa ilman minkäänlaisia hoitotoimia (kuva 42).



Kuva 42. Tohmajärven Piilovaaran kosteassa lehtonotkossa tuulen kaatamat haavat ovat hiljalleen lisänneet lahopuun määrää. Kuva: Maarit Similä.

4.1.1 Lehtotyypit

Lehdot jaetaan kosteusolosuhteiden perusteella kolmeen päätyyppiin: kuivat, tuoreet ja kosteat lehdot. Nämä päätyypit jaetaan edelleen ravinteisuuden perusteella kymmeneen varsinaisiin lehtotyyppeihin (Hotanen ym. 2008).

Kuivia lehtoja (kuva 43) esiintyy mm. harjujen ja moreenimäkien eteläisillä rinteillä, kalkkialueilla ja Järvi-Suomen lehtokasvillisuuslohkon saarissa. Kalkkivaikutteisia, lajistoltaan sisämaan vastaavista lehtotyypeistä selvästi poikkeavia kuivia lehtoja löytyy Varsinais-Suomen ja läntisen Uudenmaan saaristosta ja rannikoilta. Koillismaalla on puolestaan lajistollisesti erikoisia kuivia kalkkilehtoja, joiden puusto on harvaa männikköä ja pensaskerros katajikkoja, jonka joukossa kasvaa näsiää. Putkilokasveissa on runsaasti eteläisen levinneisyysryhmän lajeja (kuten tummanneidonvaippa, *Epipactis atrorubens*) mutta myös itäisiä lajeja (pulskaneilikka, *Dianthus superbus*).

Tyypillinen kuiva lehto on valoisa, puoliavoin lehtipuuston ja männyn luonnehtima rinne, jossa kasvaa kookasta haapaa. Valtapuusto on yleensä

mäntyvaltaista, Etelä-Suomessa myös rauduskoivu- tai haapavaltaista. Sekapuuna on muita puulajeja. Kenttäkerroksessa kasvaa heiniä ja hernekasveja, kuten kevätlinnunhernettä (*Lathyrus vernus*), metsävirnaa (*Vicia sylvatica*) ja aitovirnaa (*Vicia sepium*), ja kangasmetsälajeja voi olla runsaasti. Pensaskerros on tavallisesti harva, mutta kuiva lehto pystytään yleensä tunnistamaan parhaiten lehtopensaiden olemassaolosta.

Suurin osa Suomen lehdoista kuuluu maaperän kosteusolosuhteiltaan tuoreisiin lehtoihin (kuva 44). Tuore lehto voi olla lehtipuun- tai kuusivaltainen, puulajisuhteiltaan, rakenteeltaan ja ravinteisuudeltaan vaihteleva metsä. Runsasravinteiset tuoreet lehdot löytyvät tavallisimmin lehtokeskuksista tai kalkkialueilta, ja ravinteisimmat tyypit ovat useammin lehtipuuvaltaisia kuin keskiravinteiset tyypit. Tuoreissa lehdoissa kasvilisuuserrokset ovat hyvin kehittyneitä ja monimuotoisia. Niin puusto, pensasto kuin kenttä- ja pohjakerroskin ovat usein monilajisempia kuin muilla lehtotyypeillä. Eteläisimmässä Suomessa pähkinäpensas ja jalot lehtipuut ovat paikoin melko tavallisia.



Kuva 43. Kuivaa lehtoa yksityisellä suojelualueella Untulanharjulla, Lammilla. Kuva: Helena Lundén.

Lehtipuuvaltaisissa, sekapuustoisissa tuoreissa lehdossa kasvisto, linnusto ja selkärangan lajisto ovat hyvin monimuotoisia. Vaateliainta, harvinaista lajistoa tavataan etenkin kalkkialueilla ja liuskevyöhykkeen lehdossa.

Kosteita lehtoja esiintyy kaikkialla Suomessa (kuva 45). Luonnontilaisimpia kosteita lehtoja tavataan purovarsilla, soiden ja lähteikköjen lähellä, tulvamaille ja muilla rannoilla. Etelä-Suomessa kostea lehto voi olla entisen pellon, niityn tai laitumen sukkessiovaihe tai lehto voi vaihettua suurruohoniityksi tai lehtokorveksi ilman selviä rajoja. Kosteat lehdot ovat tyypillisesti kuusivaltaista sekametsää, koivikoita tai lepikoita. Pensas-kerros on usein runsas ja kenttäkerros korkeiden ruohojen tai saniaisten vallitsema.

4.1.2 Kuusen asema

Luonnontilaisissa lehdossa puusto uudistuu todennäköisesti pienehköissä myrskyn tekemissä aukoissa tai yksittäisten vanhojen puiden kaatumisen seurauksena. Metsäpalot ovat ilmeisesti usein kiertäneet etenkin kosteat ja runsasruohoiset metsät, mutta voimakkaiden palojen kuumeisuus on voinut tappaa lehtojenkin puustoa tai yltänyt latvapalona kosteillekin paikoille. Lehtipuuvaiheen jälkeen lehdon kehitykseen kuuluu tavallisesti kuusen osuuden kasvaminen ja lopulta vallitseva asema (tietolaatikko 18), kunnes ryhminä kaatuvat kuuset vapauttavat taas tilaa lehtipuustolle. Kuusta on paljon erityisesti kosteissa ja soistuneissa lehdossa sekä keskiravinteisissa tuoreissa lehdossa. Runsaravinteiset lehdot ovat yleensä lehtipuustoisimpia.

Lehtojen kuusettumista hidastaa lehtomaan happamoitumista torjuva puskurikyky, joka on parhaimmillaan emäksisen kallio- tai maaperän alueilla. Myös lehtokasvillisuuden rakenne vaikuttaa kuusettumisen etenemiseen. Leveälehtisten jalopuiden tai pähkinäpensaikon vallitsemaan lehtoon tai tiheään kasvillisuuteen ei kuusi helposti taimetu, kun runsas lehtikarika tukahduttaa kuusen siementaimet. Kuusettuminen pääsee tällöin alkuun häiriötekijöiden, esimerkiksi harvennushakkuun tai metsälaidunnuksen seurauksena. Kuusen invaasio nopeutuu myös silloin, kun lehdon ympärillä kasvaa varttunutta siementävää kuusimetsää. Metsätalouksikäytössä lehdot on useimmiten istutettu kuusikoiksi (kuva 46), ja kuusen osuutta on kasvatettu myös lehtipuihin kohdistuneilla harvennushakkuilla.



Kuva 44. Lieksan Verkkovaaran tuoreessa lehdossa on paikoin monipuolisesti lahoppua. Kuva: Maarit Similä.



Kuva 45. Kotkansiipilehtoa Pallas-Yllästunturin kansallispuistossa Muoniossa. Kuva: Johanna Ruusunen.



Kuva 46. Tiheä istutuskuusikko lehdossa. Kolin kansallispuisto, Lieksa. Kuva: Jari Kouki.

Kuusi on luontainen lehtolaji, jonka vaikutus lehdon eliöyhteisöön on usein kuitenkin selvästi köyhdyttävä, etenkin runsasravinteisimmissa ja jalopuustoisissa lehdoissa. Kuusen varjostus vähentää erityisesti valoa vaativaa lehtokasvillisuutta ja muuta lehtolajistoa. Vähäinen haihdutus aikaansaa kuusikossa lehtimetsiköihin verrattuna tasaisemman, kosteamman ja viileämmän pienilmaston, jolloin myös routa sulaa hitaasti. Kuusen neulaskarikerke on hapanta, joten se happamoittaa lehtomaata ja muuttaa maan pintakerroksen kemiallista koostumusta ja rakennetta. Happamoitumisen seurauksena maaperän hajoustoiminta heikkenee, kasvien ravinteiden saanti huononee ja vaateliakasvilajisto kärsii. Tilalle tulee ajan myötä kangasmetsä- ja korpilajistoa. Kuusi syrjäyttää lehdon lajistoa myös juuristokilpailun myötä. Toisaalta kuuset tarjoavat lehdoissakin tärkeän suojan ja ravintoa linnuille ja liito-oravalle sekä elinpaikan lukuisille muillekin lajeille. Esimerkiksi monet lehtojen sienet ovat riippuvaisia kuusesta (lajitieto 6) ja vanhat kuusivaltaiset lehdot voivat ylläpitää arvokasta lahotajalajistoa.

Kuusten vähentäminen on tarpeen niissä lehdoissa, joissa kuusi heikentää vaateliakaan, valoa vaativan lehtolajiston tai jalopuiden elinmahdollisuuksia tai kohteen muita suojeltavia luontoarvoja. Tällä lajistolla ei ole Suomessa muita elinpaikkoja kuin lehdot (lajitieto 5, 7, 8 ja 9). Tiheän kuusikon väljentäminen voi olla tarpeen esimerkiksi kenttäkerroksen kasvillisuuden palauttamiseksi, lehtipuiden ja niitä kasvualustana käyttävän lajiston ylläpitämiseksi sekä puuston rakenteellisen vaihtelevuuden lisäämiseksi. Poistettavan kuusen määrä vaihtelee lehdon rakennepiirteiden, lajiston, maantieteelliseen alueen ja maankäyttöhistorian mukaan.

Vanhoissa kuusikkolehdoissa luontoarvot säilytetään parhaiten antamalla lehdon kehittyä luontaisesti. Kuusten poistoon ei ole syytä ryhtyä lehtokohteissa, joiden luontaisesti syntynyt kuusikko alkaa olla järeää, jotka ovat kytkeytyneet vanhan metsän kokonaisuuteen tai joissa esiintyy merkittävää kuusen seuralaislajistoa. Kuusten poistosta kannattaa luopua viimeistään silloin, kun lehtoon alkaa syntyä järeää kuusilahopuuta luontaisesti. Rehevissä lehdoissa tämä prosessi alkaa usein äkillisesti suurten kuusten kuollessa ryhmittäisesti pystyyn ja katkeillessa tyvilahon seurauksena.



Kuva 47. Kiteen Hiidensaaren–Valkolansaaren yksityisen suojelualueen lehdoista poistettiin istutettua kuusta, koska kuusikko oli tukahduttanut lähes kaiken lehtokasvillisuuden altaan. Hakkuutähteet poltettiin kasoissa. Kuva: Ville Vuorio.

Poistettaessa kuusia lehtipuuvaltaisesta lehdoista hakkuutähteen hävittäminen on usein tarpeen happamuuden ja varjostusvaikutuksen vähentämiseksi (kuva 47). Lehdoissa hajoustoiminta on kuitenkin nopeaa, joten aina jälkiraivausta ei tarvita. Tarve riippuu syntyvän hakkuutähteen määrästä ja lehtokohteen kasvillisuudesta. Asiaa tarkastellaan lähemmin eri lehtotyyppien hoidon yhteydessä. Sopivissa paikoissa poistettavat kuuset voidaan ensin kaulata, jolloin hapan neulaskarikerke putoaa kuusen juurelle eikä happamoita lehtoa laajemmin. Kaadettujen kuusten runkoja tulee aina jättää lahopuuksi alueelle.

4.1.3 Vieraslajit lehdoissa

Monet vieraslajit haittaavat lehtojen luontaista lajistoa (kuva 48). Useimmat näistä ovat puutarhakarkulaisia. Tavallisimpia ja haitallisimpia lehtojen vieraslajeja ovat pitkälle sinkoavien siementensä avulla puutarhoista leviävä jättipalsami (*Impatiens glandulifera*), joka etenee nopeasti



Kuva 48. Tehokkaasti leviävä idänkanukka (*Cornus alba*) on levinnyt Tammimäen lehtojensuojelualueelle todennäköisesti ympäröivien talojen pihoista. Kasvusto pyritään hävittämään suojelualueelta. Mynämäki. Kuva: Johanna Ruusunen.

etenkin puronvarsia pitkin, sekä tienvarsilta suojelualueillekin tiheinä kasvustoina tunkeutunut ja vaikeasti hävitettävä komealupiini (*Lupinus polyphyllus*). Kaikkein hankalin, korkeakasvuinen ja istutuksista tehokkaasti leviävä tulokas on jättiputki (*Heracleum mantegazzianum* ja *H. persicum*), joka kasvattaa vuosittain suurilla kukinnoillaan maaperässä säilyvien tuhansien siementen pankkia. Erityisesti taajamien ympäristössä lehtoihin leviävät monet muutkin koristeluhot ja -pensaat, kuten isotuomipihlaja (*Amelanchier spicata*), korkeat koristetattaret (*Fallopia* spp.), piiskut (*Solidago* spp.) ja erilaiset angervot (*Sorbaria* spp. ja *Spiraea* spp.).

Lehtoihin on myös usein istutettu vieraita puulajeja, joita on suojelulehdoissakin. Näistä hankalimpia ovat kasvullisesti tai siemenistä hyvin leviävät lajit, kuten siperianlehtikuusi (*Larix sibirica*), palsamipihta (*Abies balsamea*) ja muut pihtalajit, vuorivaahtera (*Acer pseudoplatanus*) ja kontortamänty (*Pinus contorta*). Lisäksi lehtoihin

on etenkin asutuksen lähistöllä paikoin levinnyt erilaisia koriste- ja pihapuita, kuten omena- ja kirsikkapuita sekä puistolehmusta (*Tilia platyphyllos*).

Osa edellä mainituista vieraslajeista on lähitöisin hyvinkin kaukaa, täysin eri kasvillisuusalueilta. Siten niillä elävä hyönteis- ja sienilajistokin poikkeaa kotimaisista. Nopeimmin leviävät vieraslajit on syytä poistaa lehdoista ja koko suojelualueelta aina kun mahdollista. Vanhimpia ja vakiintuneimpia tulokaslajeja lehdoissamme on terttuselja (*Sambucus racemosa*), jota linnut levittävät mutta joka muodostaa harvoin tiheitä kasvustoja tai kilpailee muuten aggressiivisesti luontaisen lajiston kanssa. Terttuselja sekä nopeasti leviävä rikkapalsami (*Impatiens parviflora*) ovat eurooppalaista alkuperää. Niiden poistamiseen kannattaa ryhtyä vain erityistapauksissa, esimerkiksi silloin, kun lajien kasvustot uhkaavat lehdon uhanalaisen lajiston säilymistä.

4.2 Luonnonhoidon tavoitteet

Lehtojen hoidon tärkein valtakunnallinen tavoite on lehtoekosysteemien monimuotoisuuden säilyttäminen eli lehtojen eliölajiston ja luontotyyppien alueellisen ja ekologisen vaihtelun turvaaminen. Alueellisesti tavoitteena on etenkin arvokkaimpien ja omaleimaisimpien lehtoluonnon piirteiden ja lajien säilyminen sekä lehtolajiston leviämismahdollisuuksien turvaaminen lehtoverkostossa. Hoitotarpeita ja hoidon tavoitteita tulisi aina tarkastella esimerkiksi lehtokeskusalueen, kunnan tai muun laajemman aluekokonaisuuden puitteissa ja tehdä suunnitelmat kokonaisuutta silmällä pitäen. Tällöin vältytään kaavamaisilta hoitoratkaisuilta.

Lehtokohtaiset hoitotavoitteet määritellään tapauskohtaisesti siten, että kohteen tärkeimmät suojeluarvot tulevat turvatuiksi. Lehdon suojeluarvot voivat liittyä esimerkiksi lehdon huomionarvoisiin lajeihin, eliöyhteisöön, lehtokasvillisuuteen, kerroksellisuuteen ja muihin rakenteellisiin ominaispiirteisiin, perinnebiotooppien ylläpitoon tai kulttuuri- ja maisema-arvoihin. Laajoilla tai rakenteeltaan vaihtelevilla lehtokohteilla voidaan lehdon eri osiin asettaa erilaisia hoidon tavoitteita. Laajalla lehtoalueella voi esiintyä sekä varjoisuutta ja kosteaa pienilmastoa vaativaa että valoisuudesta hyötyvää lajistoa. Laajoilla kohteilla on myös suositeltavaa jättää osia kehittymään luontaisesti esimerkiksi hoidon vaikutusten seurantaa varten tai varovaisuusperiaatteen noudattamiseksi. Talousmetsissä lehtojen hoitoon saattaa liittyä myös puuntuotannollisia tavoitteita (tietolaatikko 19).

4.2.1 Lehdot luontotyypeinä

Koska lajit ja niiden monimuotoisuus ovat olennainen osa luontotyyppiä, luontotyyppien ja lajien hoidon tavoitteet ovat usein päällekkäisiä ja erottamattomia. Esimerkiksi jalopuulehdoissa hoidon ensisijaisena tavoitteena on tavallisesti kyseiselle lehdolle tyypillisten jalopuiden jatkumon ylläpitäminen, mutta samalla yksittäisten puulajien hoidon kautta turvataan myös jalopuulehtojen luontotyyppien ja jalopuista riippuvaisten lajien (esim. ontoissa tammissa elävät kovakuoriaiset) säilyminen.

Lehtoluontotyyppien hoidossa korostuvat eri tavoitteet kasvillisuusvyöhykkeiden eri osissa. Esimerkiksi tammi- ja vuokkovyöhykkeillä korostuu valoisien jalopuumetsien ja niissä elävän vaateliaan eteläisen lehtolajiston säilyttäminen, saaristossa myös lehdesniittyjen ja muiden perinnebiotooppien säilyminen. Järvi-Suomessa monia lehtoja hoidetaan valkoselkätikalle sopivina lehtimetsinä, jolloin kuusta saatetaan poistaa pitkällekin kuusettuneista lehdoista. Vaasan rannikon primaarisukessiolehdoissa tuetaan lehdon luontaista kehitystä. Pitkälle kuusettuneissa lehdoissa annetaan aarniometsäpiirteiden vahvistua (kuva 49). Pohjois-Karjalassa ja Kainuun vaarajaksolla pyritään yhtäältä säilyttämään perinteisen laidunkäytön muovaamat lehdot lehtipuuvaltaisina, melko avoimina ja runsaslajisina, mutta toisaalta vanhat kuusikkolehdot jätetään kehittymään luontaisesti. Pohjoisborealisissa lehdoissa hoitotarpeet liittyvät enemmän lajien, esimerkiksi tikankontin (*Cypripedium calceolus*) ja muiden kämmeköiden, elinympäristöihin kuin luontotyyppeihin. Nämä alueelliset erityispainotukset eivät kuitenkaan tarkoita, etteikö jokaisen kasvillisuuslohkon sisälläkin tavoitteena olisi mahdollisimman monipuolisen lehtoluonnon säilyttäminen.

Lehtojen hoidon pitkän aikavälin tavoitteet on käytännöllistä määritellä puuston rakennepiirteiden perusteella. Tavoitteena voi olla vaikkapa tammi-pähkinälehto, jossa järeän tammivalta-puuston alla on yhtenäinen pähkinäpensasto ja lisävaltapuina sekä välipuustossa kasvaa vaahteraa ja metsälehmusta. Koivu- ja haapavaltaisen kuivan lehdon vanhan sukessiovaiheen hoidon tavoitteena voi olla nykytilanteen ylläpitäminen kuusettumista torjumalla. Luontaisesti kuusivaltaisilla lehtotyypeillä, joissa lehtipuiden määrä on lehdon metsätaloushistorian vuoksi luontaista pienempi, voidaan pitkän aikavälin tavoitteeksi ottaa kuusivaltainen lehto, jossa on (järeitä) lehtipuita, ja vielä pitemmällä aikavälillä tavoitteena voi olla kuusivaltainen aarniometsälehto. Lehtojen hoidon lyhyen tähtäimen tavoitteet, esimerkiksi alikasvoskuusten poistaminen lehtipuuvaltaisesta lehdestä, jalopuita varjostavien kuusten poistaminen tai kuusilahopuun tilavuuden lisääminen, on tavallisesti helppo määritellä yksiselitteisesti.



Kuva 49. Lehdon aarniometsäpiirteisiin kuuluu olennaisesti lahoppu. Vuorelanmäen lehto, Salo. Kuva: Terhi Korvenpää.

4.2.2 Lehdot lajien elinympäristöinä

Lehdon hoidon valintoja tehtäessä joudutaan punnitsemaan toimenpiteiden tai hoitamatta jättämisen vaikutuksia kohteen rakennepiirteisiin ja lajistoon. Valinnoissa on otettava korostetusti huomioon uhanalaiset ja muut huomionarvoiset lajit, kuten luonto- ja lintudirektiivien liitteiden lajit. Yleensä näiden lajien populaatiot ovat pieniä, niiden elinympäristö lehdossa on pienialainen tai esiintymien koko ja runsaus tunnetaan huonosti. Lisäksi erityishuomiota tarvitsevat lajit, joiden esiintymisen ja suojelutason kannalta kyseisen lehdon populaatiolla on alueellisesti tai valtakunnallisesti erityisen suuri merkitys.

Valoisuuden lisääminen on tärkeää erityisesti eteläisen kevätaspektin putkilokasvilajien ja pohjoisissa lehdossa mm. tikankontin, lehtonoidanlukon (*Botrychium virginianum*) ja sinikuusaman (*Lonicera caerulea*) hoidossa (lajitieto 5). Lehtojen kasvilajien hoidosta hyötyvät myös niitä ravintonaan käyttävät hyönteiset, joista monet ovat erikoistuneet vain tiettyihin kasvilajeihin. Valoisuuden lisääminen parantaa myös jalopuiden kas-

vuedellytyksiä, mikä puolestaan auttaa jalopuista riippuvaisia lajeja ja lajiryhmiä, kuten sääskiä (lajitieto 7), luteita (lajitieto 9) ja muita hyönteisiä sekä lehtikarikkeessa eläviä nilviäisiä (lajitieto 8). Toisaalta monet lehtojen sienet (lajitieto 6), sammalet ja jäkälät tarvitsevat varjoisuuden mukanaan tuomaa kosteutta.

Jos lehdon hoidon päätavoitteena on tiettyjen lajien tai lajiryhmien elinolojen turvaaminen, toimenpiteillä tähdätään erityisesti näille lajeille sopivan elinympäristön luomiseen ja ylläpitämiseen. Tällöin arvioidaan hoidettavalle lajistolle keskeiset ympäristötekijät, kuten kosteus, valoisuus, puulajisuhteet ja lahoppuun määrä, jotka otetaan korostetusti huomioon toimenpiteiden suunnittelussa. Ristiriitatilanteita saattaa syntyä silloin, kun kahden huomionarvoisen lajin tai lajiryhmän elinympäristövaatimukset ja hoidon tarve ovat päinvastaiset, esimerkiksi toisen vaatiessa avointa ja toisen sulkeutunutta ympäristöä. Tällöin kannattaa tarkastella lajiryhmien alueellista suojelutilannetta ja suosia hoitotoimilla heikommassa asemassa olevaa lajia tai lajiryhmää. Monilla kohteilla on mahdollista myös molem-

pien lajien tarpeet huomioiva alueen osittainen tai kevyt hoito tarkkaan suunnitelmaan perustuen.

4.2.3 Lehdot perinneympäristöinä

Kaikki lehtomailla tavattavat perinneympäristötyypit ovat uhanalaisia. Etenkin eteläisten lehtojen rakenteessa ja lajistossa on usein näkyvissä vahva perinteisen maankäytön tausta. Laidunkäytössä olleet ja hiljattain käytöstä poistuneet perinnebiotoopit on helppo tunnistaa ja aloittaa niiden hoito nopeasti. Jos hoidon päättymisestä on kulunut runsaasti aikaa, hoitopäätöksen tekeminen on vaikeampaa. Silloin vaakakupissa painavat lajistolliset ja alue-ekologiset arvot sekä alueen lehtojen ja perinnebiotooppien esiintyminen ja edustavuus laajemmassa mittakaavassa. Lehdon hoitaminen perinnebiotooppina on paikallaan silloin, kun kohteella on säilynyt perinneympäristön merkittävää lajistoa, jonka hoito ei vaaranna varsinaista lehtolajistoa, ja kun kohde on tärkeä osa alueen perinnebiotooppiverkoston. Myös kulttuurihistorialliset ja maisemalliset arvot vaikuttavat hoitoratkaisuun. Ristiriitatapauksissa ratkaisuun voivat vaikuttaa myös hoidon käytännön tekijät, kuten laiduneläinten saatavuus. Laaja-alaisilla kohteilla hoito voidaan toteuttaa

monipuolisesti, jolloin tavoitteena on säilyttää sekä lehdolle että perinnebiotoopille tärkeät rakennepiirteet.

Monien suojelualueiden lehdossa on näkyvissä sarkaojia, yksittäisiä iäkkäitä leveälatvuksisia puita, kivikasoja (kuva 50), rakennusten ja rakenteiden jäänteitä tai muita merkkejä aiemmasta voimakkaasta maankäytöstä. Monien suojeltujen lehtojen sisällä tai reunamilla on myös selvästi avoimia vanhoja pelto-, niitty- tai pihalaikkuja. Näiden palauttaminen lehtometsäksi tai hoitaminen avoimena tai puoliavoimena kulttuurikohteena ratkaistaan tapauskohtaisesti (ks. luku 7). Luonnontilaisten, edustavimpien ja monilajisimpien lehtojen sisällä olevat peltolaikut pyritään yleensä palauttamaan lehtometsäksi joko luontaisesti tai istuttamalla avoimiin kohtiin ympäröivän lehdon lajistoa, esimerkiksi jaloja lehtipuita tai pähkinäpensasta, jos niitä alueella esiintyy. Lehdon puusto ja kasvillisuus palautuvat nopeasti rehevälle lehtomaalle. Aiemman maankäytön jäljet näkyvät pitempään puuston rakenteessa kuin muussa kasvillisuudessa. Lehdon eliölajisto palautuu sitä nopeammin ja sitä monipuolisempaan, mitä lyhyemmän ajan maankäyttö on kestänyt, mitä vähemmän lehdon maaperään ja kasvillisuuteen on puututtu ja mitä lähempänä aluetta lehtolajistoa on säilynyt.



Kuva 50. Kivikasa Kurkelan yksityisen luonnonsuojelualan lehdossa Rääkkylässä kertoo paikan viljelyhistoriasta. Lehtokasvillisuus on hyvää vauhtia palautumassa luonnontilaan. Kuva: Ville Vuorio.

4.3 Luonnonhoidon menetelmät

4.3.1 Yleiset periaatteet

Lehtokohteiden hoidon onnistumisen kannalta on tärkeää, että alue tunnetaan hyvin ja hoito suunnitellaan aina yksityiskohtaisesti maastossa. Toimenpiteiden toteutukseen tulee varata riittävästi aikaa ja työnjohdon on oltava tiiviisti ohjaamassa työtä.

Puunkorjuu kannattaa yleensä tehdä talviaikaan, jolloin lehdon kenttä- ja pohjakerroksen kasvillisuus on suojassa lumen alla. Jos puustoa korjataan monitoimikoneella, työ tulee tehdä ainakin tuoreissa ja kosteissa lehdossa ainoastaan roudan aikana. Jyrkissä rinnelehdossa, lajistetaan erityisen arvokkaissa lehdossa ja maisemallisesti aroilla alueilla metsurityö on yleensä paras vaihtoehto. Kone- ja metsurityö voidaan yhdistää esimerkiksi siten, että koneella korjataan väli- ja aluspuustoa, mutta yksittäisiä suuria valtapuuston kuusia kaulataan henkilötyönä.

Puustorakenteen muuttaminen tai ylläpitäminen vaatii tavallisesti useita hoitokertoja. Hoitotöillä kannattaa yleensä kaikentyypisissä

lehdossa tukea jalojen lehtipuiden, raitojen ja haapojen järeytymistä.

Kuusen poistaminen

Kuusen poiston vaatima työmäärä riippuu hoidon tavoitteista ja vaihtelee sen mukaan, missä puustosukcession vaiheessa työhön ryhdytään. Jos kuusi muodostaa yhtenäisen latvuskerroksen taimikossa, väli- ja aluspuustossa tai valtapuustossa, suurin osa kuusista yleensä poistetaan (kuva 51). Jos kuusta esiintyy vain laikuittaisesti tai vaihtelevasti eri latvuskerroksissa, kuusten poisto suunnitellaan tapauskohtaisesti. Pienillä suojelualueilla ja ylipäätään suojelualueen rajan läheisyydessä toimittaessa on kiinnitettävä erityistä huomiota kirjanpainajatuhorisikin minimoimiseen (tietolaatikko 17). Jos kirjanpainajien lisääntymisen riski on suuri ja suojelualueen ulkopuolella on talousmetsäkuusikkoa, poistettavat kuuset on kuljetettava pois metsästä.

Lehtoon istutettu kuusitaimikko kannattaa aina poistaa suojelualueiden lehdosta. Kun verhopuuston alle tai hakkuuaukkoon istutettu, vesakoitunut kuusitaimikko poistetaan, paikal-



Kuva 51. Kun istutuskuusikkoa palautetaan lehdoksi, reipas kuusen poisto saattaa olla tarpeen. Raaseporin Lövkullauddenissa tehtiin kasvutilaa jalopuiden taimille, pähkinäpensaalle ja muulle lehtokasvillisuudelle talvella 2009 poistamalla kuusta koneellisesti. Hakkuutähde poltettiin. Kuva: Esko Tainio.

le kehittyi nopeasti lehtipuulehto. Lehtomaalla myös hakkuuaukkoon istutettu ja perattu kuusitaimikko on syytä poistaa miltei kokonaan ja antaa uuden vesa- ja siemensyntyisen lehtipuuston vallata alue.

Jos lehto on kuuselle tai männylle istutettu nuori kasvatusmetsä, mutta siellä kasvaa istutetun havupuuston lisäksi kohtalaisesti lehtipuita, havupuut poistetaan lehtipuiden ja lehtipuuryhmiä vierestä ja seasta. Väli- ja aluspuustoon lukeutuvista kuusista poistetaan tavallisesti 70–80 %, ja osa kuusista voidaan tappaa pystyyn kaulaamalla. Välipuita voi jättää esimerkiksi 15–25 metrin välein epätasaisesti. Jos istutuskuusten alle on kasvanut elinkelpoinen alikasvos pähkinäpensasta, lehmusta tai tammaa, poistetaan istutuspuustosta suurin osa.

Jos taas istutuskuusikko on varttuessaan kehittynyt niin tiheäksi, että lehdon pohja- ja kenttäkerroksen kasvillisuus on pääosin hävinnyt (neulasmatto), on järkevintä kaataa kuusikko ja korjata puutavara ja hakkuutähde pois. Osa kuusen rungoista jätetään kuitenkin lahoppuiksi. Sen jälkeen alue jätetään taimettumaan luontaisesti.

Jalopuu- tai pähkinälehdossa, haavikossa tai vastaavassa lehtipuuvaltaisessa lehdossa kasvavasta kuusialikasvoksesta poistetaan 90–95 % runkoluvusta ja hakkuutähde hävitetään (kuva 52). Lehtipuuvaltainen ja erityisesti jalopuiden luonnehtima lehto ei helposti kuusetu uudelleen, sillä kookkaista lehdistä syntyvä lehtikarrike tukahduttaa kuusen siementaimet. Toisaalta jos valtapuustossa esiintyy kuusta, voi uudelleen kuusettuminen käynnistyä nopeastikin.

Jos kuusia on tarpeen poistaa myös vallitsevasta latvuskerroksesta, poistettavat kuuset kannattaa ensisijaisesti kaulata, jolloin neulaskarikeri varisee kuusen alle eikä haittaa lehtokasvillisuutta laajemmin. Isoja kuusia poistetaan mieluiten vähitellen, jolloin myös riski kirjanpajan lisääntymiseen pienenee.

Tärkeää on, ettei kuusia poisteta tai vähennetä kaavamaisena alaharvennuksena ja ettei mahdollista kuusilahoppuun jatkumoa päästetä katkeamaan. Neulaskarikeri vähentämiseksi voidaan kaadettujen kookkaiden kuusten vihreä latvus katkaista ja viedä pois hakkuutähden mukana, mutta tyvirungot tulee jättää lehtoon lahoppuiksi alueilla, joissa ne eivät lisää kirjanpajanatuhoriskia ympäröivissä talouskuusikoissa. Mikäli järeän kuusilahoppuun jatkumo on jo syntynyt tai syntymässä luontaisesti, lehto kannattaa useimmissa tapauksissa jättää kehittymään luontaisesti ilman hoitotoimia.

Muiden puulajien poistaminen

Lehtipuustoa tai mäntyä ei tavallisesti ole tarpeen poistaa lehdestä. Haapaa kasvavissa tiheissä taimikoissa haapojen järeytymistä voidaan kuitenkin nopeuttaa poistamalla kilpailevia lähipuita (ks. myös luku 2.4). Myös jalopuun taimille tai yksittäisille varttuneille jalopuille, erityisesti tammille, kannattaa avata kasvutilaa (ks. myös luku 5). Lehtoon tasavälein istutettua koivikkoa tai männikköä voidaan harventaa epätasaisesti, kun tavoitteena on puiden järeytyminen ja tasaisen tilajärjestyksen rikkominen. Valkoselkätikan



Kuva 52 a ja b. Kurasmäen lehtojensuojelualueen tammilehdosta raivattiin kuusia metsurityönä syksyllä 2008. Raivatut kuuset poltettiin. Edellisen kerran kuusia oli poistettu 1980-luvulla. Mynämäki. Kuvat: Johanna Ruusunen.

pesimis- tai ruokailuympäristönä hoidettavasta lehdosta pitää poistaa alikasvoksena kasvavaa pihlajaa ja harmaaleppää (luku 4.4). ”Poistettavat” lehtipuut jätetään aina kohteelle lahopuuksi, mutta istutusmäntyjen jättäminen lahopuuksi arvioidaan tapauskohtaisesti.

Selvästi vieraat ja leviämiskykyiset puulajit poistetaan suojelluista lehdoista, ellei niiden säilyttämiselle ole erityistä kulttuurihistoriallista perustetta (ks. luku 7). Vierasta alkuperää olevien kotimaisten puulajien poistamiseen ryhdytään vain silloin, kun alkuperätieto on selvä ja vieraan kannan leviämisen ja kilpailuriski lehdossa on ilmeinen. Vieraiden puulajien poistoa käsitellään kangasmetsien ennallistamisen yhteydessä luvussa 2.5.

Vieraslajien poistaminen

Vieraslajien poistamistarpeeseen vaikuttaa olennaisesti, uhkaako laji nyt tai tulevaisuudessa lehdon suojeluarvoja. Yksittäinen terttuseljapensas voi olla lehtolajiston kannalta melko harmiton, mutta jättiputken (kuva 53) ja lupiinin kaltaiset aggressiivisesti leviävät vieraslajit tulee kitkeä lehdosta viipymättä. Mitä aikaisemmin (eli pienialaisempana) vieraslajikasvuston torjunta aloitetaan, sitä tehokkaammin ja taloudellisemmin lehtojen kutsumattomista tulokkaista päästään eroon.

Torjuntamenetelmää valittaessa on huomioitava suojelualueen ominaispiirteet, joista keskeisimpiä ovat kohteen lajisto, vesitalous, pinnanmuodot ja sijoittuminen asutukseen nähden. Torjuntamenetelmän valintaan vaikuttavat myös poistettavan lajin ominaisuudet (monivuotisuus, kukintaikä, leviämistapa) sekä kasvuston laajuus ja ikä. Useita kertoja kukkineen monivuotisen vieraslajin siemenet ovat yleensä muodostaneet maaperään siemenpankin, joka pitkittää ja hankaloittaa lajin torjuntaa. Vieraslajien poistaminen lehdoista vaatii toistuvia toimenpiteitä useita kertoja kasvukaudessa monen vuoden ajan (vähintään 5 vuotta). Vuosia torjuntatoimien jälkeenkin on tärkeää seurata, onko vieraslaji hävinnyt alueelta vai onko torjuntatoimia syytä jatkaa.

Torjuntatoimien oikea ajoitus on tärkeää. Monen vieraslajin kohdalla helpointa on ajoittaa ensimmäinen torjuntakerta varhaiseen kesään ja mataliin kasvustoihin. Toinen torjuntakerta toteutetaan hyvissä ajoin ennen lajin kukinta-aikaa ja siementen kypsymistä.

Torjunta-aineiden käyttö on tehokas ja melko edullinen keino vieraslajien hävittämiseen, jos muut torjuntakeinot eivät ole tehonneet. Pohjaveden tai vesistön läheisyys voi kuitenkin estää aineiden käytön. Torjunta-aineiden käytöstä suojelluissa lehdoissa on syytä keskustella myös paikallisten ympäristöviranomaisten kanssa. Esimerkiksi jättiputkea saadaan torjuttua tehokkaasti käsittelemällä kasvustot toistuvasti glyfosaattiliuoksella. Liuos voidaan ruiskuttaa tai levittää suoraan jättiputken lehdille, jolloin vain käsitelty kasvi kuolee. Kehitteillä on monia ympäristön kannalta harmittomampiakin torjunta-aineita, mutta esimerkiksi jättiputkien hävittämisessä kokeiltu koivutisle on osoittautunut melko tehottomaksi (Kekki 2009).

Mekaaninen poisto on toimiva, mutta työläs vieraslajien torjuntamenetelmä. Olennaista on saada poistettua juuret ja mahdollisesti jo kehittymään ehtineet kukinnot, joiden avulla kasvi voisi levittäytyä uudelleen. Työkaluiksi sopivat lapiot, kuokka, viikate ja erityisesti vieraslajien poistamiseen kehitetyt työvälineet. Vieraslaji voidaan kaivaa ylös juurineen (yksittäiset jättiputket, yksittäiset lupiinit), katkaista pääjuuri lapiolla (jättiputki), kitkeä käsin (palsamit), niittää (piiskut, laajat lupiini- ja palsamikasvustot) tai katkaista ja käsitellä leikkauspinta torjunta-aineella (terttselja ja muut pensaat). Esimerkiksi jättiputki voi kuitenkin kasvaa nopeasti uudelleen maaperään jääneestä juurenpalasta, joten niittäminen on riittämätön jättiputken torjuntakeino. Jättiputkea torjuttaessa on myös muistettava suojautua kasvin erittäin nesteeltä, joka aiheuttaa yhdessä auringon valon kanssa palovamman kaltaisia ihovaurioita. Vieraskasvien lehdet voidaan kompostoida tai haudata, mutta juuret ja siemenet on syytä hävittää polttamalla.

Muita vieraslajien torjuntamenetelmiä ovat mm. kasvuston peittäminen (kuva 53), pensaiden ja puiden kaulaus sekä laidunnus. Kasvusto voidaan peittää vuosiksi kestäväällä, tummalla muovilla, jolloin kasvit ja maaperän pintakerrosten siemenpankki tai juuristo tuhoutuvat valon puutteessa (jättiputki, koristetattaret, piiskut) (Alberternst & Böhmer 2006). Kasvustojen peittäminen tuhoaa myös muut peitteen alle jäävät kasvit, joten menetelmä ei sovellu lehtoihin, joissa on arvokasta kasvilajistoa. Joissakin Euroopan maissa on torjuttu jättiputken ja japanintattaren nuoria



Kuva 53 a ja b. Iisalmen Pörsänmäen valkovuokkolehdon vuokkoja uhkaa jättiputken leviäminen lehtoon alueen ulkopuolelta (a). Jättiputkikasvuston poistaminen lehdon naapurista aloitettiin v. 2004. Raivaus tehoi jättiputkeen huonosti, joten vuonna 2009 kasvusto peitettiin raivaamisen jälkeen vahvalla mustalla muovilla (b). Tulevina vuosina huolehditaan, että muovi pysyy ehjänä, ja jos uusia taimia nousee, ne kitketään pois. Herbisidejä ei käytetä torjunnassa, koska alueella on vedenottamo. Kuvat: Maaret Väänänen.

kasvustoja myös lammaslaidunnuksella (Alberternst & Böhmer 2006, Klingenstein 2007).

Lehtoihin levittäytyvät vieraslajit ovat lähes poikkeuksetta puutarhakarkulaisia. Mikäli vieraslajeja torjutaan vain luonnonsuojelualueella, niiden lajistolle aiheuttama välitön uhka saadaan torjuttua, mutta eroon vieraslajeista pääsee vain laajamittaisilla torjuntatoimilla lajin leviämispalkalta alkaen. Kiinteistö- ja suojelualueiden yli ulottuvat torjuntatoimet vaativat yhteistyötä eri organisaatioiden ja maanomistajien välillä. Suoraan suojelualueisiin rajautuvilla asutusalueilla valistus puutarhajätteiden oikeanlaisesta käsittelystä ja koristekasvien luontoon leviämisen riskeistä onkin erityisen tärkeää.

Monen Euroopan maan tapaan Suomeenkin laaditaan kansallinen vieraslajistrategia, jonka tavoitteena on haitallisten vieraslajien aiheuttamien haittojen ja riskien rajoittaminen (Maa- ja metsätalousministeriö 2011). Tulevaisuudessa vieraslajitietous löytyy koottuna vieraslajiportaalista. Vieraslajiportaalin kautta voidaan mm. kerätä havaintoja vieraslajeista sekä koordinoida vieraslajien torjuntatoimintaa. Lisää tietoa vieraslajien torjunnasta löytyy mm. Suomen ympäristökeskuksen sivuilta (www.ymparisto.fi), Euroopan yhteisön (www.europe-aliens.org) sekä Pohjoismaiden ja Baltian maiden vieraslajiverkoston (www.nobanis.org) ylläpitämillä sivustoilta.

Lajiesiintymien hoito

Hoidon kohteena olevan (uhanalaisen) lajin esiintymä hoidettavassa lehdossa on suunnittelu- vaiheessa kartoitettava mahdollisimman tarkasti, varsinkin jos esiintymä on pieni. Itse hoito kohdistetaan lajille tai lajiryhmälle tärkeisiin rakennepiirteisiin. Tällaisia rakennepiirteitä voivat olla esimerkiksi tietynlaiset lahoppuut, ontot lehtipuut tai spesialistihyönteisten ravintokasvit.

Uhanalaisen tai muun erityislajiston kanalta keskeiset hoidettavat tai varottavat kohdat on merkittävä maastoon tai toimenpidekartoil- le. Hoitotoimenpiteiden vaikutusten seuranta tulee suunnitella etukäteen. Uhanalaisen lajin elinympäristön hoito ei saa koskaan vaarantaa itse esiintymän säilymistä. Hoidon tarpeen arviointiin tulee sisällyttää riskianalyysi, jossa tarkastellaan hoitotoimien aiheuttamia riskitekijöitä ja niiden ehkäisyä. Huomiota on kiinnitettävä hoitotoimien valintaan ja muuhun toteutuksen suunnitteluun sekä erityisesti hoitotoimien valvontaan. Mikäli riskit arvioidaan merkittäviksi, kannattaa toimenpiteisiin ryhtyä vain silloin, kun lajin häviämiskaava kyseisellä paikalla ilman hoitotoimia on ilmeinen.

Kaikissa varttuneissa hoidettavissa lehdossa olisi hyvä tehdä tärkeimpien eliöryhmien lajisto- kartoitukset ennen hoidon suunnittelua, vaikka ensisijaisena tavoitteena olisikin luontotyypin eikä lajiesiintymän hoito.

Reunavyöhykkeiden hoito

Kun hoidettava lehto rajoittuu avoimeen maastoon (esimerkiksi peltoon, tiehen, hakkuuaukkoon tai vesistöön), hoidettavaan lehtoon voi olla tarpeen jättää suojavyöhyke, joka suojaa pientä lehtoaluetta esimerkiksi liialta valolta ja kuivumiselta sekä tuulen aiheuttamilta myrskytuhoilta. Sopiva vyöhykeleveys voi olla esimerkiksi kymmenen metriä tai huomattavasti enemmän, eli suojavyöhykkeen leveys määritellään hoidettavan alueen muodon, pinta-alan ja maastonmuotojen perusteella. Jos lehtoon rajoittuva avoin alue on luonteeltaan pysyvä, reunavyöhykkeen puusto on yleensä järkevintä jättää käsittelemättä.

Erityiskohteiden huomioiminen

Hoidettavissa lehdoissa on usein pienialaisia erityiskohteita, kuten kosteaa pienilmastoa suosivalle itiökasvilajistolle tärkeitä jyrkäniteitä, purojen ympäristöjä, lähteitä ja tihkupintoja. Niiden ympäristö tulee säilyttää varjoisana ja pienilmastoltaan vakiintuneena, joten yleensä tällaisilla paikoilla ei tehdä lainkaan toimenpiteitä.

Toisaalta lehdoissa voi olla kalkkikallioita, rantarinteitä, niittyaukkoja ja muita valoa vaativalle lajistolle tärkeitä pienkohteita, jotka olisi pidettävä puoliavoimina tai avoimina. Näillä kohteilla on tarpeen poistaa varjostavaa puustoa, pensastoa ja joskus myös varpuja ja pohjakerrosta kalkkikasvuston hyväksi.

Hitaasti kasvaneita tai eri-ikäistä kuusta kasvavia kuusitiheikköjä on tarpeen säilyttää lehtipuuvaltaisinkin hoidettavissa lehdoissa. Jos tuuheita kuusia kasvaa kookkaiden haapojen kupeella, kannattaa tällaisia puuryhmiä säästää erityisesti liito-oravalle sopivan elinympäristön ylläpitämiseksi.

4.3.2 Kuivien lehtojen hoito

Kuivissa lehdoissa yleisin hoitotoimi on kuusten poisto, sillä kuusi ei luontaisesti kuulu edustaviin kuiviin lehtoihin. Kuusettuminen aiheuttaa kuivissa lehdoissa jopa merkittävämpiä ongelmia kuin useimmilla muilla lehtotyypeillä, sillä kuivissa lehdoissa keskeinen ekologinen arvo syntyy lämpimyydestä ja paahdevaikutuksesta. Kuivat lehdot ovat kalkkialueita lukuun ottamatta erityisen herkkiä kuusen neulaskarikkeen aiheutta-

malle happamuuden lisääntymiselle. Siksi kuusen hakkuutähteen jälkiraivaus on tärkeää runsasruohoisissa kuivissa lehdoissa.

Taloustmetsinä hoidetuissa kuivissa lehdoissa voi olla tarvetta istutuspuuston poistamiselle. Taimikkovaiheessa oleva istutuspuusto voidaan poistaa lähes kokonaan. Varttuneemmissa metsissä riittää usein istutuspuuden harventaminen tai poistaminen vaiheittain, jos puulajit ovat kuivaan lehtoon sopivia (yleensä mänty tai koivu). Istutuspuustoa poistetaan aluksi arvokkaimilta kohdilta, esimerkiksi jalopuuryhmien, pähkinäpensastiheikköjen, haapojen ja parhaiden lehtokasvilaikkujen ympäriltä. Myöhemmin istutuspuutiheikköjä pienennetään ja pienaukkoja kasvatetaan tavoitteena monimuotoinen kuiva lehto. Istutettu koivu ei yleensä aiheuta ongelmia kuivien lehtojen lajistolle, mutta istutusmetsän rakennetta voidaan rikkoa vaihtelevammaksi.

Jos istutuspuusto on hyvin tiheää ja pohjakerros lähes yhtenäistä neulasmattoa, kannattaa puustoa poistaa reippaammin. Esimerkiksi jonkin verran lehtipuita sisältävissä tiheissä nuoren kasvatusmetsän istutuskuusikoissa paras ratkaisu voi olla lähes kaikkien kuusten poistaminen kerralla. Tällöin alue heinittyy ja kuivan lehdon piirteiden palautuminen on hidasta, mutta heinittyminen myös alentaa maan happamuutta. Poistettavia puita tulee aina jättää alueelle lahopuiksi. Jos poistettava puusto on kuusta, voidaan maastoon jättää tyvitukit ja kuljettaa latvukset pois.

Varsinkin Järvi-Suomen lehtokasvillisuuslohkolla kuivat lehdot ovat usein valkoselkätikan elinympäristöjä, joissa kasvaa sekapuina mäntyjä, haapoja ja kookkaita pihlajia. Lämmin pienilmasto ja valoisa maanpinta parantavat tikan elinympäristöä, joten näissä lehdoissa poistetaan kuusen lisäksi alikasvokseen kuuluvia pihlajia ja harmaaleppiä, joskus muitakin lehtipuita (luku 4.4). Tällaisissa metsissä keskeiset luontoarvot liittyvät tikan lisäksi vanhojen lehtimetsien lahopuulajistoon.

Harjulehtoja esiintyy yleisimmin Uudellamaalla, Hämeessä ja Pirkanmaalla. Edustavimmille etelärinteiden harjulehdoille on tyypillistä hernekasvien ja lehtopensaiden runsaus sekä lämmin pienilmasto. Kesällä kuivuus on usein kasvua rajoittava tekijä, joten kevätkesteys on monille lajeille tärkeää. Harjulehtoja ja paahdeympäristöjä on erityisesti harjujen valorinteilla, missä ne toisinaan esiintyvät mosaiikkimaisesti toistensa

lomassa, jolloin niitä hoidetaan yhdessä. Varsinaisilla paisterinteillä korostuu avoimuuden merkitys, kun taas harjulehdoissa riittää valoisuus. Harjujen avainlajeista kangasajuruoho (*Thymus serpyllum*) kasvaa ensisijaisesti karuilla paahde- ja paisterinteillä (luku 6), ei niinkään rehevissä, ruohojen luonnehtimissa lehdossa.

4.3.3 Tuoreiden lehtojen hoito

Tiheissä nuorissa ja varttuneissa tuoreen lehdon istutuskuusikoissa voimakas kuusen poistaminen on tarpeen ja kiireellistä. Kuusikko kasvaa nopeasti ja vaikuttaa lehdon suojeluarvojen kannalta kielteisesti maaperään, kasvillisuuteen ja puuston rakenteeseen. Tavallisesti istutuskuuset kannattaa kuitenkin poistaa useammassa vaiheessa laikuittain, jolloin alueella säilyneen lehtolajiston on helpompi sopeutua kuusen poiston aiheuttamaan muutokseen (kuva 54). Kaikkia kuusia ei poisteta edes istutuskuusikoista. Laikuittainen kuusen

poistaminen vähentää heinittymistä. Jos istutuskuusikon pohja on lähes kasviton, heinittymisestä voi olla myös hyötyä lehtolajiston palautumiselle, koska se vähentää maaperän happamuutta.

Mikäli kuusi on jo varttunut välipuustoon tai vallitsevaan latvuserrokseen asti, on hoidon tarvetta ja voimakkuutta arvioitava tapauskohtaisesti. Jos luontaisen kaltainen aukkodynamiikka on jo käynnistynyt, ei toimenpiteisiin kannata ryhtyä, vaan varjoisan kuusilehdon pienilmasto ja järeä lahoppu ovat tällöin määrääviä varjeltavia rakennepiirteitä. Tällaisen lehdon kuusikkoon on yleensä syntynyt järeää kuusilahoppuuta esimerkiksi myrskyn tai hyönteistuhon kautta. Aukot laajenevat usein itsestään sellaisiin mittoihin, että myös lehtipuu saa jalansijaa. Tarvittaessa aukkoja voidaan laajentaa kaatamalla tai kaulaamalla kuusia esimerkiksi jalojen lehtipuiden ja pähkinäpensaiden ympärillä.

Alikasvoskuuset kaadetaan raivaussahalla. Henkilötyönä raivaus voidaan tehdä myös rou-



Kuva 54. Hiidensaaren–Valkolansaaren yksityisellä suojelualueella 1970-luvulla istutettu kuusikko oli tukahduttanut lähes kaiken lehtokasvillisuuden. Kuusia poistettiin aluksi pieneltä kaistaleelta. Lehtokasvillisuuden palaututtua hoidetulle alalle kuusenpoistoaluetta laajennettiin muutaman vuoden kuluttua. Kuvassa näkyy palavista hakkuutähdekasoista nousevaa savua. Poistettujen kuusten rungot luovutettiin maanomistajalle osana hoitopalkkiota. Hoidetussa lehdossa kasvaa myös yksittäisiä lehmuksia, sillä lähellä on Pohjois-Karjalan hienoin lehmuseiintymä. Kuva: Ville Vuorio.



Kuva 55 a ja b. Kuopion Laivonsaarella lehtopohjalle istutetun kuusikon alla oli hyvin niukasti kasvillisuutta ennen hoitotoimenpiteitä. Kuusia kaadettiin vuoden 2007 lopulla. Rungot karsittiin ja havut kasattiin kantojen päälle. Parin vuoden kuluttua lehtokasvillisuus alkoi palautua alueelle. Kuvat: Anna-Riikka Ihantola.

dattomaan aikaan, jopa kesällä lintujen pesinnän jälkeen. Mikäli lehdolla ei ole erityistä ulkoilutai maisemamerkitystä, kaadetut kuuset voidaan jättää tuoreeseen lehtoon sellaisinaan tai raapaisemalla oksisto yhdeltä sivulta pois, jolloin runko painuu maata vasten ja sen lahoaminen nopeutuu. Isommat kuuset (yleensä välipuustoa) kannattaa yleensä raivata monitoimikoneella routa-aikaan. Tällöin oksat voidaan kasoihin esimerkiksi säästettävien kuusiryhmien viereen, mutta mm. lehtokasvillisuuden palautumisen nopeuttamiseksi ja talousmetsien ympäröimillä kohteilla myös hyönteistuhoriskin pienentämiseksi osa runkopuusta korjataan pois. Vähintään 10 % järeämmistä rungoista jätetään kuitenkin lehtoon lahoppuiksi.

Kuusenhavut tulee kerätä kasoihin, jos lehtokasvillisuuden elpyminen tai lajiston säilyminen sitä edellyttää (kuva 55). Havut ja alikasvoskuuset kasataan siihen, missä tiheikkö tai isompi kuusi oli, koska näillä kohdilla haitalliset vaikutukset lehtokasvillisuuteen ovat todennäköisesti pienimmät. Joskus hakkuutähde voidaan myös kerätä pois hakkeeksi. Havukasoja kannattaa yleensä polttaa vain, jos siihen on painavia ulkoilusta tai maisemanhoidosta johtuvia syitä.

Mikäli lehdosta poistetaan ainespuun mitat räyttäviä kuusia, ne kannattaa korjata konetyönä ja yhdistää konetyöhön puiden kaulausta metsurityönä. Hyvä tulos syntyy esimerkiksi siten, että kone tekee laajahkoja kuusettomia laikkuja ja jättää kuusta tiheiköksi vaikkapa haaparyhmien sekaan. Metsuri jatkaa työtä kaulaamalla tiheiköistä suuria kuusia ja kaatamalla aukkojen reunoilta

puita, jotta aukon reunoja saadaan häivytytyksi. Jos alueella on myös pienempää poistettavaa puustoa, voi edullisin ratkaisu olla kokopuukorjuu, jossa myös kuitupuut viedään hakkeeksi.

Vanhoissa, suhteellisen luonnontilaisissa kuusivaltaisissa lehdossa tilanne on yleensä vakiintunut, eikä hoitotarvetta ole. Näiden lehtojen lajisto on sopeutunut kuusen varjostukseen. Yksittäisten puiden tai puuryhmien kaataminen voi olla tarpeen uhanalaisten lajien, jalopuiden tai muiden lehtipuiden kasvuolosuhteiden parantamiseksi. Jos vanhaa kuusivaltaista lehtoa on jostakin syystä tarpeen hoitaa voimakkailla toimenpiteillä, hoitotavoitteen on oltava erittäin hyvin perusteltu ja alueen lajisto on selvitettävä hyvin ennen hoitotoimien suunnittelua (mm. sammalet, käävät lahoppuustoisissa lehdossa, sienet kalkkialueilla). Vanhat kuusivaltaiset lehdot ovat muodostuneet tavallisesti rakenteeltaan monipuolisiksi: aukkoisuus on tavallista ja lehtipuuvaltaisia laikkuja esiintyy luontaisesti.

Tuoreen lehdon nuorten lehtipuuvaltaisten sukkessiovaiheiden hoidossa on monia vaihtoehtoja. Tavoitteena voi olla järeäpuustoinen ja paljon kuollutta ja kuolevaa pysty- ja maapuuta sisältävä lehtimetsä tikkametsän tapaan. Nuori lehtipuusto voidaan myös jättää kehittymään omissa oloissaan karsiutuen. Puusto usein riuksuu aluksi voimakkaasti ja myöhemminkin järeytyminen on hidasta, mutta ajan myötä paikalle kehittyy aukkoinen lehtometsikkö. Lehtipuuvaltaisina säilytettävissä lehdossa on usein kuusten poistotarvetta nuoruusvaiheessa. Yleensä kuusen poiston tavoitteena on valoilmaston

muuttaminen siten, että lehtipuuston uudistuminen ja varttuminen onnistuvat pitkällä aikavälillä. Tämä edellyttää jonkinasteisen aukkoisuuden syntymistä hoidon edetessä.

Lehdon hoidossa muodostuu yleensä myös lahoppuuta, kun isoja kuusia kaulataan ja kaadettuja runkoja jätetään maastoon. Luontaisen kaltaisen lehtilahoppuun lisääminen koivu- ja haapalehdoissa on vaikeampaa, sillä luonnossa lehtipuut alkavat lahota jo eläessään. Siten esimerkiksi kaulaamalla tehty lehtilahoppu ei ilmeisesti kaikilta ominaisuuksiltaan vastaa luontaisesti syntyvää. Suhteellisen hyviä tuloksia lienee saavutettavissa puita vahingoittamalla, jolloin varsinainen kuoleminen tapahtuu ajan saatossa lahovikojen seurauksena.

Luontaisen kaltaista maapuuta syntyy puita kaivinkoneella kaatamalla, mutta lehdossa ei yleensä voi liikkua kaivinkoneella sulan maan aikana, koska lajisto voi vaurioitua ja lehtomaahan jää syvät ajourat. Lahoppuuta voidaan kuitenkin tuottaa kaivinkoneella silloin, kun alueella on myös ojien täyttötarvetta (ks. luku 4.3.4), jolloin kohteella liikutaan joka tapauksessa koneella sulan maan aikaan.

4.3.4 Kosteiden lehtojen hoito

Kosteiden lehtojen ja lehtokorpien hoitotarve on huomattavasti vähäisempi kuin tuoreiden tai kuivien lehtojen. Kuusi on kosteiden lehtojen tavallisin valtapuu, ja lehtolajisto on sopeutunut varjoisaan ja kosteaan ympäristöön. Siten kuusta

on tarpeen poistaa kosteista lehdoista vain erityistapauksissa, kun kuusi on istutettua tai se on ojituksen takia luonnottomasti runsastunut (kuva 56). Myös uhanalaisten lajien hoitokohteilla kuusen poistotarvetta voi ilmetä kosteissakin lehdoissa.

Puuston poisto kosteista lehdoista ei oleellisesti poikkea muiden lehtotyyppien puuston poistosta. Pehmeä ja kostea maaperä asettaa kuitenkin rajoituksia koneiden käytölle. Monitoimikoneella tai kaivinkoneella työskenneltäessä maan tulee olla kunnolla roudassa. Poikkeuksia ovat vanhat ojituskohdeet: jos oja tukitaan kaivinkoneella, kaivinkone voi samalla kaataa puita myös sulan maan aikaan.

Kuusen hakkuutähteen aiheuttamat ongelmat ovat kosteissa lehdoissa vähäisempiä kuin muualla. Kaadetut puut voi yleensä jättää maastoon. Kosteassa ja multavassa lehtomaassa hakkuutähteen maatuvat nopeasti eikä neulaskarike happamoita maaperää yhtä helposti kuin kuivemmilla ja ohutmultaisemmilla mailla. Hakkuutähteen aktiiviseen hävittämiseen kannattaa ryhtyä vain, jos esimerkiksi virkistyskäyttö tai maisemanhoito sitä edellyttää.

Tervaleppävaltainen kostea lehto tai lehtokorpi tarvitsee hoitoa yleensä vain silloin, jos se on kuivumassa ja kuusi on päässyt runsastumaan liiaksi. Kuusi kuuluu luontaisesti myös tervaleppälehtoihin, eikä se pääse yleensä runsastumaan vesitaloudeltaan tasapainoisessa saniaisten tai suurruohojen vallitsemassa tervaleppikossa.



Kuva 56. Jos metsätalouksikäytössä ollut lehto päästään hoitamaan siinä vaiheessa, kun istutuskuuset ovat vielä nuoria, lehtoluontotyyppin edustavuus alkaa kohentua nopeasti. Tohmajärvellä, Piilovaaran yksityisellä suojelualueella, poistettiin kosteasta lehtipuuvaltaisesta lehdosta istutuskuusia miestyönä joulukuussa 2009. Alueen omistaja varasi poistetut kuuset polttopuuksi, ja hakkuutähtede poltettiin. Kuva: Maarit Similä.

4.3.5 Pähkinälehtojen hoito

Pähkinäpensas muistuttaa kasvupaikkavaatimuksiltaan jalopuita (kuva 57). Usein se kasvaakin jalopuumetsissä, erityisesti tammen ja lehmuksen alla, tai saaristossa valtalajina lehdesniityillä yhdessä saarnen kanssa. Näitä jalopuiden ja pähkinäpensaaseen muodostamia yhteisöjä ja niiden hoitoa käsitellään luvussa 5. Tässä luvussa tarkastellaan kohteita, joissa ensisijainen tai ainoa hoidettava ”jalopuu” on pähkinäpensas.

Pähkinäpensasta kasvaa Etelä-Suomessa suunnilleen ns. vuokkovyöhykkeen kattamalla alueella. Pohjoisimmat erillisesiintymät löytyvät Korpilahdelta ja Viljakkalasta, itäisimmät Heinolan seudulta ja Ruotsinpyhtäältä. Järvi-Suomesta laji puuttuu, mutta kaakkoisrajan tuntumassa on muutamia hajaesiintymiä.

Parhaiten pähkinäpensas menestyy kuivahkoissa ja tuoreissa lehdoissa, mutta se tulee tyydyttävästi toimeen myös lehtomaisella kankaalla. Yhtenäisiä korkeita pensastoja ja järeitä runkoja se muodostaa vain lehdoissa. Tyypillisiä kasvupaikkoja ovat harjujen ja moreeniharjanteiden lämpimät rinnelehdot ja jyrkänteiden edustat, mutta ydinalueilla lajille kelpaavat lähes kaikki läpäisevät lehtomaat. Savikossa pähkinäpensas ei viihdy.

Pähkinäpensas uudistuu siemenistä melko hyvin koko esiintymisalueellaan. Pensaat myös elävät vanhoiksi ja toipuvat hyvin hakkuista tai raivauksista. Pähkinäpensas häviää kuitenkin kilpailussa tiheälle kuusitaimikolle. Varjonsietokyvyltään pähkinäpensas rinnastuu jalaviin, lehmukseen ja vaahteraan.

Suomessa elää joitakin ensisijaisesti tai kokonaan pähkinäpensaasta riippuvaisia harvinaisia lajeja. Pähkinänkääpä (*Dichomitus campestris*) sekä eräät kovakuoriaiset, kuten vyökeiju (*Hypulus bifasciatus*), ruskokeiju (*Phloiotrya rufipes*) ja laikkujumi (*Hedobia imperialis*), suosivat lahoa pähkinäpensaasta. Pähkinäpensaaseen juuriloiskasvi suomukka (*Labrea squamosa*) on lähes täysin riippuvainen isäntäkasvustaan. Pähkinälehtojen usein lämmin pienilmasto ja edullinen maaperä suosivat mm. eteläistä vaatieliasta sienilajistoa.

Vanhoissa kuusivaltaisissa pähkinäpensaasta kasvavissa metsissä ja puhtaissa pähkinälehdöissä ei tavallisesti ole hoitotarvetta. Vanhojen metsien luontoarvot perustuvat pääasiassa järeän kuusilahopuun esiintymiseen ja puhtaat pähkinälehdot



Kuva 57. Pähkinäpensas (*Corylus avellana*) kasvaa monirunkoisina pensaina Etelä-Suomen lehdoissa. Kuva: Antti Below.

pysyvät yleensä kuusettomina luonnostaankin. Sen sijaan nuorissa istutuskuusikoissa, jotka on perustettu hakattuihin pähkinälehtoihin ennen suojelua, hoidon tarve on ilmeinen. Myös harjujen kuivissa pähkinälehdöissä ja lehtipuuvaltaisissa pähkinälehdöissä on usein tarvetta kuusten poistoon. Joissakin tapauksissa lehtoa voidaan vähitellen laajentaa hoitamalla lehdon läheisille kangasmaille levinneitä hajanaisia pähkinäpensastoja, sillä pähkinäpensaat muuttavat kasvualustan ajan myötä multavammaksi.

Pähkinälehdöissä käytännössä ainoa kyseeseen tuleva hoitotoimi on jonkinasteinen kuusen vähentäminen. Teknisessä mielessä toimenpiteet muistuttavat jalopuumetsien hoitoa. Tiheässä pähkinälehdossa on hankalaa työskennellä koneellisesti, joten metsurityötä suositetaan aina kun mahdollista.

Nuoren kuusitaimikon tai kuusialikasvoksen poisto on tarpeen, jos pähkinälehto on hakattu ja istutettu kuuselle tai luontaisesti syntynyt kuusitaimikko on kehittynyt tiheäksi mm. pähkinää ajoittain raivaamalla. Kuusen poisto voi olla tarpeen myös, jos vanhan puuston alle on kehittynyt elin-

voimainen ja melko tiheä kuusitaimikko. Kuusitaimikko kaadetaan raivaussahalla ja yksi sivu näreestä sipaistaan oksattomaksi. Jos muodostuva havumatto on liian tiheä, kuuset kasataan ja poltetaan sopivissa aukko-ajkoissa tai hoitoalueen ulkopuolella. Vanhan puuston alle syntyneitä kuusitaimikkoja ei koskaan poisteta kokonaan, vaan alueelle jätetään erikorkuisia taimia pieniin ryhmiin.

Jos istutettu tai taimikonhoidon tuloksena tiheäksi kehittynyt kuusikko on ehtinyt kasvaa raivaussahalle liian järeäksi, työ tehdään ketjusahalla. Usein kuusikko on vaihtelevan korkuista ja tiheää, jolloin pienikokoisimmat kuuset voidaan ensin raivata raivaussahalla ja täydentää työ ketjusahalla. Osa kookkaimmista kuusista kannattaa kaulata. Hakkuutähdettä syntyy yleensä niin paljon, että sitä on korjattava pois tai hävitettävä paikalla. Usein riittää, että hävitetään pienet taimet kokonaisina ja kookkaista kuusista tuuheimmat latvukset, joita pystyy siirtelemään. Jos hoidettava alue on laaja ja suhteellisen kookkaan (rungan läpimitta yli 10 cm) poistettavan kuusen osuus suuri, kuusta voidaan korjata myös koneellisesti. Ajourien sijoitteluun on kiinnitettävä erityistä huomiota. Hakkuutähdde puidaan suoraan esimerkiksi säästettävien kuusiryhmien sekaan tai kaulattujen kuusten alle tai korjattava puu viedään energiapuuksi. Mikäli kuitupuun mitat täyttävää puutavaraa syntyy riittävästi, se voidaan pääosin korjata pois omana ositteena. Pieni osa kuusista (esim. 10 %) jätetään lahoppuiksi.

Jos pähkinäpensaikko on jäänyt luonnotoman tiheän, elinvoimaisen ja lähes puhtaan kuusikon alle siten, että varjostus selvästi haittaa pähkinäpensasta ja muuta lehtokasvillisuutta, kookastakin kuusikkoa voidaan harventaa. Yleensä kyseessä on tukkipuun mitat saavuttanut mutta vielä melko nuori kuusikko, jossa luontainen kuoleminen ja aukkodynamiikka ei ole ehtinyt käynnistyä. Jos valtapuuston kuusikko on alkanut kuolla pystyyn ja kaatuilla, toimiin ei kannata ryhtyä ilman erityisen painavaa perustetta (esim. jokin valo vaatava uhanalainen laji).

Nyrkkisääntönä voi sanoa, että poistettavat kuuset kannattaa aina kaulata, jos niiden rinnankorkeusläpimitta on yli 25 cm. Jos kuusikko on vaihtelevan korkuista, pienikokoista kuusta voi-

daan lisäksi raivata edellä esitettyyn tapaan. Kuusikkoa käsiteltäessä vältetään kaikkea kaavamaisuutta ja säilytetään myös vaihtelevan korkuisia tiheikköjä. Jos hoidettava alue on laaja, voidaan kokeilla myös pienaukotusta. Tällöin kaadetaan esimerkiksi 5–10 vierekkäistä kuusta ja jätetään ne maastoon. Kannot saavat jäädä korkeiksi. Pähkinäpensaat tuuhenevat paikallisesti ja siementävät runsaasti. Varttuneessa kuusikossa toimenpiteet kannattaa toteuttaa useassa vaiheessa, jolloin neulasongelma pienenee ja hoidon vaikutuksia voidaan tarkkailla ja tarvittaessa ohjailla.

4.3.6 Lehtojen vesitalouden palauttaminen

Erityisesti kosteissa lehdoissa on usein ojitettu lähteitä ja tihkupintoja sekä ojitettu tai perattu puroja. Näiden lisäksi lehdoissa voi olla auraus- tai mätästysjälkiä ja maastoon on voinut syntyä syviä ajouria. Rehevät ojitetut suot ovat voineet kuivua niin paljon, että alkuperäistä luontotyyppiä on vaikeaa määrittää (esim. kosteat lehdot – lehtokorvet). Lehdoissa siis tarvitaan toisinaan myös luontaisen vesitalouden palauttamistoimenpiteitä. Näiden toimenpiteiden suunnittelu ja toteutus vaativat huolellisuutta ja edellyttävät kohteen sammallajiston kartoittamista suunnittelutyön pohjaksi.

Ojien täyttämässä pätevät samat menetelmät kuin korvissa. Esimerkiksi viettävillä, kivisillä ja helposti syöpyvillä kohteilla tarvitaan vesitalouden palauttamiseksi useita puilla ja suodatin-kankaalla vahvistettuja patoja. Konetyö voi olla tarpeen myös vanhojen aurausjälkien kuivattavan vaikutuksen vähentämiseksi. Ojien täytön yhteydessä voidaan myös tarvittaessa käsitellä puustoa koneellisesti ja esimerkiksi kaataa puita uoman yli lehtosammalten kasvualustaksi.

Erityistapauksissa, kuten lähteitä ennallistettaessa, vesitalous voidaan pyrkiä palauttamaan myös miestyönä. Lajistollisesti arvokkailla kohteilla on mietittävä erityisen tarkasti hoidon riskit ja hyödyt. Konetyössä korostuvat hyvä erityiskohteiden suunnittelu (suunnittelijan riittävä lajistotuntemus) sekä riittävien resurssien varaaminen työhön. Työmaan ohjaajan jatkuva läsnäolo on usein tarpeen hoitotoimenpiteiden aikana.

4.4 Valkoselkätikkametsien hoito

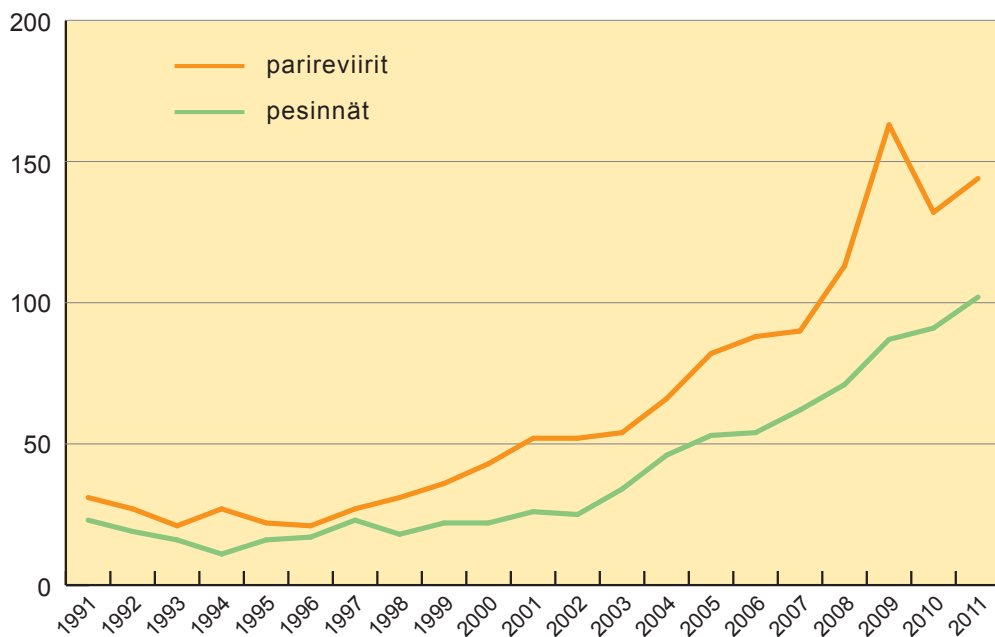
Timo Laine ja Pekka Heikkilä

Suomessa elää seitsemän tikkalajia (lajitieto 10). Näistä valkoselkätikka (*Dendrocopos leucotos*) (kuva 58) on Suomessa erittäin uhanalainen laji (Rassi ym. 2010). Tämän erityissuojelua vaativan lajin kanta on vahvistunut (kuva 59) suojelutoimien, elinympäristöjen hoidon ja idästä tulleiden vaelluslintujen ansiosta. Valkoselkätikan suoje-lusuunnitelman valmistuessa 1990-luvun alussa pesivä populaatio arvioitiin 30–50 pariksi (Valkoselkätikkatyöryhmä 1992, Virkkala ym. 1993). Vuoden 2011 seurantatutkimuksessa pesimä-aikaisia parireviirejä löytyi lähes 150 alueelta ja pesintöjen määrä nousi ensimmäisen kerran yli sadan (kuva 59).

Metsähallituksen Etelä-Suomen luontopalvelut on laatinut Etelä-Suomen suojelualueille valkoselkätikkametsien hoidon kokonaissuunnitelman (Heikkilä 2010). Suojelualueverkostossa on yhteensä n. 1 300 ha hoidon tarpeessa olevia valkoselkätikkametsiä. Pinta-alasta valtionmaata on 800 ha ja yksityisiä suojelualueita 500 ha. Eniten hoitotarvetta on Etelä-Savon ja Hämeen elinympäristöissä, yhteensä 62 % koko suunnitelma-alueen tarpeesta. Kiireellistä hoitoa vaativia kohteita arvioidaan olevan koko Etelä-Suomessa 280 ha. Lajille suunnattuja hoitotoimia voidaan tietenkin tehdä myös suojelualueverkon ulkopuolella talousmetsissä.



Kuva 58. Valkoselkätikkakoiras pesäkolollaan pakurin alla. Kuva: Lassi Kujala.



Kuva 59. Valkoselkätikan kannankehitys Suomessa v. 1991–2011.

4.4.1 Valkoselkätikan ekologiaa

Valkoselkätikka on valoisien lehtipuuvältaisten metsien laji. Elinpiirit sijaitsevat yleensä tuoreilla ja lehtomaisilla kankailla tai avoimissa kuivissa lehdossa. Levinneisyyden painopiste on Etelä- ja Pohjois-Karjalassa (kuva 60), joissa sijaitsee lähes puolet pesimäaikana löydetystä parireviireistä ja joissa kanta on kasvanut voimakkaasti. Etelä-Savossa, Päijät-Hämeessä ja Keski-Suomen kaakkoisosissa pesivä populaatio on levittäytynyt harvakseltaan laajalle alueelle. Uudenmaan ja länsi-lounaisrannikon kanta on vahvistunut viimeisten kymmenen vuoden aikana (Lehikoinen & Lehikoinen 2010).

Tyypillisessä valkoselkätikkametsässä kasvaa runsaasti koivua, haapaa ja leppää, sekapuuna voi olla mäntyä ja kuusta (kuva 61). Alikasvoskuusikkoo on vähän tai ei lainkaan. Valkoselkätikka tarvitsee pesimäaikaiseksi reviirikseen noin 50 hehtaaria lehtipuuvältaista metsää, missä on runsaasti lahpuuta pötkkelöinä ja maapuina.

Harvoja poikkeuksia lukuun ottamatta valkoselkätikalle ei ole enää tarjolla laajoja yhtenäisiä lehtimetsäalueita. On tavallista, että reviiiri koostuu pienistä erillisistä osakuvioista laajalla alueella, etäällä toisistaan. Elinympäristön sirpaleisuus kasvattaa elinpiirin kokoa ja lisää sen monipuolisuutta ja mm. valoisan reuna-alueen määrää. Vesistöjen varsilla, rannoilla ja saarissa lehtipuustoa on yleensä säilynyt talousmetsäkäytöltä muuta ympäristöä paremmin. Kostealla maaphjalla myös lahpuun määrä voi olla luonnostaan kohtalaisen suuri. Vaeltavat tikat käyttävät vesis-

töjä suuntalinjoinaan ja löytävät sirpaloituneet, mutta reviiirivaatimukset täyttävät elinympäristöt ilmeisen helposti. Vesistön läheisyys onkin tunnusomaista valkoselkätikan reviiirille.

Valkoselkätikka on aikainen pesijä, jonka soidin voi leutoina talvina alkaa jo helmikuun lopulla ja pesintä käynnistyä huhtikuun puolivälissä. Valkoselkätikka kovertaa joka vuosi uuden pesäkolon lahoon lehtipuuhun – tavallisimmin koivupötkkelöön, ydinlahoon haapaan tai tervatai harmaaleppään.

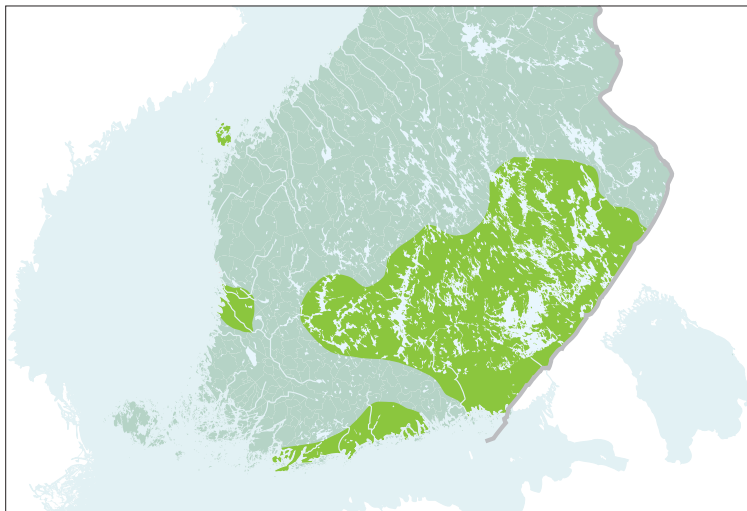
Ravinnokseen valkoselkätikka käyttää pääasiassa lahossa lehtipuussa eläviä hyönteisiä. Koivu- ja leppäpötkkelöistä, samoin kuin lahoavista raidoista löytyvän ravinnon määrää on kriittinen tekijä nuorten tikkojen selviytymiselle varsinkin ensimmäisen talven aikana. Talviaikainen elinpiiri voikin olla pesimäkauteen verrattuna pinta-alaltaan moninkertainen. Kuolevissa ja kuivuvissa havupuissa elävät kaarnakuoriaiset ja jäärrien toukat kelpaavat tikkojen lisäravinnoksi, mutta lahon lehtipuun tuottamaa ravintoa ne eivät korvaa. Kesällä myös rungoilta ja lehvästöstä löytyvät hyönteiset ja muut selkärangattomat kelpaavat niin aikuisille kuin poikasille.

4.4.2 Hoidon tavoitteet

Valkoselkätikan elinympäristön hoidon tavoitteena on elinympäristön ominaisuuksien ja erityispiirteiden säilyttäminen, lisääminen ja parantaminen. Lyhyen aikavälin hoitosuunnittelussa keskitytään elinympäristön laadun parantamiseen, mutta pitemmän tähtäyksen suunnittelussa

voidaan luoda edellytyksiä uusien elinympäristöjen kehittymiselle.

Hoitosuunnittelun aluksi selvitetään kiireellisimmän hoidon tarpeessa olevat kohteet. Kiireellisyyteen vaikuttavat alueen sijainti lajin levinneisyysalueella, sijainti tunnettuihin reviiireihin nähden sekä metsän rakenne ja kehitysvaihe.



Kuva 60. Valkoselkätikan levinneisyys Suomessa vuonna 2011. © Metsähallitus 2011.



Kuva 61. Valoisat lehtipuuvaltaiset rantametsät lahopuineen ovat valkoselkätikalle sopivia elinympäristöjä. Suontee, Joutsa. Kuva: Michael Müller.

4.4.3 Hoidon menetelmät

Valkoselkätikka on sopeutunut elämään sukkesiovaiheessa, jossa metsäluonto tarjoaa lajille runsaasti ravintoa ja sopivia pesäpaikkoja. Metsätalouden tehostuminen ja laajentuminen on luonut uuden ympäristön, missä hoidettujen metsien dynamiikka ei enää vastaa lajin vaatimuksia. Suuri osa nykyisistä parhaista valkoselkätikan elinympäristöistä on syntynyt ja säilynyt perinteisten metsänkäyttömuotojen, mm. kaskenpolton ja metsälaidunnuksen, ansiosta. Näiden käyttömuotojen väheneminen on kaventanut myös valkoselkätikan elinmahdollisuuksia Suomessa. Hoitamalla metsiä tikan tarpeet huomioiden turvataan lajin elinympäristövaatimukset niin talousmetsissä kuin luonnonsuojelu- ja virkistysalueilla.

Valkoselkätikka käyttää ravinnokseen maapuissa olevia hyönteisiä ja kerää ruokaa myös lehtipuiden tyviltä sekä maasta, karikkeeseen seasta. Valkoselkätikan elinympäristöksi sopivat rehevät lehtimetsät kuusettuvat luontaisen sukkesion myötä, jolloin kenttä- ja pohjakerroksen kasvilisuus jää pysyväan varjoon. Varjostavan alikasvoksen vuoksi maapuut paljastuvat sulavan lu-

men alta myöhään, ja horrostavat hyönteiset ovat avoimempaan ympäristöön verrattuna liikkeellä vasta myöhemmin keväällä.

Tiheä alikasvoskuusikko antaa myös saalistaville pedoille enemmän mahdollisuuksia yllätys-
hyökkäykseen valkoselkätikan hakiessa ruokaa maanpinnan tuntumasta. Riski saaliiksi joutumisesta kesken pesimäkauden vähenee oleellisesti, kun metsän alemmissa kerroksissa on hyvä näkyvyys, tilaa ja avaruutta.

Valkoselkätikkametsän hoitoa suunniteltaessa tulee muistaa, että samat metsät tarjoavat optimaalisen elinympäristön myös monille muille lajeille (tietolaatikko 20), lähinnä lahopuulla eläville uhanalaisille kovakuoriaisille (Martinkainen ym. 1998) sekä harvinaisille sammalille ja kääväkkäille. Myös uhanalainen liito-orava (*Pteromys volans*) pesii monilla nykyisillä valkoselkätikkakohteilla. Huolellisella suunnittelulla uhanalaisten lajien elinympäristövaatimukset ja hoitotoimet voidaan sovittaa toisiinsa siten, ettei minkään lajin elinoloja heikennetä.

Hoitoa suunniteltaessa selvitetään myös kohteen luontotyyppitason, kuten lehdon tai perinnebiotoopin, hoidon tarve. Hoitotavoitteet ja käytettävät menetelmät ovat lehtojen ja perinne-

biotooppien hoidossa osittain samoja kuin tikkametsien hoidossa, joten resursseja keskittämällä ja yhdistämällä voi olla mahdollista toteuttaa kaikki hoidot samalla kertaa.

Kuusen poistaminen

Kuusen poistolla saadaan nopeasti lisättyä valon ja lämmön määrää metsän pohjalla. Samalla lisätään tikkojen mahdollisuuksia ravinnon saantiin. Vähäinenkin kuusen poisto kannattaa, mikäli alikasvos kätkee sisäänsä ruokailupuiksi ja pesäpaikoiksi sopivia pötkelöitä. Myös pihlajan poisto voi olla tarpeen, sillä pihlajan lehvästö varjostaa ja estää näkyvyyttä tehokkaasti. Pihlajaa poistamalla vapautuu kasvutilaa myös muulle lehtipuustolle. Pihlajaa kannattaa poistaa lehden ollessa puussa, jolloin vesominen vähenee ja toimenpide on helpompi mitoittaa oikein.

Kuusen poistamiseksi valkoselkätikkametsissä tarvitaan yleensä kahdenlaisia hoitotoimia: alikasvoskuusten raivausta sekä kuitupuuston harventamista (kuva 62), kaatoa tai pystyyn kaulaamista. Kuusen alikasvosella tarkoitetaan tässä puustoa, joka on vielä helposti kaadettavissa raivaussahalla. Käytännössä yli 10-metriset kuuset alkavat olla läpimitaltaan kuitupuuksi luokiteltavia. Kuusia poistetaan valkoselkätikkametsistä ensisijaisesti koneellisesti. Pienialaisilla tai vaikeasti tavoitettavilla kohteilla metsurityö voi kuitenkin tuottaa paremman korjuujäljen ja olla konetyötä kustannustehokkaampaa. Myös jos raivattava alikasvos

tai kaadettavat puut jätetään metsään, työ kannattaa yleensä teettää metsureilla.

Valkoselkätikan elinpiirillä voi olla myös lahoppuustoisia sekametsäkuvioita, joissa tikat jätävät maapuut ja pystypötkelöt hyödyntämättä kuitupuumittoihin varttuneen kuusitiheikön ja metsän sulkeutuneisuuden vuoksi. Valoisuuden ja monimuotoisuuden lisäämiseksi kannattaa 10–15-metristä kuitupuustoa harventaa koneellisesti tai kaulata pystyyn ryhminä paikkoihin, joissa on eniten lehtilahoppukeskittymiä. Kuusikkoa voi avartaa myös pienaukottamalla.

Toisinaan on tarpeen laajentaa tikalle sopivan elinympäristön pinta-alaa harventamalla tukkipuukokoon varttunutta kuusikkoa esimerkiksi hyvän tikkametsän naapurissa tai rehevien lehtomaisten kankaiden reunoilla. Isoja runkoja ei yleensä ole tarpeen poistaa, vaan karsitut rungot jätetään metsään lahoppuiksi.

Jos tikkametsässä on vaateliasta lehtolajistoa, raivattu kuusialikasvos tai hakkuutähde kuljetaan pois tai kasataan ja poltetaan paikan päällä. Näin varmistetaan, ettei hakkuutähteiden happamoittava vaikutus heikennä lehtolajiston elinolosuhteita tai uuden lehtipuuston kasvun edellytyksiä. Muissa tilanteissa alikasvos voidaan jättää kaadettuna maahan. Runkojen maatumista voi nopeuttaa karsimalla puut joko kokonaan tai puolittain. Tuoreilla kankailla karsiminen ei ole välttämätöntä, mutta se voi olla tarpeen maiseman palautumisen kannalta.



Kuva 62 a ja b. Kuusen alikasvosken ja kuitupuuston poistoa tulevassa valkoselkätikkametsässä. Risö, Vaasa. Kuvat: Jouni Elonen.

Lahopuun tuottaminen

Valkoselkätikkaa hyödyttävän lehtilahopuun syntymistä on vaikeaa jäljitellä nykyisillä ennallistamisen menetelmillä. Lehtilahopuun ensisijaisena tuottamistapana on ollut koivujen kaulaus. Luonnolliseen lahoamiseen verrattuna kaulatut koivut usein kuivuvat nopeammin ja keloutuvat koviksi rungoiksi, joihin lahottajasienet iskevät hitaasti. Rungoissa voi olla 5–6 vuoden kuluttua jo sen verran hyönteisiä, että valkoselkätikka saa niistä jonkin verran ravintoa. Tavallisempaa kuitenkin on, että siihen kuluu 7–8 vuotta. Taulakääpäisetkin rungot ovat yleensä kovempia ja kuivempia kuin ”itsestään” samassa ajassa lahonneet koivut.

Valkoselkätikkametsien hoidossa suositaan luonnollista lahopuun syntymistä. Metsäkuvioilla, joilla lehtilahopuuta on korkeintaan 5–6 m³/ha, lahopuuta voidaan lisätä maltillisesti, yleensä koivuja kaulaamalla. Laajamittaista lahopuun lisäämistä tikkametsässä tarvitaan vain siinä tapauksessa, että lahopuuta ei ole juuri lainkaan eikä mitään merkkejä luonnollisesti käynnistyvästä puuston kuolemista ole havaittavissa.

Jos lahopuun lisäämiseen ryhdytään lähes nolatasolta, lisääminen tehdään vaiheittain siten, että lahopuun muodostumiseen tulee jatkuvuutta. Vaiheittaisen lisäämisen tavoite voi olla 15–20 lahopuukuutiota hehtaarilla. Tästä määrästä hyötyy tikan lisäksi suuri joukko lahoavilla puilla eläviä lajeja.

Käsiteltäviä puita valittaessa voidaan tehdä lahopuukeskittymiä puuston tiheyden mukaan ja samalla vapauttaa kasvutilaa alikasvoksen puille. Tasaikäistä tiheähköä koivikkoa voidaan harventaa kaulaamalla runkoja myös epätasaisesti koko kuviolla.

Koivujen kaulaamisessa voidaan käyttää moottorisahaa tai perinteisiä työkaluja: kuorimaraudan ja kovellinta. Perinteisillä työkaluilla kaulaaminen (kuva 63) on tuottanut seurantojen perusteella hyviä tuloksia. Työläänä menetelmänä se soveltuu lähinnä pienille lahopuun lisäysmäärille. Hyviä kokemuksia on saatu myös kaasuliekillä kaulaamisesta, mutta kalliina, työläänä ja hitaana menetelmänä se soveltuu lahopuun tuottamiseen vain erityistapauksissa.

Moottorisahakaulaus on nopea ja vaikutukseltaan lähes yhtä hyvä menetelmä kuin kuorimaraudan ja kovellinten käyttö. Sahalla kierretään runko tarkasti pari kertaa ympäri siten, että sahausura on noin 1 cm:n syvyinen (kuva 63). Uraan ei saa jäädä ehjiä kohtia, sillä koivu saattaa sinnitellä pitkään, jos nesteet pääsevät kiertämään sahaamalla jääneissä johtojänteissä. Sahausura ei saa myöskään olla liian syvä, sillä myrskyt ja lumitaakat katkaisevat kuolevan ja lahoavan rungon helposti.

Monitoimikoneella voidaan tuottaa hyvää koivulahopuuta tehokkaasti. Rungot katkaistaan koneella mahdollisimman pitkään kantaan, alimman elävän oksan alapuolelta. Ylhäältä katkaistu puu kuivuu ja kuolee melko luonnollisella tavalla ja tuottaa lahopuuta, mistä tikat usein löytävät ravintoa enemmän kuin muilla tavoilla tehdyistä lahopuista. Rungon loppuosa ja latvus saavat maatua maassa.

Kaadettu koivu lahoaa maassa sopivasti, mutta koivumaapuu jäävät rehevillä mailla usein niin heinikon kätköön, että valkoselkätikka ei niitä juurikaan käytä. Koneella kaadettaessa runko voidaan nostaa esimerkiksi kiven tai maakumpareen varaan irti maasta, jolloin se on paremmin tikan näkyvillä ja saatavilla. Metsurityönä kaadettujen puiden kohdalla on saatu tikan kannalta hyviä tuloksia, kun kaadettuja runkoja on nostettu noin metrin korkuisen kannon päähän irti maasta.

Lahopuun tuottamismenetelmiä tulee edelleen kehittää ja seurantoja jatkaa, jotta päästäisiin mahdollisimman lähelle luonnollista jatkuvuutta ja lahopuun syntyä.

Hoitotoimien ajankohta

Valkoselkätikkametsien hoito tulee ajoittaa niin, että työ ei häiritse valkoselkätikan soidinta ja pesäpaikan valintaa. Siksi hoitotoimien tulee olla tehtynä maaliskuun alkuun mennessä.

Kuusen poiston aloitusajankohdaksi sopii syyskuun alku, sillä elokuussa kuusikoissa voi olla vielä sepelkyyhkyn pesintä käynnissä. Pihlajan raivauksen paras ajankohta on lehdelliseen aikaan, elokuun lopulta lokakuun alkuun. Koneelliset puuston käsittelyt on paras ajoittaa lumipitteiseen aikaan korjuujälkien minimoimiseksi.



a



b



c



d

Kuva 63 a–d. Neljä koivujen kaulausmenetelmää. a) Kuorimaraudalla, b) koveltimeella, c) moottorisahaurakaulauksella ja d) moottorisahapantakaulauksella kaulattavat koivut. Luopioinen, Pälkäne. Kuvat: Timo Laine.

Hoidon jatkuvuus

Valkoselkätikan elinympäristön hoito on käytännössä luonnollista sukkessiota vastaan toimimista. Siten, mikäli hoitosuunnan valinnassa ei tapahdu muutoksia, toimenpiteet on toistettava esim. kuusen taimien kasvamisen ja erityisesti pihlajan vesomisen takia melko nopeastikin, ehkä jo 10 vuoden kuluttua edellisestä toimenpiteestä. Tämä seikka on hyvä huomioida jo hoidon suunnittelussa. Hoidossa on pyrittävä jatkuvuuteen, jotta valkoselkätikan elinympäristön kalliiden kunnostustoimenpiteiden toistolta vältyttäisiin. Esimerkiksi metsälaidunnus on kaikissa vaiheissa eduksi valkoselkätikkametsien kehitykselle ja säilymiselle. Karja hillitsee raivattujen alueiden heinittymistä ja vesakoitumista ja polkee suurimman osan kuusentaimista sorkillaan maahan. Harkinta hoitosuunnan valinnassa ja yhteissuunnittelu etenkin perinnebiotooppien hoidon kanssa ovat avainasemassa.

Uudet tikkametsät

Suojelualueiden nuoria lehtipuuvaltaisia kuvioita voidaan ryhtyä hoitamaan valkoselkätikkää varten jo varhaisessa vaiheessa (kuva 64). Nuoren metsän kehittyminen tikan elinympäristöksi voi viedä vuosikymmeniä, joten kohteen sijainnin sekä suojele- ja käyttötavoitteiden täytyy tällöin tukea valkoselkätikkametsien hoitotavoitteita.

Uusien kohteiden kunnostus aloitetaan lehtipuuden voimakkaalla suosimisella. Isoimmille lehtipuulle raivataan kasvutilaa, jotta puusto järeytyisi sopiviin pesäpuumittoihin nopeammin kuin luonnon oman aikataulun mukaan tapahtuu. Tiheitä haapavesakoita voidaan harventaa kevyesti laikuittain runkojen järeyttämiseksi. Nuori lehtipuuvaltainen metsä saa kuitenkin jäädä kasvamaan melko tiheänä, jolloin lahoppuuta alkaa hiljalleen muodostua luonnollisella tavalla ja metsärakenne väljentyä luontaisesti valkoselkätikalle sopivaksi.

Nuoressa valkoselkätikkaympäristöksi hoidettavassa metsässä kuusta tulisi olla alle kolmasosa puuston tilavuudesta. Kuusen täydellinen poisto ei ole tarpeen, sillä tasaisen harva havupuusto tarjoaa lehtipuuvaltaisten metsien muulle linnustolle suojapaikkoja siivekkäiltä saalistajilta. Liito-oravalle havupuuston – varsinkin kuusen – suojaava merkitys on erittäin tärkeä. Liito-oravien kolohaapojen vierellä tulisikin aina olla suojaava kuusiryhmä.

4.4.4 Kustannukset

Valkoselkätikan elinympäristön hoidon kustannukset vaihtelevat paljon kohteiden välillä johdettujen puuston eroista, kohteen sijainnista sekä siitä, tehdäänkö toimenpide koneellisesti vai miestyönä. Hakkuutähteiden tai kaadetun alikasvoksen kasaus ja polttaminen tai poiskuljetus lisäävät kustannuksia merkittävästi. Siten kustannusarvio on aina kohdekohtainen. Pääosa kohteista hoidetaan edelleen henkilötyönä ja keskimäärin ajankäyttöarvio henkilötyökohteilla on ollut n. 0,5 ha/hlö/vrk (ammattimetsuri sekä raivaus- tai moottorisaha).



Kuva 64. Kuusta ja koivua kasvava nuori sekametsä on raivattu koivua suosien Mäntyharjulla. Lähellä on hyviä valkoselkätikkaelinympäristöjä. Kuva: Jarmo Halonen.

Katsaus historiaan: kuusi, lehdot ja ihminen

Kaisa Junninen

Kuusi (*Picea abies*) on metsiemme luontaisista puulajeista viimeisin, joka jääkauden jälkeen levisi Suomeen. Leviäminen alkoi idästä noin 6 500 vuotta sitten ja läntisimmän Suomen kuusi saavutti parituhatta vuotta myöhemmin. Kuusen leviäminen ei siis johtunut ilmaston viilenemisestä, kuten usein luullaan, vaan ilmasto alkoi viiletä vasta kuusen leviämisen jälkeen, noin 4 000 vuotta sitten (Seppä ym. 2009).

Ennen kuusen tuloa valtaosa Suomen metsistä oli mänty-koivu-leppäsekametsiä, joissa kasvoi myös pähkinää ja jaloja lehtipuita, kuten lehmusta (Seppä ym. 2009). Kuusi oli kaikkia näitä parempi kilpailija, joka saavutti parissa sadassa vuodessa nykytasoa vastaavan runsauden ja heikensi muiden puulajien asemaa. Eniten kuusesta kärsi lehmus, joka viihtyy samanlaisilla kasvupaikoilla kuin kuusi mutta sietää huonosti varjostusta. Myös koivu, pähkinä ja jalava taantuivat kuusen runsastuessa; ainoastaan leppien runsaus säilyi entisellään (Seppä ym. 2009).

Suomen metsät muuttuivat siis mänty- ja lehtipuuvaltaisista metsistä boreaaliseksi havumetsiksi noin 3 000–4 000 vuotta sitten. Kangasmetsien nuorten sukkessiovaiheiden lisäksi lehtipuut vallitsivat vain kaikkein rehevimmissä lehdoissa, joissa runsas ruohokasvillisuus esti kuusen uudistumisen (Heikinheimo 1915). Rehevimpien lehtojen kuusettuminen alkoi vasta ihmisen toiminnan seurauksena. Etenkin karjan laiduntaminen lehdoissa teki tilaa kuuselle.

Kuusen voittokulku katkesi kaskikulttuurin yleistymiseen 1500-luvulla. Olli Heikinheimo (1915) kuvaa kaskeamisen vaikutusta kuuseen näin: ”Niissä osissa maata, joissa kaskiviljelystä runsaimmin harjoitetaan ja asutus on tiheää, on kaskeamiskeskuksia niin lähellä toisiaan, että uloimmat kaskimetsävyöhykkeet liittyvät toisiinsa, ja seurauksena tästä on sellaisten metsien häviäminen, joissa kuusi on vallitsevana. Samalla estyy sitä siementymästä metsiin muualta kuin korpimailta, ja jollei näitä sanottavasti ole, vetäytyy kuusi pois hyvinkin laajoilta alueilta. Jotakuinkin näin on käynyt Savossa muutamissa pitäjissä, kuten Parikkalassa, Sulkavassa, Säamingissä, Kerimäellä ja Rantasalmella, joissa paikoittain ei

ole sen vertaa kuusta, että siitä saataisiin edes kaskiviljelyksessä tarvittavia oksakarhia. Kuusen hävittämistä kaskiseuduilta ovat tämän ohella suuresti edistäneet kaskista syttyneet lukemattomat metsäpalot, ja seunojen hakkuulla ja havujen otolla poistettiin sitä myöskin niiltä mailta, joissa se muuten olisi säilynyt.”

Kaskikaudella kuusi säilyi parhaiten kaskialueen ulkopuolella etelä-, lounais- ja länsirannikolla sekä itäisimmässä Suomessa, missä kosteiden kuusikorpien runsaus takasi kuusen siementuotannon ja uudistumisen kaskialueillekin. Muuten kaskiseutuja hallitsivat männiköt ja jopa tuhansia hehtaareja laajat yhtenäiset kaskikoivikot (Heikinheimo 1915). Kuusi palasi näille seuduille vasta kaskeamisen loputtua 1900-luvulla (esim. Wallenius ym. 2007). On hyvin todennäköistä, että ainakin osa nykyisestä lehtojen ”kuusettumisesta” on näiden lehtojen luontaista palautumista kaskikulttuuria edeltäneeseen tilaan.

Paitsi kuusen runsauteen, ihmistoiminta on vaikuttanut suuresti myös lehtojen runsauteen ja niiden luonnonsuojelubiologiseen laatuun. Eteläisimmässä Suomessa vain vaikeimmin hyödynnettävissä olleet lehtomaat ovat säästyneet pelloksi raivaamiselta (Alanen ym. 1995). Lisäksi laiduntaminen, metsätalous ja rakentaminen ovat muuttaneet ja hävittäneet lehtoja.

Toisaalta kaikki nykyisin lehdoiksi luokiteltavat metsät eivät aina olekaan maaperältään luontaisia lehtoja, vaan ihmisen sellaisiksi muuttamia. Nykyinen lehtokasvillisuus ja multakerros voivat olla peräisin esimerkiksi kaskeamisesta, laiduntamisesta tai peltoviljelystä, joiden seurauksena aikaisemmin paikalla sijainneen lehtomaisen kankaan pintamaa ja humuskerros ovat sekoittuneet mullaksi (Mannerkoski 2005). Kangasmetsän podsolimaannosta on tällöin säilynyt ihmisen aikaansaaman multakerroksen alla ainakin paikoittain. Nämä ”lehdot” ovat oikeastaan kangasmetsän sukkessiovaiheita, joiden pysyvyys riippuu ihmisestä: ihmistoiminnan päätyttyä ne palautuvat luontaisesti takaisin havupuustoisiksi kangasmetsiksi, joskin palautuminen voi kestää satoja vuosia. Näiden ”sukkessiolehtojen” määrää tai esiintymisalueista ei ole tietoa.

Lehtojen monimuotoisuuden turvaaminen yksityismetsissä

Lauri Saaristo



Yksityisissä talousmetsissä luonnon hoitoa kehitetään asiantuntijoiden yhteistyöllä. Kuva: Lauri Saaristo.

Lehtojen kokonaispinta-ala yksityisissä talousmetsissä on noin 150 000–200 000 ha. Yksityismetsissä lehtojen monimuotoisuutta turvataan monin keinoin. Arvokkaan lehtoelinympäristön rajaaminen luontokohteeksi voi perustua metsälakiin tai luonnonsuojelulakiin. Vapaaehtoisessa suojelussa METSO-ohjelman rahoitusmahdollisuudet voivat toimia hyvänä kannustimena yksityisen suojelun tai ympäristötukialueen perustamiselle.

Suojelurajausten ulkopuolisillakin lehtoilla on merkitystä lehtoluonnon monimuotoisuuden turvaamisessa. Monien taantuneiden lehtolajien elinolosuhteita voidaan ylläpitää talousmetsälehtoisissa puuntuotannon rinnalla, mikäli metsänkäsittelyssä otetaan huomioon lehtolajistolle tärkeitä metsikön rakennepiirteitä.

Talousmetsälehtojen luontokohteet

Rehevät lehtolaikut ovat Metsälain 10 §:n mukaisia erityisen tärkeitä elinympäristöjä. Luonnon-tilaisten tai luonnontilaisen kaltaisten kohteiden ominaispiirteet tulee lain mukaan säilyttää metsänkäsittelyssä. Lehtoja esiintyy tyypillisesti myös muissa metsälain mukaisissa elinympäristöissä, kuten pienvesien välittömissä lähiympäristöissä tai jyrkänteiden alusmetsinä. Yksityismetsien metsävaratiedoista löytyy 10 §:n tarkoittamia lehtolaikkuja yhteensä 5 040 hehtaarin alueelta (Metsätalouden kehittämiskeskus Tapio 2009).

Metsänhoitosuosituksen mukaan toimittaessa turvataan myös sellaiset arvokkaat elinympäristöt, jotka eivät täytä metsä- ja luonnonsuojelulain tai metsäsertifioinnin vaatimuksia mutta joissa on monimuotoisuudelle tärkeitä rakennepiirteitä. Tällaisia vapaaehtoisesti suojeltavia lehtoelinym-

päristöjä on yksityisten maanomistajien metsä-varatietoihin merkitty yhteensä 2 931 hehtaaria.

Edellä mainituista kohteista ympäristötukisopimusten piirissä olevia lehtoja on vuoden 2009 tilastojen mukaan yksityismetsissä yhteensä noin 1 600 hehtaaria.

Luonnonsuojelulain 29 §:n mukaisia suojeltuja luontotyyppejä ovat muun muassa pähkinäpensaslehdot sekä jalopuumetsiköt, jotka esiintyvät pääosin lehtokasvupaikoilla. Rajauspäätöksiä on tehty vuoden 2009 loppuun mennessä yhteensä 1 019 hehtaarin alueella (Ympäristöministeriö 2011a).

Lehtojen hoidon suunnittelu ja toteutus

Taloustmetsien lehtojen luonnonhoidon suunnittelu ja toteutus vaihtelevat sen mukaan, mihin edellä kuvatuista ryhmistä hoidettava elinympäristö kuuluu. Luontokohteeksi rajatussa lehdossa maanomistajan toiveet vaikuttavat luonnonhoidon tavoitteisiin ja toteutukseen ekologisten tavoitteiden rinnalla. Tavanomaisia hoitotoimenpiteitä ovat esimerkiksi kuusialikasvoksen raivaus sekä jalojen lehtipuiden ja pähkinäpensaiden suosiminen.

Metsälain 10 §:n mukaiset lehtolaikut jätetään pääsääntöisesti hoitotoimenpiteiden ulkopuolelle. Luonnonhoitoa, esimerkiksi valoisuuden lisäämistä harjun rinteiden kuivassa lehdossa, on mahdollisuus suunnitella ja toteuttaa osana ympäristötukisopimuksen tai luonnonhoitohankkeen rahoitusta. Hoitotoimet kirjataan ympäristötukisopimukseen.

METSO-ohjelman mukaisen ympäristötuki-alueen ytimenä on tavallisesti vähintään luonnontilaisen kaltainen kohde, esimerkiksi metsälain 10 §:n mukainen elinympäristö. Kohteen ympäriltä voidaan suojella myös vähemmän luonnontilaisista lehtoja, jossa luonnonhoitotyöt ovat tarpeen. Luonnonhoidon suunnittelu ja toteutus voidaan tarpeen mukaan rahoittaa joko ympäristötuella tai luonnonhoitohankkeen varoilla.

Monissa luonnonsuojelulain 29 §:n luontotyyppien pähkinäpensaita tai jaloja lehtipuita kasvavissa lehdossa on ilmeinen luonnonhoidon tarve. Vastuu hoidon suunnittelun ja rahoituksen organisoinnista kuuluu ympäristöhallinnolle.

Luontokohteiden ulkopuoliset lehdot ja luonnonhoito

Lehtolinympäristöjen ja -lajiston monimuotoisuuden turvaamisen kannalta on merkityksellistä, kuinka taloustmetsälehdossa toimitaan. Esimerkiksi Pirkanmaalla lehtoja on yksityismetsissä yhteensä noin 40 000 hehtaaria, josta eri tavoin suojeltuna on neljä prosenttia. METSO-ohjelman 2008–2016 suojelupinta-alatavoitteiden toteutumisen jälkeenkin maakunnan lehdoista 90 % on suojelurajauksen ulkopuolella. Siksi taloustmetsälehdossa on puuntuotannon rinnalla tärkeää huolehtia myös lehtolajiston säilymisestä.

Keinovalikoima on monipuolinen, ja metsänomistajan tavoitteet vaikuttavat merkittävästi lopputulokseen. Hakkuissa ja metsänhoidossa voidaan esimerkiksi suosia jaloja lehtipuita ja säilyttää tavanomaista enemmän lehtipuustoa. Aluspuustoa ja nuoria puustoryhmiä voidaan jättää raivaamatta. Hakkuussa voidaan tehdä pienaukkoja. Runsaalla säästöpuustolla vaikutetaan kohteelle syntyvään lahopuun määrään ja jalojen lehtipuiden istuttamisella puolajivalikoimaan. Yksityiskohtaiset toimintaohjeet suunnitellaan tapauskohtaisesti.

Lehtojen hoito puuntuotannon rinnalla on kustannustehokasta, sillä hoitotoimenpiteet voidaan tehdä osana normaalia metsänkäsittelyä. Suunnitteluun ja metsänomistajien neuvontaan tarvittava lisäpanostus voidaan rahoittaa esimerkiksi luonnonhoitohankkeella. Metsänomistaja voi saada luonnonhoitohankkeesta tukea myös luonnonhoitotyön toteutukseen, mikäli sen kustannukset ovat tavanomaista puunkorjuuta kalliimmat.

Taloustmetsälehdon luonnonhoidon mahdollisesti aiheuttamiin puuntuotannon menetyksiin ei ole korvausmahdollisuutta, mikä rajoittaa aiheesta kiinnostuneiden metsänomistajien määrää. Luonnonarvoja painottava lehtojenhoito voi kuitenkin tarjota hyvän vaihtoehdon kohteissa, joissa ei haluta tehdä laajoja avohakkuuta esimerkiksi rantaan tai asutukseen liittyvien maisema-arvojen takia.

Valkoselkätikkametsät kääpien ja kovakuoriaisten elinympäristönä

Kaisa Junninen, Panu Halme ja Petri Martikainen

Valkoselkätikan elinympäristöt ovat vanhoja lehtipuuvaltaisia metsiä, joissa on yleensä runsaasti lahoppuuta. Siksi valkoselkätikkametsät ovat hyviä elinympäristöjä myös muille lehtilahopuusta riippuvaisille lajeille, joiden ”sateenvarjolajina” valkoselkätikkää voidaan pitää (Martikainen ym. 1998, Roberge ym. 2008).

Harvinaisista käävistä ainakin silokääpä (*Gloeoporus pannocinctus*) ja rustikka (*Protomerulius caryae*) ovat kohtalaisen yleisiä valkoselkätikkametsissä (Halme 2008, Markkanen 2008, Halme ym. 2009). Molemmat lajit kasvavat yleensä pakurin (*Inonotus obliquus*) tai taulakäävän (*Fomes fomentarius*) esilahottamalla maahan kaatuneilla isoilla lehtipuilla, etenkin koivulla. Valkoselkätikkametsissä tavataan myös haapaan sitoutuneita harvinaisia lajeja, kuten mesipillikääpää (*Antrodia mellita*) ja poimukääpää (*Antrodia pulvinascens*) (Halme 2008, Markkanen 2008). Niissä harvoissa valkoselkätikkametsissä, joissa haapalahoppuuta on runsaasti, voivat vaatelioiden kääpien laji- ja runsaussuhteet olla hyvin erilaiset kuin tyypillisissä, koivuvaltaisissa tikkametsissä. Muilla valkoselkätikkametsien lehtipuulajeilla, kuten lepillä ja raidoilla, esiintyy vähemmän vaateliasta kääpälaajistoa.

Yleisempiä, valkoselkätikkametsiä suosivia lehtipuiden kääpälajeja ovat muun muassa pystyjen koivupötkelöiden pikireunakääpä (*Phellinus lundellii*), pörrökääpä (*Cerrena unicolor*), joka muodostaa usein tiheitä kasvustoja isojen koivujen kuolleisiin oksiin, ja piilossa koivumaa-puiden alla kasvava levykääpä (*Phellinus laevigatus*). Lisäksi valkoselkätikkametsistä löytyy pakurin esilahottamalla puulla kasvavaa tikankääpää (*Gloeoporus dichrous*) ja taulakäävän seuralaista sitkokääpää (*Antrodiella pallescens*).

Valkoselkätikkametsät ovat suotuisia elinympäristöjä myös lukuisille kovakuoriaislajeille. Lähes 40 000 yksilöä ja 300 lajia kattaneessa tutkimuksessa 16 valkoselkätikkametsästä löytyi 39 uhanalaista tai muuten harvinaista kovakuoriaislajia, joista lähes kaikki ovat lahoista lehtipuista riippuvaisia (Martikainen ym. 1998). Kahdesta tarkemmin tutkitusta, Heinolassa ja Pertunmaalla sijaitsevasta valkoselkätikkametsästä on löytynyt 16 vuoden seurannan aikana yhteensä 14 ja 19



Jättiläiskääpäkoin (*Scardia boletella*) toukat kehittyvät taulakäävän itiöemissä ja taulakäävän lahottamissa koivuissa. Aikuisten perhosten kuoriutuessa käävän tai tuohen pintaan jäävät kotelon jäänteet on helppo tunnistaa. Kuva: Petri Martikainen.

punaisen kirjan kovakuoriaislajia. Valkoselkätikkametsien harvinaisia kovakuoriaisia ovat esimerkiksi kuolleiden koivujen kuoren alla tai itse puuaineessa elävät täplämustakeiju (*Dircaea quadriguttata*) ja piilopääatukainen (*Phytobaenus amabilis*) sekä taulakäävissä viihtyvä kääpäpimikkä (*Neomida haemorrhoidalis*) ja pakurikääpää syövä takkutiera (*Dorcatoma substriata*).

Useimmille kääville parhaita kasvualustoja ovat keskilahot, kaatuneet rungot, joten monet käävät hyödyntävät valkoselkätikkametsän puita vasta sitten, kun tikka ja useimmat kovakuoriaiset ovat jo ottaneet osansa. Toisaalta osa kovakuoriaisista elää joidenkin kääpien itiöemissä tai niiden lahottamassa puussa, ja valkoselkätikalle mieluista ravintoa ovat mm. taulakäävän lahottamissa koivuissa elävät jättiläiskääpäkoin (*Scardia boletella*) toukat. Kaikille näille eliöryhmille tärkeintä on isojen lehtilahopuiden katkeamaton jatkumo. Niin tikan kuin muidenkin lajien kannalta olisi eduksi hoitaa kohdetta siten, että tikkametsän puulajivalikoima olisi runsas ja koivun lisäksi myös haavan, raidan, tuomen ja leppien esiintyminen ja lahoppujatkumo turvattaisiin.

5 Jalopuumetsien luonnonhoito

Esko Tainio ja Mikko Siitonen



Kuva 65. Tammet tarvitsevat tilaa latvukselleen, ja pellonreunat ovatkin niille hyviä kasvupaikkoja. Tammiä Mustion ruukkialueella Raaseporissa. Kuva: Heikki Kiuru.

5.1 Ekologiset perusteet

Jalopuumetsät ovat luonnonsuojelubiologisesti merkittävä elinympäristö (esim. Leinonen & From 2009). Jaloja lehtipuita, erityisesti tammea, voidaan pitää eliöyhteisöjensä avainlajeina. Jalopuut tarjoavat muulle lajistolle kasvualustoja, lisääntymispaikkoja, ravintoa ja suojaa ja mahdollistavat siten monien seuralaislajien esiintymisen. Jalopuumetsän eliöyhteisössä kokonaislajimäärä kohoaa satoihin, maaperäeläimet mukaan lukien tuhansiin lajeihin, ja myös uhanalaisten lajien määrä on suuri (lajitieto 4, 7, 8 ja 9). Pienetkin lahoppuustoiset jalopuumetsiköt voivat olla arvokkaita monimuotoisuuden keitaita.

Kotimaisia luonnonvaraisia jalopuulajeja ovat tammi, lehmus, saarni, vaahtera sekä vuori- ja kynäjalava. Lisäksi pähkinäpensas rinnastetaan joskus jalopuihin, mutta tässä oppaassa pähkinälehtojen hoitoa käsitellään luvussa 4.3.5. Jalopuut ovat pitkäikäisiä ja pysyvät pitkään elossa osit-

tain lahonneinakin. Monimuotoisuuden kannalta arvokkaimpia ovat iäkkäät, laajalatuksiset puut (kuva 65), joiden eri lahovaiheet, rungon kolot ja onkalot sekä rosainen ja usein emäksinen kuori tarjoavat sopivia elinympäristöjä lukuisille eliöille, kuten sienille, sammalille, jäkälille ja hyönteisille. Ne ovat myös monien nisäkkäiden ja lintujen levähdys- ja pesäpuita (mm. liito-orava, lepakot, näätäeläimet ja koloissa pesivät linnut).

Avoimilla paikoilla jalopuut kasvavat leveälatsuksiksi mutta leveyteensä nähden lyhyiksi. Ikääntyessään jalopuut usein onttoutuvat, ja niiden sisälle syntyy lahoavasta puuaineksesta sekä hyönteisten ulosteista ja muista jäännöksistä mulmia (kuva 66), jossa elää monia harvinaisia hyönteis- ja sienilajeja. Onttoutuvat puut tarjoavat pitkäaikaisen elinympäristön myös huonosti leviävillä lajeilla, joten huonokuntoisiakin mulmipuita tulisi pyrkiä pitämään hoitotoimin hengissä mahdollisimman pitkään erityisesti met-

siköissä, joihin ei ole kehittymässä alle sadassa vuodessa uusia suuria jalopuita. Mulmipuut ylläpitävät monimuotoista eliöyhteisöä kuolleinkin.

Jalopuiden kuoren hilseilevyys, kovuus ja pH ovat merkittäviä tekijöitä etenkin epifyyttijäkälille ja -sammalille. Kuoren happamuus vaihtelee puulajin, puun iän sekä kasvupaikan kosteuden ja varjoisuuden mukaan. Happamin kaarna on tammella, muut jalopuumme ovat happamuudeltaan haavan luokkaa (Vitikainen 2009). Monipuolisia sammal- ja jäkäläpuita ovat varsinkin pitkäikäiset, vanhemmiten karkeakaarnaiset puut.

Lähes kaikilla varttuneilla tai vanhemmilla jalopuilla, mutta erityisesti tammella ja vaahteralla, elää lukuisa joukko lahottajasieniä, jotka ilmaantuvat rungoille ja kuoleviin oksiin puiden pitkän iän myötä (kuva 67). Parhaimmillaan yhdessä jalopuussa on eriasteisesti lahonneita osia, jolloin vastaavasti lahoppuulajisto on runsasta. Useat perhoset, nivelkärsäiset ja muut hyönteiset käyttävät ravintonaan eri-ikäisten jalopuiden lehtiä, kukkia tai siemeniä. Monet putkilokasvit, nilviäiset ja esimerkiksi kallioilla kasvavat sammalet hyötyvät jalopuiden lehtikarikkeesta ja



Kuva 66. Mulmia rikkikäävän lahottaman 200-vuotiaan ontton tammen tyvellä Espoon Träskändassa. Kuva: Heikki Kiuru.



Kuva 67. Kuollut tammi on hyvä kasvualusta mm. jäkälille ja kääville, kuten tälle sokkelokäävälle. Kuva: Heikki Kiuru.



Kuva 68. Espoon Fiskarsinmäen lehmusvaltaisen lehdon aluskasvillisuuteen kuuluvat mm. kiurunkannus, käenrieska, mukulaleinikki ja lehtotähtimö. Kuva: Heikki Kiuru.

siitä syntyvästä kuohkeasta mullasta (kuva 68). Pellonraivaus ja viimeisen sadan vuoden aikana etenkin metsätalous ja muu ihmistoiminta ovat pirstoneet jalopuumetsiköt niin pienialaisiksi ja toisistaan eristyneiksi, että ne ovat hyvin herkkiä ympäröivän maankäytön vaikutuksille. Jalopuumetsään rajautuvat avohakkuut, tiet ja muut aukeat kuivattavat kasvillisuutta ja maaperää. Jalopuumetsän oma luontainen dynamiikka ei enää toimi pienissä sirpaleissa: pienaukkoja ei muodostu, jalopuusto ei uudistu ja puuston geneettinen monimuotoisuus kapenee. Ympäröivän alueen kuusta suosiva metsänhoito aiheuttaa varjostusta ja voi muuttaa jalopuumetsänkin vähitellen varjoisaksi kuusikoksi. Näistä seikoista johtuen suuri osa jalopuumetsistä kaipaa säilyäkseen jonkinlaista hoitoa, useimmiten kuusen vähentämistä ja jalopuuston latvuston tai nuorten jalopuiden vapauttamista kilpailevista puulajeista.

5.2 Luonnonvaraiset jalopuulajit Suomessa

5.2.1 Levinneisyys

Tammimetsiä kasvaa vain hemiborealisella vyöhykkeellä mutta muita jalopuulajeja myös eteläborealisella vyöhykkeellä. Laajimmalle levinnyttä lehmusta kasvaa metsiköinä (kuva 69) ja vaahteraa yksittäispuina Kuopion korkeudelle asti. Muut lajit ovat harvinaisempia ja eteläisempiä.

Jalopuut elävät Suomessa levinneisyytensä äärrajoilla. Ne levisivät Fennoskandiaan jääkauden jälkeisellä lämpökaudella ja olivat yleisimmillään noin 6 000 vuotta sitten ennen kuusen tuloa (tietolaatikko 18). Kuusen levitessä ja ilmaston viiletessä jalopuut vetäytyivät nykyisille levinneisyysalueilleen. Osa jalopuuesiintymistä on säilynyt relikteinä lämpökauden aikaisilla kasvupaikoillaan lähinnä suotuisan pienilmaston ja maaperän vuoksi.

Asutuksen leviämisen myötä jalopuiden hyötykäyttö lisääntyi ja niiden kasvupaikkoja kasrettiin maanviljelysmaaksi sekä laitumiksi karjalle. Jo 1800-luvulle tultaessa pääosa jalopuiden kasvupaikoista oli viljelys-, kaski- tai hakamaina. Metsätalouden tehostuessa jalopuita alettiin raivata pois muiden teollisesti vähäarvoisiksi katsottujen puulajien ohessa. Vielä viimeisten vuosikymmentenkin aikana jalopuumetsien arvioidaan vähentyneen 30–50 % ja niiden laadun heikentyneen voimakkaasti, etenkin kuusta suosivan metsätalouden ja rakentamisen vuoksi. Suomen jalopuumetsät on arvioitu erittäin uhanalaiseksi luontotyyppiksi (Tonteri ym. 2008). Luonnontilaisina kehittyneitä jalopuumetsiköitä on jäljellä hyvin vähän, lähinnä hankalasti saavutettavissa paikoissa, kuten saarissa, louhikoissa ja jyrkkärinteisissä paikoissa. Hoitamattomina säilyneissä, iäkästä puustoa kasvavissa jalopuumetsiköissä jalopuut ovat usein huonokuntoisia muiden puiden kilpailun vuoksi ja jalopuiden uudistuminen on heikkoa.



Kuva 69. Lehmuksen geenireservimetsä Suuressa Niinisaassa Punkaharjulla on laajimpia yhtenäisiä lehmusmetsiä Etelä-Savossa. Alueen hoidossa sovitetaan yhteen geenireservimetsän ja jalopuustoisien lehdon hoitotavoitteet. Metsikön luonnontilaisuus paranee luontaisen kehityksen myötä, mm. lahoppuun määrän lisääntyessä. Kuusta ja havupuuta poistetaan tarvittaessa myös metsikön ympäriltä, jotta lehmusmetsä säilyy valoisana ja lehmuksilla on mahdollisuus levitä laajemmalle. Kuva: Petri Silvennoinen.

5.2.2 Kasvupaikkavaatimukset

Jalopuille parhaita kasvupaikkoja ovat etelään viettävät valoisa lehtorinteet. Puiden kasvuun voimakkaimmin vaikuttavia tekijöitä ovat maaperän ravinteisuus, maalaji, maaperän kosteus ja kasvupaikan pienilmasto. Pienilmastollisista tekijöistä riittävä kasvukauden aikainen lämpö ja hallattomuus sekä ankarien talvipakkasten puuttuminen ovat jalopuille tärkeitä.

Maaperä

Kaikki jalopuut kasvavat parhaiten rehevillä lehtomailla, joilla on runsaasti savensekaista hienojakoista ainesta ja multaa sekä liikkuvaa maavettä. Pääsääntöisesti jalopuut sietävät heikosti liiallista kosteutta tai kuivuutta. Maaperän kalkkipitoisuus lisää maaperäeläinten, sienten ja mikrobien määrää, mikä puolestaan nopeuttaa hajotustoimintaa ja lisää ravinteisuutta. Jalopuita esiintyy satunnaisesti myös karummilla kasvupaikoilla, mutta siellä puut jäävät tavallisesti pienikokoisiksi ja lyhytikäisiksi. Parhaiten karuilla kasvupaikoilla kasvaa tammi, mutta myös lehmusta tavataan kangasmailla. Saarni ja kynäjalava kasvavat myös kosteilla, jopa ohutturpeisilla kasvupaikoilla, kuten runsasravinteisilla lähteisillä ja luhtaisilla mailla, joissa on liikkuvaa pohjavettä.

Jalopuiden oma lehtikarikerike vaikuttaa kasvupaikan kemiallisiin ominaisuuksiin. Typpipitoinen ja happamuudeltaan neutraali lehmuksen, saarnen ja jalavien lehtikarikerike ylläpitää maaperän hajotustoimintaa, ilmavaa rakennetta ja kasveille käyttökelpoisten ravinteiden saatavuutta. Tammen ja vaahteran happamampi lehtikarikerike sen sijaan hajoo hitaasti ja heikentää vastaavasti maaperän rakennetta. Tammen ja vaahteran seurassa kasvavat tervalepät, koivut, lehmukset ja pähkinäpensaat parantavat puolestaan lehtomaan laatua. Kuusen vaikutukset maaperään ovat samanlaisia kuin muissakin lehoissa (luku 4).

Valo ja pienilmasto

Jalopuut kasvavat kookkaiksi saadessaan paljon valoa. Eniten valoa tarvitsevat tammi (kuva 70) ja saarni, ja parhaiten varjoa sietävät lehmus, vaahtera ja jalavat. Alikasvoksena jurovat jalopuut kasvavat vallitsevaan latvuserrokseen pääasiallisena pienenaukkodynamiikan avatessa valoisampia

aukkoja metsään (kuva 71). Lehmus, vaahtera ja jalavat voivat onnistua myös hitaasti kasvamalla nousemaan vallitsevaan latvuserrokseen, mutta tammi ja saarni ränsistyvät ja riukuuntuvat alikasvoksena.



Kuva 70. Luontaiset tamentaimet ovat kasvaneet nuoreksi tammimetsäksi sen jälkeen, kun niitä varjostanut kuusikko hakattiin pois 1970-luvulla. Tammimetsää on hoidettu torjumalla kuusettumista. Laakso-lahti, Espoo. Kuva: Heikki Kiuru.



Kuva 71. Tammi taimettuu hyvin lehtomaahan, kun valaistusolosuhteet ovat sopivat. Köningstedt, Vantaa. Kuva: Heikki Kiuru.

Jalopuut kasvavat parhaiten lämpimillä kasvupaikoilla, joilla terminen kasvukausi on mahdollisimman pitkä. Tällaisia kasvupaikkoja ovat mm. mäkien eteläpuoleiset rinteet, suurten vesistöjen tai järvien rannat, maatalousmaiden reunametsät ja metsäsaarekkeet. Tuulisuudesta ei ole erityistä haittaa jalopuille, mikäli puut sopeutuvat kasvupaikan tuulisuuteen jo kasvaessaan. Parhaiten kovia tuulia kestävät tammetsät, joilla on syvälle ulottuva paalujuuri. Tuulisuuden aiheuttama mekaaninen rasitus sekä kuivattava vaikutus voivat kuitenkin heikentää jalopuiden kestävyyttä, jos niiden ympäriltä vähennetään kilpailevaa puustoa.

Halla vioittaa ja hidastaa pääasiassa nuorten jalopuiden kasvua, etenkin kasvukauden alkupuolella voimakkaassa kasvussa olevia taimia. Jalopuistamme saarni ja tammi ovat arimpia kasvukauden aikaiselle hallalle. Ne vaurioituvat avoimilla mailla jo tavanomaisina hallaöinä. Parhaiten hallaa sietää lehmus.

Jalopuiden puuaines elää lämpötilan vaihteluiden mukana enemmän kuin havumetsävyöhykkeen puulajien puuaines, joten jalopuihin



Kuva 72. Vanha tammi on kuivunut sitä nuorempien kuusten varjossa Nuuksion kansallispuiston laajennusalueella. Kuva: Heikki Kiuru.

syntyy helposti pakkasvaurioita. Etenkin pitkään kilpailevan puuston varjostuksessa riutuneet jalopuut ovat alttiita vaurioille, jos puustoa avataan voimakkaasti. Luonnonsuojelullisessa mielessä vaurioista ja niiden kautta leviävästä lahosta ei yleensä ole haittaa, mutta jalopuulajin reunapopulaatioiden säilymiselle niillä voi olla merkitystä. Liiallinen harvennus voi johtaa runsaisiin pakkasvaurioihin ja edelleen tauteihin ja lopulta reunapopulaation häviämiseen.

Jalopuiden toipumiskyky elinympäristön muutoksista heikkenee niiden latvuksen supistumisen ja puiden ikääntymisen myötä (kuva 72). Vanhat, yli 100-vuotiaat puut kasvattavat latvustaan hyvin hitaasti ja käyttävät resurssiaan lähinnä lisääntymiseen ja elintoimintojen ylläpitoon. Alle 60-vuotiaat jalopuut sen sijaan kestävät melko hyvin voimakkaitakin elinolosuhteiden muutoksia. Parhaiten muutoksia sietävät jalavat, saarnet ja lehmukset, kun taas tammetsät ja vaahterat ovat herkempiä, etenkin jos ne ovat kasvaneet muun puuston varjossa ja niiden latvus on pieni.

5.2.3 Jalopuumetsien rakenne

Luonnontilaisten varttuneiden ja vanhojen jalopuustoisten metsien rakenne on lehdoille tyypilliseen tapaan kerroksellinen (kuva 73). Pääosin järeistä lehmuksista, tammista, vaahteroista sekä muista lehti- ja havupuista koostuvan valtapuuston alla kasvaa tavallisesti melko runsas alempi latvuskerros sekä monipuolinen pensaskerros. Puusto uudistuu pääasiassa pienaukkodynamiikan kautta. Nuoremmassa metsässä puut ovat tasaikäisempiä ja kilpailevat voimakkaasti, eikä selvää kerroksellisuutta ole vielä kehittynyt.

Varsinaisten jalopuumetsiköiden lisäksi etenkin hemiborealisella vyöhykkeellä tavataan jalopuustoisia perinnebiotooppeja. Näistä komeimpia ovat satoja vuosia vanhojen tammien hallitsemat hakamaat. Edustavassa, perinnebiotoopista kehittyneessä hemiborealisessa jalopuumetsässä ylispuustona voi kasvaa pitkälle yli satavuotiasta, leveälatvuksista, hiljalleen lahoavaa hakamaatamme (kuva 74), lehdestettyä saarnea ja koivua. Kenttäkerroksessa vallitsevat sekä lehtojen että perinnebiotooppien ruohot ja heinät. Ylispuusto on kymmeniä vuosia tai jopa sata vuotta vanhempiä kuin alla kasvava puusto, ja vallitseva puusto on melko tasaikäistä. Useita jalopuustoisia perinne-



Kuva 73. Kerroksellista jalopuumetsää Espoon Fiskarsinmäellä: valtapuina 150–200-vuotiaita lehmuksia, alemmassa latvuskerroksessa vuorijalavaa ja pähkinäpensasta, taustalla kookkaita ja tuuheita kuusia. Kenttäkerroksessa kukoistavat mm. lehtosinijuuri, käenrieska, sinivuokko ja kiurunkannus. Kuva: Heikki Kiuru.

nebiotooppeja hoidetaan lehtojen ja perinnebiotooppien yhdistelminä jalopuiden hyväksi.

Jalopuustoisten metsien valtapuuston voivat muodostaa periaatteessa kaikki kotimaiset lehti- ja havupuut. Jalopuut menestyvät parhaiten hidaskasvuisten, lyhytikäisten tai mataliksi jäävien puulajien, kuten pihlajan, raidan, tuomen sekä harmaa- ja tervalepän, seurassa. Myös suhteellisen vähän varjostava ja vettä kuluttava mänty on jalopuiden kannalta yleensä melko harmiton seuralainen, mutta koivut, haapa ja kuusi kilpailevat jalopuiden kanssa valosta, ravinteista ja vedestä ja saattavat siten heikentää jalopuiden elinvoimaisuutta.

Tyypillisiä alemman latvuskerroksen varjoa sietäviä välikasvospuita ovat mm. lehmus, vaahtera, jalavat, tuomi, pihlaja ja kuusi. Edellisten lisäksi välikasvospuiksi voivat sopivan valoisissa olosuhteissa kehittyä myös tammi, saarni, koivut, lepät ja haapa. Pensaskerrokseen kuuluvat pähkinäpensas, muut lehtopensaat ja kosteammilla kasvupaikoilla etenkin tuomi. Aluspuusto ja pensaskerros estävät lehtokasvillisuudelle haitallista heinittymistä. Lisäksi ne tasaavat metsän pien-



Kuva 74. Laidunnettua tammimetsää Paraisten Lenholmenilla. Kuva: Heikki Kiuru.

ilmastoa, mikä puolestaan vähentää tuulen kuivattavaa vaikutusta ja halla- ja pakkasvaurioita.

Jalopuustoisten metsien suojelevarvot lisääntyvät yleensä puuston vanhenemisen ja metsänhoidon päättymisestä kuluvan ajan myötä. Kun jalopuumetsä vanhenee, puuston rakenne muuttuu luonnonmetsämäiseksi, puulajien määrä kasvaa ja lahoppuun määrä lisääntyy (kuva 75). Samalla yleensä lisääntyvät myös uhanalaisten ja vaatelaidien lajien määrä sekä muihin puulajeihin liittyvän lajiston monimuotoisuusarvot. Puiden lahoavat oksat, runkojen haarat sekä kuolleet maa- ja pystypuut kuuluvat metsien luontaiseen rakenteeseen. Lahoasteiden vaihtelu ja lahoavien runkojen onttoisuus sekä erikokoisten runkojen runsaus lisäävät rakenteellista monimuotoisuutta ja ylläpitävät monipuolisia elinympäristöjä. Kaikki kotimaiset puulajimme kuuluvat lehtojen luontaiseen lajistoon, joten niitä ei tulisi poistaa jalopuumetsistä kokonaan kuin painavista syistä.

5.3 Luonnonhoidon tavoitteet

Jalopuukohteiden hoito tähtää jalopuiden monimuotoisuuden säilyttämiseen (ml. geneettinen monimuotoisuus) sekä jalopuista suoraan tai välillisesti riippuvaisten lajien ja niiden muodostamien eliöyhteisöjen säilyttämiseen. Tämä edellyttää rakenteeltaan ja kooltaan vaihtelevien elävien ja kuolleiden jalopuiden jatkumon ylläpitämistä tai luomista. Jalopuumetsien hoidossa olennaisinta onkin jalopuiden elinvoimaisuuden ja uudistumisen turvaaminen sekä metsikön puustorakenteen ohjaaminen luonnontilaisille jalopuumetsille tyypilliseen suuntaan (kuva 76). Lisäksi jalopuuesiintymien pinta-alaa voidaan lisätä laajentamalla nykyisiä jalopuumetsiä tai perustamalla uusia jalopuumetsiköitä.

Metsikön sijainti, ikä, jalopuiden elinvoimaisuus ja uudistumiskyky sekä jalopuita tarvitsevien lajien määrä vaikuttavat hoitotoimien kiireellisyyteen ja voimakkuuteen. Yksittäisiä jalopuita ja



Kuva 75. Suuret lahoppuut lisäävät jalopuumetsän rakenteellista ja lajistollista monimuotoisuutta. Lattakääpä kaatuneessa tammessa Högholmenin lehdossa, Tammisaarella. Kuva: Heikki Kiuru.



Kuva 76. 150–200-vuotiasta lehmusmetsää ja yksittäisiä vanhoja kuusia Espoon Fiskarsinmäellä. Nuoria kuusia on hennetty kaulaamalla. Kuva: Heikki Kiuru.

jalopuumetsiköitä on nykyään jäljellä niin vähän, että niiden hoito kannattaa lähes aina, mikäli jalopuiden elinvoimaisuus on heikentynyt muun puuston kilpailun vuoksi eikä hoidosta ole haittaa uhanalaisille eliöille. Hoitokohteilla tulee ylläpitää keskeisiä monimuotoisuusarvoja kokonaisuutena yhden lajin tai lajiryhmän hoidon sijaan. Joskus on kuitenkin tarpeen selvittää tarkemmin uhanalaisten ja vaateaiiden lajien elinpaikat ja populaatioiden elinvoimaisuus hoidettavassa metsikössä ja lähiympäristössä sekä arvioida sen perusteella, mitä hoidetaan tai jätetään hoitamatta. Toisinaan joudutaan tekemään kompromisseja jalopuuston ja muun lajiston hoidossa ja priorisoimaan hoitotoimet kohteella esimerkiksi yksittäisiin, arvokkaimpiin jalopuihin.

Elinvoimaisia jalopuita kasvavien metsiköiden hoitotarve voi olla vähäinen tai hoitoa ei tarvita lainkaan, jos metsän luontainen dynamiikka pystyy ylläpitämään jalopuujatkumoa. Jalopuiden lehtikarike ja puuston varjostus rajoittavat kuusten ja nopeakasvuisten pioneeripuiden taimettumista metsään, jolloin jalopuiden asema säilyy ja luontainen uudistuminen tapahtuu pienaukkodynamiikan kautta.

5.3.1 Alue- ja metsikkötason tavoitteet

Hoitotoimenpiteitä suunniteltaessa on aina syytä arvioida jalopuumetsiköiden suojelutilannetta ja hoidon tarvetta esimerkiksi kunnan, vesistöalueen, saaristokokonaisuuden tai muun mielekkään aluekokonaisuuden puitteissa. Aluetasolla pyritään varmistamaan jalopuumetsien säilyminen sekä ylläpitämään ja parantamaan geenivirtaa populaatioiden välillä. Laajemmalta alueelta voidaan paikallistaa samantyyppisten metsien sijainti ja kytkeytyneisyys sekä tunnistaa mahdolliset jalopuumetsien keskittymät ja niiden lajiston lähdealueet seudulla, jolloin hoitotoimet voidaan kohdentaa alueellisesti tehokkaimmalla tavalla.

Etenkin jalopuiden esiintymisen ydinalueilla suositaan suunnitelmallisesti erilaisia jalopuumetsien eliöyhteisöjä ja lajiryhmiä siten, että joissakin metsiköissä pyritään väljempään puustorakenteeseen (kuva 77) ja toisissa metsä jätetään kehittymään ilman hoitotoimia. Luonnontilaisuudeltaan edustavat (lahopuuta, luontainen uudistuminen tyydyttävää, puiden ikä ja rakenne vaihtelevat, valtaosa jalopuista elinvoimaisia) metsiköt tulisi aina jättää kehittymään luonnontilaisina.



Kuva 77. Hoidettua tammimetsää Paavolan tammikossa Lohjalla. Metsiköstä on vuosikymmenien kuluessa poistettu kuusia ja tammen kanssa kilpailevia lehtipuita. Kuva: Esko Tainio.

Ydinalueilla on tärkeää varmistaa, että etenkin laajat jalopuustoiset metsiköt säilyvät elinvoimaisina. Eristyneitäkin jalopuupopulaatioita hoidetaan tarvittaessa puuston elinvoimaisuuden parantamiseksi. Lisäksi on tärkeää suunnata hoitoresursseja jalopuumetsiköiden kytkeytyneisyyden lisäämiseen, kuten nykyisten jalopuumetsien laajentamiseen ja uusien jalopuumetsien perustamiseen ns. askelkiviksi, jolloin metsiköt muodostavat toimivan ekologisen verkoston.

Metsikkötasolla metsikön ikä vaikuttaa hoitotoimien tarpeeseen, tavoitteisiin ja menetelmiin. Näitä käsitellään tarkemmin seuraavassa luvussa. Yleensä hoitotoimissa tulisi keskittyä vähentämään jalopuiden kanssa kilpailevia puita. Yksittäisten puiden hoidon tavoitteena on säilyttää monimuotoisuuden kannalta arvokkaimmat puut hengissä mahdollisimman pitkään ja varmistaa, että uusista jalopuusukupolvista kehittyvät elinvoimaisia ja latvus- ja runkomuodoltaan vaihtelevia yksilöitä.

5.4 Luonnonhoidon menetelmät

Jalopuumetsistä poistetaan jalopuiden elinvoimaisuutta heikentäviä puita joko kaulaamalla tai kaatamalla. Puut voidaan kaataa joko henkilötyönä tai monitoimikoneella, mutta kaulaus tehdään aina henkilötyönä. Jalopuumetsien hoito-ohjeista on tärkeää tehdä selkeät ja ymmärrettävät, niin että metsurit, talkoolaiset tai monitoimikoneen kuljettajat tietävät mitä tehdä ja miksi. Monimutkaisilla hoitokohteilla työnjohdon on syytä varautua olemaan maastossa mukana koko toteutuksen ajan. Poistettavien puiden merkitseminen maastoon esimerkiksi kuitunauhoin tai pilkkaamalla parantaa toivotun hoitotuloksen saavuttamista, vaikka merkitsemiseen kuluukin aikaa. Vähittäinen eli muutaman vuoden välein toistuva hoito saattaa tulla kertahoitoa kalliimmaksi, mutta on usein ekologisesti paras vaihtoehto. Jalopuumetsien hoito edellyttääkin pitkäjänteistä sitoutumista, sillä yleensä hoito on jatkuvaluonteista.

5.4.1 Hoito konetyönä

Poistettavat puut voidaan korjata monitoimikoneella kohteilta, joilla poistettavaa puustoa on paljon (esim. jalopuustoisista lehdoista vähennettävät kuuset) tai se on hankalasti kaadettavaa (esim. poistettavat puut ovat kallistuneet jalopuiden suuntaan tai ovat tyvestä lahoja) ja joilla maaperä kantaa sekä työskentelyalueella että sinne vievällä reitillä. Konetyöskentely on henkilötyöhön verrattuna nopeaa, ja korjatut puut ja risut saadaan tarvittaessa keskitettyä kasoihin (kuva 78).

Maaperä kantaa parhaiten routaantuneena. Routa vähentää koneen aiheuttamia juuristovaurioita, ja hoitotoimien ajoittaminen talveen mahdollistaa jalopuiden lehvästön sopeutumisen muuttuneisiin valo-oloihin ja pienilmastoon seuraavana keväänä. Lehdettömien ja lumisten jalopuiden tunnistaminen on kuitenkin vaikeaa, joten puut voi olla tarpeen merkitä kuitunauhoin jo kesällä tai niiden sijainnista voidaan piirtää kartta. Myös tutustuminen jalkaisin kohteeseen auttaa koneen kuljettajaa hahmottamaan puiden sijaintia.

Ajourien suunnittelulla voidaan vähentää maaperän ja puuston vaurioita, mutta usein reitien tarkka suunnittelu metsikön sisällä on vaikeaa. Yleensä riittää, että määritellään ne alueet, joilla kone ei saa syystä tai toisesta liikkua (esim. kosteat laikut, rotkot, harvinaisen lajin esiintymät). Lisäksi koneiden kuljettajat on ohjeistettava kiertämään ainakin paksuimmat (>30 cm) maalahopuut, etteivät puut ja niissä elävä lajisto murskaannu. Kovat rungot voi myös siirtää monitoimikoneen kouralla sivuun ajourilta, mutta pitkälle lahonneet rungot on aina kierrettävä.

Koneella työskenneltäessä syntyy lähes aina korjuuvaurioita. Jalopuiden oksien katkeilu ja muutamien puiden romahtaminen maahan eivät yleensä kuitenkaan aiheuta suurta haittaa jalopuuesiintymän säilymiselle, vaan saattavat jopa lisätä monimuotoisuutta. Vain vähän jalopuita kasvavilla kohteilla korjuuvaurioita tulee kuitenkin välttää tehostetusti poimimalla vain yksittäisiä puita koneen kouralla, tai mieluummin toteuttamalla hoito henkilötyönä. Osa poistettavista puista (etenkin järeät rungot) olisi hyvä jättää monimuotoisuutta rikastuttavaksi lahopuuksi metsään. Monitoimikoneella on helppoa siirtää



Kuva 78. Monitoimikone on karsinut lehdoista kaadettujen kuusien oksat ja latvat kasoihin, jotka voidaan myydä energiapuuksi tai tarvittaessa polttaa. Noin joka kymmenes kuusen runko jätettiin lehtoon lahopuuksi. Jätettävät kuuset valittiin järeimmästä päästä. Hoidolla tehtiin tilaa jalopuiden taimille, pähkinäpensaalle ja muulle lehtokasvillisuudelle. Lövkullauden, Raasepori. Kuva: Esko Tainio.

rungot sopiviin kohtiin lahoamaan ja tarvittaessa karsia oksat kuusista.

5.4.2 Hoito henkilötyönä

Useimmilla kohteilla hoitotyöt sopivat parhaiten metsurin tehtäväksi. Erityisesti taimikoiden ja nuorten jalopuumetsien hoidossa metsuri on ainoa vaihtoehto, mutta myös varttuneemmissa metsissä kilpailevien puiden kaulaus henkilötyönä on yleensä parempi vaihtoehto kuin monitoimikoneella työskentely. Jalopuumetsän hoito tehdään henkilötyönä, jos toimenpiteitä ja poistettavaa puustoa on vähän tai jos kohde on erityisen pieni tai herkkä vaurioille. Tällaisia ovat jotkin uhanalaisten lajien esiintymispaikat tai kasvillisuudeltaan erityisen arvokkaat ja kulumiselle herkät kohteet. Henkilötyö on usein ainoa vaihtoehto myös yksittäisten jalopuiden hoidossa.

Syksy on hoitotoimenpiteisiin sopivinta aikaa, koska puut ovat parhaiten tunnistettavissa lehdelisinä ja hoitotoimenpiteiden tekemistä kannattaa välttää lintujen pesimäaikaan.

Metsurityönä on yleensä käteväntä kaataa läpimitaltaan alle 10 cm:n tai pituudeltaan alle 12 m:n puut ja kaulata tätä suuremmat puut. Menetelmän valintaan vaikuttavat myös puuston tiheys ja oksikkuus. Puiden kaulaaminen on usein edullista myös monimuotoisuudelle: kaulatut puut kuolevat vuosien kuluessa vähitellen muodostaen metsikköön lahoppuuta ja samalla metsikön pienilmasto muuttuu hitaasti. Osa kaulatuista puista voi katketa kovassa tuulessa tai lumisina talvina, joten puita ei tule kaulata esimerkiksi sähkölinjojen, teiden tai polkujen lähellä. Kaadetuista puista etenkin järeät puut tulisi jättää maalahopuiksi.

5.4.3 Lahopuun tuottaminen jalopuista

Jalopuustoisten metsien lahoppuuserät ovat usein vähäisiä puuston nuoren iän tai metsän aiemman metsätalousoikeuden vuoksi. Jaloa lahoppuuta syntyy luontaisesti ajan kuluessa, mikä suojelualueilla yleensä riittää. Jos lahoppuun luontainen syntyminen on tietyllä suojelualueella kuitenkin niin hidasta, että se vaarantaa lahoppuulajiston säilymisen ja suojelutason, lahoppuuserää voidaan lisätä kaulaamalla jalopuita. Mulmipuiden lajistoa kaulaaminen ei kuitenkaan auta, eikä vanhoja, yli 80-vuotiaita jalopuita tule kaulata lahoppuiksi kuin erityisen painavista lajis-

suojelullisista syistä. Joskus voi olla perusteltua hankkia jaloppu-lahoppuuta myös suojelualueen ulkopuolelta (esim. kaupunkien kaadettavia puistopuita).

Kun hoidettavien jalopuiden ympäriltä kaulataan kilpailevia jalopuita, nämä jätetään aina alueelle lahoppuiksi. Vastaavasti lahoppuuta voidaan tuottaa kaulaamalla istutetun tai tasavälikäiseksi hoidetun jalopuumetsikön säännöllisen puustorakenteen rikkomisen yhteydessä. Puita voidaan myös vioittaa, jolloin niiden kasvu hidastuu ja ne lahoavat vähitellen. Osa vioitetuista puista saattaa vähitellen lahotessaan hyödyttää myös mulmipuissa viihtyvää lajistoa.

5.4.4 Jalopuutaimikon hoito

Taimikoissa on tärkeää varmistaa jalopuiden selviäminen kilpailussa muiden puulajien ja heinikon kanssa sekä vähentää jalopuutaimien tuhoja (mm. hirvieläimet, myyrät, halla). Jalopuutaimikon hoitoon tulisi ryhtyä viimeistään silloin, kun taimet ovat muutaman metrin mittaisia. Muun puuston puristuksissa pienilatvuksisiksi jääneet taimet elpyvät hitaasti. Ne jäävät helposti pitkäksi aikaa jälkeen muun puuston kasvusta, altistuvat pidempään hallalle ja eläintuhoille ja ovat honteluuden vuoksi alttiimpia myös lumija tuulituhoille. Jalopuutaimikoiden hoito sopii metsuri- tai talkootyöksi.

Jalopuiden taimien ympäriltä tulee kaataa etenkin kasvussa edelle ehtineet puut, jotka varjostavat jalopuiden latvusta ylhäältä tai yläviistosta. Jalopuutaimien koosta riippuen lähipuut tulisi raivata vähintään 1–1,5 metrin etäisyydeltä taimista, isot puut etenkin valon tulosuunnassa myös kauempaa. Näin taimet saavat kylliksi tilaa latvuksilleen ja kehittyvät elinvoimaisina. Pienissä aukoissa taimet kasvavat nopeasti pitkiksi pois hirvieläinten ja hallan ulottuvilta, joten laajempia aukkoja taimikkoon ei kannata tehdä. Laajalatuksisten valoisassa paikassa kasvavien jalopuutaimien – tulevaisuuden mulmipuiden – ympärille raivataan laajempia aukkoja vasta, kun puut ovat 3–6 metrin mittaisia, jolloin hirvi- tai laiduneläimet eivät enää yllä syömään puiden latvuksia.

Jalopuiden kasvua kirittämään tulisi jättää niitä lyhyempiä tai korkeintaan samankokoisia hidaskasvuisia puulajeja, kuten raitaa, pihlajaa, tuomea ja lehtopensaita. Nopeakasvuiset puulajit kuten koivut, kuusi ja haapa ohittavat jalopuut

helposti kasvussa, joten ne kannattaa raivata myös jalopuita lyhyempinä. Kaavamaisuutta tulee kuitenkin aina välttää, joten esimerkiksi isompien jalopuuryhmien sekä joidenkin yksittäisten jalopuutaimien lähistölle kannattaa paikoin jättää kasvamaan myös muiden puulajien yksilöitä. Edellisen puusukupolven iäkkäitä puuyksilöitä ei tulisi kaataa pienten jalopuutaimien vuoksi muutoin kuin painavista syistä, koska tällaiset puut ovat yleensä arvokkaita metsikön puustorakenteen monipuolistajina.

Varsinkin hallanarat tammi ja saarni tarvitsevat hallaisilla kasvupaikoilla verhopuuston, joka voi koostua muutamaa vuotta aiemmin istutetuista tai luontaisesti syntyneistä eri-ikäisistä puista. Parhaiten verhopuiksi soveltuvat latvukseltaan kevytrakenteiset lehtipuuyksilöt, kuten koivut, lepät ja raidat. Haavat kasvavat nopeasti ja kasvattavat usein suuren latvuksen, minkä vuoksi niiden poistaminen myöhemmin voi olla vaikeaa.

Jalopuuryhmien välisillä alueilla taimikon voi antaa rehottaa vapaasti ja karsiutua luonnollisesti, lukuun ottamatta lehtokasvillisuutta mahdollisesti haittaavia kuusia. Taimikon luonnontilaisuus ja tiheys saattavat vähentää hirvieläinten aiheuttamia tuhoja vaikeuttamalla jalopuiden löytymistä taimikosta ja tarjoamalla hirvieläimille paremmin maistuvaa ravintoa. Lisäksi tiheässä kasvuasennossa lehtomaille tyypillinen taimikkovaiheen heinittyminen ja myyrätuhot vähenevät. Hirvieläinten karkottamiseksi jalopuutaimet voi myös aidata tai käsitellä kemiallisella karkotteella. Jos taimia on paljon, voidaan ruiskuttaa esimerkiksi vain elinvoimaisimmat taimet ja taimiryhmät.

Alle puolitoistametrinen jalopuutaimien ympäriltä olisi hyvä talloa tai niittää heinät kerran tai kaksi kesällä (esim. heinäkuun alussa), koska puiden juuret eivät vielä ylety heinien juuristoa syvemmälle. Tämä parantaa jalopuiden taimien kykyä selvitä kilpailusta. Kemiallista heinien tai vesojen torjuntaa ei tulisi tehdä, ellei taimia uhkaa tukahtuminen kokonaan.

5.4.5 Nuorten jalopuumetsien hoito

Nuorissa ja varttuneissa jalopuustoisissa metsissä puulajien välinen kilpailu elintilasta on voimakkaimmillaan ja monimuotoisuuteen liittyvät arvot usein vielä vaatimattomat verrattuna vanhoihin jalopuustoisiin metsiin. Sopivilla hoitotoimilla jalopuuston ja muun puuston kehitystä voidaan

ohjata siten, että metsikön monimuotoisuus lisääntyy. Hoitotoimien tulisi varmistaa jalopuiden elinvoimaisuus ja runkomuotojen monipuolisuus sekä lisätä mahdollisuuksien mukaan lahoppuuta ja puuston rakenteellista vaihtelua. Hoitotoimissa tulee myös muistaa turvata kaikkien metsikössä luontaisesti kasvavien puulajien säilyminen.

Hoitotoimien voimakkuutta tulisi vaihdella mahdollisuuksien mukaan. Laajojen jalopuustoisten metsiköiden eri osia ja yksittäisiä jalopuita tulee hoitaa vaihtelevasti: runsaimmin jalopuita kasvavat osat voidaan raivata jalopuuvältaisiksi, muualla raivataan vain jalopuiden ympärille tilaa (kuva 79), ja osa metsikön jalopuustoisista osista jätetään hoitotoimien ulkopuolelle. Pienemmissä metsiköissä tulisi hoitaa pääosaa jalopuusta, ja vähän jalopuita kasvavilla kohteilla mahdollisesti jopa kaikkia.

Hoitotoimiin tulisi ryhtyä ennen kuin jalopuiden latvuspeittävyys kutistuu alle 40 %:n ja puut alkavat riukuuntua, sillä muuten jalopuut eivät pysy mukana muiden puulajien kasvutahdissa. Jalopuiden latvuksille avataan esteetön tila ylös ja yläviistoon. Lisäksi nuoret puut tarvitsevat ympärilleen vähintään 3–6 metriä vapaata tilaa puiden koosta ja kasvupaikan rehevyydestä riippuen. Puiden ympäriltä tulee tarvittaessa poistaa valtapuuston puita, etenkin kuusia, mutta myös koivuja, haapoja ja mäntyjä, jotka kilpailevat jalopuiden latvusten kanssa tai kasvavat helposti väliskasvosasemasta niiden sisään. Voimakkaasti vesovat haavat ja koivut voi mahdollisuuksien mukaan myös kaulata. Jalopuiden ympärille voi yleensä jättää leppiä, raitoja, pihlajia ja tuomia, mikäli ne ovat jalopuita lyhyempiä. Vaihtelevuuden lisäämiseksi joidenkin jalopuiden ympäriltä voidaan tyytyä vähentämään vain latvusta suoraan piiskaavia ja puristavia puita sekä voimakkaasti varjostavia tai muuten kilpailevia muita puulajeja eteläpuolelta.

Latvukseltaan hyväkuntoisten ja valoisiin kasvuolosuhteisiin tottuneiden jalopuiden lähiympäristön hoitotoimet voidaan toteuttaa kerralla. Pahoin riukuuntuneiden sekä varjossa pitkään heikentyneiden jalopuiden ympäriltä tulisi poistaa kilpailevia puita aina melko varovaisesti. Tällöin hoitotoimet voidaan tehdä muutamina erillisinä hoitokertoina 4–15 vuoden aikana. Kilpailevaa puustoa voidaan vähentää myös kaulaamalla, jolloin kaulattujen puiden vähittäinen harsuuntuminen ja kuoleminen tasaavat kasvu-

olosuhteiden muutosta. Varovaisuus hoitotoimissa korostuu etenkin levinneisyysalueiden rajoilla, vähän jalopuita kasvavissa metsiköissä ja pienilmastoltaan helposti jäähtyvillä kohteilla, kuten peltojen keskellä olevissa saarekkeissa ja kylmää ilmaa keräävissä laaksoissa.

Voimakkaalla kertaluontoisella raivauksella tarvitaan vähemmän hoitokertoja, mutta se lisää kantovesojen kasvua ja lehtokasvillisuudelle haitallista heinittymistä. Jos valtapuuston alla on hoitotoimien jälkeenkin hämärää, ali- ja välikasvospuut tai raivattujen puiden vesat eivät yleensä pääse kasvamaan voimakkaasti pituutta. Toisaalta vesat sekä hidaskasvuiset puulajit monipuolistavat osaltaan metsän rakennetta muodostaessaan jalopuu- ja lehtometsille tyypillistä ali- ja välikasvospuustoa. Tiheä alikasvoskuusikko on hyvä raivata, sillä se estää auringon valon ja sateen pääsyn maahan lehdoissa ja jalopuumetsiköissä ja haittaa sekä lehtolajiston että jalopuiden elinvoimaisuutta. Joskus voi olla myös tarpeen vähentää

lehtokasvillisuuden kannalta riesaksi asti runsas-
tuneita nuoria vaahteroita, koska vaahteran runsas lehvästö varjostaa ja lehtikarike tukahduttaa kasvillisuutta. Tällöinkin tulee kuitenkin jättää osa vaahteroista kasvamaan ja korvaamaan myöhemmin vanhenevia vaahteroita.

Kilpailevan puuston vähentäminen voi vähentää puuston haihdutusta alavilla mailla, kuten laaksoissa ja rinteiden alla, mikä voi joskus johtaa maaperän vettymiseen. Herkimmin vettyviä ovat saviset tai savensekaiset maat. Näillä kohteilla hoitotoimet tulisi toteuttaa vähitellen, jolloin puiden juuristo ehtii sopeutua kosteusolojen muutoksiin. Samalla tulee tarkkailla puiden kuntoa ja maaperän vettymistä – puiden kasvun taantuminen ja latvuksen kellastuminen yhdessä märän maan kanssa viittaavat liikaan vettymiseen. Parhaiten kasvukauden aikaista maaperän vettymistä sietävät saarni ja kynäjalava. Vettynyt maa voi kuivua luontaisesti, kun puut kasvavat suuremmiksi ja haihdutus lisääntyy.



Kuva 79. Lehmuksille on avattu tilaa poistamalla alikasvoskuusia ja kaulaamalla istutettuja koivuja sekä nuoria haa-
poja. Osa kaulatuista puista kaatui lumisena talvena, onnekkaisesti lehmusten ohitse, ja lehtoon syntyi maalahojuuta.
Huhtasaaren lehdot, Lohja. Kuva: Esko Tainio.

5.4.6 Varttuneiden ja vanhempien jalopuumetsien hoito

Varttuneissa ja vanhemmissa jalopuustoissa metsiköissä luonnonsuojelullisesti arvokkaat piirteet liittyvät jalopuiden ja niillä elävien lajien lisäksi luonnontilaisille metsille tyypillisiin ominaisuuksiin: puuston rakenteeseen (ml. puulajisuhteet), lahopuustoon ja lehtojen eliölajistoon yleisesti. Monimuotoisuuden kannalta arvokkaimpia ovat vanhimmat puut ja isot lahopuut sekä elinvoimaisimmat jalopuut, joissa on ainesta järeiksi tulevaisuuden mulmipuiksi. Hoitotoimilla tulee varmistaa aina arvokkaimpien jalopuiden säilyminen, mutta muuten yksittäisten puiden hoidon voimakkuutta voi vaihdella jalopuiden iän ja kunnan mukaan.

Elinvoimaisimpia, valmiiksi leveälatvuksisia jalopuita voi suosia kaulaamalla niiden ympäriltä kilpailevat puut niin, että jalopuun latvukselle tulee reilusti tilaa ympärille (4–8 m puiden asemasta ja koosta riippuen). Latvusten säilyminen lehtevinä ja ilman kilpailevien puiden puristusta on tärkeää. Toipumiskykyisten, vain lievästi riuksuntuneiden puiden ympäriltä voi aluksi vähentää niiden elinvoimaisuutta eniten heikentäviä puita. Etelän puolelta vähentämisellä on yleensä suurin vaikutus. Lisäksi jalopuiden latvusten alle syntyneet nopeakasvuisten puulajien taimet (haapa, koivu) ja jalopuiden latvuksen sisään kasvaneet puut tulisi aina kaulata tai kaataa.

Vanhimpia tai muuten raihnaisimpia jalopuita on hyvä hoitaa varovaisesti siten, että niiden elintila lisääntyy vähitellen 5–20 vuoden aikana. Aluksi riittää, että latvuksen sisään kasvaneet ja latvuksen yllä tai eteläpuolella olevat lähimmät puut joko kaadetaan tai kaulataan (kuva 80). Kaatoa suositetaan silloin, kun kaulaamisen arvioidaan olevan liian hidaskasvuinen keino parantaa jalopuun tilannetta. Jalopuiden latvusten tuuhettumisen alettua kilpailevia puita vähennetään kaulaamalla niitä vähitellen lisää 4–10 vuoden kuluttua.

Osan jalopuista voi myös jättää kilpailemaan luontaisesti ilman hoitoa. Etenkin runsasjalopuustoissa kohteilla osa jalopuista voi jäädä taantumaan kasvussaan ja kuolemaan, jolloin niistä on hyötyä lahopuuta tarvitseville lajeille ja siten monimuotoisuudelle. Vanhimpia jalopuita ja etenkin mulmipuita tulisi kuitenkin aina tarvittaessa hoitaa, jotta ne ja niillä elävät lajit säilyisivät mahdollisimman pitkään elinvoimaisina.

Jalopuiden elinvoimaisuutta heikentävän puuston vähentämistä ei tulisi lykätä kovin pitkään, etteivät jalopuiden latvukset pienene ja puut heikkene (kuva 81). Varttuneiden jalopuiden latvus toipuu ränsistyttyään hitaasti – vanhimmissa puissa tuskin lainkaan – koska puiden vanhetessa yhä suurempi osa puun resurssista kuluu puiden peruselintoimintojen ylläpitoon, rungon järeytymiseen ja siementuotantoon. Puun latvus voi näyttää melko elinvoimaiselta muun puuston puristuksessaakin, mutta kuolleet oksat, surkastunut lehvästö ja ylöspäin valoon kurottavat oksat viittaavat alkavaan ränsistymiseen.

Varttuneissa ja vanhoissa jalopuustoissa metsissä hoitotoimin voidaan monipuolistaa metsikön rakennetta luonnontilaista muistuttavaan suuntaan sekä lisätä ja ylläpitää uhanalaisille ja vaatelialle lajeille soveltuvia elinympäristöjä. Kilpailevien puiden kaulaamisella ja kaatamisella voidaan luoda lehtometsille tyypillistä kerroksellista puustorakennetta ja lisätä lahopuun määrää. Lehtipuuvaltainen ali- ja välikasvospuusto sekä pensaskerros rajoittavat kilpailullaan ja runsaalla lehtikarikkeellaan mm. jalopuiden kanssa kilpai-



Kuva 80. 150–200-vuotiaat tammet ovat jäämässä kuusten varjoon Espoon Laaksolahdessa. Kuusten poistamisella on kiire. Kuva: Heikki Kiuru.



Kuva 81. Koivut varjostavat 160-vuotiasta tammea. Kuva: Heikki Kiuru.



Kuva 82. Tiheä alikasvoskuusikko kilpailee lehmusten kanssa vedestä ja ravinteista, hidastaa roudan sulamista keväisin sekä varjostaa lehtolajistoa, joten alikasvoskuusikko kannattaa poistaa. Jalassaaren lehto, Lohja. Kuva: Esko Tainio.

levien koivujen, mäntyjen, kuusten ja haapojen taimettumista. Tämä vähentää osaltaan myös jalopuiden latvusten sisään kasvavien puiden syntyä. Puuston väljeneminen puolestaan parantaa jalopuiden taimettumista sekä ali- ja välikasvoksesta juroneiden jalopuiden mahdollisuuksia kasvaa metsikön valtuustoon.

Kaulaaminen on hyvä kilpailevien puiden poistomenetelmä, koska yleensä kaulatut puut pökkelöityvät vähitellen ja niiden latvus ja rungon osat putoilevat vähitellen alas aiheuttamatta suuria vaurioita jalopuille. Tämän vuoksi vain suurimmat havupuut ja jalopuiden suuntaan kallistuneet puut kannattaa kaataa, muut kaulata. Kaulaaminen sopii kilpailevan puuston vähentämiseen myös tuulelle alttiilla kasvupaikoilla, koska kaulatut puut jäävät heikentämään tuulen voimaa ja antavat jalopuille aikaa sopeutua uusiin tuulioloihin.

Osaa kilpailevista puista voidaan voittaa esimerkiksi kaulaamalla moottorisahalla noin 4/5 koko rungon ympärysmittasta vähintään kahtena

kaulusrenkaana. Toimenpide sopii tilanteisiin, joissa jalopuu ja kilpaileva puu ovat melko tasikäisiä eikä jalopuun latvus ole vielä pahasti heikentynyt. Vahingoitettujen puiden kasvu hidastuu ja juuristo heikkenee, jolloin ne jäävät kasvussa jalopuista jälkeen ja juuristokilpailu vähenee. Juuristokilpailu on joskus jopa kovempaa kuin kilpailu valosta. Lisäksi vaurioitettuihin puihin syntyy lahoa, mistä hyötyvät monet heikentyvisä, lahoa sisältävissä puissa elävät eliöt.

Kuusi on runsaana kasvaessaan ongelmallinen myös varttuneissa jalopuustoisissa metsiköissä. Valtapuustoon kuuluvat kuuset kilpailevat jalopuiden kanssa elintilasta ja haittaavat lehtolajiston elinvoimaisuutta neulaskarikkeellaan, varjotuksellaan ja viilentämällä pienilmastoa. Tiheä alikasvoskuusikko pidentää roudan kestoa sekä estää sateen ulottumista maahan saakka, jolloin jalopuut saattavat kärsiä kuivuudesta (kuva 82). Harvakseltaan kasvavia kuusia, jotka eivät kilpaile jalopuiden kanssa tai haittaa lehtolajistoa, ei kuitenkaan ole syytä poistaa.

Hoidettavista varttuneista tai vanhoista jalopuustoisista metsiköistä ei tule poistaa kokonaan yhtäkään luontaisesti syntynyttä puulajia, koska se heikentäisi metsikön monimuotoisuutta.

Eri jalopuulajien hoidon erityispiirteitä

Tammet vaativat elintilaa säilyäkseen elinvoimaisina. Mitä vanhempi puu on, sitä enemmän se tarvitsee tilaa latvukselleen. Vanhimmissa puissa elävän latvuksen osuuden tulisi olla mieluiten ainakin 60 %. Vanhojen tammien latvusten ympärillä tulisi olla vähintään 4–8 metriä tilaa, puiden koosta ja metsän varjoisuudesta riippuen. Ryhmässä kasvaessaan tammien latvukset sulautuvat hyvin yhteen, mutta ryhmän ympärillä tulee olla kasvutilaa.

Kilpailevaa puustoa tulisi kaulata vähitellen, sillä voimakkaat muutokset voivat johtaa tammien latvuksen kuivumiseen ja puiden kuolemiseen. Etenkin tiheissä puustoissa näivettyneiden tammien elinympäristö tulee avata varovasti ja mieluiten jättää tammia kasvamattomat osat väljentämättä ensi vaiheessa. Myös metsänreunan puustoa ja välikasvosta tulisi tällaisilla kohteilla käsitellä varovaisesti pienilmaston voimakkaiden muutosten estämiseksi. Hoidon voi aloittaa poistamalla tammien latvuksia eniten haittaavat puut ja jättämällä muut kilpailevat puut vielä paikolleen. Muut kilpailevat puut poistetaan vähittäin joko kaulaamalla tai kaatamalla seuraavien 4–15 vuoden aikana.

Ilältään 50–70-vuotiaita tammia voidaan vielä tuuheettaa vähentämällä niiden ympäriltä kilpailevia puita reilusti, jolloin tammien runkoihin puhkeaa vesioksia. Tätä vanhempien tammien runkoihin vesioksia ei enää juuri puhkeaa, sillä sadan vuoden ikään ehtinyt tammi keskittyy pääasiassa hengissä pysyttelyyn ja siementuotantoon pituuskasvun sijaan. Tällaisten ikitammien aloksiakin tulisi mahdollisuuksien mukaan yrittää säilyttää elävinä poistamalla varjostavia puita, sillä alaoksat ovat tärkeitä puiden elinvoimaisuudelle.

Saarnet kasvavat tammien tapaan parhaiten valoisilla kasvupaikoilla. Saarnien voi antaa kasvaa melko väljässäkin kasvuasennossa, jolloin niiden latvukset säilyvät suurina ja puut elinvoimaisina. Ne kestävät ympärillään voimakastakin muun puuston väljennystä, mikäli niillä on yhä riittävän lehtevä latvus. Tiheissä metsiköissä kas-

vaneiden saarnien sekä hyvin vanhojen saarnien ympäriltä tulisi kilpailevaa puustoa vähentää kuitenkin vähitellen kuten tammienkin ympäriltä.

Jalavat, vaahtera ja lehmus sietävät vanhempinakin melko varjoisia kasvuolosuhteita. Vaahtera tosin toipuu saarnen tapaan heikosti, mikäli se on ehtinyt riukuuntua pahoin. Jalavat, ja etenkin lehmus, toipuvat paremmin kasvutilan lisääntymisestä – lehmus sietää jopa melko voimakkaita toimia lähelläään (kuva 83). Muiden jalopuiden tapaan näidenkin puiden ympäriltä voi harkita vähennettävän varjostavia ja kilpailevia puita, jotta puut pysyisivät elinvoimaisina mahdollisimman pitkään, kasvattaisivat rakenteeltaan erilaisia latvuksia (kuva 84) ja tuottaisivat runsaasti siemeniä. Hyvin tiheiden metsien sisään jääneiden puiden sekä vanhojen puiden hoidossa tulee muistaa noudattaa samaa hoitosuosittelusta kuin tammien hoidossa.



Kuva 83. Koivikon alle taimettuneille lehmuksille on tehty kasvutilaa kaatamalla koivuja. Koivujen vesomistaipumusta heikennettiin aluksi kaulaamalla puut muutamaksi vuodeksi, minkä jälkeen ne kaadettiin. Kaadetut rungot jätettiin maahan lahoppuiksi. Fiskarsinmäki, Espoo. Kuva: Heikki Kiuru.



Kuva 84. 150–200-vuotiaan lehmuksen latvus levittäytyy vapaana varjostuksesta Espoon Fiskarsinmäellä. Lehmuksen alla kasvaa luonnonmukainen pensaskerros. Kuva: Heikki Kiuru.



Kuva 85. Tiheän kuusikon poiston jälkeen mm. tammi ja mänty ovat taimettuneet aukolle hyvin. Puulajien monimuotoisuutta on lisätty istuttamalla sekaan lehmusta. Königstedt, Vantaa. Kuva: Heikki Kiuru.

5.5 Jalopuumetsän perustaminen

Jalopuita ja jalopuumetsiköitä voidaan kasvattaa kylvämällä siemeniä tai istuttamalla taimia sekä hyödyntämällä luontaisesti syntyneitä taimia ja vesoja (kuva 85). Kylvö tai istuttaminen sopii etenkin kasvupaikoille, joissa on vanhoja jalopuita mutta ei luontaisesti syntyneitä taimia tai nuoria puita, tai tällaisten paikkojen läheisyyteen. Jalopuumetsiköitä voi olosuhteiltaan sopivilla kohteilla perustaa myös avohakkuualueille tai pelloille (luku 5.5.5). Jalopuita ei tule istuttaa niiden luontaisen levinneisyysalueen ulkopuolelle ilman painavia syitä. Yksityiskohtaisia ohjeita jalopuumetsien kasvatuksesta löytyy kirjasta ”Jalopuumetsät – perustaminen ja hoito” (Kiuru 2008).

5.5.1 Siementen kerääminen ja kylvö

Jalavien, vaahteran ja tammen siemenet tuleentuvat lähes joka vuosi, mutta saarnen ja lehmuksen siemenet eivät aina ehdi kehittyä valmiiksi (tau-

lukko 4). Kylvöä varten siemenet kannattaakin kerätä lämpösummaltaan riittävän lämpiminä vuosina. Runsain ja hyvälaatuisin siemensato saadaan laajalatvuksisista valossa kasvaneista puista ja esimerkiksi metsiköiden eteläreunan puista. Myös jalopuiden kasvupaikkojen lähistöllä sijaitsevat vanhat pihapiirit voivat olla hyviä siementen keruupaikkoja, sillä vanhat pihapuut ovat todennäköisesti peräisin lähistön jalopuumetsiköistä. Tämä pätee erityisesti Sisä-Suomen jalava-, saarni ja vaahteraesiintymiin.

Siemeniä tulisi kerätä vähintään kymmenistä erillisistä puista (riittävän laaja geneettinen alkuperä) mahdollisimman läheltä niiden tulevaa istutuspaikkaa. Eri puuyksilöiden siemenet kypsyvät yleensä hieman eri aikaan, joten siemeniä joutuu keräämään useamman kerran. Kerättyjen siementen alkuperä, keräysajankohta, kerääjien nimet, puuyksilöt ja metsiköt tulee kirjata huolellisesti muistiin. Siemeniä ei tule kerätä puista, joiden epäillään olevan vierasta alkuperää (esim. puisto- puut taajamissa, arboretumit ym.), tai mikäli

emopuut ovat poikkeuksellisen pakkasvikaisia tai muuten huonosti menestyneitä. Runsaat viat ja heikko elinvoimaisuus jo nuorena voivat viitata emopuun kasvupaikkaa eteläisempään alkupe-
rään.

Eri puuyksilöistä tai metsiköistä kerätyt siemenet tulee säilyttää ja kylvää erillään, jotta voidaan varmistaa siementen kylvö tai taimien istutus maastoon eri keräysalkuperää olevina ryhminä. Metsäntutkimuslaitoksella on tiedot myös alueellisista siemenkeräysmetsiköistä, joista voi hankkia siemeniä täydennykseksi.

Jalopuiden siemenet voi kylvää taimitarhalla tai suoraan maastoon. Kylvämistä suoraan metsään voi harkita, jos kasvupaikka soveltuu puulajille – eli kohteella on sopiva maaperä (viljavuus ja kosteus) ja pienilmasto (riittävästi valoa ja lämpöä) ja jos taimien kanssa kilpailevaa kenttäkerroksen kasvillisuutta on vain vähän. Yleensä jalopuille soveltuvat parhaiten loivat eteläiset rinteet, joissa on hienojakoista ja ravinteikasta maata sekä riittävästi kosteutta. Kylvön onnistuminen suoraan metsään on selvästi epävarmempaa kuin tarhalla kasvatettujen taimien istutus, mutta sopivalle paikalle jalopuita voi saada kasvamaan ilman melko hintavaa taimitarhavaihetta. Useimmat jalopuut sietävät kohtalaista varjostusta, joten niitä kannattaa kylvää harvahkon, kenttäkerroksen kasvillisuutta hillitsevän ylispuuston alle kohteilla, joilta ylispuut voidaan pääosin poistaa taimikon varttuessa.

Parhaiten suoraan kasvupaikalle kylvettäväksi soveltuu tammi, joka kasvattaa jo taimena laajan juuriston ja kestää siksi muita jalopuita paremmin heinittymistä. Muut jalopuut kannattaa yleensä kylvää taimitarhaan, mikäli tarjolla ei ole kylvöaluetta, jolla kenttäkerroksen kasvillisuutta on erittäin vähän (esim. poistetun istutuskuusikon jäljiltä vain neulasmattoa).

Jalavien siemenet tulee kylvää heti keräämisen jälkeen, sillä vain harvat niistä säilyttävät itämis-
kykynsä seuraavaan kesään (taulukko 4). Myös tammi tulee kylvää jo keräämisvuoden syksyllä. Vaahterakin kannattaa kylvää keräämisvuoden syksyllä, sillä osa vaahteran siemenistä itää heti varistuaan syys-lokakuussa. Siemeniä kannattaa kylvää ”tasaisen epäsäännöllisesti” vähintään pari–kolme siementä 3–5 metrin välein, sillä yleensä vain osa siemenistä itää ja niitä myös tuhoutuu siemensyöjien ja patogeenien vuoksi. Pienet siemenet kylvetään muutaman millimetrin syvyyteen, isommat terhot 2–3 cm:n syvyyteen. Kylvökohtien tulisi olla valoisia esim. palteiden reunoja, joissa vesi ei jää seisomaan, kasvin juuret ulottuvat kivennäismaahan ja muun kasvillisuuden kilpailu on vähäistä.

Siementen kasvuunlähdön ja taimien ensimmäisten elinvuosien helpottamiseksi kenttäkerroksen kasvillisuuden kilpailua voi vähentää muokkaamalla maata. Suojelualueilla tulee käyttää kevyitä menetelmiä, kuten kuokalla laikutusta, kevyttä äestystä (pellot ja poistetut, aluskasvittomat istutuskuusikot) tai mutkaista aurausta (sopii lähinnä entisille pelloille). Lannoituksen tai ojituksen tarve taimien auttamiseksi viittaa siihen, ettei kasvupaikka sovellu jalopuille lainkaan.

5.5.2 Pistokkaiden kasvatus

Lehmusta voidaan lisätä myös pistokkaista. Pistokkaita kerätään paikallista alkuperää olevien puiden pitkäversoista ja vesoista, ja ne laitetaan leikkaamisen jälkeen nopeasti veteen. Pistokkaita pidetään aluksi ravinnepitoisessa nesteessä, jossa niille kasvaa juuret. Sen jälkeen pistokkaat istutetaan kasvatuspurkkeihin ja niitä kasvatetaan taimitarhalla tai vastaavassa paikassa vuosi tai

Taulukko 4. Jalopuiden siementen keräämisessä huomioitavia puulajien erityispiirteitä.

	Tammi	Lehmus	Jalavat	Saarni	Vaahtera
Siemen tuleentuu	lokakuussa	syksyllä	kesä-heinäkuussa	syksyllä	loppukesällä
Siementen keräys (mistä löytyy)	puun juurelta	puusta ja puiden lähiympäristöstä sekä hangelta (tuuli levittää)	puiden lähiympäristöstä (tuuli levittää); ensimmäiset siemenet yleensä hyönteisten syömiä	puusta ja puiden lähiympäristöstä (tuuli levittää)	puusta ja puiden lähiympäristöstä (tuuli levittää)
Siemen itää	usein jo samana syksynä	joskus vasta 2 vuoden kuluttua	samana kesänä, pieni osa vasta keväällä	seuraavana keväänä	osa syksyllä, osa seuraavana keväänä

kaksi. Pistokkaat istutetaan sopivalle kasvupaikalle 25–40 cm:n mittaisina.

Pistokastaimien kasvattaminen vaatii erityisosaamista ja on varsin kallista. Lisäksi epäonnistumisen riski on suuri ja pistokkaiden käyttö kaventaa perustettavan metsikön geneettistä vaihtelua. Pistokkaita tulisikin kerätä mahdollisimman monista puista ja mieluiten melko suurista jalopuumetsiköistä. Pistokkaista voidaan uudistaa jalopuumetsiköitä jalopuujatkumon turvaamiseksi kohteilla, joilla siementuotanto ei onnistu.

5.5.3 Taimien istutus

Suojelualueelle voidaan perustaa jalopuumetsikkö taimista, joiden alkuperä on kyseisellä suojelualueella tai sen lähialueella. Sopiva taimien istutusajankohta on keväällä tai syksyllä koivujen tapaan. Istutuksen on tapahduttava viimeistään 3–5 päivän kuluessa taimien nostosta, sitä pikemmin mitä lämpimämpiä päivät ovat.

Taimet voidaan istuttaa paljasjuurisina tai paakkutaimina. Paakkutaimien juuriston kunto on aina tarkistettava ja tarvittaessa paakut avattava. Paljasjuuriset taimet ovat yleensä varmempi valinta. Istutettavien taimien tulisi olla vähintään 20–40 cm:n pituisia, jotta ne selviävät kilpailussa muun kasvillisuuden kanssa. Pienempiä taimia kannattaa istuttaa ainoastaan kohteille, joilla muun kasvillisuuden kilpailu on vähäistä. Tammi tosin kannattaa istuttaa jo 10–20 cm:n korkuisena, sillä muutoin sen paalujuuri kasvaa liian pitkäksi ja tekee istuttamisesta hankalaa.

Jalopuuntaimien hinnat ovat melko korkeita, joten suuri istutustiheys saattaa tulla kalliiksi. Jalopuiden ohella metsään voikin istuttaa muita, hinnaltaan edullisempia puulajeja yksittäisinä puina, pieninä puuryhminä tai mutkaisina riveinä. Luonnonsuojelualueilla jalopuutaimikon täydennyspuina tulisi suosia luontaisesti syntyneitä lehtipuita, kuten haapaa, koivuja, leppiä, pihlajia ja raitoja. Etenkin kuivahkoilla mailla täydennyspuuksi sopii myös mänty. Monien puulajien muodostama sekametsä paitsi suojaaa taimia myös lisää luonnon monimuotoisuutta.

Sekapuustoissa taimikoissa jalopuun taimien ympäristöä saattaa joutua raivaamaan, sillä jalopuiden taimet jäävät helposti jälkeen muiden puiden kasvusta etenkin lehtoja karummilla kasvupaikoilla, kuten lehtomaisilla kankailla. Täydennyspuiden määrää on hyvä ryhtyä vähentä-

mään, kun ne alkavat haitata jalopuiden latvuksia tai kasvua. Muodostaessaan jalopuiden ylle harvahkon ylispuuston ne voivat suojata jalopuita hallarajan ohittamiseen saakka, minkä jälkeen ne on poistettava.

Myös luontaisesti syntyneitä taimia voidaan siirtoistuttaa sopivalle kasvupaikalle taimien syntypaikan lähetyville. Tämä onkin suositeltavin tapa pienimuotoiseen jalopuumetsien laajentamiseen tai perustamiseen suojelualueilla. Siirrettäviksi kannattaa valita (puulajista riippuen) 2–5-vuotiaita taimia, jotka ovat vielä kaivettavissa juuristoa pahasti rikkomatta. Tammen taimet voi siirtää jo yhden kasvukauden ikäisinä.

5.5.4 Jalopuutaimikoiden ja nuorten metsien suojaaminen

Taimien suojaaminen hirvi- ja jäniseläimiltä on melko kallista, ja se kannattaakin lähinnä taimitarhalla kasvatettuja taimia istutettaessa tai kohteilla, joissa jalopuumetsän synty halutaan varmistaa. Parhaiten kasvinsyöjille maistuvat tammi ja vaahtera, ja jänikset vahingoittavat myös jalavaa. Lehmusta eläimet eivät suuremmin ahdistaa.

Taimikon alkuvuosina tärkeintä on myyrätuhojen ja heinän torjunta. Heinittymistä voidaan hillitä peittämällä maa taimen ympäriltä kuorikekatteella, pahvisilla ns. taimitassuilla tai vaikka sanomalehdillä. Heiniä voidaan poistaa taimien ympäriltä myös kitkemällä tai leikkaamalla niitä kukkimisaikaan heinäkuun alkupuoliskolla, etenkin herkästi heinittyvillä avoimilla viljelykohteilla.

Peltomyyrää vastaa ainoa toimiva suoja on kierreputki tai vastaava tyveä suojaava putkimainen, vähintään 30 cm korkea kaulus (kuva 86). Korkeammat (1–1,5 m) putkisuoijat suojaavat taimia myös jäniksiä vastaan, ja putken sisällä taimi kasvaa pituutta nopeammin kuin ilman suojaa, jolloin kasvinsyöjille altis aika jää lyhyemmäksi.

Hirvieläimiä voidaan torjua aitaamalla koko alue, kunnes taimet ovat vähintään viiden metrin korkuisia (ks. myös luku 2.4.3). Myös perinnetoiteilla voi olla tarpeen turvata jalopuujatku- mo aitaamalla osa laitumesta jalopuiden taimien suojelemiseksi laiduneläimiltä. Aitaamiskauden jälkeen aita voidaan siirtää seuraavaan taimikoon.

5.5.5 Jalopuumetsän perustaminen pellolle

Jalopuumetsiköitä on mahdollista perustaa pelloille, jotka sijaitsevat jalopuustoisten lehtojen läheisyydessä ja joiden maaperä on jotain muuta kuin seisovaa märkyttä keräävää jäykkäsavaa. Lannoitusvaikutus saattaa vääristää maaperän viljavuudesta saatavaa käsitystä, joten kovin hiekkaisille tai hietaisille pelloille jalopuita ei kannata istuttaa ilman viljavuuden tarkempaa selvitystä.

Metsitettävä pelto kannattaa äestää ja harata ennen istutus- tai kylvötoihin ryhtymistä. Mikäli pellon metsittyminen ja lehdoksi palautuminen on jo luontaisesti käynnistynyt, ei maata kuitenkaan rikota, etteivät luontaiset taimet vaurioidu. Etenkin harmaaleppä, tuomi ja raita ovat hyvin käyttökelpoisia suoja- ja kirityspuita jalopuutaimikon alkuvaiheessa. Maanpinnan laaja rikkomi-



Kuva 86. Peltoon istutettu kynäjalavantaimi on suojattu myyriltä muoviputkella. Fiskarsin alue, Espoo. Kuva: Heikki Kiuru.

nen on tarpeetonta myös silloin, kun istutetaan suhteellisen kookkaita (yli 40 cm) jalavan, saarnen tai vaahteran taimia, sillä ne yleensä selviävät ruohikossakin, jos istutuspaikka suojataan heinää vastaan esimerkiksi tyven ympärille laitettavalla kankaanpalalla.

Savipellolle istutuslajeiksi sopivat parhaiten tammi (kuivat pellot) tai saarni (kosteat). Myös lehmus menestyy savimaalla, jos siinä on hieman muutakin ainesta joukossa. Hiesu- ja moreeni-mailla menestyvät kaikki jalopuut, mutta saarni on vaikeuksissa liian kuivilla tai helposti kuivuvilla rinnepelloilla.

5.5.6 Luontaisen jalopuualikasvoksen kehittäminen jalopuumetsäksi

Sopivalle kasvupaikalle syntynyttä jalopuualikasvosta voi auttaa nousemaan vallitsevaan latvuserrokseen kaulaamalla tai kaatamalla niiden yllä kasvavia ylispuita. Varmimmin jalopuualikasvoksen vapauttaminen onnistuu nuorta ja varttunutta puustoa kasvavissa metsiköissä. Vanhemmissa metsissä alikasvostaimien kasvu elpyy hitaammin, mikäli niitä varjostavia ylispuita ei väljennetä riittävän laajalta.

Ylispuita tulisi vähentää viimeistään silloin, kun taimien kasvu alkaa varjostuksen ja juuristokilpailun vuoksi hiipua. Varmimmin ylispuiden poistosta toipuvat pienet taimet (0,3–2 m); iän myötä kaarnoittuneet tai voimakkaasti riukuuntuneet taimet toipuvat selvästi heikommin. Elinvoimaisten alikasvoksena kasvavien jalopuutaimien voi antaa kasvaa ilman toimenpiteitä jopa vuosikymmeniä, mikäli niillä on riittävästi valoa ja tilaa nousta valtapuustoon.

Jalavien ja lehmusten yltä varjostavat puut voidaan kaataa jopa kerralla, mikäli siitä ei ole luonnonsuojelullista haittaa (esim. lehtokasvillisuudelle). Myös tammi, vaahtera ja saarni kestävät hyvin voimakkaita valo-olojen muutoksia, mutta hallanaroilla paikoilla taimien ylle on hyvä jättää latvukseltaan kevytrakenteisia verhopuita, jotka voidaan poistaa myöhemmin kokonaan. Hyvin varjoisissa oloissa kasvaneiden jalopuutaimien yltä ylispuita tulisi vähentää vähitellen.

6 Metsien paahdeympäristöjen luonnonhoito

Harri Tukia ja Maarit Similä

6.1 Ekologiset perusteet

Paahteisuuutta ilmenee luontaisesti hyvin erilaisissa elinympäristöissä, aina Suomenlahden rannikon hiekkarannoilta tunturiyläntöiden hiekkatievoille saakka (mm. Rytteri 2005). Paahteisia elinympäristöjä on metsäisillä mailla (kuva 87), metsälaitumilla ja avoimina hoidetuilla perinnebiotoopeilla, rannoilla sekä pienialaisina mm. jyrkännteillä ja törmillä sekä avosoiden korkeilla kermeillä ja jännteillä. Paahdeympäristöissä on äärevät olosuhteet: aurinkoisina päivinä on kuumaa ja kuivaa, öisin kylmempää kuin lähiympäristössä. Kasvillisuus, joka tasaisi lämpötiloja, on aukkoista. Paahdeympäristöjen säilyminen vaatii ulkoisia häiriöitä, esimerkiksi metsäpaloja, eroosiota, tuulen, veden ja jään kulutusta, laidunnusta, niittämistä tai talaantumista (kuva 88). Osa paahdeympäristöistä säilyy luontaisesti avoimina, osa tarvitsee hoitoa. Tässä luvussa keskitytään metsää kasvavan harju- luonnon paahdeympäristöjen hoitoon.

Metsäisten maiden tyypillisimpiä kuivien ja paahteisten ympäristöjen paikkoja ovat harjujen eteläpuolen paisterinteet. Harjumetsiä on mannerjäätikön sulamisvesien aikaansaamalla reunamuodostumilla, pitkittäisharjuilla ja saumamuodostumissa. Valtaosa harjumetsistä on hiekkapohjaisia, mäntyvaltaisia, karuja ja keskikaruja metsämaita. Lajistollisesti arvokkaita paahderinteitä on arvioitu olevan Suomessa noin 1 200 hehtaaria. Etelä-Suomessa merkittäviä paahderinteitä ja arvokasta lajistoa on esimerkiksi Salpausselkien reunamoreenien ja kookkaiden pitkittäisharjujen yhteydessä mm. Hämeessä ja Satakunnassa. Pohjoisempana edustavia paahderinteitä on mm. Rokuan ja Sotkamon harjuilla ja dyyniharjanteilla.

Paahdeympäristöjä esiintyy harjuilla luontaisesti lähinnä metsän kehityksen alkuvaiheessa, metsäpalon tai myrskyn seurauksena syntyneissä ympäristöissä. Pienialaisia paahdeympäristöjä voi syntyä myös vanhempiin metsiin, ja lyhytaikaisia paahteisia elinympäristöjä voi syntyä minnetahansa metsäluontoon metsäpalojen tai muiden häiriöiden seurauksena. Mitä karummalla ja ääre-

vämmällä paikalla häiriö esiintyy, sitä pitempään palon vaikutukset ylläpitävät pohjakerroksen rikkonaisuutta ja sitä hitaammin puustorakenne sulkeutuu. Esimerkiksi keski- ja pohjoisboreaalisien metsäkasvillisuusvyöhykkeen mäntyvaltaisissa hiekkapohjaisissa metsissä voimakkaan yksittäisen häiriön vaikutus voi kestää jopa useita vuosikymmeniä.

Geomorfologialtaan ja puustorakenteeltaan luonnontilaisia tai sen kaltaisia, myös varttunutta ja vanhaa metsää kasvavia monipuolisia harjumetsiä ei Suomessa enää ole. Maisemallisesti painottunut harjumetsien hoito on tehnyt näistä metsistä maisemallisesti edustavia, mutta puuston rakenteen ja monimuotoisuuden kannalta varsin yksipuolisia (kuva 89). Talousmetsinä hoidettujen harjumetsien valtapuulaji on yleensä mänty ja metsät ovat usein hyvin tasarakenteisia. Kenttäkerroksen kasvillisuus on varpuvaltaista ja lahopuuta on vähän. Pohjakerrosta peittää paksu karike- ja kunnakerros jopa jyrkillä rinteillä. Paahdelajistoa saattaa löytyä vielä polkujen, tieurien ja sähkölinjojen varsilta sekä vanhojen muurahaiskekojen reunoilta. Sukkession alkuvaiheen lajeilla ja kilpailussa huonosti menestyvillä paahdeympäristöjen lajeilla ei kuitenkaan ole tällaisissa metsissä elämis- tai leviämismahdollisuuksia ilman aktiivisia hoitotoimia. Myös luontaisten häiriötekijöiden puuttuminen ja ilman mukana kulkeutuvien ravinteiden aiheuttama rehevöityminen ovat muuttaneet ja yksipuolistaneet harjuluontoa.

Luontaisten paahdeympäristöjen vähäisyyden vuoksi harjuilla elävä lajisto on taantunut ja lähes 200 harjumetsien lajia luokitellaan nykyään uhanalaisiksi tai silmälläpidettäviksi (Rassi ym. 2010). Paahdeympäristöille tyypillistä lajistoa kutsutaan paahdelajistoksi (tietolaatikko 21). Tyypillisimmät paahdelajit ovat putkilokasveja ja hyönteisiä (From 2005). Lajit ovat sopeutuneet kuiviin ja paahteisiin olosuhteisiin sekä olosuhteiden voimakkaaseen vaihteluun. Paahdepaikkojen kasvien siemenet itävät parhaiten hiekka- tai



Kuva 87. Palanut karu kalliomännikkö Nuuksion kansallispuistossa edustaa metsäistä paahdeympäristöä. Kuva: Harri Tukia.



Kuva 88. Rokuan kansallispuiston Syvyydenkaivon, Suomen suurimman supan, lajistollisesti arvokkaat paahdeympäristöt pysyvät avoimina retkeilijöiden aiheuttaman tallaamisen ansiosta. Kuva: Päivi Virnes.



Kuva 89. 130-vuotiasta harjumetsää Hämeenkaan harjun lounaisrinteellä. Puuston aukkoisuus ei riitä paahdetta suosiville kasvilajeille ja lahopuun määrä on pieni. Kuva: Harri Tukia.

sorapintaisissa kohdissa. Kasviesiintymien koko vaihtelee luontaisesti muutaman yksilön erillisistä keskittymistä muutamien, korkeintaan kymmeneen aarien harvoin kasvustoihin. Laajoja esiintymiä syntyy yleensä vain jatkuvan ihmistoiminnan aikaansaamiin korvaaviin elinympäristöihin, kuten sorakuoppiin ja lentokentille (tietolaatikko 22).

Paahdekasvilajien elämänkiertoon sopeutuneet ja kasveista täysin riippuvaiset hyönteislajit selviävät tai häviävät paikallisesti isäntäkasvilajiansa muutosten mukaan. Aina ei riitä oikean isäntäkasvin esiintyminen, vaan monet hyönteislajit tarvitsevat myös paljasta kivennäismaata tai niillä on muita erityisvaatimuksia elinympäristönsä suhteen (tietolaatikko 21). Esimerkiksi kaatuneet puut ovat pienilmastoltaan äärevillä aukoilla tärkeitä levähdys- ja paistattelupaikkoja lentäville hyönteisille kuten perhosille, pistiäisille, karpäsille ja kovakuoriaisille.

6.2 Tavoitteet ja hoitokohteiden valinta

Paahdeympäristöjen hoidon tavoitteena on ylläpitää olemassa olevia paahdeympäristöjä ja parantaa niiden edustavuutta sekä palauttaa paahdeiset luontotyypit niiden luontaisille esiintymispaikoille. Hoidon avulla varmistetaan harvinaistuneiden paahdelajien populaatioiden elinvoimaisuus ja leviämismahdollisuudet.

Ekologisesti perustelluinta ja kustannustehokkainta on hoitaa sellaisia paahdealueita, joissa kasvaa vielä tyyppillistä paahdepaikkojen lajistoa tai elää paahdeympäristöjä vaativia tai suosivia lajeja (tietolaatikko 21). Umpeenkasvaneiden tai täyspuustoisten harjumetsien mahdollisia paahdeympäristön hoitokohteita ovat esimerkiksi harjujen etelä- ja lounaisrinteet enintään muutaman sadan metrin etäisyydellä elinvoimaisesta paahdelajistoesiintymästä (luontaisessa tai korvaavassa elinympäristössä). Hoidon perusteeksi käy myös historiatieto, että kohteella on ollut joskus paahdeympäristöjen lajistoa. Koska paahdeympäristöjä suosivien putkilokasvilajien esiintymät ovat

luontaisestikin pääsääntöisesti pienialaisia, myös hoito voi olla pienialaista, jolloin toimenpiteet keskitetään sopivaan kohtaan harjurinnettä.

Lyhyellä aikavälillä (alle 5 vuotta) tärkeintä on lisätä kohteen paahteisuutta ja valoisuutta puustoa avaamalla sekä poistaa aluskasvillisuutta ja paljastaa kivennäismaata. Hoidossa tulee huomioida kohdekohtaisesti myös paahdelajien erityisvaatimukset (kuva 90).

Pitkällä aikavälillä (yli 5 vuotta) hoidon tavoitteena on turvata paahdeympäristön säilyminen sekä paahdelaikun ekologiset yhteydet (kytkemyneisyys) toisiin paahdekohteisiin ja lajiesiintymiin. Paahdeympäristöistä on erityisesti laajemmilla harjukokonaisuuksilla suositeltavaa suunnitella omistus- ja hallintaoloista riippumattomia paahde-elinympäristöverkostoja (esim. Lopen–Tammelan paahdeympäristöverkosto ja Jämijärven Hämeen kangas s. 139 ja 144), joiden sisällä paahdelajien populaatiot pystyvät leviämään ja liikkumaan. Verkoston olisi hyvä sisältää eri kehitysvaiheissa olevia paahdekohteita. Osa paahdekohteista joudutaan hoitamaan puustoa säännöllisesti avaamalla jatkuvan paahteisuuden säilyttämiseksi. Kohteiden lajiston hoidon tavoitteet ja toteutus voidaan parhaimmillaan yhdistää kustannustehokkaasti metsänhoitotoimenpiteisiin.



Kuva 90. Ruususiipisirkan ja palosirkan elinympäristön hoitoa varpuja, jäkälää ja taimikkoa käsin raivaamalla. Säskylänharju. Kuva: Antti Below.

6.3 Luonnonhoidon menetelmät

6.3.1 Varjostavan puuston vähentäminen

Harjumetsien lakiosia ja pohjoisrinteitä sekä glasifluviaalisten muodostumien hiekkakankaita (harjut, deltat, sandurit) voidaan tarvittaessa ennallistaa kuten muitakin kangasmetsiä pienaukotuksen (luku 2.4) ja lahopuun lisäyksen (luku 2.3) menetelmin.

Harjujen etelä-länsisuuntaisten paahdeympäristöjen hoidossa kiireellisintä on puuston aukottaminen. Paahdelaikkuun olisi hyvä tulla kesäaikaan suoraa auringonpaistetta vähintään kymmenen tuntia vuorokaudessa. Avoimeksi hakattavat kohdat muistuttavat luontaisen häiriödynamiikan synnyttämiä puuttomia tai vähäpuustoisia sukkessiovaiheita. Poistettavat puut valitaan siten, että rinteiden varjostus vähenee mahdollisimman paljon. Valinta on helpointa tehdä aurinkoisena päivänä, jolloin yksittäisten puiden varjostus on helpoimmin nähtävissä. Yleensä puuston poisto on tärkeämpää rinteiden ala- kuin yläosasta, koska rinteiden alaosissa kasvavat puut varjostavat kasvaessaan myös ylärintettä (kuva 91). Monimuotoisuus- ja maisemasyistä isot lehtipuut ja kuolleet puut tulee aina säästää paahdekohteilla.



Kuva 91 a ja b. Nuori, tiheä puusto varjostaa lajistoltaan vielä edustavaa supan paahderinnettä ja pohjaa (a). Puusto kaadettiin supan paahdekasvillisuudeltaan arvokkaimmista osista. Puut ja hakkuutähteet raivattiin avatulta alueelta. Isompia runkoja jätettiin lahopuiksi (b). Loppi, Oikkaanmäki 2003. Kuvat Harri Tukia.

Myös yksittäisten järeiden mäntyjen jättäminen on suositeltavaa.

Puustoa kannattaa avata aukoittain eli kaataa puita ryhminä, jolloin puuston rakenteeseen saadaan aukkojen ja pystypuuryhmien vaihtelua. Puuston poisto laajalta alueelta yhdellä kertaa voi olla paahdelajistollekin liian äkillinen hoitotoimi. Tarvittaessa hakkuutähde eli oksat ja latvat kuljetetaan pois tai poltetaan kasoissa.

Puut voidaan hakata koneellisesti tai henkilötyönä. Pienialaisilla tai muuten erityisillä kohteilla, joista puustoa poistetaan alle 20 m³, puusto kannattaa korjata henkilötyönä, etenkin jos rungot voidaan jättää karsittuina paahdeympäristöön lahopuiksi. Jos poistettavaa puustoa on enemmän, metsäkoneen käyttö on yleensä perusteltua. Kone ei pysty kuitenkaan liikkumaan jyrkässä rinteessä, joten puut saattaa olla tarpeen kaataa henkilötyönä ja vetää esimerkiksi vinssillä rinteiden ylä- tai alaosaan poiskuljetusta varten. Puiden koneellisen korjuun ja siirtämisen yhteydessä pohjakasvillisuus rikkoutuu, mikä vähentää erillistä rinteiden kuntien rikkomisen tarvetta. Puuston poistaminen saattaa aiheuttaa myös eroosiota eli rinteiden pintakerroksen hiekan

tai soran valumista. Eroosioriski on suurin silloin, jos kunntaa sitova kasvillisuus vahingoittuu laajoilta alueilta. Tämä on huomioitava etenkin jyrkkien rinteiden paahdeympäristöjen hoidon suunnittelussa, sillä soran tulisi pysyä rinteellä hoitotoimien jälkeenkin.

Kun harjumetsiä hoidetaan puustoa aukottamalla, kuolleet puut sekä kaadettuja ja kaulattuja puita tulee aina jättää paahdeympäristöön lahopuiksi. Kaadetut maapuorungot karsitaan tarvittaessa oksien ja lehtien tai neulasten varjostusvaikutuksen välttämiseksi. Jos hoidettavaan rinteeseen ei jää eläviä pystypuita, jotka pysäyttäisivät kaadettujen runkojen kierimisen alaspäin, lahopuiksi jätettävät rungot on syytä kaataa rinteeseen kohtisuoraan korkeuskäyrien vastaisesti. Korkeuskäyrien suuntaisesti jätetyt rungot saattavat valua rinnettä alas lumen, sadveden tai ulkoilijoiden liikuttelun seurauksena. Maapuilla voidaan myös ohjata ihmisten kulkua paahderinteellä ja pitää kulkijat poissa esimerkiksi kulutukselle herkiltä paikoilta, kuten hiekkaisilta rinteiltä.

Harjumetsien paahdeympäristöjen hoidossa tulisi aina ottaa huomioon maisemanäkökohdat

Lopen–Tammelan paahdeympäristöverkosto

Lopen Komion suojelualue on pieni osa laajempaa Maakylän–Räyskälän Natura 2000 -aluetta, jonka suojelun keskeinen tavoite on harjukokonaisuuden (Salpausselkä II) sekä harju- ja paahdelajiston turvaaminen. Suuri osa Natura-alueesta on metsätalouskäytössä, jolloin paahdekohteita hoidetaan ja lajistoa suojellaan maa-aines- ja metsälain puitteissa. Metsähallituksen luontopalvelujen hoitaman Komion suojelualueen pinta-ala on noin 600 ha.

Suojelualueen paahdekasvilajien esiintymiä on kartoitettu ja hoidettu 2000-luvulta lähtien. Suojelualueelta on löydetty 30 uhanalaista ja silmälläpidettävää hyönteislajia (Salminen 2007). Komion harjujen ja suppien rinteillä sekä polkujen ja teiden varsilla säilyneitä paahdelajistoesiintymiä on hoidettu avaamalla puustoa, kiskomalla paahdeympäristöistä puun taimia ja kanervia juurineen sekä rikkomalla maanpintaa koneellisesti ja kuokkimalla. Nuoria, tasalaatuisia mäntymetsiä on myös poltettu. Yhdelle poltetulle paahdekohteelle on saatu palautettua paahdetta vaativaa lajistoa pitämällä kastikat kurissa nautalaidunnuksella.

Harjumetsien paahde-elinympäristöverkostoa ja lajiston hoitoa olisi laajennettava myös suojelualueiden ulkopuolisiin talousmetsiin, sillä iso osa arvokkaista harjukohteista ja lajistoesiintymistä sijaitsee varsinaisten suojelualueiden ulkopuolella. Paahdeympäristöä on Maakylän–Räyskälän Natura-alueella Komion suojelualueen välittömässä läheisyydessä myös UPM Kymmene Oyj:n maalla. Lounaaseen avautuva 400 metrin pituinen rinne on jyrkkä ja täyspuustoinen. Valtalajina on noin 100-vuotias männikkö, minkä lisäksi rinteessä kasvaa kuusta, koivua, haapaa ja raitaa. Pohjakasvillisuus on varpuvaltaista, mutta rinteellä kasvaa vielä muutama pienialainen kangasajuruohoesiintymä sekä kissankäpälää ja nuokkukohokkia.

Jyrkän rinteiden puustoa hakattiin vuonna 2008 koneellisesti niin, että puita korjattiin paahdelajiston kasvupaikoilta enemmän kuin rinteiden muista osista. Rungot sekä pääosa oksista ja neulasista poistettiin. Loput hakkuutähteet poltettiin rinteellä hakkuuta seuravana keväänä pälvipolttona. Paahdekasvilajiston kukinta on ollut hoitoa seuraavina kesinä voimakasta. Aika näyttää jatkuuko suotuisa kehitys ja löytääkö lähialueen muu paahdelajisto uuden avatun paahderinteen.

sekä monissa tapauksissa runsas virkistyskäyttö. Harjut näkyvät yleensä kauas, ja toiminta niillä erottuu usein kilometrien päähän. Maisemaan voi vaikuttaa esimerkiksi säästöpuilla ja säästöpuuryhmillä.

6.3.2 Aluskasvillisuuden raivaus ja kivennäismaan paljastaminen

Kivennäismaan paljastaminen varvikkoa, sammalia, jäkäliä, kariketta ja kunttaa poistamalla on harjumetsien paahdeympäristöjen hoidon olennainen osa. Ilman kivennäismaan paljastamista paahdeympäristön hoidon lajistovaikutukset jäävät vähäisiksi. Heikosti kilpaileva paahdelaji saattaa levitä rikotulle pinnalle kasvullisesti tai siemenistä. Esimerkiksi kangasajuruohoa on verrattain helppoa levittää paahdeympäristöön suoraan siemenistä.

Suurin hyöty kivennäismaan paljastamisesta saadaan raivaamalla kasvillisuutta ja pohjakasvillisuutta olemassa olevien paahdekasvillisuuslaikkujen lähetyvillä. Tiheä kenttäkerroksen kasvillisuus on helpointa ja tehokkainta poistaa raivaussahalla. Jos pohjakerros on sammal- ja jäkälävaltainen, kunttakerros on helppo poistaa haravoimalla tai kuokkimalla. Paksukunttaisella hoitokohteella kivennäismaan paljastaminen kannattaa tehdä koneellisesti, jos maasto ja hoidettavan paahdeympäristön luonne sen sallivat. Kivennäismaata voidaan paljastaa koneellisesti mm. kaivinkoneella, vesakon murskaimella (eli ”voimavesurilla”, jolla saa hoidettua myös niiton) ja perälevyllisellä traktorilla.

Jos kivennäismaata on tarpeen paljastaa paahdeympäristössä, jossa on paahdelajikasvustoja, toimenpide on parasta tehdä kasvustojen tuntu-massa aina käsin, esimerkiksi kuokalla auttamalla. Silloin voidaan parhaiten huolehtia, etteivät

paahdelajit irtoa maasta juurineen kilpailevan kasvillisuuden poiston yhteydessä. Kuntassa ris-teilevät juuret saattavat yltää verrattain kauka-nakin kasvavasta kasvista paahdelajin juuristoon saakka. Erityisesti paahdelajiesiintymän ylä- ja alapuolella laikuista tehdään niin pienialaisia, ettei eroosio uhkaa olemassa olevia kasvustoja hoidon jälkeen.

Jos paahdeympäristöksi hoidettavalla laikulla ei vielä kasva paahdelajeja, voidaan koko hoidet-tava alue laikuttaa siten, että vähintään viidennes ja enintään puolet hoidettavan alueen pinta-alasta on paljasta kivennäismaata. Paljaiden kivennäis-maalaikkujen tulisi olla vähintään neliömetrin kokoisia, mutta ne voivat olla isompiakin. Paah-dekasvilajit hyötävät pienialaisesta eroosiosta, mutta laaja-alaisemman eroosioriskin hallitse-miseksi rinne kannattaa laikuttaa korkeuskäyrien suuntaisesti. Eroosioriskin hallintaan kannattaa kiinnittää erityistä huomiota koneellisessa laikut-tamisessa. Harjuilla, joiden rinteiden yläosissa on suuria pyöreähköjä kiviä, kannattaa varoa rikko-masta maata kivien lähistöltä, etteivät kivet lähde vyörymään alaspäin.

Rehevät kohteet saattavat heinittyä avaami-sen jälkeen runsaasti. Heinät, lähinnä kastikat, tukahduttavat matalamman lajiston, kuten kangasajuruohon (kuva 92). Tietoa heinittymisen hallinnasta tarvitaan lisää. Heinien poistomenetelminä voivat toimia esimerkiksi niitto ja poltto tai määräaikainen laidunnus kohteilla, joilla on metsälaidunhistoria. Laidunnuksen hyvistä vai-kutuksista on kokemusta ainakin Komiolta (ks. Lopen–Tammelan paahdeympäristöverkoston kuvaus s. 139).

Paahteisille notkelmille on tyypillistä tiheiden haapakloonien nopea kasvu, mikä saattaa olla ongelmallista paahdeympäristön muulle lajistolle, koska haapa varjostaa jo varsin nuorena rinteiden matalampaa kasvillisuutta. Vesomista voidaan välttää jättämällä isommat haavat pystyyn hoi-tokohteelle. Paahdeympäristössä kasvavilla isom-milla haavoilla on merkitystä myös harvinaiselle ja uhanalaiselle lajistolle (kuva 93).

Haapavesakon poistaminen on nopeinta rai-vaussahalla. Raivauksen jälkeen haapa kuitenkin yleensä vesoo entistä voimakkaammin, joten käsittely joudutaan toistamaan 5–10 vuoden



Kuva 92. Kastikat ovat valtaamassa kangasajuruohon kasvupaikan. Komio, Loppi. Kuva: Teijo Heinänen.



Kuva 93. Paahdeympäristöjen hyönteislajistoa on kartoitettu Rokuan kansallispuistossa mm. malaise-pyydysten avulla vuosina 2007–2010. Paahteisella paikalla kasvava haapapuu lisää etenkin paahdeympäristön hyönteislajiston monimuotoisuutta. Kuva: Päivi Virnes.

välein. Pienialaisilla kohteilla tai kohteilla, joissa on käytettävissä runsaasti työvoimaa, haavan taimia voidaan poistaa kiskomalla tai kaivamalla niitä hiekkaisesta maasta juurineen. Myös monitoimikoneella käytettävä kitkevä reikäperkaaja on osoittautunut hyväksi välineeksi 0,5–4 m pitkien taimien poistossa. Laite nostaa taimet maasta juurineen, jolloin vesominen vähenee ja samalla paljastuu kivennäismaata.

Hoitotoimien yhteydessä syntyneet hakkuu- tai raivaustähteet sekä irrotettu kunta ja varvikko tulee poistaa rinteeltä heti hakkuun tai kivennäismaan paljastamisen jälkeen. Jos hakkuu- ja raivaustähteet jäävät rinteeseen, ne peittävät ja tukahduttavat paahdelajiston sekä rehevöittävät rinnettä pitkiä aikoja. Hakkuutähteet ja poistettu kunnakerros kerätään kasoihin ja poltetaan, kompostoidaan tai viedään pois. Kasojen poltto on turvallisinta lumien sulamisen aikaan pävipolttoina (ks. seuraava luku). Hyviä polttopaikoja ovat esimerkiksi koneiden ajourat, joissa paljas hiekkapinta estää tulen leviämisen maata pitkin.

6.3.3 Poltto

Kuiville harjurinteille luonteenomainen palaminen on ilmiönä kadonnut tehokkaan metsäpalojen torjunnan myötä. Tulen vaikutusten palauttaminen harjumetsiin on tärkeä suojelualueiden hoidon keino, jonka käyttöä tulisi lisätä. Tasalaatuisia lajittuneita kohteita (deltat, sandurit, moreenikankaat) voidaan polttaa muiden kivennäismaiden tapaan (luku 2.2). Harjumetsien paahdeympäristöjen polttoa saattaa vaikeuttaa rinteiden jyrkkyys (kuva 94). Poltto vaatii lähes tuulettoman sään. Lyhyeksikin aikaa yltyvä tuuli saattaa sekunneissa nostaa ylärinteeseen etenevän tulen nopeuden hallitsemattomaksi.

Poltot edesauttavat paahdelajiston leviämistä parhaiten silloin, kun maanpinnan kasvillisuus ja kunnakerros palavat. Kunta palaa kuitenkin kokonaan yleensä vain karuissa, ohutkunntaisissa paikoissa. Jos hoidettavan paahdeympäristön kunnakerros on ehtinyt paksuuntua voimakkaasti ja kohde joudutaan polttamaan paloturvallisuussyistä puolikosteana, kunta saattaa palaa vain ohuesti pinnasta. Palamaton kunta suojaa tehokkaasti esimerkiksi kastikoiden juuria, jolloin

kastikat palaavat poltetulle alueelle varsin nopeasti. Parhaimmillaan paahdeympäristön kasvillisuus pysyy kuitenkin polton jälkeen avoimena muutamasta vuodesta vuosikymmeneen.

Jyrkimmillä rinteillä saattaa olla turvallista polttaa vain hoitotoimien yhteydessä syntynyttä pieniläpimittaista hakkuutähdettä, risuja ja varpuja ns. pälvipolttona. Neulaset palavat hyvin vielä raivausta seuraavana keväänä, mutta poltettavat kasat kannattaa suojata talven ajaksi vetymisen estämiseksi. Voimakkaasti heinittyneillä paikoilla kanervat ja kastikat kannattaa kuokkia tai kiskoa juurineen maasta ennen polttoa, koska muuten heinien kasvu kiihtyy polttamisessa vapautuvien ravinteiden myötä.

Hyvä polttoajankohta on heti lumien sulamisen jälkeen, Etelä-Suomessa huhti-toukokuussa, tai loppusyksyllä. Koska lumet sulavat paahderinteiltä muutamaa viikkoa aiemmin kuin muusta ympäristöstä, hakkuutähde voidaan yleensä polttaa aikaisin keväällä myös niillä kohteilla, joilla ei ole käytettävissä sammutusvettä polton rajoittamiseen. Yksi polttaja pystyy hoitamaan

2–3 nuotiota kerrallaan. Tulta hallitaan kuokilla ja lapioilla. Toukokuun aurinkoiset ja tuuliset päivät kuivaavat rinteet kuitenkin nopeasti niin, että turvalliseen polttoon tarvitaan sammutuskalusto ja vettä. Pälvipoltoissa syntyy runsaasti savua, joten poltosta kannattaa ilmoittaa etukäteen aluehälytyskeskukseen. Myös pälvipolttojen jälkivartiointista tulee huolehtia asianmukaisesti.

6.3.4 Paahdelajien siirtäminen

Paahdeympäristöjen lajeja pyritään säilyttämään ensisijaisesti hoitamalla paikalla jo olevien eliölajien esiintymiä. Paahdelajien siirtotarpeita voi ilmetä ennallistamisen ja luonnonhoidon yhteydessä, mutta myös muun maankäytön seurauksena, jos esimerkiksi harvinaisen tai uhanalaisen lajin esiintymä jää rakentamisen alle ja populaatio on vaarassa hävitä. Laji tulee tällöin siirtää toisaalle sille sopivaan elinympäristöön. Uhanalaisten lajien siirtäminen vaatii kuitenkin aina etukäteen maanomistajan tai -haltijan luvan sekä ympäristöministeriön tai ELY-keskuksen luvan,



Kuva 94. Luonnonhoidollisesti kulotettua harjumetsää. Alikasvoskuuset on kaadettu kenttäkerroksen palokuormaksi. Hämeenlinna, Lammi. Kuva: Helena Lundén.

johon usein liittyy siirtoon liittyvää ohjeistusta. Yleisiäkin lajeja siirrettäessä on varmistettava, ettei samalla vaaranneta sen esiintymän tilaa, josta siirrettäviä kasvi- tai eläinyksilöitä kerätään.

Jos hoidettavalla paahdekohteella tiedetään aiemmin kasvaneen paahdekasveja, jotka ovat sieltä umpeenkasvun takia hävinneet, niitä voidaan yrittää palauttaa paikalle istuttamalla tai kylvämällä. Siirrettävät yksilöt tai siemenet tulee aina hakea mahdollisimman läheltä paikkaa, jonne ne siirretään. Siirron tulee aina perustua parhaaseen ekologiseen tietoon siirrettävistä lajeista ja siirromenetelmistä. Suuri osa ”hätäsiirroista” ja ”hoitokokeiluista” mm. pihapuutarhoissa ei ole tuottanut hyviä tuloksia pitkällä aikavälillä (Syrjänen & Rytteri 1998). Lajin siirtäminen saattaa onnistua teknisesti, mutta lisääntyminen voi lakata siirron jälkeen tai siirtoympäristö voi ennakoarvioista huolimatta osoittautua lajille sopimattomaksi. Poikkeuksellisen kuivat tai kosteat ajanjaksot siirron jälkeen vaikeuttavat siirtojen onnistumista ja tulevan kehityksen ennustamista. Lajisiirrot saattavat epäonnistua myös, jos kohteen hoitoa ei pystytä jatkamaan ja puuston varjostus lisääntyy ja kasvillisuus umpeutuu.

Siementen kylväminen onnistuu parhaiten samoihin aikoihin kuin kasvi luonnonoloissa varistaa siemenensä, useimmiten kesä-heinäkuussa (Kittamaa ym. 2009). Siemenet saattavat itää heti varisemisensa jälkeen tai vasta seuraavana keväänä. Osa lajeista vaatii itääkseen kylmäkäsittelyn eli talven.

Kasvien paras siirtoajankohta on syksy. Lepotilaan siirtymässä oleva tai jo siirtynyt kasvi ehtii juurtua syyskosteuden turvin eikä vaadi kastelua (Kittamaa ym. 2009). Kokonaisia kasviyksilöitä siirrettäessä on kasvin mukaan otettava riittävän suuri maapaakku. Juurten katkeamista tulee välttää paakkuja kaivettaessa. Juuristo voi ulottua hiekkapohjalla kymmenien senttien syvyyteen.

Myös paahdeympäristöissä elävien hyönteisten siirtoa on kokeiltu, mutta se on havaittu vaikeaksi. Yksilöitä voidaan siirtää aikuisina tai toukkina hyvin lisääntyvistä populaatioista. Palosirkkaa (*Psophus stridulus*) ja harjusinisiipeä (*Scolitantides vicrama*) siirrettiin vuonna 1994 Säskylästä Ruokolahdelle. Aluksi perhosten kan-

ta kasvoi ja siirron ajateltiin onnistuneen hyvin. Vuonna 2000 lajia ei kuitenkaan enää tavattu siirtokohteesta. Vuonna 2000 Säskylästä siirrettiin Ruokolahdelle myös 10 palosirkkanaarasta ja 20 palosirkkakoirasta. Sirkkoja tavattiin ainakin vielä vuonna 2006, mutta niiden yksilömäärä oli hyvin pieni (Marttila ym. 1996, Saarinen ym. 2005, Jantunen ym. 2006).

6.3.5 Kustannukset

Puuston korjuu voi olla pienialaisilla ja jyrkkärinteisillä kohteilla noin 20 prosenttia kalliimpaa kuin vastaavan puumäärän korjaaminen tasamaalla. Hoidon kustannukset ovat aina kohdekohtaisia ja hoitotoimia voidaan joutua umpeutumisen vuoksi toistamaan varsin tiheästi. Etenkin haavan vesominen varjostaa muuta kasvillisuutta havaintojen mukaan jo muutamassa vuodessa.

6.4 Paahdeympäristöjen hoidon vaikutus pohjavesiin

Suuri osa suojelualueiden harjuista ja harjunsuojeluohjelman kohteista sijaitsee pohjavesialueilla tai niiden läheisyydessä. Varsinaista metsätaloutta ei ole arvioitu yleensä riskitekijäksi pohjavesille. Tämän tulkinnan mukaan puuston poisto ja maan pinnan vaurioittaminen eivät aiheuta pohjavesien pilaantumiseriskää. Metsän polttaminen saattaa kuitenkin aiheuttaa pohjavesien pilaantumiseriskin, mitä on varottava etenkin vedenottamoiden läheisyydessä sijaitsevilla harjukohteilla.

Harjumetsien polttoa suunniteltaessa alueen pohjavesiluokitus tarkistetaan ennakkoon valtakunnallisesta tietokannasta (Oiva – ympäristö- ja paikkatietopalvelu asiantuntijoille) tai Metsähallituksen paikkatietojärjestelmästä ja ollaan tarvittaessa ennakoita yhteydessä alueelliseen valvontaviranomaiseen. Alueellinen ympäristöviranomainen (ELY-keskus) säätelee viime kädessä, millaisia polttoja ja millaisella palokuormalla voidaan toteuttaa arvokkailla pohjavesialueilla ilman pohjaveden pilaantumiseriskää.

Jämijärven Hämeenkaan paahdeympäristöjen hoito

Ikaalisten ja Kankaanpään välillä on laaja Hämeenkaan saumamuodostuma. Se on harjoitus- ja monikäyttöaluetta, joka siirtyi puolustusministeriöltä Metsähallituksen hoidettavaksi vuonna 2002. Suurin osa Hämeenkaan metsistä on talouskäytössä, mutta luonnonarvoiltaan edustavimpia kohteita hoidetaan suojelueueina.

Koko Hämeenkaan alueella on aiemmin kasvanut runsaasti mm. hietaneilikkaa ja kangasajuruohoa, mutta esiintymien määrä on laskenut metsien puustorakenteen sulkeutumisen myötä. Jämijärven Soininharjulla on hoidettu valtakunnallisesti arvokasta paahderinnekokonaisuutta pian kahden vuosikymmenen ajan Lomahotelli Jämin ja pienlentokentän vieressä (kuva 1). Vanhojen valokuvien mukaan osa rinteestä on ollut avointa jo 1930-luvulla. Alueen avoimuutta on ylläpidetty lennokkiharrastajien ja Puolustusvoimien harjoituskäytön takia. Pienlentokentän kiitoratojen reunametsät on pidetty matalina, kiitoratoja ympäröivältä avoimelta varoalueelta on kaadettu kaikki puun taimet ja aluetta niitetään säännöllisesti.

Lentokentän viereisen rinteeseen kenttäkerros oli kuitenkin jo 1990-luvun alussa varsin umpeutunut muutamaa eroosiokohtaa lukuun ottamatta. Rinteessä kasvoi mm. kanervaa, haapaa ja katajaa. Kangasajuruoho- ja hietaneilikkakasvustot olivat aukkoisia ja pääosin heikkokuntoisia eivätkä kasvit kukkineet. Keväällä 2007 kiitoradan viereisellä rinteellä aloitettiin paahdekasvillisuuden hoidon vaikutuksia selvittävä koe, jossa käsittelemättömään kontrollialueeseen verrattiin kahta käsittelyä: 1) kenttäkerroksen kasvillisuus raivattu ja kivennäismaata paljastettu ja 2) kenttäkerroksen kasvillisuus raivattu (Kittamaa ym. 2009). Hoitotoimenpiteet tehtiin käsityönä olemassa olevien kasvustojen suojaamiseksi. Taimet ja varpukasvillisuus poistettiin raivaussahalla ja kuokkimalla, kivennäismaa paljastettiin kuokkimalla. Raivattu aines kuljetettiin rinteeltä pois kompostoitavaksi. Vuonna 2007 harjurinteeseen hoitoaluetta laajennettiin pienaukottamalla matalahkon rinnemäntymetsän puustoa. Hakkuutähteet poltettiin kasoissa.

Alle yhden hehtaarin paahdekohteella käsittelytapa 1 vaikuttaa toimivalta. Kivennäismaan paljastaminen onnistuu käsityökaluilla parhaiten paikoilla, joissa puustoa ja muuta kasvillisuutta



Kuva 1. Jämin Soininharjun paahderinne ja taustalla Lomahotellin rakennuksia Kuva: Harri Tukia.



Kuva 2. Hämeenkancaantien varrella paahdelaikuille on kaadettu mäntyjä maapuiksi. Kuva: Maarit Similä.

on vähän. Haavan taimien poistaminen juurineen osoittautui hyvin työlääksi. Juurakot olivat tiheitä ja haapa onkin vesonut hoitotoimien jälkeen nopeasti. Kangasajuruoho ja muut paahdeista rinnettä suosivat kasvit hyötyivät hoitotoimista – erityisesti pintakerroksen rikkomisesta – välittömästi, mutta pitemmän aikavälin vaikutukset selviävät vasta ajan kuluessa (Kittamaa ym. 2009).

Hämeenkancaalla, Hämeenkancaantien varrella, kokeiltiin vuonna 2007 myös etelään avautuvan talousmetsärinteeseen avaamista pienialaisiksi paahdeympäristöiksi (Kittamaa ym. 2009, kuva 2). Rinteellä kasvoi vielä yleisempiä paahdetta suosivia lajeja, kuten sianpuolukkaa. Puusto hakattiin metsätalouden normaalina toimenpiteenä kolmeen erilaiseen tiheyteen ja osalla käsittelyaluetta paljastettiin kivennäismaata noin 15 % paahdeaukkojen pinta-alasta. Alueella kokeiltiin myös paahdelajiston siirtoistutuksia (Kittamaa ym. 2009). Käsittelyjen vaikutuksia seurataan.

Harjumetsien paahdeympäristöjen lajisto

Esko Hyvärinen

Harjumetsien paahdeympäristöt ovat hiekkapohjaisia, kuivia, avoimia ja aurinkoisia elinympäristöjä, joiden kasvi- ja eläinlajit ovat sopeutuneet pienilmaston äärevyyteen. Paahdelajistoon kuuluu useita vaateliaita putkilokasvilajeja, joista monet ovat uhanalaisia (taulukko 1). Niiden esiintyminen on usein edellytys sille, että paikalla on myös muita harvinaisia ja uhanalaisia paahdelajeja, joita on paljon erityisesti perhosissa. Paahdeympäristöissä elää kuitenkin paljon myös muita kuin suoraan tietyistä kasveista riippuvaisia lajeja, joten aina paahdeympäristön lajistonsuojellista merkitystä ei voi arvioida pelkästään kasvilajiston ja niihin sidoksissa olevien lajien perusteella. Joskus kasvillisuudeltaan niukka ja tavanomainen paahdeympäristö voi olla muulta lajistoltaan hyvinkin arvokas.

Putkilokasvit muodostavat verrattain pienen osan paahdeympäristöjen lajistollisesta monimuotoisuudesta. Lämpiminä elinympäristöinä paahdeympäristöt ovat ennen kaikkea hyönteisten suosiossa. Paahdeympäristöihin sopeutuneita lajeja on paljon perhosissa, pistiäisissä, kovakuoriaisissa ja kaskaissa. Tunnettuja paahdeympäristöjen lajeja ovat mm. äärimmäisen uhanalaiset harjusiniisiipi (*Scolitantides vicrama*) ja muura-haissiniisiipi (*Glaucopsyche arion*) sekä kookas, suorasiipisiin kuuluva vaarantunut palosirkka (*Psophus stridulus*) (kuva 1).

Monet paahdeympäristöjen hyönteislajeista ovat erikoistuneet käyttämään toukkavaiheessa ravintokasvinaan vain yhtä kasvilajia. Erityisen suosittuja ravintokasveja ovat kangasajuruoho (kuva 2) ja ahokissankäpäälä, mutta erikoistunutta lajistoa elää myös monilla muilla kasveilla. Näille hyönteisille ravintokasvien esiintyminen on elinehto, mutta ei kuitenkaan ainoa edellytys. Monet lajit vaativat elinympäristöltään lisäksi esimerkiksi paljasta hiekkaa johon kaivautua, mesikasveja aikuisvaiheen ravinnoksi tai muiden lajien, kuten tiettyjen muurahaisten läsnäoloa.



Kuva 1. Palosirkka esiintyy kuivilla ja paahteisilla paikoilla hajanaisesti eri puolilla Etelä-Suomea. Maamme merkittävin populaatio on puolustusvoimien harjoitusalueella Säkylässä. Kuva: Antti Below.

Taulukko 1. Harjumetsien paahdeympäristöjen harvinaisia ja tyypillisiä putkilokasvilajeja. Uhanalaisuusluokat Rassin ym. (2010) mukaan. CR = äärimmäisen uhanalainen, EN = erittäin uhanalainen, VU = vaarantunut, NT = silmälläpidettävä, LC = elinvoimainen.

Laji	Uhanalaisuusluokka
<i>Antennaria dioica</i> , ahokissankäpäälä	NT
<i>Anthyllis vulneraria</i> ssp. <i>lapponica</i> , pohjanmasmalo	NT
<i>Anthyllis vulneraria</i> ssp. <i>polyphylla</i> , idänmasmalo	CR
<i>Arctostaphylos uva-ursi</i> , sianpuolukka	LC
<i>Astragalus alpinus</i> , tunturikurjenherne	LC
<i>Carex ericetorum</i> , kanervisara	LC
<i>Carex pediformis</i> , jalkasara	LC
<i>Chimaphila umbellata</i> , sarjatalvikki	NT
<i>Dianthus arenarius</i> ssp. <i>borussicus</i> , hietaneilikka	EN
<i>Diphasiastrum tristachyum</i> , harjukeltalieko	EN
<i>Gypsophila fastigiata</i> , kangasraunikki	EN
<i>Hypochoeris maculata</i> , häränsilmä	LC
<i>Lotus corniculatus</i> , keltamaite	LC
<i>Oxytropis campestris</i> , idänkeulankärki	LC
<i>Pulsatilla patens</i> , hämeen kylmänkukka	EN
<i>Pulsatilla vernalis</i> , kangasvuokko	VU
<i>Scorzonera humilis</i> , sikojuuri	LC
<i>Silene nutans</i> , nuokkukohokki	LC
<i>Thymus serpyllum</i> ssp. <i>serpyllum</i> , kangasajuruoho	NT
<i>Viola rupestris</i> , hietaorvokki	LC



Kuva 2. Kangasajuruoho kukkii valoisassa rinteessä. Kuva: Harri Tukia.



Kuva 3. Palanut maalialue Syndalenin dyyneillä. Hanko. Kuva: Antti Below.

Lahopuu on paahdeympäristöissä vähemmän huomioitu mutta lajistollisen monimuotoisuuden kannalta hyvin merkittävä tekijä. Paahteisilla paikoilla olevat lahopuut ovat muun muassa jalokuoriaisten suosiossa. Esimerkiksi vaarantunut täplälalokuoriainen (*Buprestis novemmaculata*) elää Suomessa nykyisin ainoastaan Hankoniemellä Syndalenin ampuma-alueella (kuva 3), missä lahopuuta syntyy jatkuvasti armeijan harjoitustoiminnan seurauksena.

Harjujen paahdeympäristöjen lajisto on ahdingossa. Ensisijaisesti metsissä elävistä punaisen listan lajeista 10 % (196 lajia) on ensisijaisesti harjumetsien lajeja (Rassi ym. 2010) (taulukko 2). Uhanalaisista lajeista osuus on vielä korkeampi (14 %; 112 lajia). Harjumetsissä eläviä punaisen listan lajeja on 12 eliöryhmässä (taulukko 2). Ensisijaisista harjumetsien punaisen listan lajeista 93 % on hyönteisiä; hämähäkit (1 laji), sienet (2) ja putkilokasvit (10) ovat selvänä vähemmistönä. Näistä lajeista lähes kaikki ovat paahteisten elinympäristöjen lajeja.

Harjumetsät ovat merkittäviä myös monien lajien toissijaisena elinympäristönä (taulukko 2). Näiden lajien ensisijainen elinympäristö on usein jokin muu paahteinen elinympäristö, kuten hiekkaranta, tai jokin ihmisen toiminnan seurauksena syntyneistä ”korvaavista” paahdeympäristöistä.

Taulukko 2. Harjujen kangasmetsissä ensisijaisesti ja toissijaisesti elävien punaisen listan lajien määrä eliöryhmittäin ja uhanalaisuusluokittain (Rassi ym. 2010). RE = hävinnyt, CR = äärimmäisen uhanalainen, EN = erittäin uhanalainen, VU = vaarantunut, NT = silmälläpidettävä, DD = puutteellisesti tunnettu.

Eliöryhmä	Ensisijainen elinympäristö							Toissijainen elinympäristö							Kaikki yhteensä
	RE	CR	EN	VU	NT	DD	Yhteensä	RE	CR	EN	VU	NT	DD	Yhteensä	
Putkilokasvit		1	4	2	3		10					2		2	12
Sienet			1		1		2								2
Hämähäkit				1			1					1		1	2
Suorasiipiset		1		1			2								2
Luteet				1	1		2			1				1	3
Yhtäläissiipiset	1	2	9	8	6	4	30	1			5	2		8	38
Ripsiäiset					2		2								2
Perhoset	3	7	23	20	24	2	79		3	14	7	8	1	33	112
Kärpäset		1	1		3		5	2			1	3		6	11
Kierresiipiset					2		2								2
Pistiäiset	3	4	9	10	22	1	49	3	3	5	4	6		21	70
Kovakuoriaiset	2		2	4	4		12	1		2	2	2		7	19
Yhteensä	9	16	49	47	68	7	196	7	6	22	19	24	1	79	275

Korvaavat elinympäristöt paahdelajien reservaatteina ja leviämislähteinä

Osa paahdelajeista pystyy elämään myös ihmisen voimakkaasti muokkaamilla ja avoimina pitämällä paikoilla. Paahteisia ihmisen aiheuttamia elinympäristöjä ovat esimerkiksi teiden ja junaratojen hiekka- tai sorapintaisten penkereet, sähkölinjojen aluset, joutomaa-alueet sekä lentokentät, joissa jatkuva niittäminen tai muut ihmisen aiheuttamat häiriöt pitävät kasvillisuuden matalana ja paljastavat kivennäismaata. Myös sorakuoppia voidaan pitää korvaavina elinympäristöinä, vaikka ne sijaitsevatkin luontaisissa harjuympäristöissä. Entisten soranottoalueiden maisemoinnissa voidaan suosia paahdelajistoa

(Alapassi ym. 2001). Lisäksi ammunnat pienpaloineen, ja muu Puolustusvoimien toiminta hiekkapohjaisilla harjoitusalueilla, on ylläpitänyt vaateliillekin paahdelajeille sopivia olosuhteita ja luonut uusia elinympäristölaikkuja.

Monille paahdeympäristöjen uhanalaisille lajeille nämä korvaavat elinympäristöt ovat nykyisin elintärkeitä (tietolaatikko 21). Lajiston säilymisen edellytys näillä kohteilla on ihmistoiminnan jatkuminen ja paahdelajiston huomioiminen maankäytössä. Korvaavista elinympäristöistä paahdeympäristöjen lajit voivat levitä takaisin luonnonympäristöihin.



Paahdeympäristönä hoidettava sorakuoppa Komion luonnonsuojelualueella, Lopella. Kuva: Teijo Heinänen.

7 Kulttuuriperinnön huomioiminen ennallistamisessa ja luonnonhoidossa

Henrik Jansson

Monilla suojelualueilla, joilla ennallistetaan metsiä tai hoidetaan esimerkiksi lehtoja, on myös alueen menneisyydestä kertovia kulttuuriarvoja. Muinaisjäännös tai muu kulttuuriperintökohde ei automaattisesti estä toimenpiteiden suorittamista, mutta toimenpiteet on suunniteltava yhteistyössä kulttuuriperinnön asiantuntijoiden kanssa. On mahdollista, että ennallistaminen tai luonnonhoito vaarantaa muinaisjäännöksen säilymisen, mutta usein hyvin suunniteltu hoito edesauttaa luonnonarvojen lisäksi myös kulttuuriarvojen säilymistä (kuva 95).

Suojelualueilla tehtäviä toimenpiteitä suunniteltaessa tavoitteena on huomioida kaikki alueille määritellyt suojeluarvot. Muinaisjäännösten

säilymiseen yleensä riittää, että niiden olemassaolosta tiedetään ja ne otetaan huomioon muita toimenpiteitä tehtäessä. Suojelualueen kulttuuriperinnön inventoinnissa arvioidaan myös muinaisjäännöksen kunto. Lain suojaamien muinaisjäännösten hoidosta neuvotellaan aina Museoviraston kanssa. Hoito on usein pitkäjänteistä ja sitoo siten voimavaroja. Yksittäistä kulttuuriperintökohdetta ei kannata hoitaa osana ennallistamista, jos hoidon jatkuvuuteen ei voida sitoutua. Kulttuuriperintökohteen hoitaminen osana kokonaisuutta on kuitenkin usein perusteltua. Hoitotoimet voidaan esimerkiksi sovittaa kustannustehokkaasti yhtäaikaaisiksi.



Kuva 95. Piikkiön Koskenhaan kalmisto on hoidossa oleva muinaisjäännös. Kalmiston alue on raivattu ja terveet männyt on jätetty kasvamaan. Tärkeää on jättää kalmiston alueelle riittävästi puustoa, ettei tuuli kaada muinaisjäännöksen päällä kasvavia puita. Kuva: Henrik Jansson.

7.1 Ihminen on muokannut luontoa tuhansia vuosia

Ihminen on liikkunut ja harjoittanut elinkeinoja Suomen metsissä useiden tuhansien vuosien ajan. Suomessa ei juuri ole alueita, joihin ihminen ei olisi vaikuttanut jollain tavalla. Vuosituhansia jatkunut ihmistoiminta on jättänyt metsiin runsaasti erilaisia, yhä löydettävissä olevia jälkiä.

Eniten ihminen on muuttanut metsiä viimeisten 1 500–2 000 vuoden aikana. Tänä aikana intensiivinen maanviljely vakiintui Etelä-Suomeen ja levisi pohjoiseen, joskin Lapissa vaikutukset jäivät pieniksi 1900-luvun loppupuoliskolle asti.

Talonpojat raivasivat ja asuttivat uusia metsäisiä alueita etenkin keskiajalla ja aina 1800-luvulle saakka. Uudisraivausta edistivät keskusvallan antamat verohelpotukset. Tavoitteena oli lisätä verotuloja ja liittää uusia alueita kuninkaan vallan piiriin. Näin historiallisen ajan asutus levisi esimerkiksi itäisimpään Suomeen jo ennen 1500-lukua. Uudet asukkaat muokkasivat metsiä ennen näkemättömällä tavalla mm. raivaamalla peltoja ja pihapiirejä, kaskeamalla sekä käyttämällä metsiä paitsi rakennustarpeiksi, myös tervan ja hiilen valmistukseen. Laajoihin yhtenäisiin metsäalueisiin syntyi kulttuuriympäristöjä, ja metsän rakenne muuttui. Myöhemmin teollisuus, kuten ruukit, muuttivat metsiä voimakkaasti.

Viimeisen vuosisadan saatossa metsien kulttuurikohteiden ympäristöt ovat voineet muuttua huomattavasti. Autioituneita torppia ja tiloja voi löytää kaukaakin nykyasutuksesta. Viimeisten 50 vuoden aikana myös maaseudun autioituminen ja peltojen metsittyminen ovat alkaneet uhata monien vanhojen kulttuuriympäristöjen säilymistä. Tällaiset kulttuuriympäristöt vaatisivatkin aktiivista hoitoa.

7.2 Määritelmiä ja termejä

7.2.1 Kulttuuriympäristö ja kulttuuriperintö

Kulttuuriympäristöt ilmentävät ihmistoiminnan historiallisia vaiheita sekä ihmisen ja luonnon vuorovaikutusta. Perinteisesti kulttuuriympäristöiksi on mielletty esimerkiksi vanhat pihapiirit, teollisuusalueet tai viljelymaisema. Metsähallituksen luontopalvelujen näkökulmasta kulttuuriympäristön käsite on laajempi. Esimerkiksi lehdesniitty on kulttuuriympäristö, koska sen

ominaispiirteet ovat syntyneet ihmistoiminnan vaikutuksesta, vaikka se nykypäivänä olisikin metsittynyt (kuva 96). Myös kasken polttamiseksi pystyyn kaulattu tai pyälletty ja kuivamaan jätetty puusto voidaan tulkita kulttuuriympäristöksi. Tämän tyyppisiä kohteita, joissa ihminen on vaikuttanut alueen biologiaan, mutta ei ole jättänyt muita jälkiä, kutsutaan biologiseksi kulttuuriperinnöksi.

Kulttuuriperintö on määritelty monin eri tavoin eri yhteyksissä ja eri aikoina. Ympäristöministeriön ja Museoviraston määritelmän mukaan *kulttuuriperintö on ihmisen toiminnan vaikutuksesta syntynyttä henkistä ja aineellista perintöä*. Metsähallitus keskittyy inventoinneissa ja hoitotoimissa aineelliseen kulttuuriperintöön, joka voi olla joko irtainta (esim. kirjat ja esineet) tai kiinteää (esim. arkeologiset kohteet tai rakennusperintö). Kulttuuriperinnöllä on siis erittäin laaja merkitys, eikä se ole sidottu aikaan tai paikkaan.

Metsähallituksessa kulttuuriperintöön liitetään yleensä historiallinen ulottuvuus. Kulttuuriperinnöllä tarkoitetaan jotain, joka edustaa mennyttä aikaa ja kertoo menneisyyden ihmistoiminnasta. Kulttuuriperintöinventoinneissa keskitytään alueiden maankäytön historian tallentamiseen. Työ keskittyy kolmeen kulttuuriperinnön osa-alueeseen: rakennusperintöön, arkeologisiin kohteisiin ja maisemaan. Tässä luvussa käsitellään arkeologisia kohteita ja maisemaa, sillä niiden tunnistaminen ja huomioiminen on tärkeää ennallistamis- ja luonnonhoitotoissa.

7.2.2 Arkeologiset kohteet

Arkeologisia kohteita voivat olla erilaiset kiinteät rakenteet, maastossa havaittavat jäljet tai esimerkiksi luonnonmuodostumat, joihin liittyy perimätietoa tai tarinoita (kuva 97). Arkeologiset kohteet ilmentävät ihmisen menneisyyttä. Kohdetyyppenä on suuri määrä, ja niihin kuuluvat esimerkiksi vanhat asuin- ja hautapaikat, kulkureitit, merkit erilaisista elinkeinoista, muistomerkit ja sotahistorialliset jäänteet. Kohteen arvo tai merkitys ei ole sidoksissa ikään, vaan alle satavuotiaan savottakämpän perustukset ja kivikautinen asuinpaikka voivat olla yhtä arvokkaita.

Joidenkin arkeologisten kohteiden tunnistaminen maastossa on helppoa. Esimerkiksi pyöreän tervahaudan jäänteet tai kaskirauniot säilyvät pitkään. Toisaalta esimerkiksi kivikautisen



Kuva 96. Entisen lehdesniityn puista on kerätty aikanaan karjalle talviravintoa. Käytäntö on ollut yleistä etenkin Lounais-Suomessa. Perinteisten lehdesniittyjen hoito on kallista ja työvoimavaltaista, joten vain arvokkaimpia lehdesniittyjä voidaan hoitaa. Saaristomeren kansallispuisto, Nauvo. Kuva: Henrik Jansson.



Kuva 97. Töllin kirkko Toivakan kunnassa. Paikalla on perimätiedon mukaan pidetty jumalanpalveluksia ja tarjottu ehtoollista. Luonnonmuodostumat, joihin liittyy perimätietoa tai tarinoita, voidaan luokitella lain suojaamiksi muinaisjäännöksi. Kuva: Riikka Mustonen.

asuinpaikan tai hiilimiilun havaitseminen vaatii usein asiantuntijan.

7.2.3 Maisema

Käsitteenä maisema määritellään usealla tavalla ja termistöä myös käytetään vaihtelevasti. Ylimmällä tasolla maiseman määrittelee laajasti Eurooppalainen maisemayleissopimus: ”*maisema tarkoittaa aluetta sellaisena kuin ihmiset sen mieltävät ja jonka ominaisuudet johtuvat luonnon jaltai ihmisen toiminnasta ja vuorovaikutuksesta*” (ks. Ympäristöministeriö 2011b). Määritelmä antaa laajat toimintamahdollisuudet. Arkeologiassa käytetään yleisesti myös määritelmää: ”*maisema on kokonaisuus joka on olemassa sen johdosta miten ihminen sen havaitsee, kokee ja panee sen asiayhteyteen*”. Tämän määritelmän mukaan maisema on siis subjektiivinen ja alati muuttuva. Maiseman hoidon kannalta maiseman konkreettisilla elementeillä on keskeinen merkitys. Yksi osa näitä ovat ihmisen jättämät jäljet, esimerkiksi maanmuokausjäljet, rakenteet ja reitit, joita voi tarkastella maastossa ja historiallisista lähteistä. Niiden aiheuttamat muutokset maisemassa ovat myös mitattavissa.

Kun ihmistoiminta vallitsee maisemassa, voidaan puhua kulttuurimaisemasta. Koska kulttuurimaisema on vaikea määrittellä eikä sitä aina voida erottaa luonnonmaisemasta, on helpompi käyttää vain termiä maisema. Perinnemaisema-termiä käytetään myös, mutta se edellyttää, että maisemassa on yhä elävää perinnettä, esimerkiksi perinteisen kaltaista laidunnusta tai maanviljelyä sekä perinteisen maankäytön kautta syntyneitä luontotyypppejä, ns. perinnebiotooppeja. Metsäisissä ympäristöissä perinnemaisema-termiä voidaan käyttää lähinnä edelleen laidunnuskäytössä olevista hakamaista ja metsälaitumista sekä perinnebiotooppeina hoidettavista kaskimetsistä ja lehto- tai suoniityistä.

Viime kädessä kaikki hoitotyö, jolla muutetaan ympäristöä, on myös maisemanhoitoa. On paikkoja, joissa pitää huomioida erityisesti historiallinen maankäyttö eli historiallinen maisema. Jotkin maisemat on myös arvotettu kansallisesti tai maakunnallisesti arvokkaiksi. Suomessa on valtioneuvoston periaatepäätöksen (1995) mukaan 156 valtakunnallisesti arvokasta maisema-aluetta (ks. Ympäristöministeriö 2010). Valtakunnallisesti arvokkaat maisema-alueet on rakennus- ja

maankäyttölain mukaan huomioitava alueiden käytön suunnittelussa. Maakunnallisesti arvokkaita maisema-alueita ei ole mainittu laissa, mutta jotkut maakuntaliitot ovat inventoineet ja rajanneet niitä. Vuonna 2010 on aloitettu alueiden päivitysinventointi. Kulttuuriperintöinventoinneissa huomioidaan maisemia myös historiallisten lähteiden, vanhojen valokuvien ja maastohavaintojen avulla. Historiallisen maankäytön jälkiä maisemassa, joka on kadonnut tai edustaa jotain tiettyä aikakautta, voidaan pitää arvokkaina ja ne voidaan huomioida luonnonhoidossa.

Jos ihmisen toiminta maisemassa on loppunut kauan sitten, se saattaa aiheuttaa maiseman muuttumisen. Toisaalta jos alue on ollut vuosisatojen ajan intensiivisessä käytössä, käytön jäljet voivat näkyä maanpinnan muodoissa ja esimerkiksi aluskasvillisuudessa useita vuosisatoja, vaikka alue metsittyisi. Vanhan, metsittyneen pihapiirin kohdalla voidaan määrittellä maiseman palauttamisen tavoitetilä esimerkiksi maastohavaintojen ja muiden taustatietojen perusteella (kuva 98). Tavoitetilan määrittäminen on kuitenkin vaikeaa alueilla, jotka ovat jo esimerkiksi keskiajalla autoituneet ja palautuneet täysin luonnontilaan. Ne löytyvät historiallisten karttojen retrogressiivisen analyysin ja maastotyön avulla. Retrogressiivisessä analyysissä voidaan luoda kuva siitä, miltä maisema on näyttänyt keskiajalla. Analyysiin liittyy kuitenkin monia epävarmuustekijöitä, joten maiseman palauttamisen tavoitteet ja mahdollisuudet pitää arvioida realistisesti.

Pitää myös hyväksyä maiseman muutos, joka on jatkuva prosessi. Kaikkia maisemia ei voi museoida tai palauttaa satojen vuosien takaiseen ilmeeseen. On kuitenkin tärkeää, että historiamme jälkiä säilyisi tuleville sukupolville paikoin myös maisemassa.

7.3 Mistä saa tietoa kulttuuriperinnöstä?

Kaikki valtion mailta ja yksityisiltä luonnonsuojelualueilta löydetty kulttuuriperintökohteet sekä kiinteät muinaisjäännökset pyritään tallentamaan Metsähallituksen paikkatietojärjestelmiin. Kun muinaisjäännösrekisteriin kuulumaton kohde halutaan Metsähallituksessa suojella, se on järjestelmiin tallennettuna *muu suojeluarvo* -kategoriasa. Laajat kohteet on tallennettu aluetietoina ja pienet kohteet pistetietoina. Alue- tai kohde-



Kuva 98. Paikalla on ollut rakennus ja pihapiiri 1600-luvun puolella välissä. Nykyisin metsittyneen asuinpaikan aluskasvillisuus on asumishistoriasta johtuen ympäristöä rehevempää. Yhden tulisijan jäänteet näkyvät kumpareena kuvan oikeassa laidassa kuusen alla. Asuinpaikka raivattiin auki tutkimuksia varten. Inkoo, Gammelby. Kuva: Henrik Jansson.

rajaus on subjektiivinen ja perustuu usein topografiseen arvioon, joten sitä ei voi koskaan pitää lopullisena tai absoluuttisen tarkkana. Kohteiden tiedoista löytyvät mm. niiden nimi, sijainti, tyyppi, tarkempia kohdetietoja sekä mahdollinen muinaisjäännostunus. Muinaisjäännostunuksella kiinteä muinaisjäännosto löytyy Museoviraston (2011) ylläpitämästä muinaisjäännostorekisteristä. Muinaisjäännostorekisterin kohteet tuodaan kerran tai kaksi kertaa vuodessa Metsähallituksen paikkatietojärjestelmiin karttatasoina.

Historiallisen ajan arkeologisista kohteista löytyy Museoviraston opas, joissa kerrotaan enemmän ao. muinaisjäännostotyypeistä ja niiden levinneisyydestä Suomessa (Niukkanen 2009).

7.4 Kulttuuriperintökohteiden huomioiminen

Metsähallituksen luontopalvelujen järjestelmälliset kulttuuriperintöinventoinnit suojelualueilla alkoivat vuonna 2006. Inventoinneissa kartoitetaan alueen kulttuuriperintökohteet, joita ovat mm. maisema, rakennukset ja arkeologiset kohteet. Lisäksi tarkastetaan alueen tunnetut kiinteät muinaisjäännostokset.

Koska suojelualueiden kulttuuriperintöä on inventoitu vasta muutamia vuosia, on tieto vielä puutteellista. Uusia inventointeja tehdään vuosittain, mutta kestää vielä vuosia ennen kuin kaikki alueet on inventoitu. Inventointi ei myöskään tarkoita, että alue on käyty läpi kaiken kattavasti. On täysin mahdollista, että inventoinnin jälkeenkin löytyy ennestään tuntemattomia kulttuuriperintökohteita.

Suojelualueiden kulttuuriperintöinventoinneissa löytyy myös kohteita, jotka eivät kuulu muinaismuistolain piiriin (tietolaatikko 23). Jos ne ovat merkityksellisiä kohteita, niitä käsitellään Metsähallituksessa kuin ne olisivat kiinteitä muinaisjäännostoksia. Tällaisia kohteita voivat olla esimerkiksi niittyladot sekä matkailuhistorialliset ja toisen maailmansodan aikaiset tai sitä vanhemmat sotahistorialliset rakenteet.

Jos ennallistamis- tai luonnonhoitokohteella ei ole tehty kulttuuriperintön inventointia, tulee toimenpidesuunnitelma näyttää hyvissä ajoin kulttuuriperintön erikoissuunnittelijalle, joka voi esittää rajausehdotuksia ja arvioida yhteisen maastokäynnin tarpeellisuuden. Vaikka kohteelta ei tunneta muinaisjäännostoksia, on hyvä tarkastaa sen lähetyvillä olevat muinaisjäännostokset. Tämä

siksi, että vain osa Museoviraston muinaisjään-
nösrekisterin kohteista on saanut aluerajauksen
ja loput on merkitty pistemäisesti niin, että vain
muinaisjäännöksen keskikohta on osoitettu. En-
nallistamis- ja luonnonhoitotoimenpiteitä suun-
nittelevan tulee muutenkin tarkastella ennallistet-
tavaa tai hoidettavaa aluetta myös mahdollisten
muinaisjäännösten kannalta.

Muinaisjäänös tai muu arkeologinen kohde
ei ole automaattisesti esteenä toimenpiteille. Koh-
teella voi tehdä toimenpiteitä, mutta ne tulee aina
suunnitella ja tarvittaessa myös tehdä yhteistyössä
kulttuuriperinnön ammattilaisen kanssa.

7.5 Toimiminen kulttuuriperintö- kohteilla

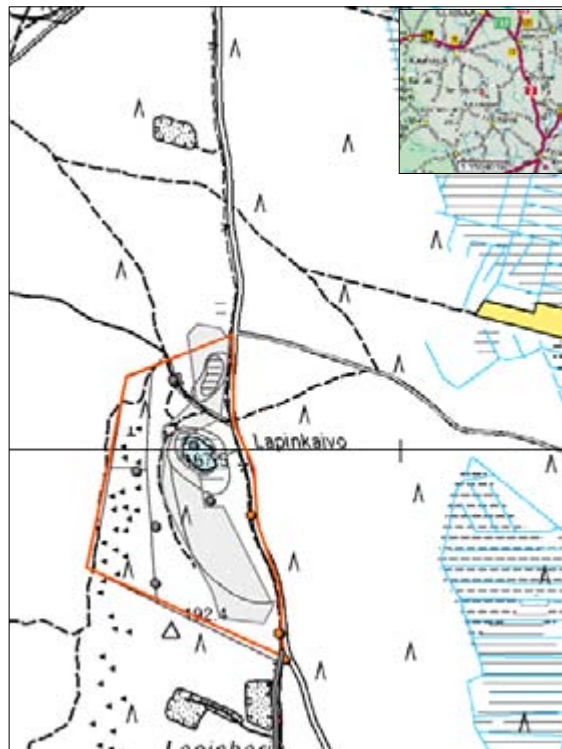
7.5.1 Tarkista tunnetut kulttuuriperintö- kohteet

Ennallistamis- ja luonnonhoitotoimenpiteitä
suunniteltaessa tulee tarkistaa, onko alueelta en-
tuudestaan tiedossa kulttuuriperintökohteita mui-
naisjäänösrekisterissä tai Metsähallituksen omista
tietojärjestelmissä. Lain suojaamat muinaisjään-
nökset, jotka on tallennettu muinaisjäänösre-
kisteriin, löytyvät karttatasona Metsähallituksen
järjestelmästä (kuva 99) ja Museoviraston (2011)
ylläpitämästä kulttuuriympäristön rekisteriporta-
alista. Metsähallituksen toimialueella on kuitenkin
runsaasti kohteita, jotka ovat löytyneet esimerkiksi
muun toiminnan yhteydessä tai Metsähallituksen
kulttuuriperinnön inventoinneissa eivätkä ole vi-
ranomaisrekisterissä. Nämä tiedot tallennetaan
tällä hetkellä Metsähallituksen Reiska-tietojärjes-
telmään (kuva 99), josta ne saadaan karttatasona
auki muihin Metsähallituksen järjestelmiin.

Alueen kulttuuriperinnön inventointitilanne
tulee selvittää kulttuuriperinnön erikoissuunnit-
telijalta. Muinaisjäännösten inventoinnit eivät
koskaan ole täydellisiä. Siksi myös inventoiduilla
kohteilla tulee ennallistamis- ja luonnonhoitotoi-
menpiteiden suunnittelussa kiinnittää huomiota
mahdollisten muinaisjäännösten esiintymiseen.
Kaikista havainnoista tai epäilyistä tulee ennen
toimenpiteitä ilmoittaa eteenpäin kulttuuriperin-
nön erikoissuunnittelijalle tai kulttuuriympäris-
töviranomaiselle, kuten maakuntamuseolle tai
Museovirastolle, ja huolehtia siitä, että kohteet
tulevat merkityiksi Metsähallituksen tietojärjes-
telmiin.

7.5.2 Hyödynnä kulttuuriperinnön erikois- suunnittelijoiden osaamista

Kun ennallistamis- ja luonnonhoitosuunnitelmia
tehdään alueille, joilla on tunnettuja kiinteitä
muinaisjäännöksiä tai muita kulttuuriperintö-
kohteita, tulee toimenpiteistä neuvotella heti
suunnittelun alkuvaiheessa alueen kulttuuripe-
rinnön erikoissuunnittelijan kanssa. Jos kohteen
laajuus tai merkittävyys sitä edellyttää, antaa
kulttuuriperinnön erikoissuunnittelija lausunnon
ennallistamissuunnitelmasta tai järjestää alueelle
katselmuksen. Jos alueella on muinaismuistolain
suojaama kiinteä muinaisjäänös, toimenpide-
suunnitelmasta pyydetään erikoissuunnittelijan
harkinnan mukaan lausunto Museovirastolta tai
maakuntamuseolta. Kun maakuntamuseo tai
Museovirasto on hyväksynyt suunnitellut toi-
menpiteet, vastuu tehtyjen toimenpiteiden vai-
kutuksesta siirtyy Metsähallitukselta vastaavalle
viranomaiselle.



Kuva 99. Reiska-tietojärjestelmään on tallennettu suojel-
alueiden kulttuuriperintötietoa. Kuvassa on Kauhanen-
Pohjakankaan kansallispuiston kulttuuriperintöä Reiskan
kartalla. Kartan lisäksi järjestelmästä löytyvät kohteiden
perustiedot. © Metsähallitus 2011, © Maanmittauslaitos
1/MML/11.

7.5.3 Uuden kulttuuriperintökohteen löytäminen ja määrittäminen

Jos havaitset maastossa kulttuuriperintöön liittyvän kohteen, esimerkiksi vanhan tervahaudan, toiminta siitä tieto alueesi kulttuuriperinnön erikoissuunnittelijalle. Voit tallentaa kohteen Reiskaan, jossa sen suojeluarvoksi laitetaan ”havainto”. Mahdollisen uuden kulttuuriperintökohteen määrittää ja rajaa kulttuuriperinnön erikoissuunnittelija tai kulttuuriympäristöviranomainen. Uusien kulttuuriperintökohteiden katselmukset on tehtävä lumettomana aikana, mikä tulee huomioida ennallistamisen ja luonnonhoidon toimenpiteiden aikatauluissa.

7.5.4 Huomioi kulttuuriperintökohteet hoitotoissa

Poltto

Jos polttoalueella ei ole tunnettuja kulttuuriperintökohteita, poltto voidaan suorittaa ilman erillistä tarkastusta. Jos alueella epäillään olevan kulttuuriperintökohteita, tulee polttamismahdollisuus varmistaa kulttuuriperinnön erikoissuunnittelijalta. Erityisesti vesistöjen rannoilla ja niiden tuntumassa, esimerkiksi rantatörmillä vanhojen vesireittien varrella, voi olla esihistoriallisia asuinpaikkoja piilossa maan alla. Polttotoimenpiteiden suunnittelun ja valmistelun yhteydessä saatetaan havaita esimerkiksi puisia tai kivisiä rakenteita tai, jos alueelta on rikottu maanpintaa, maasta voi löytyä esineistöä.

Tulen vaikutusta muinaisjäännöskohteisiin on tutkittu Suomessa hyvin vähän. Näin ollen yleisohje on välttää tulenkäyttöä muinaisjäännöskohteilla. Lämpötilatutkimukset osoittavat kuitenkin, että nopeahko ylipolttaminen ei nosta huomattavasti lämpötilaa maaperässä, joten joidenkin kohteiden polttamista voidaan harkita alueella tiedossa olevasta kulttuuriperinnöstä huolimatta. On kuitenkin olemassa arkeologisia esinetyyppejä, kuten kovaksi poltettu keramiikka ja tietyt metalliesineet, jotka ovat herkkiä lämpötilavaihteluille. Myös kivirakenteet uhkaavat haljeta ja murentua tulen vaikutuksesta.

Pienaukotus, lahoppuun lisääminen ja koneiden käyttö

Jos pienaukotetaan metsää, jossa on kulttuuriperintörakenteita, tai lisätään metsään lahoppuuta esim. jäljittelemällä tuulenskaatoja, vaarana on kohteen peittyminen maatuvalle kerrokselle, sedimenttikerrosten sekoittuminen tai juurten aiheuttamat vauriot rakenteissa. Siksi puiden nurin työntäminen kulttuuriperintökohteella on ehdottomasti kiellettyä.

Erilaiset kulttuuriperintöön kuuluvat kuoppa- ja kivirakenteet säilyvät yleensä paremmin, jos niiden päältä poistetaan puita. Voi olla jopa haitallista jättää rakenteen päälle pystyyn yksittäisiä puita, kun ympäriltä kaadetaan metsää. Kulttuuriperintörakenteet vaurioituvat, jos myrsky kaataa pystyyn jätetyt puut.

Jos rakenteiden päältä poistetaan lehtipuuta, tulee huolehtia siitä, että lehtipuiden vesominen pidetään kurissa myös hoidon jälkeisinä vuosina. Yksi vaihtoehto on kaulata lehtipuut vesomisen ehkäisemiseksi ja kaataa ne vasta muutaman vuoden kuluttua. Toinen vaihtoehto on raivata kulttuuriperintörakenteen päällä kasvavat ja vesovat lehtipuut toistuvasti alkukesällä niin kauan, että vesominen lakkaa. Kaikki puut, jotka kasvattavat kulttuuriperintökohteen päälle ja sisään juuriaan, saattavat ajan myötä vahingoittaa kulttuuriperintörakenteita.

Koneilla liikkuminen ja siitä johtuvat ajourat voivat vaurioittaa rakenteita tai sekoittaa sedimenttikerroksia. Kohteiden ylijämistä on ehdottomasti vältettävä. Koneilla liikkuminen kohteilla voi olla mahdollista korkeintaan roudan ja lumen suojaavan vaikutuksen aikana. Tämä vaatii kuitenkin aina tapauskohtaisen arvioinnin.

Vieraiden puulajien poistaminen

Joillakin suojelualueilla kasvaa vieraita puulajeja, jotka halutaan poistaa. Vieraat puulajit voivat kuitenkin liittyä alueen historiaan. Esimerkiksi Evon retkeilyalueella, paikallisen metsäoppilaitoksen yhteydessä, on tehty metsäkokeita ja istutettu vieraita puulajeja jo 1800-luvulla. Evolla vieraslajeja voidaan pitää osana alueen maankäytön historiaa, ja ne ilmentävät myös Suomen metsien käytön varhaishistoriaa. Vanhassa metsittyneessä pihapiirissä kasvavat vieraat puulajit puolestaan ovat osa asutushistoriaa. Tällaisissa tapauksissa puita ei tule automaattisesti poistaa.

7.6. Metsien yleisimmät kulttuuri-perintökohteet ja toiminta niiden läheisyydessä

Metsien arkeologiset kohteet edustavat ihmistoinnin kaikkia ulottuvuuksia läpi esihistorian ja historian.

7.6.1 Kivikauden asuinpaikat ja pyyntikuopat

Ensimmäiset ihmiset liikkuiivat Suomen alueella heti, kun jää oli vetäytynyt viimeisimmän jääkauden jälkeen ja maa oli kohonnut merestä. Pyyntiin, kalastukseen ja keräilyyn perustuvien ihmisryhmien asuinsijoja löytyy edelleen maastosta, mutta niistä on harvoin selkeitä merkkejä maan pinnalla. Läpi kivikauden asuinsija valittiin rannan tuntumasta, koska vesistöt olivat tärkeitä liikkumiselle ja muutenkin merkittävä resurssi. Meren rannikolla kivikautiset asuinpaikat voivat maankohoamisen vuoksi sijaita useiden kilometrien päässä nykyrannasta, usein pellolla tai keskellä metsää.

Asuinpainanteet ovat esihistoriallisten asuusten jäänteitä, joiden nimi tulee siitä, että niistä on yleensä maanpinnalla havaittavissa matala painanne. Kivikautisista rakenteista helpoimmin havaittavia ovat pyyntikuopat (kuva 100). Laajimmat pyyntikuoppajärjestelmät voivat olla kilometrien pituisia. Pyyntikuopat voivat näkyä vain matalina painaamina, jos kuoppiin on aikojen kuluessa kasaantunut maata rakenteiden pettäessä, mutta laajimmat kuopat ovat halkaisijaltaan viisimetrisiä ja syvyydeltään yli metrin.

Kivikautiset kohteet luokitellaan automaattisesti lain suojaamiksi muinaisjäännöksiksi.

7.6.2 Pronssi- ja rautakauden hautaröykkiöt

Pronssikaudella (1500–500 eaa) vainajat haudattiin rannikkoalueilla suuriin kiviraunioihin. Rauniot rakennettiin useimmiten vesireittien varrelle, mutta maankohoamisen vuoksi ne voivat löytyä esim. kallionpyypyltä keskeltä metsää, useiden kilometrien päässä nykyisestä rannikosta. Isoimmat monumentaaliset pronssikauden



Kuva 100. Pyyntikuoppa Inarin Leonjärvellä. Pyyntikuoppia on käytetty kivikaudelta noin 1800-luvulle. Kuva: Eija Ojanlatva.

hautaröykkiöt ovat yleensä helposti tunnistettavissa, mutta varsinkin rautakautiset maansekaiset matalat hautaröykkiöt voivat olla vaikeita erottaa. Etelä-Suomessa ne muodostavat joskus ”röykkiökalmistoja”, joissa voi olla kymmeniä matalia hautaraunioita metsäisillä rinteillä. Lappia lukuun ottamatta tapa haudata kiviraunioon levisi muualle sisämaahan nk. varhaismetallikauden (1900 eaa–300 jaa) aikana. Nämä ”lapinrauniot” sijaitsevat sisämaan vesistöjen varrella niemenkärjissä.

Hautarauniot luokitellaan automaattisesti muinaisjäännöksiksi. Kuten muutkin kivirakenteet, ne yleensä hyötyvät puuston poistosta. Puut ja pensaat kannattaa poistaa paitsi rakenteen päältä, myös rakenteiden ympäriltä joidenkin metrien säteellä. Puiden poisto pitää kuitenkin suunnitella aina arkeologin kanssa.

7.6.3 Historiallisen ajan asuinpaikat ja elinkeinohistorialliset kohteet

Etelä-Suomen suojelualueilta on löytynyt jopa keskiaikaisia kylätontteja, jotka ovat autioituneet yli 500 vuotta sitten. Vanha kylätontti voi löytyä metsästä keskeltä suojelualuetta. Ainoita näkyviä merkkejä vuosisatoja kestäneestä asutuksesta saattavat olla matalat kivekummut, talojen tulisijojen rauniot. Pohjoisemmilta suojelualueilta löytyy harvoin näin vanhoja historiallisen ajan asuinpaikkoja, mutta esimerkiksi Itä-Suomesta löytyy runsaasti viime vuosisatojen metsätorppien, metsänvartijatilojen ja savottakämppien jäännöksiä. Metsähallituksessa näitä käsitellään useimmiten suojeltuina kohteina.

Vanhoista asuinpaikoista voi yhä löytyä kivijalka, mutta usein kivijalkaa ei ole koskaan ollutkaan, vaan rakennusten paikat on mahdollista erottaa vain tulisijojen jäänteiden tai kulmakivien perusteella. Joskus talon paikka erottuu muusta ympäristöstä poikkeavan kasvillisuuden perusteella, mikä voi johtua esimerkiksi asutuksen aiheuttamista korkeista fosfaattipitoisuuksista.

Erilaisista metsän käyttöön liittyvistä elinkeinoista on myös jäänyt paljon jälkiä. Kaskeaminen, pellon raivaus ja laidunnus näkyvät erilaisina rakenteina ja ympäristön piirteissä. Hiilen, tervan ja potaskan keittoon sekä malmin nostoon liittyviä rakenteita löytyy myös yleisesti (kuva 101). Vanhimmat hiilikuopat ovat Pohjoismaissa osoittautuneet jopa rautakautisiksi, ja tervaa on poltettu läpi vuosisatojen. Näin ollen hiilimiiluja ja tervahautoja löytyy runsaasti, ja niiden kulttuuriperintöarvo on arvioitava aina tapauskohtaisesti.

Historiallisen ajan muinaisjäännösten tunnistamisen ja suojelun ohje (Niukkanen 2009) löytyy myös verkosta.

7.6.4 Sotahistorialliset kohteet

Sodat tai niihin varustautuminen ovat myös jättäneet jälkensä Suomen luontoon. Sotahistoriallisia rakenteita on tehty pitkän ajan kuluessa, erilaisista materiaaleista ja monenlaisia tarkoituksia varten. Selkeimpiä rakenteita ovat toisen maailmansodan linnoitteet, joita on etenkin itäisessä Suomessa ja saaristossa. Vanhempiakin sotilasleirejä ja linnoituslaitteita on etenkin Etelä-Suomessa. Vanhemmat kohteet voivat näkyä matalina kuoppina ja valleina, eikä niitä ole kovin helppo tunnistaa. Selvimmin erottuvat kivistä ja betonista rakennetut 1900-luvun linnoitusrakenteet. Ne ovat merkittäviä kulttuuriperintökohteita, jotka kiinnostavat ihmisiä. Nykyään vain ennen toista maailmansotaa rakennetut rakenteet ovat muinaismuistolain suojaamia kiinteitä muinaisjäännöksiä. Museoviraston kanta kuitenkin on, että myös uudempia kohteita tulee käsitellä muinaisjäännösten tapaan. Yleisohje on, että kaikki sotahistorialliset kohteet on huomioitava ennallistamisen ja luonnonhoidon suunnittelussa. Kaikkia sotahistoriallisia kohteita ei kuitenkaan ole mahdollista hoitaa eikä säilyttää, vaan kohteet on priorisoitava. Jos hoitotoimiin ryhdytään, ne on suunniteltava yhteistyössä asiantuntijoiden kanssa.



Kuva 101. Hiilimiilu Teijon retkeilyalueella, Salossa. Kasvillisuus (varvikko, puulajit) poikkeaa usein hiilimiilun kohdalla ympäristöstä. Kuva: Jouni Taivainen.

TIETOLAATIKKO 23.

Mitä muinaismuistolaki tarkoittaa ennallistamisen ja luonnonhoidon kannalta?

Kiinteä muinaisjäännös on Muinaismuistolain (295/1963) suojaama arkeologinen kohde. Muinaismuistolain suojaamat kiinteät muinaisjäännökset ovat kohteita, jotka ovat säilyneet ”muistoina Suomen aikaisemmasta asutuksesta ja historiasta”. Muinaisjäännös on löydettyä automaattisesti suojeltu ilman erillistä päätöstä, mutta virallisesti kohde on suojeltu – eli kiinteä muinaisjäännös – vasta Museoviraston viranomaispäätöksellä, jolloin kohde myös viedään muinaismuistorekisteriin.

Arkeologisella kohteella tai kiinteällä muinaisjäännöksellä saa oleskella ja tehdä toimenpiteitä, jotka eivät vaikuta sen luonteeseen tai rakenteisiin. Sen sijaan arkeologisia kohteita ei saa muokata, peittää tai kaivaa eikä niihin saa mitenkään kajota siten, että ne vaurioituvat tai niiden rakenne tai luonne muuttuu.

8 Ennallistamisen ja luonnonhoidon suunnittelu

Maarit Similä

Ennallistamisen ja luonnonhoidon tulee aina perustua suunnitelmaan, jossa kuvaillaan kohteen suojeluperusteet ja ominaispiirteet (taulukko 5). Niiden perusteella määritellään toimenpiteiden tarve ja tavoitteet, toteuttamiskeinot sekä vaikutusten seuranta.

8.1 Selvitykset ja taustatiedot

Suunnitelman laadinta alkaa taustatietojen keräämisellä, esimerkiksi alueelta tehtyjen inventointien ja selvitysten tulosten sekä alueen maankäytön ja suojeluhistorian kokoamisella suunnittelutyön pohjaksi. Mikäli suunniteltavan alueen puustosta ja kasvillisuustyypeistä ei ole olemassa perustietoja, ne kerätään suunnittelun alkuvaiheessa. Jos taas puustotiedot on kerätty huomattavasti aiemmin tai muunneltu muista lähteistä, ne on yleensä tarpeen päivittää toimenpidesuunnittelun yhteydessä.

Taulukko 5. Toimenpidesuunnitelman sisältö. Toimenpidesuunnitelma on asiakirja, johon kirjataan ennallistamisen ja luonnonhoidon kohdekohtaiset tavoitteet ja toteutuksen kannalta olennaisimmat asiat. Suunnitelmasta pitää aina käydä ilmi sen tekijä ja suunnitelman tekoajankohta. Toimenpidesuunnitelmassa säilyy tieto siitä, mitä suojelualueella on suunniteltu tehtäväksi.

Toimenpidesuunnitelman sisältörunko
1 Yleiskuvaus <ul style="list-style-type: none">– pinta-alat– alueen maankäytön historia ja suojeluhistoria– aluetta koskevat muut suunnitelmat ja selvitykset– suunnitteluprosessi
2 Luonnon nykytila ja toimenpiteiden tavoitteet <ul style="list-style-type: none">– luonto ja lajisto– mahdolliset erityisarvot– toimenpidetarve– toimenpiteiden tavoitteet
3 Toimenpiteet ja niiden vaikutukset <ul style="list-style-type: none">– toimenpiteiden kohdistaminen– toimenpiteiden kuvaus– toimenpiteiden vaikutukset
4 Toimenpiteiden kustannukset
5 Toimenpiteiden vaikutusten seuranta

Lajistoselvitysten tarve riippuu olemassa olevan lajistotiedon määrästä ja laadusta, kohteen luonteesta sekä suunnitelluista toimenpiteistä. Havainnot uhanalaisista lajeista tarkistetaan mm. Hertta Eliölajit -tietojärjestelmästä (on kuitenkin huomioitava, että kaikkia uhanalaishavaintoja ei ole Hertassa) ja muista saatavilla olevista lähteistä. Tarvittaessa uhanalaisesiintymien tila tarkastetaan maastossa ennen toimenpidesuunnittelua.

Luotettavat ja laajat lajistokartoitukset ovat yleensä suuritöisiä ja kalliita, joten niitä pystytään tekemään vain erityiskohteilla. Suunnittelun pohjaksi riittävät usein kevyemmät kartoitukset, joissa selvitetään kohteen merkitystä eri eliöryhmien lajistolle. Lajistollista merkitystä voidaan arvioida myös esimerkiksi elävän puuston rakennepiirteiden sekä kuolleen puun määrän ja laadun avulla. Myös lähiseudulta kerätty lajistotieto voi auttaa arvioimaan suunnittelukohteen merkitystä.

Ennallistamisalueella ja sen läheisyydessä olevat mahdolliset petolintujen pesät tulee selvittää suunnitteluvaiheessa. Lapin luontopalveluissa ylläpidetään tietokantaa koko Suomen maakotkista ja muuttohaukoista sekä Lapin ja Oulun läänien merikotkista. Eteläisemmän Suomen merikotkatiedot löytyvät WWF:n ja Luonnontieteellisen keskusmuseon ylläpitämästä merikotkarekisteristä. Muiden petolintulajien tiedot löytyvät yleensä Luonnontieteellisen keskusmuseon rengastustoimistosta tai paikallistasolta, kuten lintutieteellisistä yhdistyksistä ja harrastajilta.

Alueen mahdolliset kulttuuriperintökohteet tarkistetaan Metsähallituksen tietojärjestelmistä ja Museoviraston ylläpitämästä muinaisjäännösrekisteristä. Lisäksi tarkistetaan, sijaitseeko suunnittelukohte pohjavesi- tai maisemansuojelualueella.

Jos on todennäköistä, että suunnittelualueeseen ja sen hoitoon liittyviä asioita on ohjeistettu kaavoituksella, kaavamääräykset ja mahdollinen maisemayöluvan tarve tarkistetaan toimenpiteiden suunnittelua aloitettaessa. Asema- ja yleiskaavat löytyvät suunnittelukohteen sijaintikunnasta. Vahvistetut maakuntakaavat sekä osa yleiskaavoista voidaan avata myös Metsähallituksen paikkatietojärjestelmään.

8.2 Suunnitelman osallistaminen, hyväksyminen ja viestintä

Jos valtionmaan suojelualueen rajojen läheisyydessä on toimenpidetarvetta, ympäröivien alueiden maanomistajien yhteystiedot selvitetään ja tarvittaessa neuvotellaan heidän kanssaan toimenpidesuunnitelmasta, esimerkiksi toimenpiteiden ajoittamisesta ja suojavyöhykkeistä.

Yksityisen suojelualueen hoitoa suunniteltaessa ensimmäiseksi otetaan aina yhteyttä alueen maanomistajaan, sillä toimenpiteet suunnitellaan maanomistajan suostumuksella. Suunnitelman valmistuttua yksityisen suojelualueen omistajalta pyydetään kirjallinen hyväksyntä suunnitelmalle. Alueen rauhoitusmääräyksiä on noudatettava. Määräykset sallivat yleensä suojelualueen suojeluarvojen ja monimuotoisuuden hoidon, mutta mikäli tarvittavat hoitotoimenpiteet ovat rauhoitusmääräysten vastaisia, lupa rauhoitusmääräyksistä poikkeamiseen on haettava Elinkeino-, liikenne- ja ympäristökeskuksesta (ELY) tai joissain tapauksissa ympäristöministeriöstä.

Mikäli ennallistamisalueella on, tai on syytä olettaa että on, kiinteitä muinaisjäännöksiä, toimenpiteitä suunniteltaessa ollaan yhteydessä Metsähallituksen kulttuuriperinnön asiantuntijoihin tai Museovirastoon. Samalla selvitetään muinaisjäännösten mahdollinen hoitotarve ja sovitetaan se mahdollisuuksien mukaan yhteen luonnon ennallistamis- ja hoitotavoitteiden kanssa. Muinaisjäännöksiä sisältävillä kohteilla valmiista toimenpidesuunnitelmasta pyydetään aina lausunto Museovirastolta.

Jos hoidetaan uhanalaisen tai muuten erityisen merkittävän lajin elinympäristöä, toimenpiteistä pyydetään tarvittaessa kommentteja alan asiantuntijoilta, esimerkiksi eliötyöryhmiltä.

Kaikista Natura 2000 -alueiden ja yksityisten suojelualueiden ennallistamis- ja luonnonhoitosuunnitelmista pyydetään lausunto ELY-keskuksesta, joka myös hyväksyy yksityisten suojelualueiden toimenpidesuunnitelmat. Vanhojen, kymmeniä vuosia sitten perustettujen suojelualueiden rauhoitusmääräyksissä tai perustamisasetuksessa saatetaan vaatia luonnonsuojeluvalvojan toimenpidelupaa. Silloin lausunto ja suunnitelman hyväksyntä pyydetään ympäristöministeriöstä. Suunnitelmasta kannattaa kuitenkin aina olla ensin yhteydessä ELY-keskukseen.

Metsähallituksen luontopalvelujen työnä toteutettavat suunnitelmat hyväksyy luonnonsuojelun aluepäällikkö sen jälkeen, kun suunnitelmat ovat käyneet lausunnoilla ja niitä on täydennetty tarvittaessa.

Viestinnän osalta suunnitelmaan kirjataan, riittääkö perustiedottaminen vai tarvitaanko jostain syystä erityistä tai kohdennettua viestintää. Perustiedottamiseen kuuluvat mm. tiedote toimenpiteistä paikallisiin viestimiin, informaatiotaulujen pystyttäminen alueille, joissa on virkistyskäytön rakenteita tai muuten vilkasta retkeilykäyttöä, sekä tarvittaessa naapurimaanomistajien informoiminen ennallistamis- tai luonnonhoitotöistä.

8.3 Alueen nykytila ja toimenpiteiden tavoitteet

Toimenpidesuunnitelmassa kuvataan ennallistettavaksi tai hoidettavaksi aiotun suojelualueen luonnon ja kulttuuriperinnön nykytila. Näiden ja alueen käyttöhistorian (tietolaatikko 7) perusteella määritellään, mitä puuttuvia rakennepiirteitä kohteella lisätään tai miten tietyn lajin elinympäristöä parannetaan ennallistamalla tai hoitamalla ja mitkä osat voidaan jättää ihmisen aiheuttamista muutoksista huolimatta kehittymään itsekseen. Nykytilan kuvaus toimii pohjana myös toimenpiteiden seurannoille.

Yksi alueen nykytilan kuvauksen tärkeä osa on alueen luontotyyppien kytkeytyneisyys ympäristöön, lähinnä muihin suojelualueisiin ja metsätaloukseen luontokohteisiin.

Tärkeimpiä suunnitelmassa kuvattavia luontotarvoja ovat mm.

- kasvillisuustyyppit
- elävän puuston rakenne
- lahoppumäärät
- Natura-luontotyyppien pinta-alat ja edustavuudet (ja mahdolliset erot Natura 2000 -tietolomakkeiden tietoihin)
- uhanalaisten luontotyyppien pinta-alat ja uhanalaisluokat (LuTU, Raunio ym. 2008)
- valtakunnallisesti tai alueellisesti uhanalaiset tai silmälläpidettävät lajit
- luontodirektiivin liitteiden II, IV ja V lajit sekä lintudirektiivin liitteen I lajit (ja mahdolliset erot Natura 2000 -tietolomakkeiden tietoihin)
- muu eliölajisto.

Alueen aiempi maankäyttö sekä aiemmin tehdyt hoitotoimenpiteet tai muut toimenpiteet kuvataan lyhyesti siltä osin kuin niillä on vaikutusta alueen nykytilaan. Tarpeen mukaan suunnitelmassa kuvataan myös vieraslajit sekä niihin kohdistuvien toimenpiteiden tarve ja tavoitteet.

Alueen erityisarvot, esimerkiksi kulttuuri-perintö, maisema-arvot, perinnemaisemaintointi ja sijainti pohjavesialueella, kuvataan koko alueelta riippumatta siitä, vaikuttaako niiden olemassaolo hoitoon tai ennallistamiseen. Myös virkistyskäytön rakenteet sekä niiden vaikutus ennallistamismahdollisuuksiin kuvataan suunnitelmassa.

8.4 Toimenpiteet ja toimenpidealueet

Suunnitelmassa kuvataan riittävällä tarkkuudella, mitä toimenpiteitä tehdään, miten ne tehdään ja missä osissa aluetta. Alueen ennallistaminen ja luonnonhoito kannattaa yleensä suunnitella kokonaisuutena – metsien ennallistamisen ja luonnonhoidon lisäksi suunnitellaan tarvittaessa soiden, lähteiden ja purojen ennallistaminen. Toimenpidealueiden lisäksi kuvataan ne alueet, joihin ennallistamisen tai hoidon välittömät vaikutukset ulottuvat, vaikkei niillä tehtäisikään toimenpiteitä.

Joissain tapauksissa alueella saattaa olla ristikkäisiä suojeluarvoja ja hoitotarpeita. Yhden lajin, lajiryhmän tai luontotyypin tilaa parantavalla ennallistamis- tai hoitotoimenpiteellä saattaa olla negatiivisia vaikutuksia toiseen luontotyyppiin tai lajiryhmään. Näissä tapauksissa hoitovaihtoehto on punnittava erityisen huolellisesti ja valitun toimenpiteen tavoitteet on perusteltava suunnitelmassa selkeästi alueen suojeluperusteista vasten.

Jos suunnitelmaa ei ole tarkoitettu toteutettavaksi yhdellä kertaa lähitulevaisuudessa, toimenpide-ehdotusten yhteydessä voidaan esittää toimenpiteiden toteutusjärjestys.

8.5 Suojavyöhykkeet ja töiden ajoittaminen

Päiväpetolinnut ja pöllöt ovat herkkiä pesimäaikaiselle häirinnälle, erityisesti pesinnän alkuvaiheessa. Yksi varomaton käynti pesän läheisyydessä saattaa aiheuttaa pesinnän keskeytymisen, ja siksi ennallistamistöitä ei saa tehdä asuttujen pesien vaikutusalueella lintujen pesimäaikana. Töiden

sopiva toteutusajankohta ja pesän ympärille jätettävän suojavyöhykkeen laajuus selvitetään tarvittaessa asiantuntijan kanssa. Yleensä suurikokoiset lintulajit tarvitsevat laajemman suojavyöhykkeen kuin pienikokoiset lajit ja toiminta häiritsee lintuja vähiten syys-tammikuussa.

Ennallistamisen ja luonnonhoidon periaatteena on, etteivät vaikutukset ulotu suojelualueen rajojen ulkopuolelle, ellei siitä ole erikseen sovittu naapurimaanomistajan kanssa. Jos lisätään lahopuuta tai tehdään pienaukkoja, suojelualueen rajaa vasten jätetään riittävä suojavyöhyke kaarna-kuoriaisriskin minimoimiseksi alueen ulkopuolella (tietolaatikko 17).

Tarpeen mukaan jätetään käsittelemättömiä suojavyöhykkeitä maisemasyistä myös rantametsiin, avosoiden laiteille sekä teiden ja muiden aukeiden alueiden laitamille. Polttoalueilla, saaret mukaan luettuina, on jätettävä vesistöjen rannoille vähintään 20 metrin puskurivyöhyke ravinnehuuhtoumien vähentämiseksi.

Retkeilyreittien varrella ei tuoteta pystylahopuuta niin lähellä polkuja, että puut voisivat kaatuessaan aiheuttaa vaaraa retkeilyreiteillä kulkejoille. Suosituilla retkeilyalueilla suositetaan yleensä ”luonnonmukaisia” ja ”huomaamattomia” ennallistamismenetelmiä (ks. esim. luku 2.3.2). Tarvittaessa paikalle tuodaan opaste, jossa kerrotaan tehdystä toimenpiteestä ja sen perusteista.

8.6 Toimenpiteiden vaikutukset

Natura 2000 -alueilla suunnitelmaan kirjataan ennallistamisen tai luonnonhoidon vaikutukset alueen suojelun perusteena oleviin luontotyypeihin sekä luontodirektiivin liitteiden II, IV ja V lajeihin ja lintudirektiivin liitteen I lajeihin. Suunnitelmassa kuvataan myös tilanteet, joissa Natura-luontotyyppi muuttuu toiseksi (esim. lehdestä hakamaaksi).

Natura 2000 -alueiden toimenpidesuunnitelmissa tulee olla Natura-arvioinnin tarveharkinta, jossa selvitetään, edellyttävätkö toimenpiteet varsinaista luonnonsuojelulain 65–66 §:ien mukaisia Natura-vaikutusten arviointia. Arviointi tarvitaan, jos toimenpiteillä on kielteisiä vaikutuksia Natura 2000 -alueeseen. Lisäksi on varmistettava, ettei suunnitelman toteuttaminen aiheuta SOVALain 3 §:n tarkoittamia merkittäviä ympäristövaikutuksia.

Huolellinen toimenpiteiden suunnittelu takaa yleensä, ettei ennallistamisesta tai luonnonhoidosta aiheudu odottamatonta uhkaa tai haittaa. Jos toimenpiteillä kuitenkin on kielteisiäkin vaikutuksia, suunnitelmassa kuvataan, miten ne saadaan jäämään mahdollisimman vähäisiksi. Kielteisiä vaikutuksia tai muita ongelmia saatavat olla mm.

- työkoneiden aiheuttamat haitalliset urat
- vesakoituminen
- virkistyskäytön mahdollisuuksien oleellinen heikkeneminen
- toteutusongelmat (esim. toimenpiteiden viivästyminen, väärä ajankohta, kulkuongelmat)
- haitalliset aineet (esim. työkoneiden öljyvahingot, kaivamisesta vapautuvat torjunta-aineet, ympäristömyrkyt)
- tulen leviämisen riski
- hyönteistuhoriskit.

8.7 Toimenpiteiden kustannukset

Kustannukset arvioidaan työlajeittain sopivaa yksikköä kohti. Yksiköitä voivat olla esimerkiksi tuotettava lahoppuun tai hakattavan puuston määrä (m³), toimenpiteiden pinta-ala (ha) tai tukittavat ojametrit (m). Jos työ tehdään tuntihintaisena, arvioidaan tarvittavien työtuntien määrä.

Kustannuksiin vaikuttaa mm. tehdäänkö työ henkilö- vai konetyönä ja sulan maan aikaan vai talvella. Varsinaisen työn lisäksi kustannuksia saattaa tulla esimerkiksi teiden aurauksesta, talvitien teosta ja puutavaran kaukokuljetuksesta.

Jos kohteelta hakataan myytävää puuta, korjuukustannukset ja puunmyyntitulot arvioidaan ajantasaisten puustotietojen perusteella.

8.8 Seuranta-, selvitys- ja tutkimustarpeet

Metsähallituksen luontopalvelujen toteuttamien ennallistamisten ja luonnonhoidon vaikutuksia seurataan valtakunnallisesti koordinoitun seurantaverkoston avulla (Hyvärinen & Aapala 2009). Suunnitelmassa kuvataan toimenpidealueelle suunniteltu seuranta, esimerkiksi hoitoseuranta tai vaikutusseuranta osana valtakunnallista seurantaverkosta. Myös mahdolliset muut selvitys- ja tutkimustarpeet kannattaa kirjata suunnitelmaan.

8.9 Työmaan valmistelu ja ohjeistus

Työmaan valmistelu aloitetaan hyvissä ajoin ennen varsinaista toteutusta. Jos suunnitelman tekijä ja toteuttaja ovat eri henkilöt, on tärkeää laatia suunnitelma yhteistyössä, jotta hoidon tavoitteista ja menetelmistä vallitsee yksimielisyys. Samalla toteuttaja sitoutetaan suunnitelmaan.

Kiinteistörajan läheisyydessä tehtävistä ennallistamistoimista ilmoitetaan tarvittaessa etukäteen rajanaapureille. Tarvittaessa kiinteistöraja ja toimenpidealueen erityiskohteet merkitään maastoon ennen töiden alkamista. Alueelle johtavien teiden käyttöoikeudet selvitetään ja tarvittaessa sovitaan yksityisten teiden käytöstä ja kulkuoikeuksista.

Työmaan toteutusta varten tehdään työmaaohje, jossa toimenpiteet esitetään selkeällä kartalla. Lisäksi työmaaohjeessa voi olla sanallisia toimenpiteiden tarkennuksia ja tilaa toimenpiteiden toteuttajan keräämälle tiedolle (esim. kaadettujen tai kaulattujen puiden lukumäärä). Yksityisten suojelualueiden hoito- ja ennallistamistoimista laaditaan kirjallinen sopimus maanomistajan kanssa ennen toimenpiteiden aloittamista.

Hätätapauksen varalta työmaaohjeeseen merkitään koordinaattipiste (WGS 84) kohdetta lähinnä olevalle ajokelpoiselle tielle ja yleinen hätänumero sekä lähimmän terveyskeskuksen puhelinnumero. Myös työmaan ohjaajan puhelinnumeron tulee löytyä työmaaohjeesta.

Työmaaohjeissa huomioidaan yleiset ja erityiset työsuojelu- ja ympäristönsuojeluseikat. Yleisiä vaatimuksia ovat Metsähallituksen ympäristö- ja laatuohjelmien noudattaminen konetyössä (koneissa oltava mm. öljyn imeytysvälineistö ja käsisammutin) sekä riittävän suojavaatetuksen ja asianmukaisten suojainten käyttö. Erityisiä työsuojeluasioita ovat mm. raskaan kaluston kulureittien sijoitteluun ja työskentelyyn vaikuttavat vaaratekijät (mm. sähkölinjat, pehmeiköt) sekä metsureiden liikkumiseen liittyvät asiat (pehmeiköt kartalle myös moottorikelkkoja varten, moottorikelkoilla liikuttaessa täytyy olla asianmukainen suojarustus jne.). Erityisiä ympäristönsuojelunäkökohtia liittyy pohjavesialueella tai pienen veden läheisyydessä toimimiseen.

8.10 Räjähteiksi epäiltävät esineet

Ennallistamis- ja luonnonhoitotöissä voidaan törmätä sodanaikaisiin räjähteisiin. Jos töiden yhteydessä paljastuu räjähteeksi epäiltävä esine, työt keskeytetään. Esineeseen ei pidä koskea, eikä sitä saa liikutella. Jos esinettä on kuitenkin ehditty siirtää, se jätetään nykyiselle paikalleen. Jos taas esine on työkoneen kauhassa, kauha laskeetaan alas. Esineen paikka merkitään, asiattomien pääsy esineen luo estetään ja löydöstä ilmoitetaan hätäkeskukseen.

Kun esine on merkitty ja siitä on ilmoitettu hätäkeskukseen, työskentelyä voidaan jatkaa seuraavin suojaetäisyyksin

- löydös enintään ison pullon kokoinen: 100 m
- löydös enintään ämpäriin kokoinen: 200 m
- löydös ämpäriä isompi: 300 m.

Mikäli kokoa ei voida määrittää tarkasti, noudatetaan suurinta varoetäisyyttä.

Myös vaarattomalta näyttävästä metalliromusta ilmoitetaan hätäkeskukseen, jos on epäiltävissä, että romu on peräisin sota-ajalta.

Eniten kääpiä löytyy isoilta, vanhoilta maapuilta

Kaisa Junninen

Suomesta tunnetaan noin 240 kääpälajia sekä lisäksi yli 700 muuta kääväkäsajia (orakkaat, orvakat, haarakkaat, vahverot yms.) (Kotiranta ym. 2009). Melkein kaikki käävät ja suurin osa muistakin kääväkkäistä kasvaa puulla. Siksi tässä käsitellään vain puulla kasvavia kääpiä (ja muita kääväkkäitä); maassa kasvavat lajit vastaavat ekologisilta vaatimuksiltaan maassa kasvavia helttasieniä. Tämän lajitietolaatikon tietoja voidaan soveltaa kääväkkäiden lisäksi myös muiden puulla kasvavien sienten, esimerkiksi helttasienten, elinympäristövaatimusten arvioinnissa.

Suomen kääpälajeista 39 % on arvioitu uhanalaisiksi tai silmälläpidettäviksi (Kotiranta ym. 2010). Selvästi suurin uhanalaisuuden aiheuttaja on metsätalous: lahoppuiden, vanhojen metsien ja isojen lehtipuiden väheneminen.

Yli 80 % Suomen kääpälajeista pystyy lahoittamaan vain kuollutta puuainesta – ne eivät siis pysty kasvamaan elävissä puissa – ja iso osa elävienkin puiden lahoittajasienistä pystyy kasvamaan myös kuolleilla puilla (Junninen & Komonen 2011). Siksi kääville soveliaan elinympäristön ylivoimaisesti tärkein rakennepiirre on lahopuu. Kääville ovat tärkeitä kaikki runsaslahopuustoiset luontotyypit: metsäpalo- ja tuulituhoalueet ja niiden myöhemmät sukkessiovaiheet sekä muut lahoppuustoiset kangasmetsät, lehdot ja korvet. Kaikista näistä löytyy myös uhanalaisia lajeja.

Lähes kaikki kääpälajit ovat jossain määrin erikoistuneita. Tärkeimpiä kääpälajistoon vaikuttavia lahoppuun ominaisuuksia ovat puulaji, lahoppuutyyppi (pystypuu, maapuu, oksa, juurakko), rungon tai muun lahoppuukappaleen lä-



Liekokääpä (*Gloeophyllum protractum*) viihtyy paahteisilla tuulenkaato- ja metsäpaloalueilla. Kuva: Reijo Penttilä.

pimitta sekä puun lahoaste. Joillekin lajeille on merkitystä myös sillä, onko puu kuorellinen vai kuoreton, millä etäisyydellä maasta kaatunut puu makaa ja kuinka suuri on sammalen ja muiden epifyyttien peittävyys rungolla. Lisäksi muutamat kääpälajit tulevat vain tiettyjen toisten kääpälajien esilahottamille rungoille. Esimerkiksi lumokääpä (*Skeletocutis brevispora*) ja punakarakääpä (*Junghuhnia collabens*) vaativat ruostekäävän (*Phellinus ferrugineofuscus*) esilahottamaa puuta. Sitruunakääpä (*Antrodiella citrinella*) puolestaan kasvaa vain kantokäävän (*Fomitopsis pinicola*) esilahottamilla rungoilla, usein suoraan kuolleiden kantokäävän itiöemien päällä. Hiiltyneeseen puuhun erikoistuneita kääpälajeja meillä on vain yksi, hiilikääpä (*Gloeophyllum carbonarium*), josta on Suomesta vain seitsemän havaintoa. Lisäksi muutamat lajit, kuten salokääpä (*Dichomitus squalens*) ja liekokääpä (*Gloeophyllum protractum*), suosivat paahteisia paikkoja, joissa on runsaasti kuollutta havupuuta.

Jokaisella puulajilla elää joitakin kääpälajeja, mutta kaikkein runsain lajisto löytyy yleisimmiltä puulajeiltamme kuuselta, männyltä, koivuilta ja haavalta. Jaloista lehtipuista etenkin tammi ja pähkinä ovat tärkeitä. Suurin osa kääpälajeista elää kaatuneilla maapuilla. Maapuista runsaslajisimpia ovat järeät, läpimitaltaan yli 30 cm:n rungot. Pieniläpimittaisilla (<10 cm) lehtipuilla ja lehtipuuoksilla elää niihin erikoistunutta lajistoa etenkin lehdoissa, mutta pieniläpimittaisella havupuulla ei juuri ole merkitystä suojeltavan kääpälajiston kannalta. Puiden lahoamisvaiheista eniten lajeja löytyy keskilahoilta rungoilta. Kuitenkin myös kovilla sekä pehmeiksi maatuneilla rungoilla elää niihin erikoistuneita lajeja, joista osa on uhanalaisia.

Edellä luetellut lahopuiden ominaispiirteet ovat useimmille kääpälajeille paljon tärkeämpiä kuin ympäröivän metsikön ominaisuudet, kuten puuston ikä, kehitysluokka, metsätyyppi tai pienilmasto. Metsikön ominaisuudet vaikuttavat lajistoon lähinnä välillisesti, koska niistä riippuu, minkälaista lahopuuta metsään muodostuu. Tärkeintä on katkeamaton lahopuuatkumo: laadultaan oikeanlaista lahopuuta on oltava paikallisesti tarjolla jatkuvasti, koska ennen pitkää jokainen lahopuukappale lahoaa loppuun ja häviää ja siinä eläneen lajiston on pystyttävä siirtymään uuteen kasvupaikkaan.

Jos hoidettavaksi suunnitellussa metsikössä on isoja maapuita tai muuten runsaasti lahopuuta, siellä on syytä tehdä kääpäselvitys ennen toimenpiteiden suunnittelua, ettei hyvää lahopuuatku-moa vahingossa katkaista tai harvinaista lajistoa hävitetä. Vaihtoehtoisesti isot maapuuringot voidaan rajata toimenpidealueen ulkopuolelle. Säästettävät maapuuringot eivät tarvitse mitään erityistä suojavyöhykettä, kunhan varmistetaan, että ne säilyvät ehjinä ja alkuperäisessä asennossaan toimenpiteistä huolimatta eikä niiden päälle kasaannu oksia tai maa-ainesta. Kaikissa ennallistamistoimenpiteissä olisi pyrittävä siihen, että maapuut säilyvät mahdollisimman ehjinä eikä niiden ylitse ajeta koneilla. Mikäli käsiteltävällä kohteella ei ole kuollutta puuta, kääpäkartoitukseen ei ole tarvetta.

Kovakuoriaiset ovat hyviä leviämään

Petri Martikainen

Suomesta on tavattu noin 3 700 kovakuoriaislajia (Hyvärinen ym. 2010). Kovakuoriaisten elintavat vaihtelevat huomattavasti ryhmästä toiseen, ja kovakuoriaisia tavataan lähes kaikenlaisissa elinympäristöissä aina Suomenlahden rantavesistä Lapin tuntureille. Metsien merkitys kovakuoriaisten elinympäristönä on suuri, sillä yli puolet (noin 2 000 lajia) Suomen kovakuoriaislajeista elää metsissä. Kuolleesta puusta riippuvaisia lajeja niistä on noin 800 (Siitonen 2001).

Uuden uhanalaisarvioinnin mukaan Suomessa on 333 uhanalaista kovakuoriaislajia, joista 139 lajin (42 %) ensisijainen elinympäristö on metsä (Hyvärinen ym. 2010). Lisäksi hävinneitä metsäkovakuoriaisia on 25 lajia ja silmälläpidettäviä 110 lajia. Tärkeimpiä metsäkovakuoriaisten uhanalaistumisen syitä ja uhkatekijöitä ovat lahoppuun väheneminen, puulajisuhteiden muutokset, kookkaiden puiden väheneminen sekä muut, pääasiassa metsätalouden aiheuttamat muutokset metsäluonnossamme (esim. metsäpalojen väheneminen). Yli kolmannes kaikista uhanalaisista kovakuoriaisista on lahoppuusta riippuvaisia.

Puiden merkitys metsäkovakuoriaisten elinpaikkoina on suurimmillaan vasta, kun puut kuolevat. On laskettu, että Ruotsissa tavattavasta 380–390 männyllä elävästä kovakuoriaislajista vain 23 lajia elää terveissä elävissä männyissä. Kuolleissa männyissä tai elävien mäntyjen kuolleissa osissa eläviä lajeja on yli 15 kertaa enemmän eli 366 lajia (Ehnström & Waldén 1986, Ehnström 1999) Suomen vastaavat luvut olisivat hyvin samankaltaisia. Kuolleissa männyissä elävien kovakuoriaisten lajimäärä on suurimmillaan lahoamisen keskivaiheilla, mutta lajeja esiintyy kymmenittäin kaikissa puun lahoamisen vaiheissa. Onttojen, elävien puiden lahoavissa sisäosissa elää lisäksi oma erityinen lajistonsa, jota ei tavata muualla. Lahoppuun merkitys metsäkovakuoriaisten monimuotoisuudelle onkin aivan keskeinen.

Kovakuoriaiset ovat varsin kiitollinen ryhmä ennallistamistoimia ajatellen, sillä vain suhteellisen pieni osa uhanalaisista metsäkovakuoriaisista vaatii elinympäristökseen varjoisia aarniometsiä tai hyvin pitkälle lahonneita järeitä runkoja (Tik-



Liekohärkä (*Ceruchus chrysomelinus*) elää vanhoissa ruskolahoissa maapuissa. Kuva: Petri Martikainen.

kanen ym. 2006), joita ennallistamistoimilla on mahdotonta saada nopeasti aikaan. Monet lajeista tulevat toimeen avoimissa ympäristöissä ja melko äskettäin kuolleissa puissa. Lähes kaikki metsäpaloja vaativat lajit elävät vain aivan vastapalaneissa rungoissa eikä yksikään niistä vaadi kauan sitten palanutta puuta. Suurimmalle osalle uhanalaisista kovakuoriaisista riittävät läpimitaltaan alle 30-senttimetrisetkin rungot, mutta toisaalta kymmentä senttiä ohuemmissa puissa viihtyvät vain ani harvat uhanalaiset kovakuoriaiset.

Monet metsäpaloihin ja varhaisiin sukkessiovaiheisiin liittyvät lajit pystyvät levittäytymään useiden kilometrien matkoja ja löytävät hämääntävään tehokkaasti uudet elinympäristölaikut. Tästä huolimatta ennallistamistoimien onnistumisen edellytyksenä on luonnollisesti se, että jossakin lähialueella on jäljellä kohdelajien elinvoimaisia populaatioita.

Tutkimuksin on jo tähän mennessä osoitettu mm. säästöpuiden, keinopötkkelöiden, suojelualueelle kuljetettujen haapapötkkien ja erilaisten ennallistamispoltojen hyödyttäneen uhanalaisia kovakuoriaislajeja. Erityisesti säästöhaapojen positiivinen vaikutus näkyy jo konkreettisesti, sillä viimeisimmässä uhanalaistarkastelussa voitiin pudottaa monen haavalla elävän kovakuoriaislajin uhanalaisuusluokkaa ja muutama niistä arvioitiin jo elinvoimaiseksi.

Sammalet suosivat reheviä metsiä

Turkka Korvenpää

Suomesta tunnetaan yli 660 lehtisammallajia, vajaat 230 maksasammallajia sekä 2 sarvisammalta. Lehtisammalista 33 % ja maksa- ja sarvisammalista 39 % on arvioitu uhanalaisiksi tai silmälläpidettäviksi (Syrjänen ym. 2010). Uhanalaisuuden syitä ovat mm. metsänkäsittelyn, ojituksen, vedenoton, vesirakentamisen ja turpeenoton aiheuttamat elinympäristömuutokset sekä rakentamisen, soranoton ja kaivostoiminnan aiheuttamat kasvupaikkojen suorat häviämiset. Eräät lajit ovat taantuneet myös laidunnuksen päättymisen aiheuttaman perinnebiotooppien umpeenkasvun vuoksi.

Sammalille keskeisiä metsien ympäristöelementtejä ovat runsas lahoppuusto, erityisesti järeät lahoppuut, kasvupaikan luonnontilainen vesitalous sekä monilla lajeilla kostea ja suojaista pienilmasto. Kallioilla ja jyrkänteillä elää runsaasti niille erikoistunutta sammallajistoa, jonka

koostumukseen vaikuttaa mm. kivilaji. Muita tärkeitä metsäisiä elinympäristöjä ovat lähteet, rehevät suot, lehdot ja eräät perinnebiotoopit.

Tuoreet ja lehtomaiset kangasmetsät sekä lehdot ovat sammalille huomattavasti tärkeämpiä elinympäristöjä kuin kuivat ja kuivahkot kangasmetsät. Lajimäärää nostavat varsinkin pienialaiset ympäristöstään poikkeavat kasvualustat kuten kivet, kannot ja maapuut. Myös pienilmastolla on suuri merkitys metsän sammalyhteisölle.

Lahopuusammalisto on erityisen monilajista kosteissa metsissä ja korvissa. Useat uhanalaiset ja heikosti leviävät maksasammalet vaativat elinympäristökseen tällaisilla paikoilla sijaitsevia järeitä maapuita, ja niille on tärkeää hyvä lahoppuujatkumo, jossa eriasteisesti lahonneita puita esiintyy jatkuvasti. Ympäröivä puusto vaikuttaa myös kivien, siirtolohkareiden ja jyrkänteiden lajistoon, sillä monet näillä alustoilla kasvavat lajit hyöty-



Etelä-Suomen lehtomaisilla kankailla ja lehdossa pitkälle lahonneelta puunrungolta voi löytää äärimmäisen uhanalaisia lajokaviosammalta (*Buxbaumia viridis*). Laji on havaittavissa vain keväisin, kun itiöpesäkkeet ovat näkyvissä. Kuva: Turkka Korvenpää.

vät varjostuksesta ja tasaisesta ilmankosteudesta. Myös mm. järeillä haavoilla kasvava uhanalainen haapariippusammal (*Neckera pennata*) vaatii suojaisaa pienilmastoa.

Lehtojen sammalisto poikkeaa kangasmetsien lajistosta. Valtaosan pohjakerroksen sammalistos- ta muodostavat suikertavat lehtisammalet, kuten lehväsamalet (heimo Mniaceae) ja suikerosammalet (*Brachythecium* spp.). Kosteissa lehdoissa tavataan myös purokivillä, letoilla ja lähteiköissä esiintyviä lajeja. Lehdoissa kivien ja maapuiden ohella keskeisiä kasvualustoja ovat kookkaat ja rosokaarnaiset haavat ja jalot lehtipuut, joilla elää runsas epifyyttilajisto.

Suojaisuuden ohella kallioiden ja jyrkänteiden sammallajistolle merkittäviä ympäristötekijöitä ovat topografia, kivilaji, ekspositio, kosteusolosuhteet ja ihmisvaikutuksen voimakkuus. Useat lajit hyötyvät ympäröivän puuston varjostuksesta, ja jyrkänteen onkalot, valuetiset ja ylikaltevat pinnat sekä kalliohyllyt monipuolistavat sammal- listoa. Kuivien ja paahteisten karujen kallioiden ja jyrkänteiden lajisto muodostuu tavallisesti yleisistä lajeista, joskin joukossa voi elää muutamia harvinaisiakin lajeja. Kivilajilla on ratkaiseva merkitys sammallajistolle. Valtaosa maamme kal- lioista koostuu karuista silikaattisista kivilajeista, ja uhanalainen kalliolajisto painottuukin siten emäksille, ennen kaikkea kalkkikiveä sisältäville kallioille ja jyrkänteille. Lehdoissa sijaitsevien sili- kaattikallioiden lajistoa monipuolistaa kuitenkin emäksinen lehtikarike.

Lähteiköissä purkautuva pohjavesi synnyttää läpi vuoden ominaisuuksiltaan tasaisena pysyvän kasvuympäristön. Talvisin lähteiköt säilyvät ympäristöään lämpimämpinä, minkä vuoksi eräät Suomea etelämpänä esimerkiksi metsissä kasvavat

lajit ovat täällä erikoistuneet kasvamaan lähteiköissä. Pohjaveden purkautuminen mahdollistaa myös jatkuvan ravinteisuuden, eikä pohjavesi ole kovin hapanta. Lähteiköissä on yleensä runsaasti erityyppisiä kasvupaikkoja reunavaikutteisista tihkupunnoista avovetisiin lähdelampiin ja lähdepuroihin. Kalkkipitoisilla alueilla esiintyy kasvillisuudeltaan poikkeavia huuresammallähteitä. Lähteiköihin on toisinaan kehittynyt turvekerroksen paksuuntuessa lettoja, joissa jatkuvan pohjaveden purkautumisen tuomat ravinteet ylläpitävät vaateliasta sammalistoaa. Kosteaa pienilmasto parantaa myös useiden lahoppuulla elävien sammalten kasvuedellytyksiä lähdevaikutteisilla paikoilla. Varsinkin Etelä-Suomessa luonnontilaisia lähteitä on säilynyt hyvin vähän. Monissa luonnontilaltaan muuttuneissa lähteiköissä kasvaa kuitenkin edelleen tähän elinympäristöön erikoistuneita sammalia.

Ajoittain tulvan alle jäävät, luhtaiset ja lettoiset rannat ovat myös sammalille tärkeitä elinympäristöjä, joiden määrä on vähentynyt. Tulvaveden mukanaan tuomien sedimenttien peittämät lahoppuut, juurakot ja puiden tyvet ovat usean harvinaisen sammalen elinpaikkoja.

Mikäli edellä luetelluissa elinympäristöissä suunnitellaan tehtäväksi ennallistamis- tai hoitotoimia, on ennen suunnittelua syytä kartoittaa sammallajisto. Erityisen tärkeää tämä on kohteilla, joilla on maapuustoa (erityisesti järeitä runkoja), kiviä tai siirtolohkareita. Lisäksi on huomattava, että toimenpiteet saattavat vaikuttaa myös viereisiin kuvioihin. Siten myös ennallistettavaan tai hoidettavaan kuvioon rajautuvien kuvioiden sammalisto tulee selvittää, mikäli näillä kuvioilla esiintyy sammalille tärkeitä elinympäristöjä tai resursseja.

Jäkälät viihtyvät vanhoilla puilla ja kallioilla

Turkka Korvenpää ja Kimmo Jääskeläinen



Reikäkarve (*Menegazzia terebrata*) on uhanalainen (EN) jäkälä, joka kasvaa puolivarjoisilla ja kosteilla kallioseinämillä, harvoin lohkarilla. Suomessa sitä on löydetty vain Hämeestä. Kuva: Kimmo Jääskeläinen.

Suomesta tunnetaan noin 1 500 jäkälälajia. Niistä suuri osa on levinneisyydeltään ja yleisyydeltään huonosti tunnettuja, minkä vuoksi lähes 150 lajia on uhanalaisuusarvioinnissa määritelty puutteellisesti tunnetuiksi. Arvioiduista lajeista 33 % on luokiteltu uhanalaisiksi tai silmälläpidettäviksi (Jääskeläinen ym. 2010). Uhanalaisuuden merkittävimpiä syitä ovat erilaiset metsien käsittelyyn liittyvät toimet, ennen kaikkea puulajisuhteiden ja metsien ikärakenteen muutokset. Keskeistä on vanhojen metsien pirstoutuminen sekä vanhojen puuyksilöiden, kelojen ja pötkelöiden vähentyminen. Muita jäkälien uhanalaisuuden syitä ovat esimerkiksi maa- ja kallioperän kuluminen, rakentaminen, soranotto ja kaivostoiminta sekä perinnebiotooppien umpeenkasvu. Ilmansaasteista rikkidioksidin merkitys on vähentynyt, mutta

liikenteen ja energiatuotannon lisääntyneet ja laajalle leviävät typpipäästöt vaivaavat jäkäläiä.

Useille harvinaisille jäkälille metsien jako kangasmetsiin ja lehtoihin ei ole kovin olennaista. Tärkeää on, että metsästä löytyy sopivia kasvualustoja, kuten vanhoja (metsätaloustieteen ylikäisiä) karkeakaarnaisia lehtipuita, pötkelöitä ja vanhoja kuusia.

Erityisesti vanhan kangasmetsän lajeille on hyvin tärkeää laajan metsäpeitteisyyden luoma tasainen kostea pienilmasto. Tämän lisäksi vanhan metsän jäkälät tarvitsevat valoa yhteyttämiseen. Suotuisimmat olosuhteet harvinaiselle metsälajistolle löytyvät usein esimerkiksi purojen varsilta, rinteiltä, kosteista painanteista ja vanhojen myrskykaatojen aiheuttamien pienaukkojen liepeiltä. Tällaisia olosuhteita vaativat erityisesti jäkälät,

joilla on fotobionttina syanobakteeri (ns. sini-levä), kuten munuaisjäkälät (*Nephroma*), keuhkojäkälät (*Lobaria*) ja karstajäkälä (*Parmeliella triptophylla*).

Nokinuppisten (*Caliciales*) joukossa on useita harvinaisia vanhan metsän lajeja, jotka kasvavat lähinnä vain kuorettomalla puulla, kuten pötkelöiden ja vanhojen puiden tyvihalkeamissa. Yksinomaan vanhoilla kuorettomilla mäntymaapuilla kasvava hongantorvijäkälä (*Cladonia parasitica*) on harvoja melko helposti tunnistettavia männyillä kasvavia vanhan metsän indikaattoreita.

Jalopuumetsissä elää oma runsas ja vaateliäs jäkälälajistonsa, joka on riippuvainen ennen kaikkea kasvualustana käyttämistään iäkkäistä jalopuista ja niiden pötkelöistä.

Myös kallioiden ovat jäkälille tärkeitä elinympäristöjä. Arvokkaimpia ovat ravinteiset kallioiden sekä varjoiset jyrkänkeet. Erityisen vaateliasta lajistoa esiintyy kalkkikalliolla, mutta myös esimerkiksi vähälukuisilla serpentiinikalliolla elää omintakeista lajistoa. Myös rantakalliolla ja -metsissä elää monia niille tyypillisiä jäkäläitä. Karuilla valoilla kalliolla esiintyvä jäkälälajisto ei yleensä ole kovin harvinaista, koska näitä kalliota on Suomessa melko runsaasti.

Kivilajin lisäksi kallioiden jäkälälajisto riippuu mm. varjostuksen voimakkuudesta, rinteiden tai jyrkänkeiden ilmansuunnasta ja onkaloiden sekä ylikaltevien ja valuvetisten pintojen esiintymisestä. Pohjoiseen aukeavilla jyrkänkeillä ja kalliorotkojen seinämällä kasvaa varjostusta ja tasaisen kosteaa pienilmastoa suosivia harvinaisia lajeja, kuten reikäkarve (*Menegazzia terebrata*). Kalkkipitoisilla kalliolla kasvaa tyypillisesti harvinaista, kalkista enemmän tai vähemmän riippuvaista lajistoa; yleensä avoimilla ja varjoisilla kalliolla on omanlaisensa lajisto.

Kallioiden jäkäläitä uhkaa ennen kaikkea kuluminen. Tässä suhteessa herkimpiä ovat jyrkänkeiden lehti- ja pensasmaiset lajit, jotka irtoavat helpommin kuin tiukasti kiveen kiinnittyneet rupijäkälät. Kulumisen voi muodostua ongelmaksi vilkkaassa retkeilykäytössä olevilla alueilla ja rannoilla. Kalliokiipeilyyn käytetyt seinämät harjataan yleensä kokonaisuudessaan puhtaiksi sekä jäkäläistä että sammalista. Siksi on tärkeää valita huolella kiipeilyyn osoitettavat seinämät. Puuston harvennus suojaisten kallioiden edustalta yleensä heikentää seinämällä kasvavien jäkäläiden tilannetta. Sitä vastoin paahteisilla ja avoimilla kalkkimailla ja -kallioilla viihtyvälle jäkälille umpeenkasvun estäminen vesakonraivauksella on usein hyödyksi.

Mikäli edellä luetelluissa jäkäläiden elinympäristöissä suunnitellaan tehtäväksi ennallistamis- tai hoitotoimia, ennen suunnittelua on syytä tehdä jäkälälajiston kartoitus. Erityisen tärkeää tämä on kohteilla, joilla on runsaasti vanhoja lehtipuita, keloja tai pötkelöitä. Myös puustoltaan vaatimattomien kohteiden jäkälät tulee aina kartoittaa, mikäli kohteella esiintyy kalkkipitoista kiveä tai muita tavallisista poikkeavia kivilajeja. Lisäksi on huomattava, että toimenpiteillä voi olla vaikutusta myös viereisille kuvioille. Siten myös viereisten kuvioiden jäkälälajisto tulee selvittää, mikäli näillä kuvioilla esiintyy jäkälille tärkeitä kasvualustoja.

Putkilokasvit kukoistavat lehdossa

Aulikki Alanen ja Kaija Eisto

Monipuolisimmat lehdot ja jalopuumetsät sijaitsevat lounaisrannikon hemiborealisessa metsäkasvillisuusvyöhykkeessä. Tälle vyöhykkeelle painottuneita lehtokasveja ovat tammi (*Quercus robur*), lehtokielo (*Polygonatum multiflorum*), lehtosinijuuri (*Mercurialis perennis*), haavayrtti (*Sanicula europaea*) ja suomukka (*Lathraea squamaria*). Eteläborealisessa vyöhykkeessä esiintyy eniten lehtoja ja kaikki varsinaiset lehtokeskukset. Tunnusomaisia kasveja ovat lehtokuusama (*Lonicera xylosteum*), koiranheisi (*Viburnum opulus*) ja kevätlinnunherne (*Lathyrus vernus*). Laajin, Etelä-Hämeen lehtokeskus sijaitsee vuokkovyöhykkeellä, missä pohjoisempaa puuttuvat imikkä (*Pulmonaria obscura*), keltavuokko (*Anemone ranunculoides*), pähkinä (*Corylus avellana*) ja kynäjalava (*Ulmus laevis*) ovat tyypillisiä lehtokasveja. Järvi-Suomen rehevimmät ja runsaslajisimmat lehdot ovat Pohjois-Savon ja Keski-Karjalan lehtokeskuksissa, missä kasvavat eteläisen Suomen runsaimmat tikankonttikasvustot (*Cypripedium calceolus*). Kuopion seudun vaateliaita lehtokasveja ovat lehtopähkämö (*Stachys sylvatica*) ja lehtoleinikit (*Ranunculus cassubicus* -ryhmä), Sortavalasta Suomeen ulottuvan lehtokeskuksen tunnuslaji on lehtoukonhattu (*Aconitum lycotonum*). Sisämaan louhikkoisten puronvarsilehtojen erikoisuus on hajuheinä (*Cinna latifolia*).

Pohjanmaalla lehtoja on varsin vähän. Keski-borealaisen vyöhykkeen lehtoisimmat alueet sijaitsevat Kainuun vaarajakson sekä Lapin kolmion letto- ja lehtokeskuksissa. Tunnusomaisia kasveja ovat eteläisyyttä ilmentävä käenkaali (*Oxalis acetosella*) ja pohjoisuuteen viittaava metsäkurjenpolvi (*Geranium sylvaticum*). Lapin kolmion kalkkivaikutteisen alueen tunnuskasveja ovat tikankontti ja neidonkenkä (*Calypso bulbosa*). Pohjoisborealisella vyöhykkeellä suurin osa lehdosta on kosteita puronvarsia tai lehtokorpia, tunnuslajeina saniaisten ohella pohjansinivalvatti (*Cicerbita alpina*) ja lääte (*Saussurea alpina*). Karusta yleiskuvasta erottuu Pohjois-Kuusamon rehevä letto- ja lehtokeskus, missä kalkkivaikutus on voimakas ja harvinaisuuksiin kuuluvat idänsinikuusama (*Lonicera caerulea* ssp.

pallasii) ja kalkki-imarre (*Gymnocarpium robertianum*). Pohjoisin lehtokeskittymä on Kittilän emäksisellä vihreäkivivyöhykkeellä, mutta myös Tunturi-Lapissa tavataan lehtoja emäksisten kivilajien ja lähteisyyden ansiosta. Pohjoisimmat lehdot ovat koivuvaltaisia eikä kuusta enää juuri tavata. Lehtonoidanlukko (*Botrychium virginianum*) on esimerkki levinneisyydeltään merkittävästä lehtolajista, jonka esiintymien painopiste on Lapin kolmion lehdossa mutta jolla on myös lounais-suomalaisia kasvupaikkoja.

Lehdon kevät- ja kesäaspekti

Lehtipuustoisia eteläisiä lehtoja leimaa runsas ja värikäs kevät-kukinta eli lehdon ns. kevätaspekti. Ilmiön aiheuttaa keväällä, ennen lehtien puhkeamista, maaperään pääsevä suuri valon määrä sekä runsaassa lehtikarikkeessa tapahtuva nopea hajotustoiminta. Nämä aikaansaavat tuoreeseen lehtomaahan poikkeuksellisen lämpimät olosuhteet ja herättävät kukkaan suuren joukon kevätkasveja: keltavuokko, valkovuokko (*Anemone nemorosa*) ja sinivuokko (*Hepatica nobilis*), kevät-esikko (*Primula veris*), käenrieskat (*Gagea* spp.), mukulaleinikki (*Ranunculus ficaria*), imikkä, kiurunkannukset (*Corydalis* spp.) ja kevätlinnunherne, lounaisimmilla alueilla myös suomukka, seljakämmekä (*Dactylorhiza sambucina*) ja karhunlaukka (*Allium ursinum*).

Suurin osa Suomen lehdosta on kuitenkin kuusivaltaisia eikä aspektivaihtelu ole kovin suurta. Kesällä sekä lehtipuusta että kuusikkolehtojen kasvillisuus on varjostavan puuston alla korkeampaa ja yksipuolisempaa kevätaspektiin verrattuna. Kuivia lehtoja peittävät lehtoheinät, kielot (*Convallaria majalis* ja *Polygonum* spp.), mansikka (*Fragaria* spp.) ja varvut. Tuoreissa lehdossa tavallisimmat kasvit ovat käenkaali, vuohenputki (*Aegopodium podagraria*), oravanmarja (*Maianthemum bifolium*), lillukka (*Rubus saxatilis*), sudenmarja (*Paris quadrifolia*), metsäkurjenpolvi, lehtotesma (*Milium effusum*) sekä musta- (*Actaea spicata*) tai punakonnanmarja (*A. erythrocarpa*). Kosteissa lehdossa viihtyvät korkeakasvuisemmat

lajit, kuten hiirenporras (*Athyrium filix-femina*), isoalvejuuri (*Dryopteris expansa*), kotkansiipi (*Matteuccia struthiopteris*) ja muut saniaiset sekä mesiangervo (*Filipendula ulmaria*), suokeltto (*Crepis paludosa*), huopaohdake (*Cirsium helenioides*) ja muut lehdon suurruohot. Maan itäosissa puronvarsia ja tuoreita lehtoja komistaa direktiivilajiksi määritelty myyränporras (*Diplazium sibiricum*).

Kasvilajisto lehtojen suojelun ja hoidon perusteena

Lehtojen kasvilajistolla on korostunut merkitys lehtojen suojelussa. Putkilokasvit ovat parhaiten tunnettu lehtojen eliöryhmä. Tutkimuksella on pitkät perinteet ja kasvien levinneisyys sekä ekologia tunnetaan varsin hyvin. Tärkeimmät lehtojen suojeluarvon määrittelyyn käytetyt ominaispiirteet ovat kasvustotyyppien määrä ja laatu sekä kasvillisuuskerrosten kehittyneisyys eli puuston, pensaskerroksen ja kenttäkerroksen lajirunsaus, rakenne ja elinvoimaisuus. Puuston ikä ja koko, latvuserrosten määrä, pötkelöiden ja lahopuiden osuus, jalopuiden esiintyminen, lehtopensaiden koko ja kirjo, taimien määrä sekä lehtokasvustolaikkujen laajuus ja toisaalta kasvittomien kohtien vähyyks ilmentävät koko lehtokosysteemin tilaa ja sen eliölajiston elinympäristöjen monimuotoisuutta.

Uhanalaisten lajien suojelu on lehtojen hoidon tärkeimpiä tavoitteita. Uhanalaisista putkilokasveista ensisijaisesti lehtojen lajeja on uusimman arvion mukaan noin 11 % eli 22 lajia (Kalliovirta ym. 2010). Lehtokasveista riippuvaisia muiden eliöryhmien lajeja, erityisesti selkärangattomia eläimiä on uhanalaisina huomattavasti enemmän. Elinympäristön hoidosta hyötyvät yleensä kasvilajit, jotka ovat herkimpiä valon, lämmön, juuristokilpailun tai vesitalouden muutoksille. Kuusen varjostuksesta ja kilpailusta kärsivät monet eteläiset kasvit, kuten punavalkku (*Cephalanthera rubra*), kimalaisorho (*Ophrys insectifera*), suomukka, metsäomenapuu (*Malus sylvestris*) ja vuorijalava (*Ulmus glabra*). Kynäjalavaa koettelee rantalehtojen kuivuminen. Lehtonoidanlukko ja monet kämmekät tarvitsevat myös tiettyjä sienilajeja juurisymbiontteinaan. Jos sieni häviää, ei kasvikaan selviä. Pohjoisempina hoitoa vaativia



Kevätlinnunherne (*Lathyrus vernus*) ja nuokkuhelnikkä (*Melica nutans*) ovat tuoreiden lehtojen tyyppilajeja. Kuva: Ville Vuorio.

taantuneita lehtokasveja ovat Pohjois-Karjalan vaarantuneet lehtoängelmä (*Thalictrum aquilegifolium*) ja lehtoukonhattu. Silmälläpidettävän tikankontin kasvustojen on havaittu uudistuvan paremmin ja tuottavan myös siementaimia, kun tikankontin kanssa elintilasta kilpailevaa muuta kasvillisuutta ja varjostavaa puustoa poistetaan. Lehtokasvillisuus hyötyy aina lehtoon istutetun tiheän kuusikon poistosta.

Tikankontin, taponlehden (*Asarum europaeum*) ja lehtoängelmän suojelutaso on parantunut ja uhanalaisuusluokka laskenut 2000-luvulla lehtojen suojelu- ja hoitotoimien ansiosta. METSO-toimintaohjelman hoitotoimilla pyritään samaan muidenkin lehdon uhanalaisten osalta. Myös suojelualueiden ulkopuolella sijaitsevien lehtojen suojelu- ja hoitotoimia on viime vuosina edistetty METSO-ohjelman avulla.

Kuuset ovat tärkeitä lehtojen lakkisienille

Tea von Bonsdorff

Suomesta tunnetaan noin 1 850 lakkisienilajia, pääasiassa helttasieniä ja tatteja. Tämän lisäksi muista sieniryhmistä (kupusienet, kotelosienet, parasiittiset piensienet, kääväkkäät) tunnetaan yhteensä noin 3 600 lajia. Tässä käsitellään pääasiassa uhanalaisten helttasienten ja tattien sekä maassa kasvavien, ektomykorritsaa muodostavien kääväkkäiden kannalta tärkeitä lehtometsien rakennepiirteitä.

Suuri osa helttasienistä ja tateista tunnetaan huonosti. Uudessa lajien uhanalaisuusarvioinnissa jopa 22 % tunnetusta lajistosta (runsaat 400 lajia) on jouduttu jättämään kokonaan arvioinnin ulkopuolelle. Punaisen listan lajeiksi on arvioitu 17 % lajeista eli 243 lajia (von Bonsdorff ym. 2010). Metsät ovat selvästi tärkein uhanalaisten sienien elinympäristö, sillä 72 % uhanalaisista sienilajeista (74 % punaisen listan lajeista) kasvaa metsissä (Rassi ym. 2010). Suurin uhanalaisuuden syy on metsien käyttö, joko suoraan tai välillisesti. Uhanalaistumista aiheuttavat metsien uudistamis- ja hoitotoimet, puulajisuhteiden muutokset sekä vanhojen metsien, kookkaiden

puiden, lahopuun ja luontaisten suknessiovaiheiden väheneminen.

Lehtojen hoito

Suurin osa uhanalaisiksi arvioituista lakkisienistä elää lehdoissa ja perinneympäristöissä, kuten vanhoissa laidunmetsissä, erityisesti kalkkiseuduilla (von Bonsdorff ym. 2010). Lehtoja ja lehtolajistoa hoidetaan usein kuusia poistamalla, mutta kuusten poisto voi myös vähentää monimuotoisuutta, mikä huomioidaan harvoin lehdon hoidon suunnittelussa. Kuusi kuuluu luontaisesti boreaaliseen lehtokasvillisuuteen, ja lehdoissa kasvaa useita suoraan tai epäsuorasti kuusesta riippuvaisia lajeja. Kuusi on yksi tärkeimmistä ektomykorritsasienten symbionttikasveista, mutta myös karikkeen lahottajat ja lehtipuiden mykorritsalajit saattavat tarvita kuusen metsikköön tuomaa tuulensuojaa, kosteutta ja varjostusta. Jos kuusta poistetaan (myös alikasvosta), saatetaan heikentää kuusesta riippuvaisten lajien elinmahdollisuuksia.



Posliiniseitikki (*Cortinarius cumatilis*) viihtyy kosteissa kuusilehdoissa. Kuva: Jukka Vauras.

Kuusilehtojen punaisen listan lajeista mainittakoot esimerkiksi mäyränkääpä (*Boletopsis leucomelaena*), sinimukula (*Chamonixia caespitosa*), otsonseitikki (*Cortinarius albogaudis*), posliiniseitikki (*C. cumatilis*), kuusiukonsieni (*Lepiota audrae*), suomenhaarakas (*Ramaria fennica*) ja varjovalmuska (*Tricholoma borgsjoeënsse*). Varsinkin pienialaisissa lehdossa kuusen poiston vaikutus näkyy nopeasti lehdon pohjan ja pienilmaston kuivumisena. Myös reunavaikutus lisääntyy usein hyvinkin avoimeen ympäristöön rajautuvalla lehtolaikulla. Äkilliset valo-olosuhteiden muutokset näkyvät myös ei-toivottujen kilpailijoiden, kuten kastikoiden, vadelman ja terttuseljan voimakkaana lisääntymisenä. Tällöin myös useat muut uhanalaiset lajit kärsivät.

Nykytietämyksen valossa erityisesti suojelualueilla tehtävät lehtojen kuusten poistot olisi syytä harkita tarkoin ja perustella hyvin. Suojelualueiden lakkisienilajistosta ei ole yleensä kuin satunnaisia havaintoja, ja vain harvoin on tutkittu lähtötilannetta, jolloin on vaikea nähdä hoidon tuloksia. Kohteiden sienistön tutkiminen kattavasti, niin ennen hoitoa kuin hoidon edetessäkin, olisi olennaisen tärkeää.

Kalkkipohjaiset lehdot

Sienille on aivan eri asia, kasvaako kostea tai tuore kuusikko ”tavallisella” pohjalla vai kalkkiperäisessä maassa. Kalkkiperäisessä maassa kasvaa myös paljon uhanalaisia ja harvinaisia kalkkinvaatijalajeja, jotka ovat pelkästään kuusen mykorriitsasieniä. Esimerkkeinä kalkkipohjaisten kuusimetsien lajistosta mainittakoot oranssisaharusokas (*Entoloma xanthoserrulatum*), suttuvyöseitikki (*Cortinarius fuscoperonatus*), pulmuseitikki (*C. niveoglobosus*), suttunuppiseitikki (*C. dionysae*), helavalmuska (*Tricholoma batschii*), karjahapero (*Russula fulvograminea*), kupariorakas (*Sarcodon lundellii*) ja oranssijalkaorakas (*S. martioflavus*). Jos kalkki on syvällä, saattavat mykorriitsasienet olla ainoa ryhmä, joka osoittaa tällaisen metsän monimuotoisuuden harvinaisten ja uhanalaisten kalkkinvaatijasienien välityksellä. Kalkkikuusikot (kuusivaltaiset lehdot kalkkialustalla) on yksi Suomen uhanalaisimpia lakkisienien elinympäristöjä. Ruotsissa havupuiden merkitys lehtojen monimuotoisuudelle on jo huomioitu hyvin. Näille elinympäristöille (mm. Nitare 2009) sekä monille niiden sienilajeille on tehty ”toimenpideohjelmia” (mm. Aronsson 2006).

Sienisääsket ja vaaksiaiset viihtyvät lehdoissa

Jouni Penttinen ja Jukka Salmela



Monet sienisääsket elävät toukkina helttasienten itiöemissä. Kuva: Jouni Penttinen.

Viime vuosikymmenen aikana Suomessa on erilaisten tutkimushankkeiden yhteydessä saatu runsaasti uutta tietoa aiemmin huonosti tunnetuista hyönteisryhmistä, kuten sienisääskistä (Diptera, Mycetophilidae s.l.) ja vaaksiaisista (Diptera, Tipulidae s.l.). Sienisääskiä tunnetaan Suomesta 734 lajia ja vaaksiaisia 339 lajia (Penttinen ym. 2010). Miltei kaikki Suomen sienisääskilajit esiintyvät muiden elinympäristöjen ohella myös lehdoissa, ja yli 30 lajia on tiukasti lehtoihin sitoutuneita. Vaaksiaislajeista 91 on terrestrisiä eli maalla eläviä, ja merkittävä osa näistä lajeista esiintyy myös lehdoissa. Neljälletoista vaaksiaislajille lehdot ovat ensisijaisia elinympäristöjä.

Sienisääskien toukat ovat – joitakin poikkeuksia lukuun ottamatta – nimensä mukaisesti sienistä riippuvaisia. Suurin osa lajeista elää toukkana lahoppuulla tai maaperässä ja syö niissä kasvavaa sienirihmastoja. Useimmille ihmisille huomattavasti tutumpia ovat kuitenkin sienten itiöemissä toukkavaiheensa viettävät lajit, joista tavallisimpiin törmää hyvin suurella todennäköisyydellä

syksyn sienestysretkillä. Vaaksiaislajeista valtaosa on sitoutunut toukkavaiheessa erilaisiin kosteikoihin ja pienvesiin, mutta terrestristen lajien toukat elävät maaperässä lahoavan eloperäisen aineksen hajottajina, sienten itiöemissä ja lahoppuulla; onpa joukossa muutama perhostoukkaa muistuttava kasvinsyöjäkin (heimossa piikkikirsiikkäät, *Cylindrotomidae*).

Lehtipuuvaltaiset lehdot, erityisesti hemi- ja eteläborealiset jaloppulehdot, ovat parhaimmillaan todellisia lajistollisia aarreaittoja. Esimerkiksi Karjalohjalla sijaitsevan Karkalin luonnonpuiston lehdoista on pyydystetty eri yhteyksissä yhdellä ainoalla Malaise-pyydyksellä kesän aikana noin 250 sienisääskilajia (J. Jakovlev, henk.koht. tiedonanto) ja 60 vaaksiaislajia (J. Salmela, henk.koht. tiedonanto). Lehdoista saadaankin tavallisesti pyydystettyä kaksin- tai jopa kolminkertainen määrä sääskilajeja muihin elinympäristöihin verrattuna.

Suurin osa Suomen lehtotyypeistä on luokiteltu uhanalaisiksi, koska lehtojen määrä on

vähentynyt ja etenkin niiden laatu on heikentynyt rajusti viime vuosikymmeninä (Raunio ym. 2008). Tällä on väistämättä ollut huomattavia vaikutuksia myös sääskiin. Nykyisin 22 ensisijaisesti lehdossa elävää sienisääski- ja 3 vaaksiaislajeja luokitellaan uhanalaisiksi ja 14 sienisääski- ja 2 vaaksiaislajeja silmälläpidettäviksi (Penttinen ym. 2010). Merkittävimpinä uhanalaisuuden syinä näillä lajeilla ovat lehdossa tapahtuneet puulajisuhteiden muutokset sekä lahopuun määrän ja laadun väheneminen. Lehtilahopuusta riippuvaiset lajit, kuten uhanalainen mustapääharakainen (*Eudicrana nigriceps*) ja silmälläpidettävä niinjalo-kirsikäs (*Ctenophora guttata*), ovat harvinaistuneet, kun runsalahopuustoiset lehtipuuvalliset lehdot ovat kuusettuneet ja lehtilahopuujatkumo on katkennut tai katkeamassa. Erityisen huono tilanne on kuolleista ja lahovikaisista jalopuisista riippuvaisilla lajeilla, kuten jalosummaaajalla (*Symmerus nobilis*) ja *Mycomya parva* -lajilla, joista molemmista tunnetaan vain yksi esiintymä Suomesta. Laholla tammen tai pyökin puuaineksella elävä juovajalokirsikäs (*Ctenophora flaveolata*) on jo hävinnyt Suomesta (Penttinen ym. 2010).

Lehdossa tehtävien luonnonhoitotoimien vaikutuksia lehtojen vaateliaisiin sääskilajeihin ei ole toistaiseksi selvitetty lainkaan. Kuusten viemän kasvutilan vapautuessa ja varjostuksen vähenyessä olosuhteet lehtipuiden lisääntymiselle ja kasvulle paranevat. Tämän myötä myös lehtilahopuun määrä lehdossa alkaa kasvaa, joskin aikaviiveellä, ja mahdollisesti myös lehtipuiden mykorritsasienet runsastuvat. Kuusten poiston voidaankin perustellusti olettaa parantavan lehtilahopuusta ja jalopuista riippuvaisten sääskilajien elinolosuhteita. Toisaalta kuusten poistaminen lehdosta johtaa väistämättä kuusilahopuun vähenemiseen. On myös esitetty, että kuusten poisto on lehtojen mykorritsasienilajiston kannalta aina haitallinen toimenpide (Kytövuori & Toivonen 2008). Edellä mainittujen seikkojen vuoksi voidaan perustellusti epäillä, että kuuseen tavalla tai toisella sidoksissa olevat sääskilajit kärsivät lehtojen hoidosta. Tutkimustiedon tarve onkin ilmeinen, jotta lehtojen hoitotoimenpiteiden mahdolliset haittavaikutukset myös sääskilajistolle kyetään minimoimaan lehtojen hoitotoimenpiteitä suunniteltaessa.



Malaise-pyydys on tehokas työkalu sienisääskien pyydystämisessä. Telttamaisen verkon sisään ajautuneet sääsket pyrkivät lentämään ylöspäin ja päätyvät "teltan" harjalle kiinnitettyyn myrkkypurkkiin. Kuva: Jouni Penttinen.

Kotilot tarvitsevat kalkkia ja kosteutta

Anne Koivunen

Suomessa on yhteensä 165 nilviäislajia, joista 90 elää maalla ja 75 vedessä (Valovirta ym. 2010). Kaikista arvioiduista nilviäisistä uhanalaisiksi tai silmälläpidettäväksi on luokiteltu 38 lajia (23 %). Maalla eläviä uhanalaisia kotiloita ja etanoita on 11 lajia ja silmälläpidettäviä 13 lajia, eli kaikkiaan 27 % maanilviäisistämme on arvioitu punaisen kirjan lajeiksi.

Valtaosa (70 %) uhanalaisista ja silmälläpidettävistä maanilviäisistä on metsälajeja. Näistä lajeista suurimmalla osalla ensisijaisena elinympäristönä ovat erilaiset lehdot. Merkittävän uhanalaisuuden aiheuttaja on lehtojen kuusettuminen. Muita syitä ovat mm. lehtojen raivaus pelloiksi, kookkaiden lehtipuiden, erityisesti haavan, väheneminen ja elinympäristöjen pienuus (Valovirta ym. 2010).

Maanilviäisten monimuotoisuuden säilyttämisessä lehdot ovatkin avainasemassa. Niissä lajirunsaudet saattavat hyvinkin olla kaksin- tai jopa kolminkertaiset verrattuna vähemmän reheviin metsiin. Parhaita elinympäristöjä maanilviäisille ovat kivikkoiset ja paksukarikkeiset rehevät rinnelehdot sekä erilaiset kalkkipitoiset lehdot.

Pääosa maakotilolajeistamme elää karikkeessa, joten karikkeen laatu ja runsaus säätelevät hyvin

pitkälle alueen laji- ja yksilömääriä. Kotiloille kalkin riittävä saatavuus on ensisijaisen tärkeää. Kalkkia tarvitaan esimerkiksi kuoren kasvatamiseen ja lisääntymisen onnistumiseen. Kotilot voivat saada kalkkia suoraan maaperästä tai käyttää lehtikarikkeessa olevaa kalkkia. Maanilviäisten kannalta parhaita puita ovat haapa, lehmus, pähkinäpensas ja raita, koska niiden lehtien sisältämä kalkki on hyvin liukenevassa muodossa. Lisäksi maanilviäiset tarvitsevat maaperän kosteutta ja suojaa.

Maakotiloiden suhteellisen paikallaan pysyvä elämäntapa, kuoren herkkyys ja kosteusvaatimukset selittävät kotiloiden tarpeen vakaaseen elinympäristöön ja suojaan. Esimerkiksi ojituksella, avohakkuulla, metsätyökoneiden ajamisella ja jopa tallautumisella (ihminen, karja) voi olla dramaattinen vaikutus maanilviäisyhteisöihin. Maakotiloiden huonon leviämiskyvyn ja erityisten ympäristövaatimusten takia kotiloiden paluu hylätylle alueelle on rajoittunutta ja hidasta moniin muihin selkärangattomiin verrattuna.

Suunniteltaessa hoitotoimenpiteitä lehdossa olisikin hyvä ottaa huomioon näiden karikkeessa elävien pienten eläinten elinympäristövaatimukset. Maanilviäisille on ensisijaisen tärkeää, että kasvillisuuden tarjoama suoja ja maaperän kosteus säilyvät, joten liian rajuja hoitotoimenpiteitä, kuten puuston ja kasvillisuuden voimallista poistoa, tulisi välttää. Maanilviäisten kannalta tärkein hoitotoimenpide lehdossa on huolehtia siitä, ettei kuusettuminen muuta lehtoja. Kuusten poistossa tulisi kuitenkin keskittyä suhteellisen pieniin kuusiin ja välttää isojen kuusten poistoa, etteivät valoisuus ja samalla maanpinnan kosteusolosuhteet muuttuisi kotiloille epäedulliseksi. Toki isojakin kuusia voidaan kaataa, jos toimenpiteestä ei aiheudu edellä mainittuja seuraamuksia. Kuusettumisen estämisen lisäksi maanilviäisten suojelussa on keskeistä taata suurten haapojen jatkumo sekä säilyttää luonnontilaiset lettosuot.



Harmaasulkukotilon (*Bulgarica cana*) nuoria yksilöitä ruokailemassa kaatuneen haavan rungolla Kolilla, Lieksassa. Harmaasulkukotilot elävät vanhoissa kuusivaltaisissa metsissä, joissa kasvaa sekapuuna haapaa. Kuva: Anne Koivunen.

Monet luteet elävät jalopuilla

Teemu Rintala



Silmälläpidettäväksi luokiteltu lehmuslute (*Megacoelum infusum*) elää nimensä mukaisesti kookkailla lehmuksilla. Kuva: Teemu Rintala.

Luteita tunnetaan Suomesta kaikkiaan 513 lajia, joista suurin osa käyttää ravintonaan ainakin osittain kasvien nesteitä. Lajimääräisesti suurimpaan ludeheimoomme kuneluteisiin (Miridae) kuuluu lähes 200 lajia, ja kaikki heimon lajit käyttävät ravintonaan joko kasvinesteitä tai kasveilla eläviä muita selkärangattomia. Putkilokasveista etenkin monet lehtipuut ovat tärkeitä luteille. Luteiden kokonaislajimäärästä noin 15 % suosii elinympäristöinään lehtoja tai lehtomaisia luontotyyppejä.

Luteista noin 10 %:n on arvioitu kuuluvan uhanalaiseihin tai silmälläpidettäviin lajeihin (Albrecht ym. 2010). Yleisin uhanalaisuuden syy on avointen perinnebiotooppien väheneminen ja sulkeutuminen. Metsäisissä elinympäristöissä uhanalaisia ludelajeja elää kymmenkunta, ja niistä puolet suosii elinympäristöinään nimenomaan lehtoja tai lehtipuuvaltaisia metsiä.

Luteille lehtomaisista elinympäristöistä tärkeimpiä ovat jalopuulehdot. Useat ludelajit ovat riippuvaisia joko suoraan isäntäkasvistaan tai ne käyttävät ravintonaan jalopuilla eläviä pienempiä

selkärangattomia, kuten punkkeja, kirvoja tai perhosten muna- tai toukkavaiheita. Tammella elää kaikkiaan 12 ludelajia, mutta myös muut jalopuut ylläpitävät muutamia ludelajeja. Jalopuulehtojen ludelajeista esimerkkejä ovat tammella elävät ja väritykseltään huomiota herättävät tammikauluslute (*Rhabdomiris striatellus*), harlekiinilute (*Cyllocoris histrionicus*) ja nelitäplälute (*Dryophilacorix flavoquadrimaculatus*), jotka esiintyvät yleisinä hemiborealisella vyöhykkeellä maan lounais- ja eteläosissa mutta ovat laajentaneet levinneisyysaluettaan jonkin verran pohjoisemmaksi viime vuosina. Jalopuulehtojen lajeja ovat myös niin ikään tammella elävät suomuluteet, kuten keltasuomulute (*Psallus mollis*) ja tammisuomulute (*Psallus variabilis*), joita tavataan kookkailla puilla usein kymmenittäin. Valoisilla paikoilla kasvavilla jalavilla elävä jalavanokkalute (*Anthocoris gallarummulmi*) käyttää ravintonaan *Eriosoma ulmi*-kirvoja, ja jalavien lehvästössä elää myös jalavakaitalute (*Orthotylus viridinervis*). Pähkinälehdöissä tavataan melko yleistä pähkinäkeijuludetta (*Phylus*

coryli), joka noudattaa esiintymiseltään melko tarkasti pähkinäpensaaseen levinneisyysaluetta.

Usein jalopuulehtoja korvaavat yksittäiset jalopuuryhmät, puukujanteet tai jalopuuhaat. Yksittäisillä ja usein iäkkäillä jalopuilla saattaa elää harvinaisiakin ludelajeja. Kookkailla lehmuksilla elävä lehmuslude (*Megacoelum infusum*) on harvinainen ja silmälläpidettäväksi luokiteltu etelärannikolla tavattava laji. Niinikuulaslude (*Pinalitus cervinus*) ja tirrorilude (*Malacocoris chlorizans*) esiintyvät maan keskiosissa puistopuilla ja lehmuskujanteiden puilla. Kookkailla, valoisilla paikoilla kasvavilla saarnilla elää vastikään maahamme levinnyt saarnilude (*Pseudoloxops coccineus*).

Jalopuulehtojen lisäksi myös muut lehdot voivat olla luteiden elinympäristöinä tärkeitä, samoin iäkkäät lehtomaiset kankaat, joissa kasvaa kookkaita ja lahovikaisia haapoja. Haapalatikka (*Aradus truncatus*) elää kookkaiden ja usein sisältä onttojen haapojen lahottajasienillä. Lajia on tavattu toisinaan myös iäkkäiltä puistojalavilta. Haavan lehvästössä ja latvuksissa elää myös hankalude (*Orthotylus bilineatus*) ja paikoittaisena tavattava haapalude (*Brachyarthrum limitatum*).

Lehtometsien puilla ja pensaille elävä ruskomarmorilude (*Phytocoris ulmi*) suosii valoisia metsänreunoja, ja sen voi löytää esimerkiksi lehtokuusamalta. Tervaleppälehdöissä ja lehtoniityillä tavataan harvinaista lehtokaulusludetta (*Grypocoris sexguttatus*), joka elää todennäköisesti kenttäkerroksen ruohovartisilla kasveilla kuten ängelmillä.

Lehtomaisissa elinympäristöissä elävälle ludelajistolle ovat merkityksellisiä valoisat, puoliavoimet ja lämpimät reunavyöhykkeet. Iäkkäiden ja lahovikaisten puuvanhusten säilyttäminen on tärkeää ludelajien säilymiselle. Lehtomaisten metsien hoidossa usein käytetty kuusen poisto varmistaa lehtomaisten kohteiden riittävän avoimuuden ja yksittäisten kookkaampien puiden kasvun. Pitkällä tähtäimellä etenkin jalopuista riippuvaisten lajien esiintymää vahvistaisi myös jalopuiden harkittu ja suunnitelmallinen istutus tai kylvö. Hoidon piirissä olevat alueet voivat tällöin olla hyvin pienialaisia, ja ne voidaan suunnitella palvelemaan myös maisemallisia näkökohtia. Tällaiset kohteet voivat parhaimmillaan niveltää suojelualueiden ytimen niitä ympäröivään rakennettuun ja kulttuurivaikutteiseen ympäristöön.

Suomessa elää seitsemän tikkalajia

Timo Laine

Tikat ovat kolopesijöitä ja kovertavat yleensä uuden pesäkolon joka vuosi, tavallisimmin lehtipuuhun. Mm. tiaiset, siepot, kottaraiset, pöllöt ja liito-orava käyttävät vanhoja tikankoloja pesimiseen; luonnontilaisen metsän linnustosta noin viidennes on kolopesijöitä. Metsätalous on muuttanut metsärakennetta ja vähentänyt kolopesijöille tärkeiden lehti- ja sekametsien määrää. Ennallistamisen ja luonnonhoidon avulla voidaan lisätä metsien monimuotoisuutta ja tarjota kolopesijöille luonnontilaisen kaltaisia elinympäristöjä.

Suomessa tikkojen (Picidae) heimoon kuuluu valkoselkätikan (ks. luku 4.4) lisäksi kuusi tikkalajia, jotka yhtä lukuun ottamatta ovat paikkalintuja. Käenpiika (*Jynx torquilla*) on muuttolintu, joka muistuttaa rakenteeltaankin enemmän varpuslintuja kuin tikkoja. Käenpiika eroaa muista tikoista myös siinä, ettei se pysty kovertamaan pesäkoloaan vaan etsii valmiin kolon.

Tikoista valkoselkätikka, pikkutikka ja harmaapäätikka suosivat elinympäristönään lehtimetsiä. Pohjantikka on havumetsien laji, palokärki järeiden seka- ja havumetsien laji, ja käpytikka viihtyy niin lehti- kuin havumetsissäkin.

Pikkutikka (*Dendrocopos minor*) on valkoselkätikan ja harmaapäätikan jälkeen vähälukuisin tikkalajimme. Kanta on viime vuosikymmeninä vähentynyt ja levinneisyysalue laikkunut eteläisessä ja lounaisessa Suomessa. Pohjoisessa kannan tiheys luontaisesti vähenee, vaikka lajia tavataan pesivänä tunturikoivikoissa asti. Harvalukuisen lajin kannanvaihtelut voivat olla vuosittain suuria. Varpusen kokoinen pikkutikka tarvitsee elinpiirikseen lehtipuustoista sekametsää tai lehtimetsää. Rantojen ja viljelymaiden lepikot ovat sen mieluisinta elinympäristöä. Pikkutikka etsii hyönteisravintonsa puiden rungoilta ja lahopususta. Se kovertaa pesäkolonsa harmaa- tai tervaleppäpötkelöön, lahoon riukukoivuun ja usein myös haapapötkelöön.

Harmaapäätikka (*Picus canus*) on alun perin harvinainen lounaisen rannikkomaan ja Etelä-Suomen lehtometsien laji. Parin viime vuosikymmenen aikana se on runsastunut selvästi ja levittäytynyt pohjoiseen ja koilliseen Järvi-Suomen pohjoisosia myöten. Harvalukuinen



Valkoselkätikan lisäksi myös pohjantikkalla ja pikkutikkalla on valkoinen selkä. Kuvassa pohjantikkakoiras. Kuva: Antti Below.

kanta on ilmeisesti vahvistunut leutojen talvien ja talviruokinnan ansiosta. Harmaapäätikka suosii varttuneita lehti- ja sekametsiä, hakamaita ja pellonreunojen haavikoita, joissa on lahoavaa järeää puustoa. Pesänsä se kovertaa tavallisimmin haapaan, joskus myös lahokoivuun. Harmaapäätikan kesäaikainen ravinto koostuu pääasiasiassa muurahaisista ja niiden toukista. Talvella se syö lahopuiden hyönteisiä ja hevosenmuurahaisia.

Pohjantikka (*Picoides tridactylus*) on vanhojen havumetsien laji, joka on harvinaistunut Etelä-Suomessa sopivien elinympäristöjen vähentyessä. Harvalukuisen kannan vahvimmat esiintymisalueet sijaitsevat Metsä-Lapissa ja Itä-Suomen pohjoisosissa. Kaarnakuoriaisten ja

muiden kovakuoriaisten toukat, muut hyönteiset ja pienet selkärangattomat ovat pohjantikan pääravintoa. Kuoriaisia hakiessaan pohjatikka voi kuoria lahoavan puun järjestelmällisesti paljaaksi. Pesäkolonsa pohjantikka kovertaa useimmiten juurikäävän lahottamaan kuusen tyveen, melko usein myös lahoavaan mäntyyn. Pesän voi löytää alle puolenkin metrin korkeudelta maanpinnasta.

Palokärki (*Dryocopus martius*) pesii harvalukuisena koko maassa Tunturi-Lappiin asti. Vanhojen järeäpuustoisten metsien vähentyessä laji on sopeutunut elämään entistä lähempänä taajamia ja kulttuuriympäristöjä, missä on säästynyt riittävän suuria pesäpuita. Palokärki hakkaa suurten kuusien lahotyviin koloja, mistä kaivaa hevosmuurahaisia ravinnokseen. Kekomuurahaisetkin kelpaavat syötäväksi, ja talvella palokärki kuorii kaarnan ja kuoren alla eläviä hyönteisiä lisäravinnokseen. Yli 50 cm pitkä vanterra tikka kovertaa pesäkolon järeään haapaan tai mäntyyn. Sama kolo voi olla käytössä useana vuonna peräkkäin, mutta jotkut parit kovertavat uuden pesän joka vuosi.

Käpytikka (*Dendrocopos major*) on yleisin tikkalajimme, joka on sopeutunut elämään monenlaisissa metsissä Lappia myöten. Monipuolinen ravinnon käyttö takaa menestyksen erilaisissa elinympäristöissä. Muiden tikkojen tapaan laji ruokkii poikasiaan hyönteisillä ja käyttää niitä kesällä myös omaksi ravinnokseen. Talvella käpytikka on erikoistunut havupuiden siemeniin. Huonoina siemenvuosina lisäravinnoksi löytyy puissa talvehtivia hyönteisiä. Syksyllä syötäväksi kelpaavat myös marjat. Käpytikka kovertaa pesäkolonsa useimmiten ydinlahoon haapaan.

Lähteet

- Aakala, T. 2010: Coarse woody debris in late-successional *Picea abies* forests in northern Europe: Variability in quantities and models of decay class dynamics. – *Forest Ecology and Management* 260: 770–779.
- Achard, F., Eva, H. D., Mollicone, D. & Beuchle, R. 2008: The effect of climate anomalies and human ignition factor on wildfires in Russian boreal forests. – *Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences* 363: 2331–2339.
- Alanen, A., Leivo, A., Lindgren, L. & Piri, E. 1995: Lehtojen hoito-opas. – Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja B 26. 128 s.
- Alapassi, M., Rintala, J. & Sipilä, P. 2001: Maa-ainesten ottaminen ja ottamisalueiden jälkihoito. – *Ympäristöopas* 85, Ympäristöministeriö, Alueiden käyttö. 101 s.
- Alberternst, B. & Böhmer, H. J. 2006: NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet – *Fallopia japonica*. – Online Database of the North European and Baltic Network on Invasive Alien Species NOBANIS. <www.nobanis.org>, 2.3.2011.
- Albrecht, A., Mattila, K., Rinne, V., Rintala, T. & Söderman, G. 2010: Nivelkärsäiset. – Teoksessa: Rassi, P., Hyvärinen, E., Juslén, A. & Mannerkoski, I. (toim.), Suomen lajien uhanalaisuus – Punainen kirja 2010. Ympäristöministeriö & Suomen ympäristökeskus, Helsinki. S. 397–416.
- Ananiev, V. 2010: Tuulituho Vodlajärven kansallispuistossa. – Teoksessa: Ojanen, P., Vanhatalo, A., Niemelä, P. & Vasander, H. (toim.), Lehtikuusen alla: matka itäisen Karjalan luontoon ja kulttuuriin. Helsingin yliopiston metsätieteiden laitoksen julkaisuja 1. S. 128–129.
- Andrews, P. L. & Rothermel, R. C. 1982: Charts for interpreting wildland fire behavior characteristics. – General Technical Report INT-131. Department of Agriculture, Forest Service, Intermountain Forest and Range Experiment Station, Ogden, UT, U.S. 22 s.
- Annala, E. 1969: Influence of temperature upon the development and voltinism of *Ips typographus* L. (Coleoptera, Scolytidae). – *Annales Zoologici Fennici* 6: 161–208.
- & Petäistö, R.-L. 1978: Insect attack on windthrown trees after the December 1975 storm in western Finland. – *Communicationes Instituti Forestalis Fenniae* 94: 1–24.
- Aronsson, G. 2006: Åtgärdsprogram för bevarande av violgubbe. – Naturvårdsverket, Rapport 5638. <<http://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/620-5638-7.pdf>>. 42 s.
- Austarå, Ø., Annala, E., Bejer, B. & Ehnström, B. 1983: Insect pests in forests of the Nordic countries 1977–1981. – *Fauna Norvegica Series B* 31: 8–15.
- von Bonsdorff, T., Haikonen, V., Huhtinen, S., Kaukonen, M., Kirsi, M., Kosonen, L., Kytövuori, I., Ohenoja, E., Paalamo, P., Salo, P. & Vauras, J. 2010: Helttasienet ja tatit. – Teoksessa: Rassi, P., Hyvärinen, E., Juslén, A. & Mannerkoski, I. (toim.), Suomen lajien uhanalaisuus – Punainen kirja 2010. Ympäristöministeriö & Suomen ympäristökeskus, Helsinki. S. 233–248.
- Bowman, D. M. J. S., Balch, J. K., Artaxo, P., Bond, W. J., Carlson, J. M., Cochrane, M. A., D’Antonio, C. M., DeFries, R. S., Doyle, J. C., Harrison, S. P., Johnston, F. H., Keeley, J. E., Krawchuk, M. A., Kull, C. A., Marston, J. B., Moritz, M. A., Prentice, I. C., Roos, C. I., Scott, A. C., Swetnam, T. W., van der Werf, G. R. & Pyne, S. J. 2009: Fire in the Earth System. – *Science* 324: 481–484.
- Bradshaw, A. D. 1997: What do we mean by restoration? – Teoksessa: Urbanska, K. M., Webb, N. R. & Edwards P. (toim.), Restoration ecology and sustainable development. Cambridge University Press, Cambridge. S. 8–16.
- Carcaillet, C., Bergman, I., Delorme, S., Hörnberg, G. & Zackrisson, O. 2007: Long-term fire frequency not linked to prehistoric occupations in Northern Swedish boreal forest. – *Ecology* 88: 465–477.
- Christiansen, E. 1969: Insect pests in forests of the Nordic countries 1961–1966. – *Norsk Entomologisk Tidskrift* 17: 153–158.

- de Chantal, M., Lindberg, H. & Kallonen, S. 2009: The condition and survival of *Populus tremula* and other deciduous saplings in a moose winter-foraging area in southern Finland. – *Annales Botanici Fennici* 46: 280–290.
- Ehnström, B. 1999: Red-listed beetles on Scots pine (*Pinus sylvestris*) in Sweden. – *Proceedings of the XXIV Nordic Congress of Entomology, August 8–11, 1997, Tartu, Estonia*. S. 55–61.
- & Waldén, H. 1986: Faunavård i skogsbruket – den lägre faunan. – *Skogsstyrelsen, Jönköping*. 351 s.
- , Bejer, B., Löyttyniemi, K. & Tvermyr, S. 1974: Insect pests in forests of the Nordic countries 1967–1971. – *Suomen Hyönteistieteellinen Aikakauskirja* 40: 37–47.
- , Långström, B. & Hellqvist, C. 1995: Insects in burned forests – forest protection and faunal conservation (preliminary results). – *Entomologica Fennica* 6: 109–117.
- , Annala, E., Austarå, Ø., Harding, S. & Ottoson, J. G. 1998: Insect pests in forests of the Nordic countries 1982–1986. – *Rapport fra skogforskningen. Supplement 2*: 1–12.
- Ehrnsten, E. 2010: Olika metoder att skapa döende björkved i restaureringssyfte. – *Pro gradu -tutkielma, Helsingin yliopisto, ympäristötieteiden laitos, Helsinki*. 46 s.
- Ennallistamistyöryhmä 2003: Ennallistaminen suojelualueilla. Ennallistamistyöryhmän mietintö. – *Suomen ympäristö* 618. 220 s.
- Eriksson, M., Lilja, S. & Roininen, H. 2006: Dead wood creation and restoration burning: Implications for bark beetles and beetle induced tree deaths. – *Forest Ecology and Management* 231: 205–213.
- , Neuvonen, S. & Roininen, H. 2007: Retention of wind-felled trees and the risk of consequential tree mortality by the European spruce bark beetle *Ips typographus* in Finland. – *Scandinavian Journal of Forest Research* 22: 516–523.
- , Neuvonen, S. & Roininen, H. 2008: *Ips typographus* (L.) attack on patches of felled trees: "Wind-felled" vs. cut trees and the risk of subsequent mortality. – *Forest Ecology and Management* 255: 1336–1341.
- Esseen, P.-A., Ehnström, B., Ericson, L. & Sjöberg, K. 1997: Boreal forests. – *Ecological Bulletins* 46: 16–47.
- Etelä-Suomen metsien monimuotoisuuden toimintaohjelman valmistelutyöryhmä 2008: Etelä-Suomen metsien monimuotoisuuden toimintaohjelma 2008–2016. METSO. – *Ympäristöministeriön raportteja* 5/2008. 48 s.
- Euroopan unioni 2010: Biodiversity: Post-2010, EU and global vision and targets and international ABS regime, Council conclusions. – <http://register.consilium.europa.eu/pdf/en/10/st07/st07536.en10.pdf>, viitattu 12.5.2011.
- From, S. (toim.) 2005: Paahdelajien ekologia ja uhanalaiset lajit. – *Suomen ympäristö* 774. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. 86 s.
- Gaston, K. J. & Spicer, J. I. 2004: Biodiversity. An introduction. – *Blackwell Science, Malden*. 191 s.
- Gavin, D. G., Hallett, D. J., Hu, F. S., Lertzman, K. P., Prichard, S. J., Brown, K. J., Lynch, J. A., Bartlein, P. & Peterson, D. L. 2007: Forest fire and climate change in western North America: insights from sediment charcoal records. – *Frontiers in Ecology and the Environment* 5: 499–506.
- Granström, A. 2001: Fire management for biodiversity in the European boreal forest. – *Scandinavian Journal of Forest Research Suppl.* 3: 62–69.
- Halme, P. 2008: Keski-Suomen vanhojen lehtimetsien lahottajasienet. – *Inventointiraportti, Metsähallituksen arkisto, Vantaa*. 49 s.
- , Mönkkönen, M., Kotiaho, J., Ylisirniö, A. L. & Markkanen, A. 2009: Quantifying the indicator power of an indicator species. – *Conservation Biology* 23: 1008–1016.
- Harding, S., Annala, E., Ehnström, B., Halldórsson, G. & Kvamme, T. 1998: Insect pests in forests of the Nordic countries 1987–1990. – *Rapport fra skogforskningen. Supplement 3*: 1–22.
- Hedgren, P. O., Schroeder, L. M. & Weslien, J. 2003: Tree killing by *Ips typographus* (Coleoptera : Scolytidae) at stand edges with and without colonized felled spruce trees. – *Agricultural and Forest Entomology* 5: 67–74.

- Heikinheimo, O. 1915: Kaskiviljelyn vaikutus Suomen metsiin. – *Acta Forestalia Fennica* 4(2): 1–264.
- Heikkilä, P. 2010: Valkoselkätikan elinympäristöjen hoidon kokonaissuunnitelma Etelä-Suomen suojelualueilla. – Raportti, Metsähallituksen arkisto, Vantaa. 10 s.
- Hotanen, J., Nousiainen, H., Mäkipää, R., Reinikainen, A. & Tonteri, T. 2008: Metsätyypit – opas kasvupaikkojen luokitteluun. – Metsäkustannus, Helsinki. 192 s.
- Hyvärinen, E. 2006: Green-tree retention and controlled burning in restoration and conservation of beetle diversity in boreal forests. – *Dissertationes Forestales* 21: 1–55.
- & Aapala, K. (toim.) 2009: Metsien ja soiden ennallistamisen sekä harjumetsien paahdeympäristöjen hoidon seurantaohje. – Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja B 118. 114 s.
- , Kouki, J., Martikainen, P. & Lappalainen, H. 2005: Short-term effects of controlled burning and green-tree retention on beetle (Coleoptera) assemblages in managed boreal forests. – *Forest Ecology and Management* 212: 315–332.
- , Kouki, J. & Martikainen, P. 2006: Fire and green-tree retention in conservation of red-listed and rare deadwood-dependent beetles in boreal forests. – *Conservation Biology* 20: 1711–1719.
- , Mannerkoski, I., Clayhills, T., Helve, E., Karjalainen, S., Laurinharju, E., Martikainen, P., Mattila, J., Muona, J., Pentinsaari, M., Rassi, P., Rutanen, I., Salokannel, J., Siitonen, J. & Silfverberg, H. 2010: Kovakuoriaiset. – Teoksessa: Rassi, P., Hyvärinen, E., Juslén, A. & Mannerkoski, I. (toim.), Suomen lajien uhanalaisuus – Punainen kirja 2010. Ympäristöministeriö & Suomen ympäristökeskus, Helsinki. S. 545–582.
- Ihalainen, A. & Mäkelä, H. 2009: Kuolleen puuston määrä Etelä- ja Pohjois-Suomessa 2004–2007. – *Metsätieteen aikakauskirja* 1/2009: 35–56.
- Jantunen, J., Saarinen, K. & Valtonen, A. 2006: Huuhan harjuriinne. – Teoksessa: Jantunen, J., Saarinen, K. & Valtonen, A., Hoito- ja tutkimuskohteet 2006. Seurantaportti 8. Etelä-Karjalan Allergia- ja Ympäristöinstituutti, Joutseno. 35 s.
- Joensuu, J., Heliövaara, K. & Savolainen, E. 2008: Risk of bark beetle (Coleoptera, Scolytidae) damage in a spruce forest restoration area in central Finland. – *Silva Fennica* 42: 233–245.
- Junninen, K. 2009: Haapametsien kääpäkartoitukset 2008: yhteenveto. – Raportti, Metsähallituksen arkisto, Vantaa. 25 s.
- & Komonen, A. 2011: Conservation ecology of polypores: A review. – *Biological Conservation* 144: 11–20.
- , Penttilä, R. & Martikainen, P. 2007: Fallen retention aspen trees on clear-cuts can be important habitats for red-listed polypores: a case study in Finland. – *Biodiversity and Conservation* 16: 475–490.
- , Kouki, J. & Renvall, P. 2008: Restoration of natural legacies of fire in European boreal forests: an experimental approach to the effects on wood-decaying fungi. – *Canadian Journal of Forest Research* 38: 202–215.
- Jylhä, K., Ruosteenoja, K., Räisänen, J., Venäläinen, A., Tuomenvirta, H., Ruokolainen, L., Saku, S. & Seitola, T. 2009: Arvioita Suomen muuttuvasta ilmastosta sopeutumistutkimuksia varten. – ACCLIM-hankkeen raportti. Ilmatieteenlaitos. Raportteja No 4. 102 s.
- Jääskeläinen, E. 2003: Puustoiset perinnebiotoopit. Perinnebiotooppien hoidon ohjevihkonen 2. – Maa- ja metsätalousministeriö ja Suomen ympäristökeskus, Helsinki. <http://www.mavi.fi/attachments/mavi/viljelijatuuet/hakuoppaatjaohjeet/ymparistotuenneuvonnallisetoppaat/5okVlhEDc/Puustoiset_perinnebiotoopit.pdf>. 10 s.
- Jääskeläinen, K., Pykälä, K., Rämä, H., Vitikainen, O., Haikonen, V., Högnappa, F., Lommi, S. & Puolasmaa, A. 2010: Jäkälät. – Teoksessa: Rassi, P., Hyvärinen, E., Juslén, A. & Mannerkoski, I. (toim.), Suomen lajien uhanalaisuus – Punainen kirja 2010. Ympäristöministeriö & Suomen ympäristökeskus, Helsinki. S. 278–310.

- Kalliovirta, M., Rytteri, T., Haeggström, C.-A., Hakalisto, S., Kanerva, T., Koistinen, M., Lammi, A., Lehtelä, M., Rautiainen, V.-P., Rintanen, T., Salonen, V. & Uusitalo, A. 2010: Putkilokasvit. – Teoksessa: Rassi, P., Hyvärinen, E., Juslén, A. & Mannerkoski, I. (toim.), Suomen lajien uhanalaisuus. – Punainen kirja 2010. Ympäristöministeriö & Suomen ympäristökeskus, Helsinki. S. 183–203.
- Kekki, M. 2009: Jättiputki kuriin Satakunnassa. – Lounais-Suomen ympäristökeskus, Turku. <http://www.ymparisto.fi/download.asp?contentid=112238&lan=fi>, 2.3.2011.
- Kekäläinen, H., Keynäs, K., Koskela, K., von Numers, M., Rinkineva-Kantola, L., Rytteri, T. & Syrjänen, K. 2008: Itämeren rantaluontotyypit. – Teoksessa: Raunio, A., Schulman, A. & Kontula, T. (toim.), Suomen luontotyypien uhanalaisuus – osa 2. Suomen ympäristö 8/2008. S. 35–84.
- Kellomäki, S., Strandman, H., Nuutinen, T., Peltola, H., Korhonen, K. T. & Väisänen, H. 2005: Adaptation of forest ecosystems, forests and forestry to climate change. – FINADAPT Working Paper 4, Finnish Environment Institute Mimeographs 334. 44 s.
- Kittamaa, S., Rytteri, T., Ajosenpää, T., Aapala, K., Hallman, E., Lehesvirta, T. & Tukia, H. 2009: Harjumetsien paahdeympäristöt – nykytila ja hoito. – Suomen Ympäristö 25, Suomen ympäristökeskus. 88 s.
- Kiuru, H. 2008: Jalopuumetsät – perustaminen ja hoito. – Metsäkustannus, Helsinki. 159 s.
- Klingenstein, F. 2007: NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet – *Heracleum mantegazzianum*. – Online Database of the North European and Baltic Network on Invasive Alien Species NOBANIS. <www.nobanis.org>, 2.3.2011.
- Koivula, M., Punttila, P., Haila, Y. & Niemelä, J. 1999: Leaf litter and the small-scale distribution of carabid beetles (Coleoptera, Carabidae) in the boreal forest. – *Ecography* 22: 424–435.
- Komonen, A. & Kouki, J. 2008: Do restoration fellings in protected forests increase the risk of bark beetle damages in adjacent forests? A case study from Fennoscandian boreal forest. – *Forest Ecology and Management* 255: 3736–3743.
- , Laatikainen, A., Similä, M. & Martikainen, P. 2009: Ytimennävertäjien kasvainsyönti trombin kaataman suojelumännikön ympäristössä Höytiäisen saarella Pohjois-Karjalassa. – *Metsätieteen aikakauskirja* 2: 127–134.
- , Schroeder, L. M. & Weslien, J. 2011: *Ips typographus* population development after a severe storm in a nature reserve in southern Sweden. – *Journal of Applied Entomology* 135: 132–141.
- Kotiranta, H., Saarenoksa, R. & Kytövuori, I. 2009: Aphyllophoroid fungi of Finland. A check-list with ecology, distribution, and threat categories. – *Norrlinia* 19: 1–223.
- , Junninen, K., Saarenoksa, R., Kinnunen, J. & Kytövuori, I., 2010: Kääväkkäät. – Teoksessa: Rassi, P., Hyvärinen, E., Juslén, A. & Mannerkoski, I. (toim.), Suomen lajien uhanalaisuus – Punainen kirja 2010. Ympäristöministeriö & Suomen ympäristökeskus, Helsinki. S. 249–263.
- Kouki, J. 1993: Luonnon monimuotoisuus valtion metsissä – katsaus ekologisiin tutkimustarpeisiin ja suojelun mahdollisuuksiin. – *Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A* 11. 88 s.
- , Arnold, K. & Martikainen, P. 2004: Long-term persistence of aspen – a key host for many threatened species – is endangered in old-growth areas in Finland. – *Journal for Nature Conservation* 12: 41–52.
- , Hyvärinen, E., Lappalainen, H., Martikainen, P., Similä, M. 2011: Landscape context affects the success of habitat restoration: large-scale colonization patterns of saproxylic and fire-associated species in boreal forests. – *Diversity and Distributions*, painossa.
- Kuuluvainen, T. 2002: Introduction. – Teoksessa: Korpilahti, E. & Kuuluvainen, T. (toim.), *Disturbance dynamics in boreal forests: Defining the ecological basis of restoration and management of biodiversity*. *Silva Fennica* 36 (1): 5–12.
- , Wallenius, T. & Pennanen, J. 2004: Metsän luontainen rakenne, dynamiikka ja monimuotoisuus. – Teoksessa: Kuuluvainen, T., Saaristo, L., Keto-Tokoi, P., Kostamo, J., Kuuluvainen, J., Kuusinen, M., Ollikainen, M. & Salpakivi-Salomaa, P. (toim.), *Metsän kätköissä, Suomen metsäluonnon monimuotoisuus*. Edita, Helsinki. S. 48–75.

- Kuusinen, M. 1994: Epiphytic lichen flora and diversity on *Populus tremula* in old-growth and managed forests of southern and middle boreal Finland. – *Annales Botanici Fennici* 31: 245–260.
- Kytövuori, I. & Toivonen, M. 2008: Suomen haarakkaat (*Ramaria* ja lähisuvut) ja niiden geneettinen monimuotoisuus. – Teoksessa: Juslén, A., Kuusinen, M., Muona, J., Siitonen, J. & Toivonen, H. (toim.), Puutteellisesti tunnettujen ja uhanalaisten metsälajien tutkimusohjelma. Loppuraportti. Suomen Ympäristö 1/2008, Ympäristöministeriö, Helsinki. S. 120–121.
- Lakka, J. & Kouki, J. 2009: Patterns of field layer invertebrates in successional stages of managed boreal forest: Implications for the declining Capercaillie *Tetrao urogallus* L. population. – *Forest Ecology and Management* 257: 600–607.
- Lampainen, J., Kuuluvainen, T., Wallenius, T. H., Karjalainen, L. & Vanha-Majamaa, I. 2004: Long-term forest structure and regeneration after wildfire in Russian Karelia. – *Journal of Vegetation Science* 15: 245–256.
- Larjavaara, M., Kuuluvainen, T. & Rita, H. 2005: Spatial distribution of lightning-ignited forest fires in Finland. – *Forest Ecology and Management* 208: 177–188.
- Latva-Karjanmaa, T., Penttilä, R. & Siitonen, J. 2007: The demographic structure of European aspen (*Populus tremula*) populations in managed and old-growth boreal forests in eastern Finland. – *Canadian Journal of Forest Research* 37: 1070–1081.
- Lauzon, E., Bergeron, Y., Gauthier, S. & Kneeshaw, D. 2006. Fire cycles and forest management: an alternative approach for management of the Canadian boreal forest. – *Sustainable Forest Management Network*. S. 16.
- Lehikoinen, A. & Lehikoinen, P. 2010: Valkoselkätikka Suomessa – kannan kehitys ja tila. – Raportti, Helsingin yliopisto, biotieteiden laitos, ekologian ja evoluutiobiologian osasto, Helsinki. 37 s.
- Leinonen, R. & From, S.(toim.) 2009: Jalopuu-ympäristöjen hoito ja uhanalaiset lajit. – *Suomen ympäristö 41/2009*, Suomen ympäristökeskus, Helsinki. 82 s.
- Lekander, B. 1972: A mass outbreak of *Ips typographus* in Gästrikland, Central Sweden, in 1945–1952. – Department of Forest Zoology, Research notes Stockholm, Royal College of Forestry 10. 39 s.
- Lemberg, T. & Puttonen, P. 2002: Kulottajan käsikirja. – *Metsälehti Kustannus*, Helsinki. 113 s.
- Lihtonen, V. 1949: Piirteitä valtion metsätaloudesta. – *Silva Fennica* 66: 1–46.
- Lindberg, H., Heikkilä, T. V. & Vanha-Majamaa, I. 2011: Suomen metsien paloainekset – kohti parempaa tulen hallintaa. – *Vantaa*. 104 s.
- Lindgren, L. 2000: Saariston laitumet. – *Metsähallitus*, Vantaa. 192 s.
- Lindström, T. 2008: Räjättyminen lahoppuun tuottamismenetelmänä. – *Opinnäytetyö*, Hämeen ammattikorkeakoulu. 50 s.
- Långström, B. 1984: Windthrown Scots pines as brood material for *Tomicus piniperda* and *T. minor*. – *Silva Fennica* 18: 187–198.
- Löyttyniemi, K., Austarå, Ø., Bejer, B. & Ehnström, B. 1979: Insect pests in forests of the Nordic countries 1972–1976. – *Folia Forestalia* 395:1–13.
- Maa- ja metsätalousministeriö 2011: Ehdotus kansalliseksi vieraslajistrategiaksi. – <http://www.mmm.fi/fi/index/julkaisut/julkaisuarasto/MMMtrm2011_2.html>, 6.4.2011.
- Mannerkoski, H. 2005: Maaperä lehtojen luokittelussa. – *Silva Carelica* 50: 149–156.
- Marjakangas, A. & Törmälä, L. 1997: Female age and breeding performance in a cyclic population of black grouse *Tetrao tetrix*. – *Wildlife Biology* 3: 195–203.
- Markkanen, A. 2008: Kääpälajiston esiintyminen Linnansaaren kansallispuiston valkoselkätikkametsissä. – Kandidaatintutkielma, Jyväskylän yliopisto, Bio- ja ympäristötieteiden laitos, Jyväskylä. 17 s. + liitteet.
- Martikainen, P. 2001: Conservation of threatened saproxylic beetles: significance of retained aspen *Populus tremula* on clearcut areas. – *Ecological Bulletins* 49: 205–218.
- , Siitonen, J., Kaila, L. & Punttila, P. 1996: Intensity of forest management and bark beetles in non-epidemic conditions: a comparison between Finnish and Russian Karelia. – *Journal of Applied Entomology* 120: 257–264.

- , Kaila, L. & Haila, Y. 1998: Threatened beetles in white-backed woodpecker habitats. – *Conservation Biology* 12: 293–301.
- , Siitonen, J., Kaila, L., Punttila, P. & Rauh, J. 1999: Bark beetles (Coleoptera, Scolytidae) and associated beetle species in mature managed and old-growth boreal forests in southern Finland. – *Forest Ecology and Management* 116: 233–245.
- , Siitonen, J., Punttila, P., Kaila, L. & Rauh, J. 2000: Species richness of Coleoptera in mature managed and old-growth boreal forests in southern Finland. – *Biological Conservation* 94: 199–209.
- , Kouki, J., Heikkala, O., Hyvärinen, E. & Lappalainen, H. 2006: Effects of green tree retention and fire on the crown damage caused by the pine shoot beetles (*Tomicus* spp.) in pine-dominated timber harvest areas. – *Journal of Applied Entomology* 130:37–44.
- Marttila, O., Jantunen, J., Saarinen, K., Marttila, P. & Aarnio, H. 1996: Harjusinisiiven siirtoistutus 1992–1996. Loppuraportti. – Etelä-Karjalan Allergia- ja Ympäristöinstituutti, Joutseno. 22 s.
- Metsätalouden kehittämiskeskus Tapio 2009: Tapion vuositilastot 2009. – <www.tapio.fi>.
- Museovirasto 2011: Kulttuuriympäristön rekisteriportaali. – <<http://kulttuuriymparisto.nba.fi/netsovellus/rekisteriportaali/portti/default.aspx>>, viitattu 8.2.2011.
- Mönkkönen, M. 2004: Suomen metsäluonto – osa globaalia monimuotoisuutta. – Teoksessa: Kuuluvainen, T., Saaristo, L., Keto-Tokoi, P., Kostamo, J., Kuuluvainen, J., Kuusinen, M., Ollikainen, M. ja Salpakivi-Salomaa, P. (toim.), *Metsän kätköissä, Suomen metsäluonnon monimuotoisuus*. Edita, Helsinki. S. 19–47.
- Niklasson, M. & Granström, A. 2000: Numbers and sizes of fires: long-term spatially explicit fire history in a Swedish boreal landscape. – *Ecology* 81: 1484–1499.
- Nitare, J. 2009: Åtgärdsprogram för kalktallskogar 2009–2013. – Naturvårdsverket Rapport 5967. <<http://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/978-91-620-5967-5.pdf>>. 80 s.
- Niukkanen, M. 2009: Historiallisen ajan kiinteät muinaisjäännökset, tunnistaminen ja suojeleminen. – Museoviraston rakennushistorian osaston oppaita ja ohjeita 3. <<http://www.nba.fi/tiedostot/1430953f.pdf>>. 120 s.
- Ohlson, M., Brown, K. J., Birks, H. J. B., Grytnes, J.-A., Hörnberg, G., Niklasson, M., Seppä, H. & Bradshaw, R. H. W. 2011: Invasion of Norway spruce diversifies the fire regime in boreal European forests. – *Journal of Ecology*, painossa. doi: 10.1111/j.1365-2745.2010.01780.x
- Peltonen, M. 1999: Windthrows and dead-standing trees as bark beetle breeding material at forest-clearcut edge. – *Scandinavian Journal of Forest Research* 14: 505–511.
- Penttinen, J., Ilmonen, J., Jakovlev, J., Salmela, J., Kuusela, K. & Paasivirta, L. 2010: Sääsket. – Teoksessa: Rassi, P., Hyvärinen, E., Juslén, A. & Mannerkoski, I. (toim.), *Suomen lajien uhanalaisuus – Punainen kirja 2010*. Ympäristöministeriö & Suomen ympäristökeskus, Helsinki. S. 477–489.
- Pitkänen, A. & Huttunen, P. 1999: A 1300-year forest-fire history at a site in eastern Finland based on charcoal and pollen records in laminated lake sediment. – *The Holocene* 9: 311–320.
- Punttila, P. 1996: Succession, forest fragmentation, and the distribution of wood ants. – *Oikos* 75: 291–298.
- & Kilpeläinen, J. 2009: Distribution of mound-building ant species (*Formica* spp., Hymenoptera) in Finland: preliminary results of a national survey. – *Annales Zoologici Fennici* 46: 1–15.
- Pykälä, J. 2001: Perinteinen karjatalous luonnon monimuotoisuuden ylläpitäjänä. – *Suomen ympäristö* 495. 205 s.
- Pöyry, J. & Toivonen, H. 2005: Climate change adaptation and biological diversity. – FINADAPT Working Paper 3, Finnish Environment Institute Mimeographs 333. 46 s.
- Rajasärkkä, A. 2007: Pohjanmaan palojatkumolueiden linjalaskenta-aineistot. – Metsähallituksen arkisto, Vantaa.

- Ranius, T., Jonsson, B. G. & Kruys, N. 2004: Modelling dead wood in Fennoscandian old-growth forests dominated by Norway spruce. – *Canadian Journal of Forest Research* 34: 1025–1034.
- Rassi, P., Hyvärinen, E., Juslén, A. & Mannerkoski, I. (toim.) 2010: Suomen lajien uhanalaisuus – Punainen kirja 2010. – Ympäristöministeriö & Suomen ympäristökeskus, Helsinki. 685 s.
- Raunio, A., Schulman, A. & Kontula, T. (toim.) 2008: Suomen luontotyyppien uhanalaisuus. Osat 1 ja 2. – *Suomen ympäristö* 8/2008, Suomen ympäristökeskus, Helsinki. 264 + 572 s.
- Roberge, J.-M., Mikusinski, G. & Svensson, S. 2008: The white-backed woodpecker: umbrella species for forest conservation planning? – *Biodiversity and Conservation* 17: 2479–2494.
- Rouvinen, S., Kuuluvainen, T. & Karjalainen, L. 2002: Coarse woody debris in old *Pinus sylvestris* dominated forests along a geographical and human impact gradient in boreal Fennoscandia. – *Canadian Journal of Forest Research* 32: 2184–2200.
- Ryttäri, T. 2005: Paahdeympäristöt – ekologia ja kasvisto. – Teoksessa: From, S. (toim.), Paahdeympäristöjen ekologia ja uhanalaiset lajit. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. Suomen ympäristö 774. S.12–18.
- Saalas, U. 1919: Kaarnakuoriaisista ja niiden aiheuttamista vahingoista Suomen metsissä. – *Acta Forestalia Fennica* 10: 1–415.
- 1949: Suomen metsähyönteiset sekä muut metsälle vahingolliset ja hyödylliset eläimet. – Suomen tiedettä nro 5. Suomalainen Tiedeakatemia. WSOY, Porvoo. 719 s.
- Saarenmaa, H. 1978: Kaarnakuoriaisten (Col., Scolytidae) esiintyminen erässä kanadanmajavan (*Castor canadensis* Kuhl) aiheuttaman tulvan seurauksena kuolleessa metsikössä. – *Silva Fennica* 12: 201–216.
- , Heliövaara, K. & Väisänen, R. 1989: Tuhohyönteisten ja sinistymän esiintyminen myrskyn kaatamissa puissa Urho Kekkosen kansallispuistossa. – *Folia Forestalia* 736: 66–75.
- Saarinen, K., Jantunen, J., Kallio, E. & Albrecht, A. 2005: Siirtoistutus paljasti palosirkkan kaksivuotisen yksilönkehityksen. – *Luonnon tutkija* 3: 98–107.
- Sahlin, E. & Ranius, T. 2009: Habitat availability in forests and clearcuts for saproxylic beetles associated with aspen. – *Biodiversity and Conservation* 18: 621–638.
- Salminen, J. 2007: Paahdeympäristöjen hyönteisseuranta. – Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A 172. 181 s.
- Salminen, P. & Kekäläinen, H. (toim.) 2000: Perinnebiotooppien hoito Suomessa. Perinne-maisemien hoitotyöryhmän mietintö. – *Suomen ympäristö* 443. 162 s.
- Schroeder, L. M. 2001: Tree mortality by the bark beetle *Ips typographus* (L.) in storm-disturbed stands. – *Integrated Pest Management Reviews* 6: 169–175.
- Seppä, H., Alenius, T., Bradshaw, R. H. W., Giesecke, T., Heikkilä, M. & Muukkonen, P. 2009: Invasion of Norway spruce (*Picea abies*) and the rise of the boreal ecosystem in Fennoscandia. – *Journal of Ecology* 97: 629–640.
- Siitonen, J. 1999: Haavan merkitys metsäluonnon monimuotoisuudelle. – Teoksessa: Hynynen, J. & Viherä-Aarnio, A. (toim.), Haapa – monimuotoisuutta metsään ja metsätalouteen. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 725. S. 71–82.
- 2001: Forest management, coarse woody debris and saproxylic organisms: Fennoscandian boreal forests as an example. – *Ecological Bulletins* 49: 11–41.
- Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group 2004: The SER International Primer on Ecological Restoration. – Society for Ecological Restoration International, Tucson, USA. 15 s.
- Storaas, T. & Wegge, P. 1987: Nesting habitats and nest predation in sympatric populations of capercaillie and black grouse. – *Journal of Wildlife Management* 51: 167–172.
- Syrjänen, K. & Ryttäri, T. 1998: Uhanalaisten kasvien seuranta. – *Ympäristöopas* 45, Suomen ympäristökeskus, Helsinki. 240 s.

- Anttila, S., Ulvinen, T., Laaka-Lindberg, S., Huttunen, S., Laitinen, T., Ahonen, I., Fagerstén, R., Xiaolan, H., Juslén, A., Korvenpää, T., Korvenpää, T., Parnela, A., Sallantausta, T., Vainio, O., Virtanen, R., Piippo, S. & Rikkinen, J. 2010: Sammalet. – Teoksessa: Rassi, P., Hyvärinen, E., Juslén, A. & Mannerkoski, I. (toim.), Suomen lajien uhanalaisuus – Punainen kirja 2010. Ympäristöministeriö & Suomen ympäristökeskus, Helsinki. S. 208–230.
- Tikkanen, O.-P., Martikainen, P., Hyvärinen, E., Junninen, K. & Kouki, J. 2006: Red-listed boreal forest species of Finland: associations with forest structure, tree species, and decaying wood. – *Annales Zoologici Fennici* 43: 373–383.
- Toivanen, T. & Kotiaho, J. S. 2007a: Burning of logged sites to protect beetles in managed boreal forests. – *Conservation Biology* 21: 1562–1572.
- & Kotiaho, J. S. 2007b: Mimicking natural disturbances of boreal forests: the effects of controlled burning and creating dead wood on beetle diversity. – *Biodiversity and Conservation* 16: 3193–3211.
- Tonteri, T. & Siitonen, J. 2001: Lahopuu talousmetsissä valtakunnan metsien 9. inventoinnin tulosten mukaan – vertailu luonnonmetsiin. – Teoksessa: Siitonen J. (toim.), Monimuotoinen metsä. Metsäluonnon monimuotoisuuden tutkimusohjelman loppuraportti. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 812. S. 57–72.
- , Ahlroth, P., Hokkanen, M., Lehtelä, M., Alanen, A., Hakalisto, S., Kuuluvainen, T., Soininen, T. & Virkkala, R. 2008: Metsät. – Teoksessa: Raunio, A., Schulman, A. & Kontula, T. (toim.), Suomen luontotyyppien uhanalaisuus. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. Suomen ympäristö 8/2008. S. 257–334.
- Tukia, H., Hokkanen, M., Jaakkola, S., Kallonen, S., Kurikka, T., Leivo, A., Lindholm, T., Suikki, A. & Virolainen, E. 2001: Metsien ennallistamisopas. – Metsähallituksen luonnonuojelujulkaisuja. Sarja B 58. 87 s.
- Uotila, A., Kouki, J., Kontkanen, H. & Pulkkinen, P. 2002: Assessing the naturalness of boreal forests in eastern Fennoscandia. – *Forest Ecology and Management* 161: 257–277.
- Vainio, M., Kekäläinen, H., Alanen, A. & Pykälä, J. 2001: Suomen perinnebiotoopit. Perinnemaisemaprojektin valtakunnallinen loppuraportti. – Suomen ympäristö 527. 163 s.
- Valkama, J., Vepsäläinen, V. & Lehikoinen, A. 2011: Suomen III Lintuatlas. – Luonnon-tieteellinen keskusmuseo ja ympäristöministeriö, Helsinki. <<http://atlas3.lintuatlas.fi>>, viitattu 31.8.2011.
- Valkeajärvi, P. & Ijäs, L. 1994: Ruokittujen ja ruokkimattomien teerien pesintämenestyksen vertailu Keski-Suomessa. – *Suomen Riista* 40: 98–109.
- Valkoselkätikkatyöryhmä 1992: Valkoselkätikan suojeluohjelma. – Maailman Luonnon säätiö, WWF, Suomen Rahasto, Helsinki. 8 s. + liitteet.
- Wallenius, T. H., Pitkänen, A., Kuuluvainen, T., Pennanen, J. & Karttunen, H. 2005: Fire history and forest age distribution of an unmanaged *Picea abies* dominated landscape. – *Canadian Journal of Forest Research-Revue Canadienne De Recherche Forestiere* 35: 1540–1552.
- , Lilja, S. & Kuuluvainen, T. 2007: Fire history and tree species composition in managed *Picea abies* stands in southern Finland: Implications for restoration. – *Forest Ecology and Management* 250: 89–95.
- Valovirta, I., Liukko, U.-M. & Ormio, H. 2010: Nilviäiset. – Teoksessa: Rassi, P., Hyvärinen, E., Juslén, A. & Mannerkoski, I. (toim.), Suomen lajien uhanalaisuus – Punainen kirja 2010. Ympäristöministeriö & Suomen ympäristökeskus, Helsinki. S. 346–354.
- Weslien, J. & Schroeder, L. M. 1999: Population levels of bark beetles and associated insects in managed and unmanaged spruce stands. – *Forest Ecology and Management* 115: 267–275.
- Wikars, L.-O. 1992: Skogsbränder och insekter. – *Entomologisk Tidskrift* 113: 1–11.
- 2002: Dependence on fire in wood-living insects: an experiment with burned and unburned spruce and birch logs. – *Journal of Insect Conservation* 6: 1–12.

- Vilén, A. 2002: Hirven (*Alces alces*) ja metsäjäniksen (*Lepus timidus*) vaikutus haavan (*Populus tremula* L.) uudistumiseen vanhojen metsien suojelualueilla Lieksassa ja Etelä-Savossa. – Pro gradu -työ, Joensuun yliopisto, metsätieteellinen tiedekunta, Joensuu. 40 s.
- Willebrand, T. 1992: Breeding and age in female Black Grouse *Tetrao tetrix*. – *Ornis Scandinavica* 23: 29–32.
- Virkkala, R., Alanko, T. & Laine, T. 1993: Population contraction of the white-backed woodpecker *Dendrocopos leucotos* in Finland as a consequence of habitat alteration. – *Biological conservation* 66: 47–53.
- Vitikainen, O. 2009: Jalopuuympäristöjen epäfyttijäkälät. – Teoksessa: Leinonen, R. & From, S. (toim.), Jalopuuympäristöjen hoito ja uhanalaiset lajit. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. Suomen ympäristö 41/2009. S. 51–54.
- Ympäristöministeriö 2010: Valtakunnallisesti arvokkaat maisema-alueet valtioneuvoston periaatepäätöksessä. – Ympäristöministeriön verkkosivut. <<http://www.ymparisto.fi/default.asp?node=1739&lan=fi>>, 16.12.2010.
- 2011a: Toimintasuunnitelma uhanalaisten luontotyyppien tilan parantamiseksi. – Suomen ympäristö 15/2011. 112 s.
- 2011b: Eurooppalainen maisemayleissopimus. – Ympäristöministeriön verkkosivut. <<http://www.ymparisto.fi/default.asp?contentid=121999&lan=fi>>, 2.2.2011.

Kulotuksen pelastustoimintasuunnitelman sisältö

Perustuu Metsätalouden kehittämiskeskus Tapion laatimaan suunnitelmaan.

1 Kulotuksen vastuuhenkilöt ja heidän yhteystietonsa

Kulotukseen osallistuvien henkilöiden määrä vähintään

Kulotuksen johtajan nimi ja puhelin

Vähintään kahden muun kulotukseen osallistuvan henkilön nimet ja puhelinnumerot

Suunnitelman yhteyshenkilö pelastuslaitoksella, nimi ja puhelin

2 Kulotettava alue

Kunta Kylä Koordinaatit (WGS 84)

Pinta-ala Metsätyyppi Pääpuulaji

Topografia Heinittyneisyys Alikasvos

Kulotusalueen puusto: määrä, ikä

3 Saavutettavuus (liitteenä kartta)

Lähin yleinen tie, jolta nopein saavutettavuus

Muut yleiset tiet, jolta vaihtoehtoinen saavutettavuus

Tiestön mahdolliset kantavuus- ym. rajoitukset (säiliöautot): ei / on, lisätiedot

Mahdollisuus kiertoajoon esim. vedenkuljetuksen yhteydessä: ei / on, lisätiedot

Kääntöpaikat ja levennykset säiliöautoille: ei / on, lisätiedot

4 Alueen kulotukseen liittyvät erityiset riskit

Kulotettavaan alueeseen rajautuvat paloherkät kasvustot: ei / on, mitä?

Muut mahdolliset kohdat, jossa karkausriski on suuri: ei / on, mitä?

Alueen kulotuksen tuuliherkkyys (tuulen voimakkuus, tuulen suunta), rajoitukset, raja-arvot.

Alueen läheisyydessä olevat rakennukset: ei / on, lisätiedot

Alueen läheisyydessä muuta erityisesti kulotuksessa huomioonotettavaa (muut riskit, esim. kanto- ja latvusmassaväliavarastot, sähköjohdot): ei / on, lisätiedot

Alueen läheisyydessä mahdollisesti olevien yleisten teiden huomioon ottaminen: ei tarvita / huomioitava, lisätiedot

Lähialueilla ja -teillä mahdollisesti liikkuvien ihmisten informointi, lyhyt kuvaus toimenpiteistä.

5 Toiminta vaaratilanteissa/muuttuvissa olosuhteissa

Todennäköisimmät riskitilanteet, lyhyt kuvaus

Riskeihin varautuminen, lyhyt kuvaus

6 Vedensaanti ja veden kuljetus

A) alueella (lähikuljetus): vesipaikat, joista kulotuksen vedenkuljetus järjestetään, arvio veden riittävydestä ja ehtymisriskit

Vedenkuljetusmatka

Nousut

Arvio käytettävän pumppukaluston kapasiteetin ja nostokyvyn riittämisestä.

Toiminta letku- tai pumppurikon sattuessa

B) alueelle ja alueen läheisyyteen mahdollisessa lisätarvetilanteessa (säiliöautokuljetus): lähimmät säiliöautolle soveltuvat vedentäyttöpaikat, niiden saavutettavuus ja ajoreitit (kartta)

7 Liitekarttaan merkitään

- nopein ajoreitti lähimmältä yleiseltä tieltä
- vaihtoehtoiset reitit
- tiestön mahdolliset kantavuus- ym. rajoitukset (säiliöautot)
- mahdollisuus kiertoajoon esim. vedenkuljetuksen yhteydessä (tarvitaanko kääntöpaikkoja)
- kääntöpaikat ja levennykset säiliöautoille
- kulotettavaan alueeseen rajautuvat paloherkät kasvustot

Uusimmat Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisut

Sarja A

- No 191 Yliniva, M. & Keskinen, E. 2010: Perämeren kansallispuiston vesimakrofyytit – peruskartoitus ja näytteenottomenetelmien vertailu. 66 s.
- No 192 Juutinen, R. ym. 2010: Lähteikköjen ennallistamistarve – kasviyhteisöjen ja ympäristön rakenteen tarkastelu. 59 s.
- No 193 Juutinen, R. (toim.) 2010: Lähteikköjen ennallistamistarve – hyönteislajiston tarkastelu ja koko hankkeen yhteenveto. 133 s.

Sarja B

- No 148 Leinonen, K., Seppänen, M., Raasakka, N. & Magga, A. 2011: Urho Kekkonen kansallispuiston kalastus- ja retkeilyselvitys 2008. 36 s.
- No 149 Metsähallitus 2011: Metsähallituksen julkisten hallintotehtävien tilinpäätös ja toimintakertomus 2010. 62 s.
- No 150 Mäkelä, M.-H. 2011: Leivonmäen kansallispuiston kävijätutkimus 2011. 62 s.
- No 151 Sarajarvi, K. 2011: Syötteen kävijätutkimus 2010. 55 s.
- No 152 Sarajarvi, K. & Virkkunen, V. 2011: Syötteen yritystutkimus 2010. 47 s.
- No 153 Korhonen, M. 2011: Evon retkeilyalueen kävijätutkimus 2010. 46 s.
- No 154 Mäenpää, O. 2011: Torronsuon kansallispuiston kävijätutkimus 2010. 47 s.
- No 155 Tikkanen, R. 2011: Liesjärven kansallispuiston kävijätutkimus 2010. 51 s.
- No 156 Tahvanainen, V., Tikkamäki, T. & Lindholm, T. 2011: Kolin kansallispuiston kävijätutkimus 2009. 44 s.

Sarja C

- No 102 Metsähallitus 2011: Pohjoislahden–Tiilitehtaanmäen hoito- ja käyttösuunnitelma 2010–2023. 58 s.
- No 103 Forststyrelsen 2011: Skötsel- och användningsplan för Norrfjärden–Tegelbruksbacken 2010–2023. 58 s.
- No 104 Metsäntutkimuslaitos & Metsähallitus 2011: Elämänmäen vanhojen metsien suojelualueen hoito- ja käyttösuunnitelma. 38 s.
- No 105 Pulkkinen, P., Partanen, T., Kiiskinen, A. & Laakkonen, M. 2011: Pallas–Yllästunturin kansallispuiston kalavesien hoito- ja käyttösuunnitelma. 2. korj. p. 39 s.
- No 106 Meahciráđdehus 2011: Muotkeduoddara meahcceguovllu dikšun- ja geavahanplána. 186 s.
- No 107 Meahciráđdehus 2011: Báišduoddara meahcceguovlu ja dasa guoskevaš jekkiidsuodjalanguovvluid dikšun- ja geavahanplána. 158 s.
- No 109 Meriruoho, A. 2011: Merenkurkun saariston maailmanperintöalueen luontomatkailusuunnitelma 2011. 54 s.
- No 110 Meriruoho, A. 2011: Naturturismplan för världsarvet Kvarkens skärgård 2011. 54 s.
- No 111 Meriruoho, A. 2011: Sustainable Tourism Development Strategy for Kvarken Archipelago World Heritage Site 2011. 54 s.
- No 112 Alatosava, S. 2011: Sustainable Tourism Development Strategy for Oulanka National Park 2011. 49 s.

ISSN-L 1235-8983
ISSN 1235-8983 (painettu)
ISSN 1799-5388 (verkkójulkaisu)
ISBN 978-952-446-896-1 (painettu)
ISBN 978-952-446-897-8 (pdf)
www.metsa.fi/julkaisut