

2008



## Pohjoiset havumetsät – tutkimustuloksia ekologiseen metsänhoitoon

*Heikki Kauhanen, Timo Kuuluvainen, Anna-Liisa Ylisirniö, Esa Huhta*

METLA



# Pohjoiset havumetsät – tutkimustuloksia ekologiseen metsänhoitoon

Heikki Kauhanen, Timo Kuuluvainen, Anna-Liisa Ylisirniö ja Esa Huhta

METLA



Metsäntutkimuslaitos, Euroopan Unioni, Lapin Liitto, Lapin Ympäristökeskus

## Tekijät

Heikki Kauhanen, Timo Kuuluvainen, Anna-Liisa Ylisirniö ja Esa Huhta (toim.)

Taitto Mirja Vuopio, kannen layout Jouni Hyvärinen, kuvankäsittelyt ja kartat Jari Hietanen, Peter Peltonen ja Janne Satta.

Paino Kopijyvä

## Nimeke

Pohjoiset havumetsät – tutkimustuloksia ekologiseen metsänhoitoon

Vuosi	Sivumäärä
2008	82

ISBN 978-951-40-2108-4 (nid.)

ISBN 978-951-40-2107-7 (PDF)

## Yksikkö / Tutkimusohjelma / Hankkeet

KOLARI/erillishankkeet/7224

## Tiivistelmä

Teollinen puuntuotanto on muokannut metsäluontoa voimakkaasti viime vuosikymmeninä, minkä seurauksena metsäluonnon monimuotoisuus on vähentynyt ja uhanalaisten metsälajien määrä on kasvanut. Valtaosa metsälajistosta elää suojelualueiden ulkopuolisissa talousmetsissä, eikä suojelualueita voida perustaa rajattomasti. Niinpä metsänkäsittelymenetelmiä tulisi kehittää eliöiden elinympäristöjä ja luonnon monimuotoisuutta säilyttävään suuntaan. Perinteinen avohakkuiden luoma metsäympäristö eroaa suuresti luonnontilaisten häiriö- ja sukkessioprosessien luomasta vaihtelevasta metsärakenteesta. Metsän luontaisen häiriödynamiikan mukailu metsänkäsittelyssä on tärkeää pyrittäessä turvaamaan monimuotoisuutta ja uhanalaisten lajien säilymistä talousmetsissä. Häiriödynamiikkaa jäljitteleviä pohjoisiin talousmetsiin sopivia metsien käsittelymalleja olisivat mm. erilaisia hakkuutapoja soveltavat monikohorttimalli ja ASIO-malli. Lisäksi monimuotoisuuden säilymisen kannalta tärkeää olisi metsämaiseman kytkeytyneisyyden, metsiköiden rakenteellisen vaihtelevuuden, pienvesiekosysteemien ja riittävän lahoppumäärän säilyttäminen. Pienialainen kulutus luonnonhoitomenetelmänä edistää lahoppulajiston monimuotoisuutta. Tähän kirjaan on koottu tutkimustuloksia ja suosituksia metsätalouden kehittämiseksi monimuotoisuutta tukevaan suuntaan. Tuloksia voidaan soveltaa myös suojelualueiden hoitoon.

## Asiasanat

monimuotoisuus, luonnonmukainen metsänhoito, luonnonmetsät, metsäpalot, lahottajasienet, sukkessio, Murmansk, Arkangeli, uhanalaiset lajit, häiriödynamiikka, käävät

## Julkaisun verkko-osoite

[www.metla.fi/julkaisut/muut/](http://www.metla.fi/julkaisut/muut/)

## Yhteydenotot

Heikki Kauhanen, [heikki.kauhanen@metla.fi](mailto:heikki.kauhanen@metla.fi), 010211 3522, Esa Huhta, [esa.huhta@metla.fi](mailto:esa.huhta@metla.fi)

## Muita tietoja

Kirjan tutkimustulokset ovat syntyneet suomalais-venäläisessä tutkimushankkeessa, joka on saanut rahoituksen EU:n Interreg Pohjoinen III A Kolarctic naapurisuohjelmasta. Muita rahoittajia ovat ympäristöministeriö, Suomen Akatemia ja Metsämiesten säätiö. Hanketta johti Metsäntutkimuslaitoksen Kolarin yksikkö ja yhteistyökumppaneina toimivat Helsingin yliopiston Metsäekologian laitos, Lapin yliopiston Arktinen keskus, Suomen ympäristökeskus, Kuolan tiedekeskuksen Polaarisi-alpiininen kasvitieteellinen puutarhainstituutti ja Pohjoisten alueiden teollisen ekologian instituutti, Arkangelin tekninen yliopisto, Pohjoinen metsätalouden tutkimuslaitos Arkangelista ja Pietarin metsätalouden ja metsäteknologian akatemia.

## Sisällys

Saatteeksi . . . . .	5
<b>1 Ekologisesti kestävä metsänkäsitelyn perusteet . . . . .</b>	<b>7</b>
1.1 Suojelualueet ja talousmetsät . . . . .	7
1.2 Metsien monimuotoisuuden turvaaminen . . . . .	9
1.3 Luonnonmetsiä koskevan tiedon hyödyntäminen . . . . .	10
1.4 Julkaisun tavoitteet . . . . .	13
<b>2 Pienialaisten häiriöiden merkitys luonnontilaisten kuusimetsien rakenteelle ja kehitykselle . . . . .</b>	<b>14</b>
2.1 Johdanto . . . . .	14
2.2 Aineisto ja menetelmät . . . . .	15
2.3 Tulokset . . . . .	15
2.4 Päätelmät . . . . .	20
<b>3 Metsäpalohistoria Koillis-Lapin mäntymetsissä . . . . .</b>	<b>22</b>
3.1 Johdanto . . . . .	22
3.2 Aineisto ja menetelmät . . . . .	23
3.3 Tulokset . . . . .	25
3.4 Päätelmät . . . . .	26
<b>4 Luontaisten häiriöiden ja hakkuiden vaikutukset luonnon monimuotoisuuteen, esimerkkinä lahottajasienet . . . . .</b>	<b>29</b>
4.1 Johdanto . . . . .	29
4.2 Aineisto ja menetelmät . . . . .	30
4.3 Tulokset . . . . .	31
4.4 Päätelmät . . . . .	38
<b>5 Murmanskin alueen kääväkaslajistosta . . . . .</b>	<b>39</b>
5.1 Johdanto . . . . .	39
5.2 Aineisto ja menetelmät . . . . .	40
5.3 Tulokset . . . . .	41
5.4 Päätelmät . . . . .	42
<b>6 Sammal- ja jäkälälajiston monimuotoisuus Murmanskin alueella . . . . .</b>	<b>43</b>
6.1 Johdanto . . . . .	43
6.2 Aineisto ja menetelmät . . . . .	43
6.3 Tulokset . . . . .	44
6.4 Päätelmät . . . . .	50

<b>7 Kuusen laikuittainen joukkokuoleminen vanhoissa metsissä . . . . .</b>	<b>51</b>
7.1 Johdanto . . . . .	51
7.2 Tulokset . . . . .	51
7.3 Päätelmät . . . . .	55
<b>8 Metsien palonjälkeinen kehitys Lapin luonnonsuojelualueella . . . . .</b>	<b>56</b>
8.1 Johdanto . . . . .	56
8.2 Aineisto ja menetelmät . . . . .	56
8.3 Tulokset . . . . .	58
<b>9 Metsän luontaisen kehityksen ja monimuotoisuuden huomioon ottaminen metsien käsittelyssä . . . . .</b>	<b>62</b>
9.1 Monimuotoisuutta turvaavan metsänkäsittelyn perusteet . . . . .	62
9.2 Metsän luontaiseen häiriödynamiikkaan perustuvat metsänkäsittelymallit . . . . .	69
<b>10 Metsien monimuotoisuuden turvaaminen metsänkäsittelyssä: tutkimustuloksiin perustuvat suositukset . . . . .</b>	<b>71</b>
10.1 Pohjoisten kuusimetsien rakenteen ja ekologian huomioon ottaminen metsien käsittelyssä . . . . .	71
10.2 Metsäpaloista mallia pohjoisten metsien hoidolle . . . . .	72
10.3 Lajiston huomioon ottaminen kuusimetsien käsittelyssä . . . . .	73
Kiitokset . . . . .	75
Kirjallisuus . . . . .	76

## Saatteeksi

Teollisen metsänkäytön ja puuntuotannon lisäksi tärkeiksi ovat nousseet metsien muut arvot ja hyödyt kuten biologinen monimuotoisuus ja metsien virkistyskäyttö. Ekologisesti kestävä metsähoidon yhtenä keskeisenä tehtävänä on turvata puun saatavuuden lisäksi metsäluonnon monimuotoisuus.

Metsälajiston ja monimuotoisuuden säilymistä on perinteisesti pyritty turvaamaan perustamalla suojelualueita, kuten luonnon- ja kansallispuistoja. Suojelualueita ei kuitenkaan voida perustaa rajattomasti. Valtaosa metsälajistosta tulee aina elämään suojelualueiden ulkopuolella sijaitsevilla talousmetsissä. Niinpä suojelualueita ympäröivien metsien käsittelytapa tulee vaikuttamaan oleellisesti metsälajiston monimuotoisuuteen. Siksi suojele- ja talousmetsäalueiden muodostama kokonaisuutta tulee tarkastella kokonaisvaltaisesti.

Talousmetsien käsittelytavoilla voidaan vaikuttaa monimuotoisuuden säilymiseen. Talousmetsän hoito muokkaa metsän rakenneominaisuuksia ja vaikuttaa eliöpopulaatioiden elinympäristöjen laatuun, eliöiden liikkumiseen ja säilymiseen ympäristössään. Talousmetsien rakenteen monimuotoisuutta ja luonnonmukaisuutta lisäämällä voidaan edistää talousmetsissä esiintyvien lajien elinmahdollisuuksia. Tällä tavoin talousmetsiin voidaan luoda vaateliaillekin lajeille sopivia elinympäristöjä. Mikäli tässä onnistutaan, parhaimmassa tapauksessa tarve perustaa tiukasti suojeltuja alueita vähenee.

Nykytiedon mukaan metsän rakenne ja monimuotoisuus muotoutuvat häiriöiden ja sukkessioiden vuorovaikutusten tuloksena. Erilaiset luontaiset häiriötekijät kuten kulot, myrskyt ja puita tappavat taudit ja sienet vaikuttavat olennaisesti luonnonalaisten metsien rakenteeseen ja niiden kehitykseen. Häiriöt ovat tärkeitä monimuotoisuudelle, koska ne yhdessä puuston sukkession kanssa muodostavat elinympäristöjä, jotka vaihtelevat alueellisesti ja ajallisesti. Metsän luontaisen rakenteen, kehityksen ja lajiston tuntemusta tarvitaan, kun arvioidaan ihmisen vaikutusta metsään, kehitetään luonnonmukaisia metsänkäsitelymenetelmiä tai arvioidaan metsien ennallistamisen onnistumista.

Tässä suomalais-venäläisessä Interreg-Tacis -hankkeessa *Pohjoiset havumetsät – tutkimuksella työkaluja metsien kestävään käyttöön Barentsin alueella* on tutkittu metsien luontaisen uudistumisen ja dynamiikan vaikutuksia metsäluonnon monimuotoisuuteen. Venäjän laajat metsäalueet ovat olleet tutkimukselle keskeisiä. Arkangelin ja Kuolan alueilta on tutkimuksen käyttöön löytynyt riittävän suuria ja luonnontilaisia metsäalueita. Tällaiset alueet Suomen puolella ovat jo aikoja sitten kadonneet metsätalouden toimesta. Ilman näitä tärkeitä tutkimuksen referenssialueita tämän hankkeen tutkimukset olisivat olleet mahdottomia toteuttaa.

Tähän kirjaan on koottu hankkeessa kahden vuoden aikana saatuja tuloksia. Niiden pohjalta on laadittu suosituksia metsätalouden kehittämiseksi monimuotoisuutta tukevaan suuntaan. Hankkeen tuloksia voidaan soveltaa myös suojelualueiden ja metsäisten virkistysalueiden luonnonmukaiseen hoitoon.

Hanke on saanut rahoituksen EU:n Interreg Pohjoinen III A -ohjelman Kolarctic naapurisuusohjelmasta. Kiitän kaikkia hankkeessa toimineita tutkijoita ja koordinaattoria sekä Lapin liittoa ja Lapin ympäristökeskusta rahoituksen myöntämisestä hankkeelle.

Dos. FT Esa Huhta  
Hankkeen johtaja



# 1 Ekologisesti kestävä metsänkäsitteily perusteet

Timo Kuuluvainen<sup>1</sup> ja Esa Huhta<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Helsingin yliopisto, metsäekologian laitos, <sup>2</sup>METLA, Kolarin yksikkö

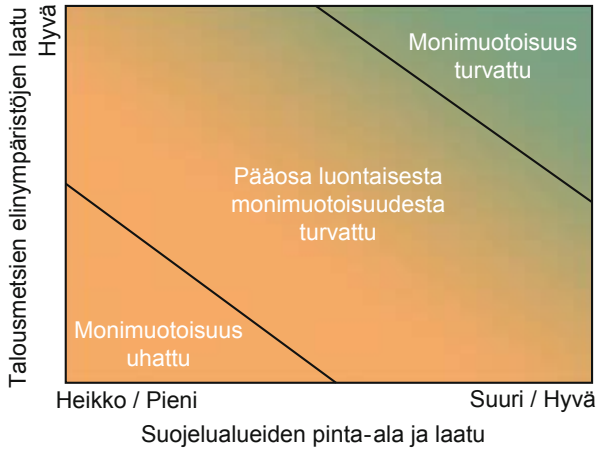
## 1.1 Suojelualueet ja talousmetsät

Kestävässä metsätaloudessa metsäluonnon monimuotoisuuden<sup>1</sup> turvaaminen on keskeinen tavoite taloudellisten päämäärien ohella. Monimuotoisuutta on perinteisesti pyritty turvaamaan perustamalla luonnonsuojelualueita. Valtaosa metsäalasta ja metsälajistosta sijaitsee kuitenkin aina suojelualueiden ulkopuolella. Tämän vuoksi talousmetsien käsittely vaikuttaa oleellisesti metsälajiston monimuotoisuuden säilymiseen. Talousmetsien käsittely ratkaisee elinympäristöjen laadun ja sijoittumisen ja vaikuttaa eliöiden liikkumiseen metsämaisemassa. Erityisesti suojelualueiden läheisyydessä sijaitsevien metsien käsittelyllä on suuri merkitys suojelualueiden kyvyllä ylläpitää lajistoa. Monimuotoisuuden turvaaminen edellyttää, että tarkastellaan suojelualueiden ja talousmetsäalueiden muodostamia alueellisia kokonaisuuksia (Lindenmayer & Franklin 2002).

Metsien käsittelyn merkitys luonnon monimuotoisuuden turvaamiselle on erityisen suuri niissä tilanteissa, joissa puuta korjataan luonnontilaisista tai lähes luonnontilaisista metsistä tai metsien luonnontilaa on jo ratkaisevasti muutettu. Edellisessä tapauksessa metsiä on käsiteltävä siten, että niiden monimuotoisuuden säilymisen kannalta tärkeimmät rakenteet säilyvät. Jälkimmäisessä tapauksessa talousmetsien sisältämien elinympäristöjen laatua on pyrittävä kohentamaan niin, että monimuotoisuus tulee turvatuksi (kuva 1).

Metsien rakenteen monimuotoisuutta ja luonnonmukaisuutta säilyttämällä tai palauttamalla voidaan edistää useimpien lajien elinmahdollisuuksia. Kehittämällä metsänhoitomenetelmiä ja ylläpitämällä metsien luontaisia rakennepiirteitä, kuten järeää lahpuuta, myös talousmetsissä vaateliaille lajeille sopivia elinympäristöjä voidaan turvata (Lindenmayer & Franklin 2002). Eräät aiemmin luonnonmetsän lajeina pidetyt uhanalaiset tai taantuneet lajit pystyvätkin elämään jopa nuorissa talouskäytössä olevissa

<sup>1</sup> Monimuotoisuudella tarkoitetaan tässä sekä eliöiden lajimäärää että perintöaineen ja elinympäristöjen monimuotoisuutta.



Kuva 1. Monimuotoisuuden turvaamiseksi on tärkeää tarkastella ja kehittää suojelualueiden ja talousmetsien muodostamaa elinympäristöjen kokonaisuutta. Suojelun ja talousmetsien luonnonhoidon suhteellista osuutta monimuotoisuuden turvaamisessa voidaan vaihdella tietyissä rajoissa. (Lindenmayer & Franklin 2002).

metsissä, jos niissä esiintyy sopivia mikrohabitaatteja (esim. järeää laho-puuta) (Martikainen 2001).

Metsien käsittelytapa vaikuttaa myös metsämaiseman kytkeytyneisyy-teen<sup>2</sup> ja sitä kautta lajien liikkumis- ja leviämismahdollisuuksiin. Metsä-alueiden pirstoutuminen on luokiteltu nyt ja tulevaisuudessa merkittäväksi uhkatekijäksi metsäluonnon monimuotoisuudelle (Barbault & Sastrapradja 1995). Suurien metsäalueiden pirstoutumisen pieniksi eristyneiksi metsäsaarekkeiksi on todettu heikentävän monin tavoin elinympäristön laatua ja vaikuttavan sitä kautta haitallisesti eliöpopulaatioiden säilymiseen ympäristössään. Pirstoutuminen vaikuttaa monimittakaavaisesti sekä maisemas- tasolla että laikkutasolla. Pirstoutumisen myötä elinympäristölaikkujen etäisyydet toisistaan maisemassa kasvavat, laikkukoko pienenee ja reu- navaikutus lisääntyy. Metsäeläinten esiintymiselle on todettu olevan mai- sema- ja metsärakenteen suhteen kynnsarvoja. Elinympäristön määrän tai laadun pudottua tietyn kynnsarvon alle lajin häviäminen kiihtyy (Andren 1994, Suorsa ym. 2005).

Metsän ja avomaan reunat vaikuttavat mm. mikroilmastoon metsänreu- noissa ja pienissä metsäsaarekkeissa. Tällä voi olla merkitystä mm. selkä- rangattomille (Jokimäki ym. 1998), sammalille ja epifyyttijäkälille (Esseen & Renhorn 1998). Pirstoutumisen on lisäksi todettu vaikuttavan eliöiden liikkumisreittien valintaan sekä luovan osittain sitä kautta haitallisia ekolo-

2 Kytkeytyneisyydellä tarkoitetaan sitä, miten metsiköt ovat metsämaisemassa yhteydessä toisiinsa esim. peitteellisten ekologisten käytävien avulla.

gisia vuorovaikutussuhteita kuten lisääntyvää pesätuhoriskiä ja heikentyvää lisääntymismenestystä (Andren 1994), ravinnon laadun ja määrän heikentymistä (Zanette ym. 2000) ja siitä seuraavaa fysiologista stressiä (Suorsa ym. 2003). Lisäksi oma lukunsa on eristyneisyydestä johtuva lisääntyvä riski populaatioiden haitallisiin geneettisiin muutoksiin lisääntyvän sisäsiittoisuuden johdosta pienissä eristyneissä elinympäristöissä.

Metsien monimuotoisuutta ei siis pystytä turvaamaan pelkästään suojelualueiden avulla, vaan on tarkasteltava suojelualueiden ja talousmetsien muodostamaa kokonaisuutta (Lindenmayer & Franklin 2002).

## 1.2 Metsien monimuotoisuuden turvaaminen

Ekologisesti kestävä metsätalouden tavoitteena on luontaisten elinympäristöjen ja sitä kautta luontaisen lajiston elinmahdollisuuksien turvaaminen (Kuuluvainen 2002). Ekologisesti kestävä metsänhoidon tavoitteena on ylläpitää koko lajistoa, ei vain tiettyjä näyttäviä lajeja, joiden ekologia tunnetaan muita paremmin. Kun metsän käsittelyä pyritään kehittämään niin, että tavoitteena on monimuotoisuuden kokonaisuuden turvaaminen, ainoa realistinen lähestymistapa onkin pyrkiä säilyttämään luontaiset elinympäristöt ja niiden monimuotoisuus (Hunter 1999).

Metsien häiriödynamiikalla on suuri merkitys elinympäristöjen ja lajiston monimuotoisuuden säilymiselle. Häiriöllä tarkoitetaan tapahtumaa, joka melko nopeasti muuttaa metsän rakennetta siten, että kasvutilaa ja -resursseja vapautuu ja metsän pienilmasto muuttuu. Luonnonmetsän monipuolinen häiriödynamiikka vaikuttaa keskeisesti monimuotoisuuteen, koska se tuottaa metsään sen elinympäristöjen jakauman, johon luontainen eliöstö on kehityksessään sopeutunut (Gromtsev 2002).

Monimuotoisuuden turvaamisen kannalta avohakkuiden ongelma on, että niihin perustuva metsätalous luo metsäalue- ja metsikkörakenteita, jotka eroavat ratkaisevasti metsän luontaisesta rakenteesta (kuva 2). Perinteisen metsänhoidon tärkeimpänä tavoitteena on ollut minimoida puuntuotoksen menetykset, joita luontaiset häiriötekijät, kuten metsäpalot, myrskyt, kasvitaudit ja tuhohyönteiset aiheuttavat. Tämä taloudellisesti järkevä tavoite on pitkälti saavutettu Pohjoismaissa, mutta monet luontaiset elinympäristöt ovat samalla vähentyneet ja niiden laatu on heikentynyt. Häiriöt voivat olla metsätalouden kannalta katsottuna haitallisia tuhoja, mutta metsäekosysteemeissä ne ovat keskeinen monimuotoisuutta ylläpitävä ja uudistava tekijä (Holling 2001, Kuuluvainen 2002).

Koska luontaisilla häiriöillä ja niiden tuottamilla elinympäristöillä on suuri merkitys monimuotoisuuden säilymiselle luonnontilaisissa metsissä, on ilmeistä, että luontaisen monimuotoisuuden säilymiseksi myös metsätalouden

olisi pyrittävä ylläpitämään sellaista häiriödynamiikkaa, jonka luomat elinympäristöt tai häiriöprosessit jollakin tavalla muistuttavat luonnontilaisen metsän vastaavia elinympäristöjä (Attiwill 1994, Hunter 1999). Talousmetsässä metsätalouden aiheuttamat häiriöt eroavat kuitenkin aina luonnon häiriöistä. Merkittävin eroavuus on, että pääosa puustosta korjataan talousmetsässä pois, kun luonnonmetsässä kuollut puusto jää metsään. Ekologisesti kestävässä metsätaloudessa tavoitteena on soveltaa luonnonmetsistä karttunutta tietoa siten, että metsien luontaisen monimuotoisuuden säilyminen ja metsänkäsittelylle asetettujen muiden tavoitteiden toteutuminen voidaan turvata parhaalla mahdollisella tavalla (Lindenmayer & Franklin 2002).

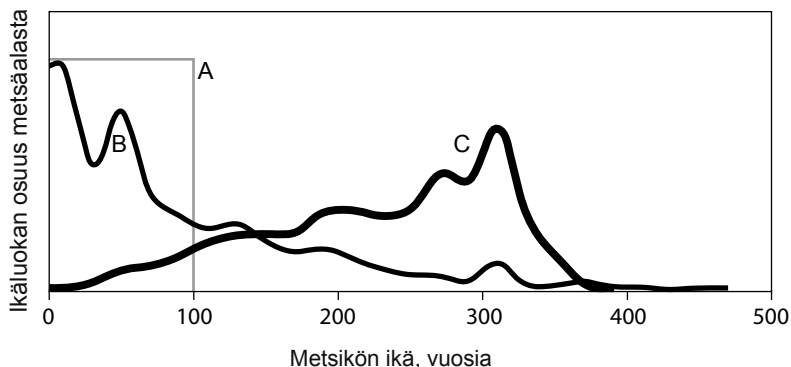
### 1.3 Luonnonmetsiä koskevan tiedon hyödyntäminen

Kun pohditaan, millainen metsien käsittely turvaisi luontaisten elinympäristöjen ja samalla lajiston säilymisen, voidaan verrata luonnontilaisen metsän elinympäristöjä avohakkuilla käsitellyn talousmetsän elinympäristöihin ja tarkastella niiden rakenteellisia eroja (Hunter 1999, Kuuluvainen 2002).

Metsien tehokas hyödyntäminen ja siihen liittyvä luontaisten häiriötekijöiden merkityksen väheneminen (esim. metsäpalojen ja erilaisten tuhojen torjunta) muuttavat suuresti metsien rakennetta. Luonnontilaisen metsän ja talousmetsän rakenteelliset erot selittyvätkin paljolti metsän häiriö- ja sukkessiodynamiikan erojen perusteella. Luonnontilaisessa metsässä tapahtuu erilaisia häiriöitä monenlaisissa tilamittakaavoissa ja aikajän-teillä, joidenkin puiden kuolemasta aina laajoihin voimakkaisiin metsäpaloihin tai tuulituhoihin. Sen sijaan talousmetsässä häiriö- eli hakkuualat ovat melko samankokoisia ja hakkuut toistuvat säännöllisin väliajoin suurin piirtein samanlaisina. Myös perinteiset metsänhoitotoimet, esimerkiksi alaharvennukset, yhdenmukaistavat edelleen metsiköiden puuston koko- ja tilarakennetta.

Kestävään puuntuotantoon pyritessä talousmetsien käsittelyn tavoitteena on usein pidetty ns. **normaalimetsää**, jossa metsän eri ikäluokkia on sama osuus metsän pinta-alasta. Jos kiertoajaksi määrätään sata vuotta, kunkin vuosi-ikäluokan osuus on prosentti metsäalasta (kuva 2, kuvaaja A). Tämä pinta-alaosuus hakataan ja uudistetaan kunakin vuonna, jolloin hakattava puumäärä pysyy jatkuvasti samana. Luonnontilaisessa, metsäpalojen hallitsemassa maisemassa metsän ikäjakauma on erilainen siitäkin huolimatta, että paloja sattuisi keskimääräinen sadan vuoden välein. (Pennanen & Kuuluvainen 2002).

Kuvassa 2 kuvaaja B ilmaisee metsäalan jakautumisen suhteessa viimeisestä metsäpalosta kuluneeseen aikaan. Jakauma kuvaa myös puuston ikäjakaumaa, jos metsäpalot uudistavat aina koko puuston. Tällöin suurella

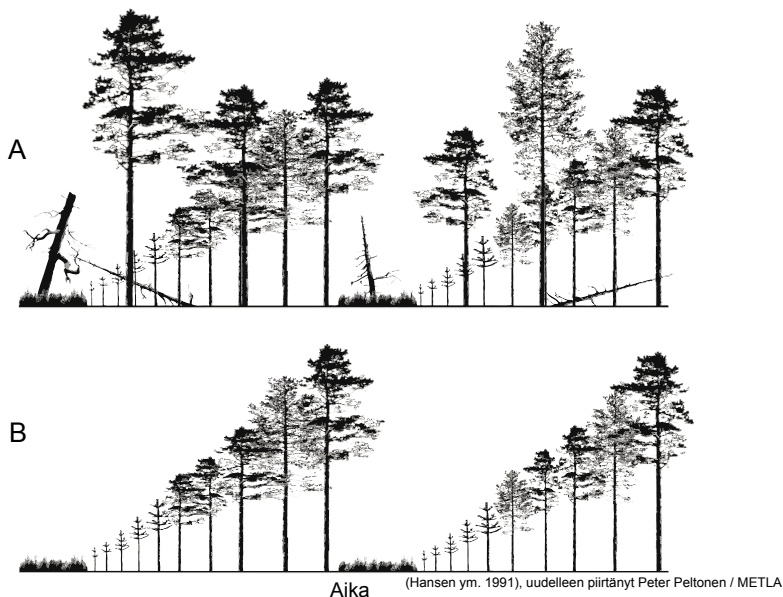


Kuva 2. Luonnontilaisen metsäalueen metsien ikärakenne (A) talousmetsäalueella, jossa kiertoaika on 100 vuotta ja tavoitteena on ns. normaalimetsä, sekä luonnontilaisella metsäalueella (B ja C), jossa palojen keskimääräinen väli-aika on 100 vuotta (Kuuluvainen 2002). Kuvaaja B esittää metsiköiden ikäjakaumaa, jos metsäpalot uudistavat aina koko puuston. Kuvaaja C esittää metsien ikäjakaumaa sellaisella metsäalueella, jonka isot puut selviävät ainakin osittain hengissä häiriöistä (esim. mäntyvaltaiset metsämaisemat).

osalla metsistä on palosta kulunut selvästi keskimääräistä paloväliä (100 vuotta) pitempi aika, mikä johtuu siitä, että luontaisesti metsäpaloja syttyä kaikenikäisissä metsissä. Teoriassa jakauma olisi ns. negatiivinen eksponentiaalijakauma, mutta palojen satunnainen esiintyminen aiheuttaa poikkeamia jakauman muotoon.

Fennoskandiassa luonnontilaisten metsien ikäjakaumaan vaikuttaa olennaisesti se, että metsäpalot eivät aina uudista koko puustoa. Erityisesti mäntyvaltaisissa metsissä osa isoimmista puista säilyy yleensä hengissä lievistä pintakuloista. Tällöin kehittyä ikärakenteeltaan monimuotoista mäntymetsää (Engelmark & Hytteborn 1999, Kuuluvainen 2002, Kuuluvainen ym. 2002). Useat empiiriset tutkimukset osoittavatkin yhtäpitävästi, että historiallisia metsäalueita vallitsivat vanhat monikerroksiset mäntyvaltaiset metsät (Zackrisson 1977, Zackrisson & Östlund 1991, Östlund ym. 1997, Axelsson & Östlund 2000, Lehtonen & Kolström 2000, Kuuluvainen ym. 2002).

Kuvan 2 kuvaaja C esittää metsien ikäjakaumaa sellaisella mäntyvaltaisella metsäalueella, jossa isot puut selviävät osittain hengissä paloista. Vallitsevan puuston ikä jakautuu silloin aivan toisin kuin jos kaikki puut kuolisivat palossa. Puuikäluokat häviävät kokonaan vasta isoimpien puiden kuollessa vanhuuteen, minkä jälkeen valtapuuston muodostavat aiemmin alemmissä latvuserroksissa kasvaneet puut. Tällaisessa metsämaisemassa nuorten puustojen vallitsemien metsien osuus on pieni.



*Kuva 3. Havainnollistava esitys luonnontilaisen metsän ja talousmetsän rakenteen ja sukkessioiden eroista. Metsäpaloissa syntyvät kuolevan ja elävän puuston elinym-päristöt muodostavat tärkeän osan syntyvän metsän rakennetta (A). Avohakatusta metsästä nämä rakenteet paljolti puuttuvat (B).*

Pohjois-Euroopan oloissa luonnontilaisen metsäalueen ikärakenne on usein välimuoto jakaumista B ja C, koska häiriöiden voimakkuus vaihtelee. Tällöin pääosa alueen metsäpaloista on lieviä, järeän puuston säästäviä paloja, mutta ajoittain voi esiintyä voimakkaitakin paloja ja muita häiriöitä, jotka tappavat pääosan puustosta (Pitkänen 1999). Talousmetsän ja luonnontalouden vertailun johtopäätös on kuitenkin selvä: avohakkuutalous mullistaa metsien aluetason ikäluokkajakauman siten, että vanhojen metsien ja/tai vanhoja puuyksilöitä sisältävien metsien määrä romahtaa verrattuna luonnontilaan.

Voimakkaita, kaikki puut tappavia paloja on luonnontalouden metsissä saattanut olla enemmän ennen viime vuosikymmenten kaskikulttuurin aikaa. On esimerkiksi arvioitu, että ennen ihmisen merkittävää vaikutusta noin puolet Pohjois-Karjalan metsäpaloista olisi ollut tällaisia voimakkaita paloja (Pitkänen 1999). Voimakkaista paloista huolimatta, luontaiset metsikkö- ja metsäaluerakenteet erosivat merkittävästi nykyisten talousmetsien rakenteesta. Suurimmat erot olivat metsien ikä- ja kokorakenteessa, vanhojen puuyksilöiden määrässä sekä lahoppuun runsaudessa (Linder & Östlund 1998, Siitonen 2001, Rouvinen ym. 2002).

Esimerkiksi mäntyvaltaisissa metsissä avohakkuutalouden tuottamat ikä- ja kokorakenteeltaan yhtenäiset mäntymetsäkuviot poikkeavat huomattavasti luonnontilaisista männiköistä, joita luonnehti eri-ikäisistä ja -kokoisista puista koostuva metsärakenne vanhoine ylispuumäntyineen (kuva 3, Östlund ym. 1997, Axelsson & Östlund 2000, Kuuluvainen ym. 2002). Tällaisten metsien synnyttämä aluerakenne oli melko pysyvä, vaikka metsäpaat vierailivatkin metsissä toistuvasti (Pennanen 2002).

## 1.4 Julkaisun tavoitteet

Tämän teoksen tavoitteena on esitellä Pohjoiset havumetsät -hankkeessa tehdyn tutkimuksen tuloksia ja ekologisesti kestävä metsien käsittelyn yleisiä periaatteita sekä mahdollisia sovellutuksia Barentsin alueella. Tutkimuksessa on selvitetty erityisesti luonnonmetsien rakenteen, häiriödynamiikan ja lajiston välisiä vuorovaikutussuhteita. Tutkimuksen tuloksien perusteella tehdään päätelmiä ja suosituksia siitä, miten metsää tulisi käsitellä niin, että ekologiset arvot säilyisivät mahdollisimmat hyvin.



Kuva 4. Tutkimuksen kohteena olleet alueet. Kuva on tehty Ahti ym. (1968) ja Alexandrova ja Jurkovskaja (1989) mukaan.

## 2 Pienialaisten häiriöiden merkitys luonnontilaisten kuusimetsien rakenteelle ja kehitykselle

Timo Kuuluvainen<sup>1</sup>, Tuomas Aakala<sup>1</sup>, Tuomo Wallenius<sup>2</sup>,  
Håkan Berglund<sup>1</sup> ja Heikki Kauhanen<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Helsingin yliopisto, metsäekologian laitos <sup>2</sup> METLA, Kolarin yksikkö

### 2.1 Johdanto

Kuusivaltaiset metsät kattavat laajoja alueita Fennoskandian ja Luoteis-Venäjän pohjoisilla alueilla. Monet näistä metsäalueista ovat vielä luonnontilaisia ja ne ovat vaateliaan taigalajiston luontaisia elinympäristöjä. Metsien hyödyntäminen etenee kuitenkin nopeasti (Yaroshenko ym. 2001). Aikaisempien tutkimusten perusteella tiedetään, että luonnontilaisissa kuusivaltaisissa metsissä palokierrot ovat yleensä pitkiä, tyypillisesti useita satoja vuosia, ja tästä syystä metsiä luonnehtii pienipiirteinen, puiden tai puuryhmien mittakaavassa toimiva häiriödynamiikka (Pitkänen ym. 2002, ks. luku 3.4). Tällaiset kuusivaltaiset metsät koostuvat erikokoisesta ja -ikäisestä puustosta (Engelmark & Hytteborn 1999, Engelmark 1999). Eriasteisesti lahonnutta kuollutta puustoa on runsaasti (Siitonen 2001, Lilja ym. 2006). Kuusen vallitsevasta asemasta huolimatta metsiköissä on aina lehtipuita sekapuuna, joka pääsee uudistumaan ajoittain syntyvissä latvu-saukoissa (Kuuluvainen ym. 1998), sekä pohjoisimmilla alueilla vesoista (Sirén 1955).

Luonnontilaisessa kuusivaltaisessa metsässä voi kuitenkin ajoittain tapahtua myös laajoja ja voimakkaita häiriöitä, kuten metsäpaloja tai myrskytuhoja (Sirén 1955, Syrjänen ym. 1994, Wallenius ym. 2005). Esimerkiksi kuivien ilmastojaksojen aikana ja suotuisten palo-olosuhteiden vallitessa sytyvät voimakkaat metsäpalot voivat tappa kuusimetsissä usein kaikki puut. Tosin paloalan sisälle jää aina palamattomiakin alueita. Kuusimetsissä voimakkaita häiriöitä seuraavat viljavilla kasvupaikoilla usein lehtipuuvallitset, koivun ja joskus haavan vallitsemat sukkessiovaiheet. Voimakkaita ja laajoja häiriöitä tapahtuu kosteissa kuusimetsissä kuitenkin melko harvoin, satojen tai jopa tuhansien vuosien välein (Gromtsev 2002, Wallenius 2002).

Vaikka harvoin palavien kuusimetsien ekologia tunnetaan yleispiirteisesti, yksityiskohtaista tietoa metsän rakenteen alueellisesta vaihtelusta ja sen



kehittymisestä ei ole riittävästi. Tämä koskee myös metsän puiden tilarakenteen ja lahoppuuston kehittymistä. Tietoa metsän luontaisesta rakenteesta ja kehityksestä voidaan käyttää hyväksi kehitettäessä metsänkäsittelymenetelmiä, jotka ovat ekologisesti kestäviä ja soveltuvat paikallisiin olosuhteisiin.

Tutkimuksen tavoitteena on kuvata boreaalisen vyöhykkeen luonnontilaisen metsän rakennetta ja siinä esiintyvää vaihtelua, joka on seurausta puuston luontaisesta dynamiikasta. Erityistä huomiota kiinnitetään puuston spatiaaliseen rakenteeseen, puiden kuolleisuuteen ja kuolleen puun lahoamiseen.

## 2.2 Aineisto ja menetelmät

Tutkimuksen aineisto kerättiin 15 kuusivaltaisesta vanhasta metsiköstä kolmelta eri tutkimusalueelta. Metsiköistä viisi sijaitsee Pallas-Ylläksen kansallispuistossa, viisi Murmanskin alueella ja viisi Arkangelin alueella (kuva 4 s. 13).

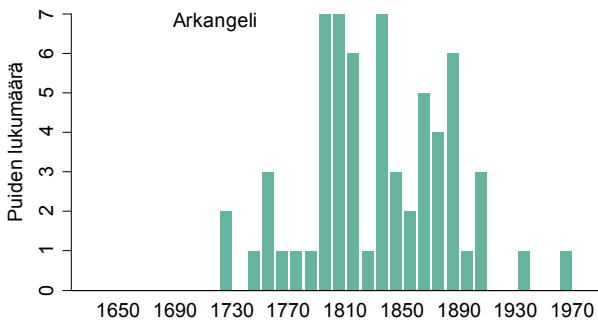
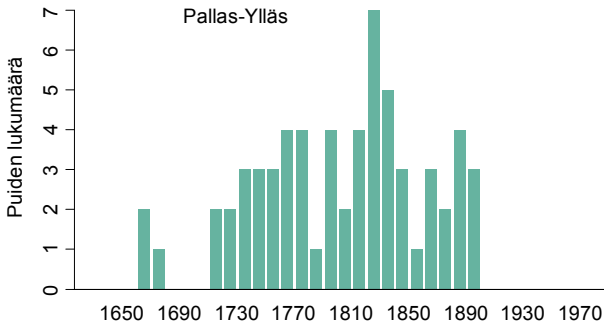
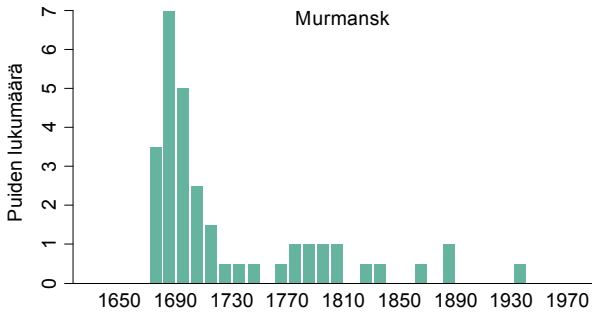
Kuhunkin tutkittavaan metsikköön sijoitettiin satunnaisesti 400 x 40 m koeala, jolta mitattiin kaikki läpimitaltaan yli 10 cm kuolleet ja elävät puut, sekä määritettiin jokaisen mitatun puun sijainti koealalla. Kuollut puusto luokiteltiin ulkoisten tunnusten perusteella laholuokkiin (Lännenpää ym. 2008). Tuoreimmille kuolleille puille pyrittiin määrittämään kuolinsyy. Kuolleista puista valittiin näytepuita kuolinvuoden määrittämiseksi ja kuolemaa edeltäneen kasvun tutkimiseksi.

Kerättyjen näytepuiden kuolinvuosi määritettiin laboratoriossa dendrokronologian keinoin. Menetelmässä verrataan elävien puiden vuosilustojen leveyksiä kuolleiden puiden lustonleveyksiin, minkä avulla voidaan selvittää kunkin vuosiluston muodostumisvuosi (Fritts 1976). Kuolinvuoden määrittämisen keinoin päästään käsiksi paitsi kuolleisuuden vuosittaiseen suuruuteen ja sen vaihteluun (Aakala ym. 2007), myös kuolleen puuston lahoamisnopeuteen (Aakala ym. 2008).

## 2.3 Tulokset

### Elävä puusto

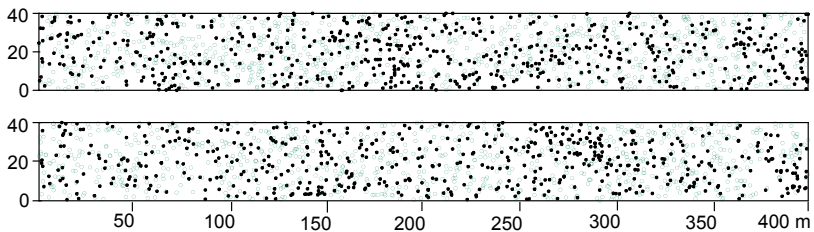
Kuusivaltaisuudesta huolimatta tutkimusalueiden puulajikoostumuksessa oli vaihtelua. Koivun osuus oli pohjoisborealisilla Pallas-Ylläksen ja Murmanskin koealoilla Arkangelin koealoja suurempi. Elävää puustoa oli keskimäärin Pallas-Ylläksellä 100 m<sup>3</sup>/ha, Murmanskissa 66 m<sup>3</sup>/ha, ja Arkangelissa 150 m<sup>3</sup>/ha. Tutkimusalueiden metsiköt erosivat ikärakenteeltaan. Murmanskin alueen metsiköt olivat lähes tasaikäisiä, noin 300-vuotiaita.



Kuva 5. Puuston syntymävuodet tutkimusalueilla. Kuvaajissa on kaikilta koealoilta kerätyt ikärakennäytteet yhdistettynä.

Arkangelin alueen ja Pallas-Ylläksen metsiköt sen sijaan olivat eri-ikäisrakenteisia (kuva 5).

Myös puiden tilajakauman osalta eri alueiden puustot erosivat toisistaan (kuva 6). Pohjoisboreaalisisissa metsiköissä elävän puuston tilajakauma vaihteli satunnaisen ja ryhmittyneen välillä. Keskimäärin puiden ryhmittyneisyys oli suurinta pienillä tarkasteluetaisyysillä, ja suuremmilla tarkasteluetaisyysillä tilajakauma muuttui yleisesti satunnaisen suuntaan. Keski-boreaalisen Arkangelin alueen puusto sen sijaan esiintyi pienen tilamittakaavan tarkastelussa pääasiassa satunnaisesti, ja oli ryhmittynyttä suuremmilla mittakaavatasoilla tarkasteltuna.

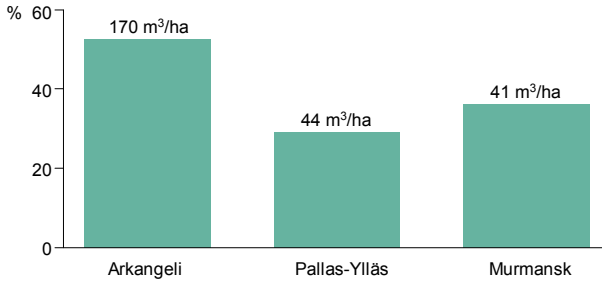


Kuva 6. Puuston tilarakenteen analyysi perustui puustokarttoihin. Esimerkkinä puustokartat kahdesta metsiköstä Arkangelista (ylempi kuva) ja Murmanskista (alempi kuva). Elävät puut on merkitty kuviin vihreillä, kuolleet puut mustilla ympyröillä.

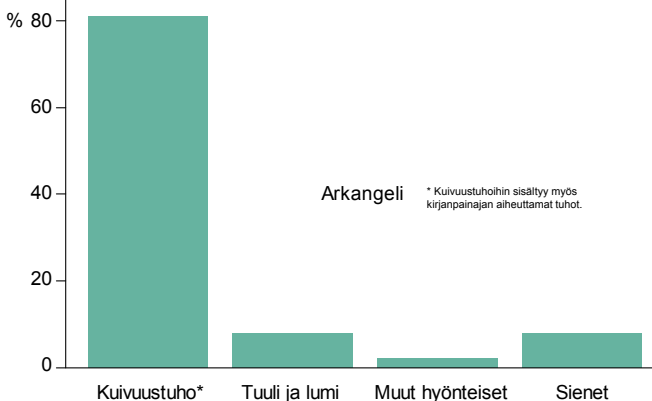
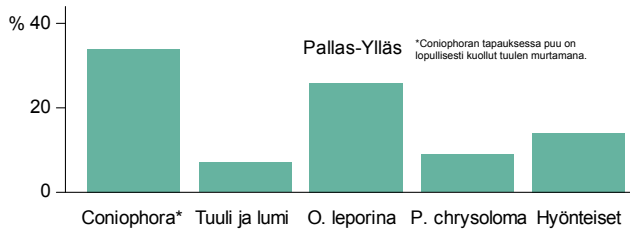
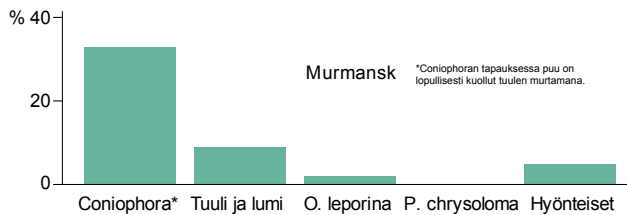
## Kuolleen puuston rakenne

Elävän puuston määrään verrattuna kaikille alueille yhteistä oli kuolleen puuaineksen suuri määrä (kuva 7). Eroja alueiden väliltä löytyi kuitenkin laholuokkajakaumasta: Arkangelin alueella suurempi osa kuolleesta puustosta oli tuoreissa kuolleissa puissa, etenkin pystyyn kuolleen puuston osalta. Murmanskin ja Pallas-Ylläksen alueella suurin osa oli pidemmälle lahonneissa luokissa. Kuolleen puuston ikärakenne vastasi kaikilla alueilla metsikön elävän puuston ikäjakamaa: Murmanskissa kuolleet puut olivat pääasiassa vanhoja, kun taas Arkangelin alueella kuolleen puuston ikärakenne oli heterogeenisempi.

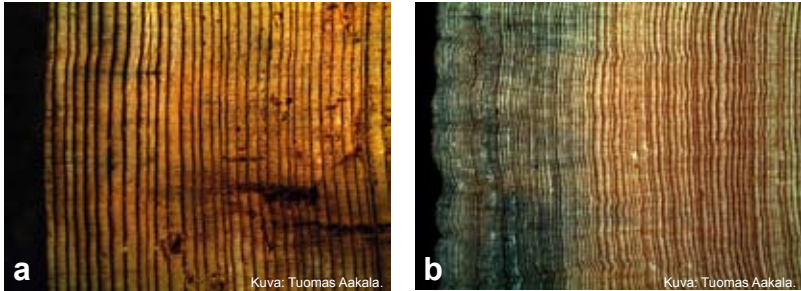
Kuolleen puuston tilajakauma erosi selvästi elävien puiden tilajakaumasta kaikilla kolmella tutkimusalueella. Pallas-Ylläksen ja Murmanskin koealoilla kuollut puusto esiintyi pääasiassa ryhmittyneenä, ja päinvastoin kuin elävillä puilla, ryhmittyneisyyden aste kasvoi tarkastelumittakaavan kasvaessa. Arkangelin metsiköissä kuollut puusto oli selkeimmin ryhmittynyttä.



Kuva 7. Kuolleeseen puuston keskimääräinen osuus puuston kokonaistilavuudesta ja sitä vastaava keskiukuutiomäärä kullakin kolmesta tutkimusalueesta.



Kuva 8. Yleisimpien kuolinsyiden osuudet kullakin tutkimusalueella.



Kuva 9. Mikroskooppikuvat puiden kuolemaa edeltäneestä kasvusta keskiboreaalisesta Arkangelista (a) ja pohjoisboreaalisesta Murmanskista (b). Molemmissa kuvissa mittakaava on sama. Puu kuvassa a on kuollut 1998, b 1935.

## Puiden kuolinsyyt

Molemmilla pohjoisboreaalisilla, eli Pallas-Ylläksen ja Murmanskin tutkimusalueilla, lahottajasienten ja tuulten yhdistelmä arvioitiin tärkeimmäksi puiden kuolemaan johtavaksi tekijäksi (kuva 8; Lännenpää ym. 2008). Vaikuttavana tekijänä on todennäköisesti myös puuston korkea ikä, sillä noin 300 vuotta pidetään yleisesti kuusen luonnollisena elinikänä. Arkangelin alueella suurin osa puista oli kuollut pystyyn, ja puissa oli nähtävissä merkkejä kirjanpainajasta (*Ips typographus*). Tämän tuhon todennäköinen alkuunpanija on kuitenkin ollut puita heikentänyt kuivuus vuosituhaten vaihteessa, joka on altistanut puut kirjanpainajan aiheuttamille tuhoille.

Toisin kuin Murmanskin tutkimusalueella, Arkangelissa puusto on ollut kuollessaan eri-ikäistä, ja kuivuustuho on vaikuttanut kaikenikäisiin puihin. Puun kuoleminen pohjoisboreaalisissa ja Arkangelin keskiboreaalisissa metsissä on erilaista myös nopeudeltaan: Arkangelin metsiköissä puiden kuoleminen on ollut hyvinkin nopeaa, kun taas pohjoisboreaalisissa metsissä puut ovat vanhan ikänsä ja sienten heikentäminä tyypillisesti kasvanneet heikosti jopa kymmeniä vuosia ennen kuolemaansa (kuva 9).

## Puuston kuolleisuuden ajallinen vaihtelu

Alustavien tulosten mukaan sekä Murmanskin, että Arkangelin tutkimusalueiden metsiköissä puiden kuolleisuus oli melko tasaista ns. taustakuolleisuutta. Toisaalta molemmilta alueilta oli myös melko selkeästi rajautuvia suuremman kuolleisuuden ajanjaksoja. Esimerkiksi Murmanskin alueen metsiköissä oli viimeisen 50 vuoden aikana tapahtunut yksi merkittävämpi kuolleisuusepisodi: vuonna 1986 kuoli arviolta 26 puuta hehtaarilta. Tämä on lähes kymmenesosa metsiköiden tähänhetkisestä elävien kuusien lukumäärästä.



Kuva. Tuomas Aakala.

*Kuva 10. Arkangelilainen kuusikko, jossa alun perin ryhmittäin pystyyn kuolleet puut ovat kaatuneet rungon heikennyttyä lahoamisen seurauksena.*

## 2.4 Päätelmät

Tutkimuksen tulokset osoittavat että ulkonaisesti samankaltaiset vanhat kuusimetsiköt saattavat puiden ikäjakaumaltaan olla hyvinkin erilaisia. Pallas-Ylläksen ja Arkangelin tutkimusalueiden metsiköt olivat selkeästi erikäisrakenteisia, kun taas Murmanskin alueella tutkitut metsiköt olivat lähes tasaikäisiä. Kaikille tutkituille metsiköille oli kuitenkin tyypillistä suuri kuolleen puun määrä suhteessa elävän puun määrään.

Kuolleen puuston tilajakauma oli kaikilla kolmella alueella elävää puustoa ryhmittyneempää. Elävän puuston tilajakauma vaikuttaa kuolleisuuden kautta kuolleen puuston tilajakaumaan. Huolimatta alueiden välisistä eroista elävän puuston tilajakaumassa, kuollut puusto oli alueella pääasiassa ryhmittäin.

Pohjoisborealisissa metsissä puiden kuolinsyissä oli tutkimusalueiden välillä huomattavaa samankaltaisuutta, huolimatta puuston erilaisesta ikäjakaumasta. Arkangelissa puiden viimeaikainen joukkokuolleisuus taas oli silmiinpistävää. Puiden kuolinsyillä on merkitystä myös sen takia, että ne vaikuttavat syntyvän kuolleen puun laatuun. Arkangelin kuivuustuhon seurauksena metsiköissä on runsaasti pystyyn kuollutta puuta, josta maapuuta muodostuu viiveellä. Pohjoisborealisilla tutkimusalueilla sienten heikentäminä ja tuulen tappamina maapuuta sen sijaan muodostuu välittömästi puun



Kuva: Tuomas Aakala.

*Kuva 11. Tyypillinen pohjoisboreaalisen kuusen kuolema Katskimjoen laaksossa: ytimen ruskolahon heikentämä puu kuolee lopulta tuulen tai lumen murtamana.*

kuollessa, joskin ytimenlahottajien myötä puun kuoleman myötä muodostuu myös kuollutta pystypuuta.

Huolimatta puiden kuolinsyiden eroista tutkimusalueiden välillä oli samankaltaisuutta kuolleisuuden ajallisessa vaihtelussa. Kaikilla alueilla oli havaittavissa melko selkeärajaisia suuremman puustokuolleisuuden jaksoja. Näillä lyhyillä jaksoilla on kuitenkin suuri merkitys metsiköiden rakenteen muotoutumiselle, niin elävien kuin kuolleidenkin puiden osalta. Kuolleisuusjaksojen seurauksena vapautuu kasvuresursseja sekä muodostuu kuollutta puuta, joka on tärkeä taimettumisalusta kuusen uudistumiselle. Edellisestä kuolleisuusjaksosta kulunut aika vaikuttaa myös merkittävästi puuston laholuokkajakaumaan. Kuolleisuusjaksojen lisäksi matalaa taustakuolleisuutta esiintyi tasaisesti kaikilla alueilla. Tämän tyypillisellä kuolleisuudella on merkitystä erityisesti monimuotoisuuden kannalta, sillä sen seurauksena syntyy jatkuvasti kuollutta puuta lahoppuulajiston käyttöön.

Tutkimuksen tulokset osoittavat, että luonnontilaisissa kuusivaltaisissa metsissä voi siis esiintyä sekä samanikäisiä että eri-ikäisiä metsiä ja näiden erilaisia välimuotoja. Ikä- ja kokorakenteeltaan vaihtelevat metsät ovat kuitenkin vallitsevia (Kuuluvainen ym. 1996, 1998, Engelmark & Hyttborn 1999). Voimakkaita, kaikki puut tappavia häiriöitä ja niitä seuraavia tasaikäisiä metsiä esiintyy, mutta verrattain harvoin.

## 3 Metsäpalohistoria Koillis-Lapin mäntymetsissä

Tuomo Wallenius<sup>1</sup>, Heikki Kauhanen<sup>1</sup> ja Juho Pennanen<sup>2</sup>

<sup>1</sup>METLA, Kolarin yksikkö, <sup>2</sup>Helsingin yliopisto, metsäekologian laitos

### 3.1 Johdanto

Ajoittain toistuvat metsäpalot ovat vaikuttaneet pohjoisten havumetsien kehittymiseen ja rakenteeseen todennäköisesti enemmän kuin mikään muu fyysikaalinen häiriötekijä (Rowe & Scotter 1973, Goldammer & Furyaev 1996). Järvisedimentteihin ja turvekerrokseen hautautuneet hiilipartikkelit osoittavat, että tuli on silloin tällöin vierailut pohjoisissa havumetsissä aina niiden synnystä lähtien (Clark 1990, Pitkänen ym. 2002). Vuosittain palaaneessa pinta-alassa tapahtui jyrkkä muutos 1800-luvun jälkipuoliskolla suuressa osassa Fennoskandiaa. Monilla alueilla palot lähestulkoon lakkasivat lyhyen ajan kuluessa (Zackrisson 1977, Niklasson & Granström 2000, Kaipainen 2001). Metsäpalojen vähentymistä on yleisesti pidetty ihmisen harjoittaman tehokkaan metsäpalojen torjunnan seurauksena.

Luonnontilaisen metsän ominaispiirteiden palauttamiseksi on ehdotettu erilaisia ennallistamismenetelmiä, mm. metsien polttamista (Ennallistamistyöryhmä 2003). Suomeen on perustettu 52 paloaluejatkumoa, joiden tarkoituksena on turvata metsäpaloista riippuvaisten ja hyötyvien lajien säilyminen (Hyvärinen ym. 2007). Viime vuosina ennallistamispolttoja on suoritettu Metsähallituksen suojelualueilla vähän yli sadalla hehtaarilla vuosittain. Suomessa metsien ennallistamisen käytännöllisenä lyhyen aikavälin tavoitteena on lisätä metsien monimuotoisuutta ja edesauttaa uhanalaisten lajien säilymistä (Hyvärinen ym. 2007). Pitkällä aikavälillä tavoitteena on metsien saattaminen mahdollisimman lähelle luonnontilaa (Ennallistamistyöryhmä 2003).

Ennallistamisen lisäksi luontaista palodynamiikkaa on ehdotettu malliksi luonnon prosesseja jäljittelevälle metsien hoidolle (Bergeron ym. 2002, Kuuluvainen 2002). Esimerkiksi Ruotsissa kehitetyssä ASIO-mallissa metsäalueet jaetaan neljään luokkaan metsien luontaisten palovälien mukaan (ks. luku 9.2). Luokille sovelletaan erilaisia metsänkäsittelymenetelmiä, joiden tarkoituksena on jäljitellä metsäpalojen vaikutuksia.



Metsien luontaiseen häiriödynamiikkaan ja luontaisiin paloväleihin viittaaminen metsien ennallistamista ja hoitoa suunniteltaessa on ongelmallista, koska tiedot luonnollisista paloväleistä erityyppisissä metsissä Suomen eri alueilla ovat varsin hatarat. Tämä johtuu osaksi siitä, että metsäpalohistorian tutkimukset ovat keskittyneet usein palaneisiin mäntyvaltaisiin metsiin, ja toisaalta siitä, että ihmisvaikutusta on aliarvioitu.

Tässä tutkimuksessa hankittiin metsäpalohistoriaa koskevaa tietämystä mäntyvaltaisista metsistä Pohjois-Fennoskandiassa. Tällä alueella salaman sytyttämät palot ovat harvinaisempia ja ihmisen vaikutus aikaisempina vuosisatoina on ollut vähäisempää kuin eteläisemmillä leveyksillä. Näyteaineisto kerättiin systemaattisella otannalla laajalta alueelta, ja palovuosien ajoituksessa käytettiin dendrokronologisia menetelmiä.

Tutkimuksen tarkoituksena oli 1) selvittää, miten usein pohjoisboreaaliset mäntymetsät ovat palaneet menneisyydessä, 2) tutkia, onko vuotuinen paloala vaihdellut eri aikakausina, ja 3) arvioida vuotuisen paloalan vaihteluiden todennäköisiä syitä.

## 3.2 Aineisto ja menetelmät

### Tutkimusalue

Tutkimus suoritettiin kolmella alueella: Kessissä, Nellimin eteläpuolella Talasvaaran ympäristössä sekä Urho Kekkosen kansallispuiston koillisosassa Luton ja Anterinmukan välisellä alueella (kuva 4, s.13). Mäntyvaltaisuus ja lievät poimintahakkuut ovat alueita yhdistäviä tekijöitä. Kuivat ja kuivahkot metsätyypit, joiden pohja- ja kenttäkerroksen muodostavat pääasiassa helposti palavat poronjäkälät, seinäsammal, kanerva, suopursu ja variksenmarja, ovat yleisiä. Puuttomat lakialueet, tunturikoivikot, suot, järvet ja joet rikkovat metsien yhtenäisyyttä ja toimivat palojen esteinä.

Tarkasteltaessa ihmisen osuutta historiallisiin metsäpaloihin voidaan erottaa toisistaan poikkeavia aikakausia. Alkuperäisväestön aikakaudella (1200-luvun puoliväliin saakka) ihmisen aiheuttamat metsäpalot lienevät olleet harvinaisempia kuin myöhempinä vuosisatoina (Fellman 1980). Porolaitumien vuoksi alkuperäisen saamelaisväestön tiedetään käsitelleen tulta varovaisesti. Valloittajien aikakaudella (1250–1750) alueelle tunkeutui muiden kulttuurien edustajia, joiden myötä metsäpalot lisääntyivät (Laestadius 1833). Asutuksen aikakaudella (1750–1950) asutettiin erämaita ja siirryttiin enenevässä määrin pysyviin asumuksiin. Tähän kauteen liittyy kilpailua nautinta-alueista. Karkottaakseen saamelaisia uudisasukkaiden tiedetään sytyttäneen tahallisia metsäpaloja. Vanhojen tilastojen mukaan suurin osa Pohjois-Lapin metsäpaloista oli ihmisen aiheuttamia

*Taulukko 1. Metsäpalojen tärkeimmät syyt Suomessa 1800-luvun jälkipuoliskolla varhaisimpien palotilastojen ja metsäntutkijoiden mukaan.*

<b>Suomi 1858</b> (von Berg 1995)	<b>Inarin ja Utsjoen hoitoalueet</b> <b>1865–1892</b> (Renvall 1919)	<b>Suomi 1888</b> (Blomqvist 1888)
Palosykli noin 70 v. vuosittain paloi 1,4 %	Palosykli noin 500 v. vuosittain paloi 0,2 %	Palosykli noin 1 000 v. vuosittain paloi 0,1 %
	Lkm    %	
1. Huolimattomuus	1. Ihminen            40   53	1. Kaskenpoltto
2. Leirinuotiot	2. Salama             9   12	2. Leirinuotiot
3. Laidunten poltto	3. Tuntematon syy   27   35	3. Matkustavaiset
4. Kaskenpoltto	Yhteensä            76 100	4. Laidunten poltto
5. Ilkivalta		5. Rautatiet
		6. Ilkivalta
		7. Salama

1800-luvun viimeisinä vuosikymmeninä (taulukko 1). Toisen maailmansodan jälkeen alkoi metsäpalojen torjunnan ja sammutuksen aikakausi, jonka seurauksena metsäpalot ovat vähentyneet tuntuvasti lukuun ottamatta poikkeuksellisen kuivia kesiä (esim. 1959 ja 1960).

## Menetelmät

Tutkimusalueiksi valittiin kolme mäntyvaltaista luonnontilaista tai luonnontilaisen kaltaista aluetta (kuva 4, s.13). Kaksi pohjoisinta kohdetta sijaitsee Inarin kunnan itäosissa, jossa yhden tutkimusalueen koko on 6 x 8 km. Kolmas alue on Urho Kekkosen kansallispuiston koillisosassa ja on laajuudeltaan 24 x 16 km. Näytteet kerättiin systemaattisella otannalla yhteensä 255 näytealalta, jotta saataisiin harhaton arvio vuosittain palaneesta alueesta. Näytealat sijoitettiin ruudukkoon, jossa naapurinäytealat sijaitsivat kilometrin etäisyydellä toisistaan. Puuttomat suot, tunturikoivikot ja paljakka-alueet jätettiin tutkimuksen ulkopuolelle. Näytteet kerättiin ympyränäytealoilta, joiden läpimitta oli noin 100 m ja pinta-ala noin 3 ha.

Tutkimusalueiden palohistoria selvitettiin ajoittamalla dendrokronologisella menetelmällä puihin syntyneet palokorot (kuva 12). Mahdollisimman pitkän palo- ja lustokronologian rakentamiseksi näytteitä kerättiin elävistä puista, keloista, maapuista ja hiltyneistä kannoista. Näytealaa kohden sahattiin keskimäärin neljä kiekko- tai sektorinäytettä. Jos näytealalta löytyi merkkejä useista metsäpaloista, näytteitä kerättiin enemmän.

*Kuva 12. Noin 450 vuotta sitten kuolleen kelon pintaa, jossa on nähtävissä kahden eri palon jättämä vaurio, ns. palokoro.*



Kuva: Tuomo Wallenius

Laboratorioon tuotiin noin 1200 näytettä, joista 1030 voitiin käyttää dendrokronologiseen ajoitukseen. Vuosilustojen näkyvyyden varmistamiseksi näytteet hiottiin ja tarvittaessa käytettiin sinkkipastaa. Jokaisesta näytteestä mitattiin vuosilustojen leveydet (tarkkuus 0.01 mm), ja näin saatu lustosarja ristiinajoitettiin aikaisemmin rakennetun vuosilustosarjan ja COFECHA-ohjelman avulla. Palovuodet saatiin selville tutkimalla huolellisesti tulen vuosilustoihin jättämiä jälkiä.

Kussakin metsäpalossa palanut osuus maisemasta arvioitiin jakamalla palohavaintojen määrä kyseisen ajankohdan aktiivisten näytealojen määrällä. Keskimääräinen paloväli on pitkille ajanjaksoille sama kuin vuosittain keskimäärin palanut osuus.

### 3.3 Tulokset

Ristiinajoitettu lustosarja ulottuu vuodesta 653 nykyaikaan. Vanhin ajoitettu metsäpalo sattui vuonna 940 ja viimeinen 1954. Aineisto sisälsi kaikkiaan 98 erillistä paloa, joista muutamit ovat esiintyneet samana vuonna eri paikoissa. Palojen kokonaismäärä on luultavasti ollut tutkimuksessa havaittua selvästi suurempi, sillä käytetty menetelmä ei paljasta pieniä paloja, joita on saattanut esiintyä näytealojen välialueilla. Myös kevyitä pintapaloja voi jäädä havaitsematta, sillä ne eivät aina jätä puihin palokoroja.

Palojen määrä oli suurimmillaan 1700-luvulla ja 1900-luvun ensimmäisellä puoliskolla. Jälkimmäinen huippu johtui monista Urho Kekkosen kansallispuistossa esiintyneistä paloista. Suurimmat palot (vuosina 1221 ja 1676) polttivat yli 10 000 ha. Niiden tarkkaa pinta-alaa ei voitu arvioida, koska ne ulottuvat tutkimusalueen ulkopuolelle. Paloista pienimmät esiintyivät vain yhdellä näytealalla. Viimeisen 500 vuoden aikana pieniä paloja oli puolet kaikista paloista.



Kuva: Heikki Kauhanen.

*Kuva 13. Kesäkuussa 1992 palanutta harjumännikköä kesällä 2006 Luttojoen laakossa Venäjän puolella. Taustalla palosta selvinneitä puita ja etualalla palon jälkeen syntyneitä (ikä laskettiin vuosikasvaimista) taimia.*

Viime 1000 vuoden jaksolle laskettu keskimääräinen paloväli on 350 vuotta. Arvioitu 95 % luottamusväli koko vuosituhannen palovälille on 250–540 vuotta. Ensimmäisellä jaksolla (1000–1400) metsät paloivat keskimäärin 340 vuoden välein. Paloväli lyheni aikaa myöten, ja 1700-luvulla se läheni 200 vuotta. 1900-luvun jälkimmäisellä puoliskolla palot olivat harvinaisia ja laskennallinen paloväli oli noin 1400 vuotta.

Muutaman viime vuosikymmenen salaman sytyttämien metsäpalojen tiheyden perusteella koko tutkimusalueella olisi ollut noin 30 salaman sytyttämää paloa viimeisten tuhannen vuoden aikana. Havaittu palojen määrä viimeisen vuosituhannen aikana oli 3,3 kertaa suurempi kuin luonnonkulojen arvio. Tästä voidaan päätellä, että ihminen on aiheuttanut huomattavan osan paloista. Nykyisellä salaman sytyttämien palojen tiheydellä ja menneiden aikojen palalojen kokojakaumalla paloväli olisi noin 1200 vuotta.

### 3.4 Päätelmät

Tulta sietävänä puulajina mänty on sopeutunut ajoittaisiin metsäpaloihin (ks. kuva 13). Fennoskandian etelä- ja keskiosissa mäntymetsät ovat aikaisemmin palaneet kerran 20–60 vuodessa. Tutkimissamme pohjoisissa mäntymetsissä havaitsemamme 350 vuoden paloväli on pitkä. Salaman sytyt-

tämistä paloista laskettu luontaisen palovälin arvio on tätäkin pidempi, noin 1200 vuotta. Näin pitkiä palovälejä on määritetty vain kuusivaltaisissa metsissä.

Vaikka männyn tiedetään hyötyvän toistuvista paloista, sen esiintyminen ei rajoitu Pohjois-Fennoskandiassa vain karuille soille ja palaneille alueille. Tämän tutkimuksen tulokset osoittavat, että ilman tultakin voi syntyä laajoja, lähes puhtaita mäntymetsiä. Tästä on osoituksena Kessin tutkimusalueen lounaiskulma, joka ei ole palanut yli 500 vuoteen. Havaitut epätavallisen pitkät palovälit ovat osoitus siitä, että huonosti tutkittujen syrjäisten alueiden paloregiimi ei ole pääteltävissä paremmin tutkituilta alueilta saaduista tuloksista.

Viimeisen vuosituhannen aikana havaittu vaihtelu metsäpalojen esiintymisessä on verrattavissa aikaisemmissa tutkimuksissa saatuihin tuloksiin. Suurimmassa osassa Fennoskandian havaittu vuotuisen paloalan jyrkkä lasku 1800-luvun jälkipuoliskolla oli seurausta palontorjunnasta ja ihmisen sytyttämien palojen vähenemisestä. Tutkituilla pohjoisilla alueilla vuotuinen paloala pieneni ensin 1800-luvun alkupuolella ja uudelleen 1900-luvun puolivälissä.

Syrjäisillä alueilla palojen esiintymisen voidaan odottaa olleen ilmaston ja salamanskujen ohjaamaa, mutta tutkituilta alueilta löytyi metsäpaloja paljon enemmän kuin mitä salamatilastojen perusteella voidaan odottaa. Myös palojen määrän ja vuotuisen paloalan vaihtelu poikkeaa odotuksista, sillä vuotuinen paloala oli suurimmillaan kylmän ns. pienen jääkauden aikana. Vaikkakin laajimmat metsäpalot sattuvat pitkien lämpö- ja kuivuuskausien aikana, ei löytynyt todisteita siitä, että ilmastotekijät selittäisivät vuotuisen paloalan pitkäaikaiset vaihtelut.

On ainakin kolme syytä olettaa, että ihmisellä on ollut merkittävä vaikutus tutkimillamme alueilla syttyneisiin metsäpaloihin. Ensiksi, salaman sytyttämien palojen vähäisyys ei selitä menneisyyden palosyklejä. Toiseksi, 1800-luvun paikallisissa tilastoissa ja havainnoitsijoiden kertomuksissa ihmistä pidetään metsäpalojen pääasiallisena syynä. Kolmanneksi, ihmistoiminnan historia ja vaikutukset osuvat melko hyvin yksiin viimeisten vuosisatojen metsäpalojen määrän ja vuotuisen paloalan muutoksien kanssa. Eniten metsiä paloi 1700-luvulla, kun tulta huolettomasti käyttäneet maanviljelyskulttuurin edustajat tutkivat, valtasivat ja asuttivat Lappia. Ihmisen vaikutus on aiemmin jäänyt palohistorian tutkimuksissa liian vähälle huomiolle ehkä siitä syystä, että dendrokronologiset tutkimukset eivät ulotu kaukaiseen menneisyyteen, jolloin ihmisen vaikutus oli hyvin vähäinen.



Kuva: Jari Hietanen.

*Kuva 14. Tutkimuksen yhteydessä löydetty yli 764-vuotias mänty. Puiden vanhasta iästä sekä hiiltyneiden kantojen ja palokorojen puuttumisesta päätellen metsikkö ei ole palanut ainakaan 800 vuoteen.*

*Kuva 15. Ennätysvanhasta männystä sahattiin tämä sektorinäyte iän määrittystä varten. Näytteen ydin ajoitettiin dendrokronologisin menetelmin vuoteen 1244.*



Kuva: Tuomo Wärentius.

## 4 Luontaisten häiriöiden ja hakkuiden vaikutukset luonnon monimuotoisuuteen, esimerkkinä lahottajasienet

Anna-Liisa Ylisirniö<sup>1</sup>, Reijo Penttilä<sup>2</sup> ja Håkan Berglund<sup>3</sup>

<sup>1</sup>Lapin yliopisto, Arktinen keskus, <sup>2</sup>Suomen ympäristökeskus,

<sup>3</sup>Helsingin yliopisto, metsäekologian laitos

### 4.1 Johdanto

Uudistushakkuiden on usein esitetty edustavan samanlaista sukcession alkuvaihetta kuin palon tai myrskyn uudistama metsä. Kuitenkin uudistus-hakkuut poikkeavat palo- ja myrskyalueista monin tavoin. Eräs metsälajiston kannalta merkittävä seikka uudistusalueilla on kuolleen puuaineksen vähyys (ks. Siitonen 2001). Metsäpalot ja myrskytuhot tuottavat yleensä suuren määrän kuollutta pysty- ja maapuuta (Spies ym. 1988, Uotila ym. 2001), kun taas päätehakkuussa suurin osa puuhun sitoutuneesta biomassasta poistuu metsästä.

Metsälajiston monimuotoisuus on vähentynyt huomattavasti Fennoskandiassa viimeisen sadan vuoden aikana voimakkaan metsätalouden takia. Esim. Suomessa metsätalous on pääasiallinen syy uhanalaisuuteen 35 %:lla kaikista uhanalaisista eliöistä, ja kuolleen puuaineksen (lahopuun) väheneminen on suurin yksittäinen metsälajiston uhanalaisuutta aiheuttava tekijä. Lahopuusta riippuvaisia eliöitä arvioidaan olevan Fennoskandiassa noin 6 000–7 000 lajia, ja monilla niistä on tärkeä rooli metsäekosysteemissä hajottajina, jotka vapauttavat puuhun sitoutuneet ravinteet uudelleen eliöiden käytettäväksi. Keskeisessä asemassa puuaineksen hajottamisessa toimivat lahottajasienet eli käävät ja orvakat, jotka pystyvät hajottamaan puuaineksen muutoin vaikeasti hajoavia orgaanisia yhdisteitä kuten selluloosaa, hemiselluloosaa ja ligniiniä. Kääpiä esiintyy Pohjois-Fennoskandiassa ja Luoteis-Venäjällä noin 230 lajia (Niemelä 2005). Monet kääpälajit ovat erikoistuneet tiettyyn kasvualustaan ja ympäristöoloihin (mm. Renvall 1995, Kotiranta ja Niemelä 1996) ja niitä käytetäänkin varsin yleisesti luonnon-tilaisten ja vanhojen metsien indikaattoreina (Kotiranta ja Niemelä 1996, Nitare 2000). Kääpälajiston lajirikkauden on lisäksi todettu korreloivan mm. saproksyylikovakuoriaisten<sup>1</sup> lajirikkauden kanssa (mm. Similä ym. 2006).

Monimuotoinen kääpälajisto indikoi siten myös muiden lahoppuilla elävien lajien monimuotoisuutta. Kääpälajiston esiintymisestä luonnotilaisissa eri sukkessiovaiheiden metsissä on varsin vähän tietoja Fennoskandiasta lähinnä siksi, että luonnotilaisten sukkessiovaiheiden metsät puuttuvat lähes tyystin Pohjoismaista.

Luonnotilaisten metsien suuri osuus Luoteis-Venäjällä antaa mahdollisuuden tutkia paloalueiden jälkeistä luonnonmetsän sukkessiota ja verrata alueiden lajistoa ja puuston rakennetta Suomessa metsätalouden piirissä oleviin saman kasvillisuusvyöhykkeen metsiin. Tulosten avulla voidaan metsätalouden suunnittelussa ottaa paremmin huomioon saproksyytilajiston, ja myös uhanalaisten ja harvinaisten lajien vaatimukset.

Tutkimuksen tavoitteena oli 1) selvittää lahoppuun määrää, laatua ja kääpälajiston monimuotoisuutta luonnotilaisissa vanhoissa kuusimetsissä ja eri-ikäisissä sukkessiovaiheissa kuusimetsän palon jälkeen, sekä 2) vertailla näitä vastaavan ikäisiin kuusimetsiin, jotka on uudistettu päätehakkoon avulla tai harsintahakattu.

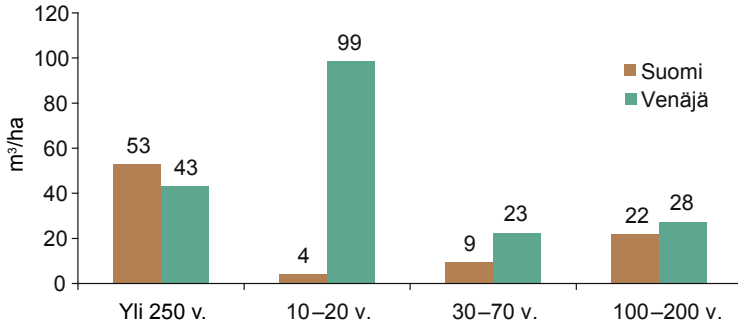
## 4.2 Aineisto ja menetelmät

Tutkimuksessa mitattiin elävä ja kuollut puusto sekä inventoitiin kääpälajisto 0,4 ha kokoisilta koelaloilta. Tutkimusalueet sijaitsivat Luoteis-Venäjällä Katskimjoen (Lapin metsä), Apatiitin (Krugloe Ozeron alue) ja Paanajärven alueilla sekä Suomen Lapissa Kolarin ja Kittilän kunnissa (kuva 4, s. 13). Kaikki alueet olivat alun perin vanhoja kuusimetsiä. Metsiä tutkittiin seuraavista ikäryhmistä: 1) 10–20 vuotta metsäpalosta tai hakkuusta, 2) 30–70 vuotta metsäpalosta tai hakkuusta, 3) 100–150 vuotta metsäpalosta, tai noin 60 vuotta sitten harsintahakatut alueet, joilla puusto oli nyt 150–200-vuotiaista, ja 4) vanhat, yli 250-vuotiaat kuusimetsät (taulukko 2). Talousmetsissä ikäryhmät 1 ja 2 oli avohakattu ja uudistettu männyllä.

*Taulukko 2. Tutkimusalueiden ikäryhmät ja vuosina 2006 ja 2007 inventoidut koelat.*

Luonnonmetsät, Venäjä	Toistoja	Talousmetsät ja luonnonmetsät, Suomi	Toistoja	Yhteensä
10–20 v. paloalueet	3	10–20 v. avohakkuut istutettu männyllä	3	6
60–70 v. paloalueet	3	30–50 v. avohakkuut istutettu männyllä	3	6
100–150 v. paloalueet	3	150–200-vuotiaat harsintahakatut	3	6
yli 250 v. vanhat metsät	5	yli 250 v. vanhat metsät	5	10
Yhteensä	14		14	28





Kuva 16. Lahopuun kokonaismäärät eri alueilla (m³/ha).

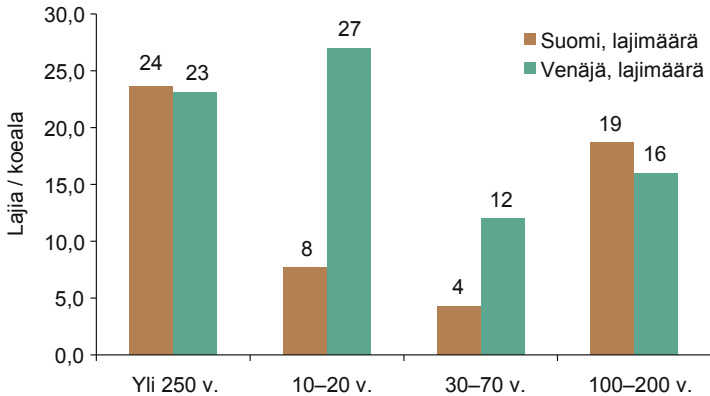
### 4.3 Tulokset

#### Lahopuun määrä ja laatu vanhoissa metsissä

Lahopuun kokonaismäärät olivat lähes samansuuruiset Suomen ja Venäjän vanhoissa kuusikoissa, eli keskimäärin 43–53 m³/ha (kuva 16). Myös lahopuun laatu oli samanlaista Suomen ja Venäjän puolella: kokonaisia maapuita oli 51–68 %, maapuun kappaleita 16–17 % ja pötkelöitä noin 3 % kokonaislahopuusta. Kokonaisia pystyyn kuolleita puita oli sen sijaan Suomen vanhoissa metsissä hieman enemmän (27 %) kuin Venäjällä (11 %). Venäjän metsissä kuusilahopuun osuus oli hieman suurempi kuin Suomessa (92 % vs. 85 %). Suomen koaloilla mäntylahopuuta oli hieman enemmän, (7 % vs. 2 %), kun taas koivulahopuun osuudet olivat suunnilleen samanlaiset (6–7 %).

#### Lahopuun määrä ja laatu metsäpalon jälkeisissä sukkessiometsissä

Nuorissa metsäpalon jälkeisissä metsissä (10–20 vuotta metsäpalosta) lahopuun määrä oli noin kaksinkertainen vanhaan metsään verrattuna (kuva 16). Valtaosa lahopuusta oli kokonaisia kuolleita pysty- ja maapuita (kuva 22) (molempia noin 30 % kokonaislahopuun tilavuudesta), ja pötkelöitä (noin 25 %). Pystyssä olevia kuolleita puita oli tilavuudeltaan noin kahdeksankertainen määrä vanhaan metsään verrattuna, ja pötkelöitä (katkenneita pystypuita) noin 20-kertainen määrä. Nuorten paloalojen lahopuusta 63 % oli kuusta, 23 % koivua ja 13 % mäntyä. Valtaosa palossa syntyneestä lahopuusta oli maatunut 60–70 vuodessa, ja tämän ikäisillä sukkessioalueilla lahopuuta oli vain noin puolet vanhan metsän määrästä (23 m³/ha, kuva 16). Suurin osa lahopuusta oli kuusilahopuun pätkiä (noin 56 %) tai kokonaisia maapuita



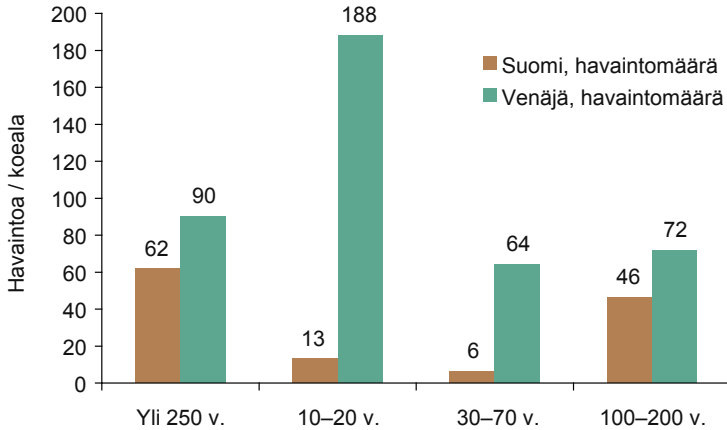
Kuva 17. Kääpien keskimääräiset lajimäärät koealaa kohti.

(38 %) läpimittaluokissa 10–29 cm. Yli 90 % lahpuusta oli kuusta, loput pääasiassa koivua. Kun palosta oli kulunut 100–150 vuotta, lahpuun määrä alkoi lisääntyä, mutta se oli edelleen alhaisempi kuin vanhoissa metsissä. Valtaosa oli maapuuta (37 %), mutta myös muita laatuja (kuollutta pystyvuuta, maapuun pätkiä ja pötkelöitä) oli suhteellisen runsaasti (18–20 % kutakin). Pitkään jatkuneen lehtipuuvaiheen seurauksena valtaosa (yli 70 %) lahpuusta oli lehtipuuta. Kuusta oli vain 3 % kokonaislahpuusta, sen sijaan mäntyä oli yli 20 %.

### Lahpuun määrä ja laatu talousmetsissä

Suomen nuorilla talousmetsäaloilla (10–20 vuotta hakkuun jälkeen) lahpuuta oli hyvin vähän, keskimäärin vain noin 4 m<sup>3</sup>/ha. Valtaosa tästä oli hakkuukantoja (57 %). Jonkin verran oli maapuun kappaleita ajalta ennen hakkuuta (17 %). Sahattuja pätkiä oli noin 10 % ja pötkelöitä 7 % lahpuun kokonaismäärästä. Suurin osa lahpuusta oli kuusta (85 %); koivua ja mäntyä oli molempia noin 7 %.

Kun hakkuusta oli kulunut 30–50 vuotta, lahpuun määrä oli edelleen alhainen (kuva 16), mutta hieman lisäystä oli tullut kuolleista istutusmännistä. Kuollutta mäntyä ja kuusta oli molempia noin 30 % lahpuun tilavuudesta, mutta koivua oli vain 3 %. Puulajilleen tunnistamatonta lahpuuta oli peräti 37 %. Tämä oli hyvin pitkälle lahonnutta ja sammalen peittämää, ja luultavasti kuusimaapuuta hakkuuta edeltävältä ajalta. Hakkuukannot (38 %) ja maapuun kappaleet (37 %) muodostivat edelleen valtaosan lahpuusta. Sahattuja pätkiä oli noin 12 % lahpuun kokonaistilavuudesta. Van-



Kuva 18. Kääpien keskimääräiset havaintomäärät koealaa kohti.

hoissa harsintahakatuissa talousmetsissä lahoppuuta oli alle puolet vanhan metsän lahoppuun määrästä (noin 22 m<sup>3</sup>/ha). Suurin osa siitä oli kokonaisia maapuita (44 %) ja kokonaisia kuolleita pystypuita (31 %). Maapuun pätkiä ja pötkelöitä oli molempia noin 9 %. Lahoppuusta noin puolet oli kuusta, noin kolmannes koivua ja 14 % mäntyä.

## Kääpälajisto

Vanhon metsien kokonaislajimäärä koealaa kohti (0,4 ha) oli sama Suomessa ja Venäjällä, noin 23 lajia. Nuorilla paloalueilla kokonaislajimäärä kasvoi hieman (27 lajia). Lajimäärä laski lahoppuun maatuessa, ja 60–70 vuotta palon jälkeen kokonaislajimäärä oli noin puolet vanhan metsän lajimäärästä. Vanhoilla paloalueilla lajimäärä alkoi taas kasvaa ja 100–150 vuotta palon jälkeen lajeja oli keskimäärin 16 koealaa kohti (kuva 17). Venäjän vanhoissa metsissä ja palon jälkeisillä sukkessioalueilla tärkeimmät kokonaislajimäärän kanssa korreloivat lahoppumuuttujat olivat maapuun tilavuus, lahoasteen 3 tilavuus, lahoppuun kokonaistilavuus ja kuusilahoppuun tilavuus.

Talousmetsissä lajimäärä putosi jyrkästi hakkuun jälkeen, ja oli nuorissa talousmetsissä keskimäärin 7 lajia/koeala. Lajimäärä laski edelleen 30–50-vuotiaissa talousmetsissä, joissa oli keskimäärin vain 4 lajia/koeala. Sen sijaan vanhoissa harsintahakatuissa kuusikoissa lajimäärä oli lähes yhtä korkea kuin vanhoissa metsissä (noin 19 lajia/koeala, kuva 17). Talousmetsissä voimakkaimmin lajiston kokonaismäärän kanssa korreloivat lahoppumuuttujat olivat lahoasteiden 2 ja 3 tilavuudet, lahoppuun kokonaistilavuus

ja kuusimaapuun tilavuus. Hakkuukantojen tilavuuden ja kokonaislajimäärän välillä oli voimakas negatiivinen korrelaatio.

Havaintomäärät noudattelivat pääpiirteissään lajimäärien suhteita. Venäjän vanhoissa metsissä oli kuitenkin keskimäärin enemmän havaintoja koealaa kohden (90), kuin Suomessa (60). Nuorilla paloalueilla kääpälajiston havaintomäärä kasvoi huomattavasti, ja oli noin kaksinkertainen vanhaan metsään verrattuna (kuva 18). Etenkin eräät yleiset lehtipuulajit runsastuivat huomattavasti; näitä olivat mm. pökkelökääpä (*Piptoporus betulinus*)<sup>2</sup>, taulakääpä (*Fomes fomentarius*) ja arinakääpä (*Phellinus igniarius*). Havupuun lajeista männynkynsikääpä (*Trichaptum fuscoviolaceum*), joka on lahosukcession alkuvaiheen laji, esiintyi myös hyvin runsaana. Huomattavaa on myös, että 60–70-vuotiailla paloalueilla havaintomäärä oli runsas (noin 60 havaintoa/koeala), vaikka kokonaislajimäärä oli vain puolet vanhan metsän lajimäärästä. Myös vanhoilla paloalueilla havaintomäärä oli suuri, vaikka lajeja oli vähemmän kuin vanhassa metsässä (noin 70 havaintoa/ koeala). Kaiken kaikkiaan luontaisten sukkessiovaiheiden korkeat havaintomäärät kuvastavat sitä, että olosuhteet kääpien esiintymiselle eri sukkessiovaiheissa ovat suotuisia, vaikka lajimäärät ja lajiston koostumus vaihtelevat huomattavasti. Suomen puolen avohakatuissa ja istutetuissa talousmetsissä havaintomäärät olivat hyvin alhaiset. Nuorissa talousmetsissä oli keskimäärin 13 havaintoa/koeala, ja 30–50-vuotiaissa vain noin 6 havaintoa/ koeala (kuva 18). Sen sijaan 100–150-vuotiaissa harsintahakatuissa kuusikoissa havaintomäärä oli lähellä vanhan metsän havaintomäärää.

Lajiston koostumus muuttui luontaisen sukkession edetessä. Lehtipuulajisto lisääntyi voimakkaasti nuorilla paloalueilla. Lehtipuulajien osuus lajimäärästä oli nuorilla paloalueilla noin 40 % kokonaislajistosta, kun se vanhoissa metsissä oli keskimäärin 23 %. Lehtipuun lahoaa suhteellisen nopeasti myös pohjois-borealisessa vyöhykkeessä. 60–70-vuotiailla paloalueilla ennen paloa tai palon yhteydessä syntyntä lehtilahopuuta ei ollut enää juuri lainkaan, ja lajistosta 93 % oli havupuulajeja. Sukkession seurauksena paloalueille oli kuitenkin syntynyt uusi voimakas elävän puuston lehtipuuvaihe, jonka seurauksena vanhoilla paloalueilla oli runsaasti lehtilahopuuta. Niinpä 100–150 vuotta palon jälkeen valtaosa (58 %) kääpälajistosta oli lehtipuun lajeja. Talousmetsissä lehtilahopuun määrä oli hyvin pieni nuorissa ja keski-ikäisissä talousmetsissä (noin 3 % kokonaislahopuusta). Nuorissa talousmetsissä 80 % lajeista oli havupuun lajeja, ja 30–50-vuotiaissa talousmetsissä kaikki havaitut lajit olivat havulahopuun lajistoa. Sen sijaan 150–200-vuotiaissa harsintahakatuissa kuusikoissa lehtilahopuuta oli 30 % kokonaislahopuusta, ja lajistosta 38 % oli lehtipuun lajeja.

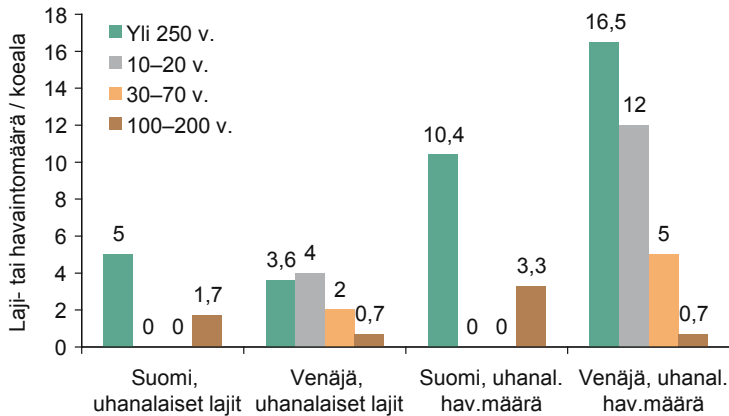


Kuva: Reijo Penttilä.

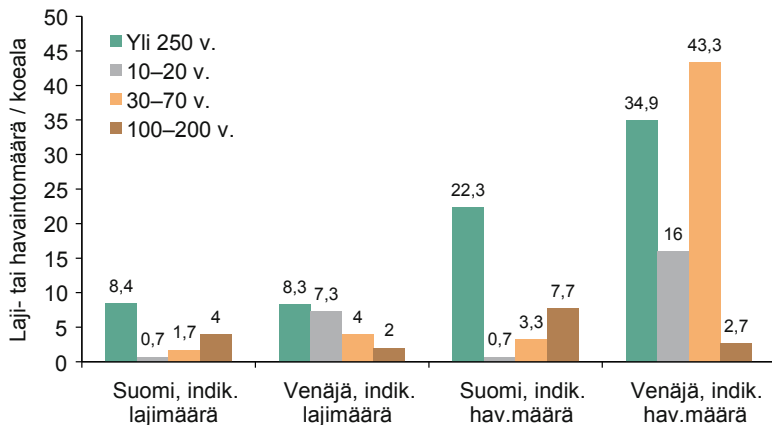
Kuva 19. Erittäin harvinainen korukääpä (*Oligoporus persicinus*) löytyi Venäjän puolelta Katskimjoen vanhojen metsien koealoilta. Kuvassa lajin itiöemä kuusimaapuun kyljellä.

Uhanalaisia ja silmälläpidettäviä lajeja (Rassi ym. 2001) löytyi koealoilta yhteensä 13: pursukääpä (*Amylocystis lapponica*), sirpikääpä (*Cinereomyces lenis*), lohkokääpä (*Diplomitoporus crustulinus*), rusokantokääpä (*Fomitopsis rosea*), karstakääpä (*Gelatoporia subvermispora*), kitukääpä (*Oligoporus parvus*), ruostekääpä (*Phellinus ferrugineofuscus*), rustikka (*Protomerulius caryae*), lumokääpä (*Skeletocutis brevispora*), lamokääpä (*Skeletocutis crysella*), liilakääpä (*Skeletocutis lilacina*), korpiludekääpä (*Skeletocutis odora*) ja välkkyludekääpä (*Skeletocutis stellae*). Suomen puolen vanhoissa kuusikoissa oli keskimäärin 5 uhanalaista lajia koealaa kohti, ja Venäjän puolella 3,6 (kuva 20). Muita vanhoista metsistä löytyneitä harvinaisia lajeja olivat mm. kaarnakääpä (*Diplomitoporus flavescens*) ja erittäin harvinainen korukääpä (*Oligoporus persicinus*, kuva 19), josta on tehty aiemmin vain muutamia löytöjä Pohjois-Suomesta ja Vienan Karjalasta. Molemmat lajit löytyivät Katskimjoen vanhojen metsien koealoilta.

Palon jälkeisillä nuorilla sukkessioalueilla uhanalaisten lajien määrä oli yhtä suuri kuin vanhoissa metsissä (keskimäärin 4 lajia/koeala), mutta laski sitten sukkession edetessä 60–70-vuotiailla aloilla puoleen tästä (kuva 20). Vanhoilla, 100–150-vuotiailla palon jälkeisillä alueilla uhanalaisia oli keskimäärin 0,7 lajia / koeala, ja puolet löydettyistä uhanalaisista oli lehtipuun



Kuva 20. Uhanalaisten ja silmälläpidettävien kääpien keskimääräiset laji- ja havaintomäärät koealaa kohti.



Kuva 21. Vanhan metsän indikaattorilajien keskimääräiset laji- ja havaintomäärät koealaa kohti.

lajeja. Uhanalaisten lajien havaintomäärät olivat suuria vanhoissa metsissä ja nuorilla paloalueilla (keskimäärin 12–16 havaintoa/koeala), mutta vähenivät sukcession edetessä, ja olivat hyvin alhaisia 100–150-vuotiailla paloalueilla. Nuorissa ja keski-ikäisissä talousmetsissä uhanalaisia lajeja ei ollut lainkaan, sen sijaan vanhoissa harsintahakatuissa kuusikoissa oli keskimäärin 1,7 uhanalaista lajia ja 3,3 havaintoa koealaa kohti (kuva 20).

Vanhojen metsien indikaattorilajeja (Kotiranta & Niemelä 1996) oli aineistossa 18. Sekä Suomen että Venäjän puolen vanhoissa metsissä oli



Kuva: Reijo Penttilä.

Kuva 22. Nuorta palonjälkeistä metsää (13 vuotta palosta) Paanajärven rannalla.

keskimäärin kahdeksan indikaattorilajia koelalla, ja havaintojen määrä vaihteli 22–35 koelaa kohti (kuva 21). Uhanalaisista poiketen indikaattorilajien havaintomäärä oli erittäin runsas keski-ikäisillä palosukessioalueilla. Sen sijaan vanhoilla paloalueilla (100–150 vuotta) niiden määrä oli vähäinen, vaikka metsikkö oli sulkeutunutta ja muistutti vanhaa metsää. Syynä tähän on se, että suurin osa indikaattorilajeista on havupuun lajeja. Keski-ikäisillä paloalueilla havulahopuuta oli kohtalaisesti, kun taas vanhoilta palosukessioalueilta havulahopuu puuttui lähes kokonaan. Nuorilta ja keski-ikäisiltä talousmetsäaloilta löytyi kolme vanhan metsän indikaattorilajia. Vanhoista harsintahakatuista metsistä löytyi varsin runsaasti kuusen indikaattori-lajeja, kuitenkin vanhan metsän indikaattorilajeja oli kaikkiaan noin puolet vähemmän kuin luonnontilaisessa vanhassa metsässä.

Tulosten valossa näyttää siltä, että eräät uhanalaisista ja vanhan metsän indikaattoreina pidetyistä lajeista pystyvät elämään myös nuorissa sukessiovaiheissa (kuva 21), jos saatavilla on sopivia kasvualustoja. Uhanalaisista tällaisia, nuorilta ja keski-ikäisiltä palosukessioalueilta löytyneitä lajeja olivat esimerkiksi pursukääpä, rusokantokääpä, ruostekääpä, punakarakääpä (*Junghuhnia collabens*) ja lohkokääpä. Talousmetsistä löytyneet

vanhan metsän indikaattorilajit olivat kermakarakääpä (*Junghuhnia luteoalba*), aarnikäpä (*Phellinus nigrolimitatus*) ja riukukääpä (*P. viticola*). Lajeista aarnikäpä kasvoi kuitenkin yhtä poikkeusta lukuunottamatta vain vanhoilla, ennen hakkuuta muodostuneilla lahopuilla, kun taas kermakarakääpä ja riukukääpää löytyi myös sahatuilta pöleiltä ja hakkuukantojen tähteistä.

#### 4.4 Päätelmät

Nuorilla paloalueilla lahopuuston voimakas lisääntyminen sai aikaan lyhytaikaisen, mutta erittäin voimakkaan lahottajalajiston lisääntymisen, ja on ilmeistä, että nuoret paloalueet voivat osaltaan toimia tehokkaasti lajien leviämiskeskuksina muutaman vuosikymmenen ajan. Myös uhanalaisten lajien määrä nuorilla paloalueilla oli suuri. Paloalueille syntynyt suuri lahoppumäärä toimii lahoppuvarastona ainakin noin 60–70 vuotta palon jälkeen. Noin 100–150 vuotta vanhoilla paloalueilla palossa syntynyt lahoppu oli maatunut täysin, ja metsissä oli lähinnä palon jälkeisen lehtipuuvaiheen seurauksena syntynyttä lehtilahoppuuta. Lajisto oli tässä vaiheessa valtaosin lehtipuun lajistoa. Luonnontilaisten sukkessiovaiheiden lajisto muuttui siis lahoppuun muutosten myötä, mutta kokonaislajimäärät ja havaintomäärät pysyivät kuitenkin suhteellisen korkeina eri sukkessiovaiheissa.

Vanhan, kliimaksivaiheen kuusikon kehittyminen vaiheeseen, jossa havulahoppuuta alkaa olla taas riittävästi monimuotoiselle lajistolle, kestää ainakin noin 200–250 vuotta. Vanhan metsän lajiston diversiteetti ja uhanalaisten lajien määrä oli suuri, mikä korostaa näiden alueiden merkitystä lajiston habitaatteina ja lähdealueina. Talousmetsissä lahoppuun määrä ja kääpien lajimäärä olivat hyvin alhaisia. Pääpuulajin vaihto istutuksissa tulee todennäköisesti edelleen muuttamaan lajistoa, mutta lajimäärän ja -koostumuksen ennustaminen pitkällä tähtäimellä on vaikeaa ja riippuu mm. siitä, sallitaanko kuusen ja lehtipuun tulla luontaisesti alueille. Pääpuulajin ja osittain myös metsän peitteellisuuden säilyminen vanhoilla harsintahakkuualoilla näyttäisivät säilyttävän kohtalaisen hyvin lajistoa etenkin silloin kun tuulenkaatoja ja lahoppuita ei korjata metsistä pois. Uhanalaisten lajien laji- ja havaintomäärät olivat harsintahakatuissa metsissä kuitenkin selvästi alhaisempia kuin vanhoissa luonnonmetsissä. Vertailussa luontaisen sukkession alueisiin on huomattava, että harsintahakattujen alueiden puusto oli keskimäärin 50–100 vuotta näitä vanhempaa.

Eräät uhanalaisista lajeista ja vanhan metsän indikaattorilajeista näyttävät tulevan toimeen myös nuorissa sukkessiovaiheissa. Näiden lajien, samoin kuin yleislajiston osalta uudistusaloille jätetty lahoppu hyödyttää kääpien monimuotoisuuden säilymistä talousmetsissä.



## 5 Murmanskin alueen kääväkäslajistosta

Ludmila Isaeva ja Julia Khimich

Venäjän tiedeakatemian Kuolan tiedekeskuksen Pohjoisten alueiden teollisen ekologian instituutti, Apatiitti

### 5.1 Johdanto

Suurin osa Murmanskin alueen metsistä sijaitsee pohjoisen napapiirin pohjoispuolella, jossa ne ovat esiintymisensä pohjoisrajalla. Pohjoistaigan vyöhyke käsittää niemimaalla 98 000 neliökilometriä, ja siitä voidaan erottaa metsätundran (46 000 km<sup>2</sup>) ja varsinaisen pohjoistaigan (52 000 km<sup>2</sup>) alavyöhykkeet. Metsämaata on yhteensä 9,468 milj. ha, josta puustoista on 5,13 milj. ha. Murmanskin alueesta on metsän peitossa 34,3 %. Paloalueita on 0,34 % metsämaan koko pinta-alasta ja hakkuuaukeita 2,94 %.

Aina 1900-luvun alkuun saakka Kuolan niemimaa lukeutui niihin Euroopan puoleisen Venäjän metsäalueisiin, joihin teollisuus ja maatalous olivat vaikuttaneet vähiten. Niemimaan primääristen metsien ekosysteemit ovat kärsineet suurina menetyksiä 1800-luvun lopulla alkaneen teollisen kehityksen myötä. Liikenneyhteyksien kehittyminen mahdollisti pääsyn syrjäisimmillekin alueille, minkä seurauksena ihmisen aiheuttamat metsäpalot, hakkuut ja teollisuuden päästöt levisivät laajalle alueelle ja vaikuttivat voimakkaasti metsien tilaan. Metsäpaloja syttyy myös luontaisesti (sateettomia ukonilmoja), mutta niiden osuus kaikista metsäpaloista on alle 2 %. Vuosina 1958–2002 vuotuinen metsäpalojen määrä vaihteli 24–846 metsäpaloon ja vuotuinen paloala vaihteli välillä 9–198 000 ha. Vuosina 1998–2002 paloi kaikkiaan 11 700 ha. Noin puolet metsämaista kuuluu erityisesti suojeltuihin alueisiin, joilla teolliset hakkuut ovat kiellettyjä ja vain tervehdyttävät hoitohakkuut ovat sallittuja. Talouskäytössä olevat metsät ovat pitkään jatkuneiden päätehakkuiden köyhdyttämiä.

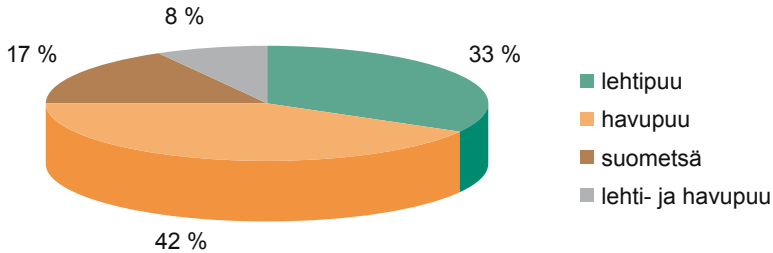
Murmanskin alueen primääriset metsät, mukaan lukien metsätundran koivikot, käsittävät noin 30 000 km<sup>2</sup> (Zaitseva ym. 2002). Metsätundran alavyöhykkeellä vallitsevat jäkäläiset ja varpu-sammaltyypin harvapuustoiset koivikot vuorotellen puuttoman tundran kasviyhdyksien kanssa. Puh-  
taat yhden lajin metsät eivät ole tyypillisiä Kuolan niemimaalle (Ramenskaja 1983), vaan vallitsevia ovat mänty-kuusi-, koivu-kuusi- ja kolmen peruslajin sekametsät. Tasankometsien valtapuulajeja ovat siperiankuusi (*Picea abies* ssp. *obovata*), mänty (*Pinus sylvestris*) ja rauduskoivu (*Betula*

*pendula*). Koko metsävyöhykkeellä esiintyy harvakseltaan pohjanpihlajaa (*Sorbus aucuparia* ssp. *glabrata*), raitaa (*Salix caprea*), kiiltopajua (*S. phyllicifolia*), harmaaleppää (*Alnus incana*), kuolanharmaaleppää (*Alnus incana* ssp. *kolaënsis*) ja haapaa (*Populus tremula*). Primääristen metsien (puhtaat ja männynsekaiset kuusikot) pinta-alasta on vanhoja kuusikoita 52 %. Laajoja kuusimetsäalueita halkovat tunturit ja koivikot. Sammaltyypin kuusikot ovat yleisimpiä. Mäntymetsiä on 26 % primäärisistä metsistä. Varpu-sammaltyypin ja varpu-jäkälätyypin metsät ovat vallitsevia. Edellisen tyypin valtalajina on puolukka, ja jälkimmäiselle tyypille ominainen piirre on hyvin kehittynyt ja pääasiassa *Cladina*-suvun hallitsema jäkäläpeite (Zaitseva ym. 2002).

Ensimmäiset havainnot Murmanskin alueen kääväkkäistä sisältyvät S. I. Vaninin tutkielmaan vuodelta 1927. Erillisiä kääväkäsajien löytöjä ovat kuvanneet E. H. Parmasto (1967), V. K. Neophitova (1972), M. Kaukonen (1996) ynnä muut. Sienilajiston pysyvä tutkimus Murmanskin alueella virisi Lapin biosfäärialueen ja Kantalahden rauhoitusalueen perustamisen jälkeen. Kantalahden rauhoitettujen saarten tutkimuksessa kerättiin näytteitä 289 kantasienilajista, joista 50 lajia kuului 28 kääväkässukuun (Pystina ym. 1969). Lapin luonnonsuojelualueen sienitutkimuksen aloitti 1950-luvulla N. M. Puškina (1961). Lista hänen löytämistään 19 kääväkäsajista on säilynyt vain käsikirjoituksena. Puuston sienitauteja aiheuttavia lajeja selvitettiin Moskovan metsäteknisen instituutin metsänsuojelututkijoiden voimin 1970-luvulla. Tutkimusraportti (1979) sisälsi 27 lahottajasienilajia. Lapin luonnonsuojelualueen sienilajiston inventointeja ja pysyviä tutkimuksia on jatkettu 1980-luvun puolivälistä lähtien. Joitakin tutkimustuloksia on julkaistu (Berlina 2000, 2002; Isajeva ja Berlina 1992, 2002; Isajeva 2001a, 2001b, 2002, 2003, 2005), jotkut tulokset ovat tallella julkaisemattomina raportteina (Berlina 1988, 1991). Murmanskin alueen sienilajiston kattavimpana kuvauksena on näihin aikoihin asti ollut V. I. Šubin ja V. I. Krutovin selvitys (1979), jossa on mainittu noin 80 kääväkäsajia.

## 5.2 Aineisto ja menetelmät

Venäjän Tiedeakatemian Kuolan tiedekeskuksen Pohjoisten alueiden teollisen ekologian instituutti on tutkinut Murmanskin alueen vanhojen metsien monimuotoisuutta vuodesta 2000 lähtien. Yhtenä tehtävänä on ollut arvioida eri sieniyhteisöjen nykytilaa ja tutkia sienilajiston runsauteen vaikuttavia luontaisia tekijöitä. Tutkimuskohteiksi valittiin pohjoistaigan vanhat metsiköt: *Pinetum empetroso-myrttilosum*, *Pinetum cladinoso-hylocomiosum*, *Pinetum cladinosum*, *Piceetum cladinosum*, *Piceetum empetroso-myrttilosum*, *Piceetum herbosum*, *Piceetum fruticulosu-hylocomiosum* ym.



Kuva 23. Kääväkkäiden tavallisimmat kasvialustat.

### 5.3 Tulokset

Alustavien tutkimustulosten perusteella sienilajisto on kohtalaisen monimuotoinen etenkin kuusimetsissä. Tähän mennessä näytekokoelmien ja kirjallisten tietojen mukaan alueella on havaittu 212 kääväkäslijää, jotka kuuluvat 19 lahkoon, 44 heimoon ja 101 sukuun. Lajirikkaimpia heimoja ovat *Chaetoporellaceae*, *Phellinaceae*, *Fomitopsidaceae*, *Corioloraceae*, *Schizophyllaceae*, *Phaeolaceae*, *Thelephoraceae*, *Peniophoraceae* ja *Bankeraceae*. Kasvialustoista yleisin on havupuu, erityisesti kuusi (kuva 23).

Uhanalaisiksi luokitelluista kääväkkäistä (Kotiranta & Niemelä 1996) Murmanskin alueelta on löydetty 22 lajia: pursukääpä (*Amylocystis lapponica*), mäyränkääpä (*Boletopsis leucomelaena*), pikkukennokääpä (*Datronia stereoides*), salokääpä (*Dichomitus squalens*), lohkokääpä (*Diplomitoporus crustulinus*), kaarnakääpä (*Diplomitoporus flavescens*), rusokantokääpä (*Fomitopsis rosea*), helтта-aidaskääpä (*Gloeophyllum abietinum*), liekkokääpä (*Gloeophyllum protractum*), lohikääpä (*Hapalopilus salmonicolor*), punakarokääpä (*Junghuhnia collabens*), pihkakääpä (*Onnia leporina*), männynpihkakääpä (*Onnia triquetra*), korkkikerroskääpä (*Perenniporia subacida*), lapakääpä (*Postia floriformis*), istukka-kääpä (*Postia placenta*), rusokääpä (*Pycnoporellus fulgens*), ruostekääpä (*Phellinus ferrugineofuscum*), aarnikääpä (*Phellinus nigrolimitatus*), välkkyludekääpä (*Skeletocutis stellae*), lapinkynsikääpä (*Trichaptum laricinum*) ja ruskakääpä (*Tyromyces kmetii*).

Suomalaisten sienitieteilijöiden (Kotiranta & Niemelä 1996) luokituksen mukaan alueelta on löydetty 21 vanhojen kuusimetsien indikaattorilajia: pursukääpä (*Amylocystis lapponica*), sitruunakääpä (*Antrodiella citrinella*), oravuotikka (*Asterodon ferruginosus*), lohkokääpä (*Diplomitoporus crustulinus*), rusokantokääpä (*Fomitopsis rosea*), punakarokääpä

(*Junghuhnia collabens*), louhennahka (*Laurilia sulcata*), punahäivekääpä (*Leptoporus mollis*), pihkakääpä (*Onnia leporina*), korkkikerroskääpä (*Perenniporia subacida*), karhunkääpä (*Phaeolus schweinitzii*), kuusen-  
kääpä (*Phellinus chrysoloma*), ruostekääpä (*Phellinidium ferrugineofus-  
cus*), aarnikääpä (*Phellinus nigrolimitatus*), pikireunakääpä (*Phellinus lun-  
dellii*), pohjanrypykkä (*Phlebia centrifuga*), istukkakääpä (*Postia placenta*),  
rusokääpä (*Pycnoporellus fulgens*), korpiludekääpä (*Skeletocutis odora*),  
sirppikääpä (*Skeletocutis lenis*) ja välkkyludekääpä (*Skeletocutis stellae*).

## 5.4 Päätelmät

Pohjoistaigan vanhat kuusi- ja mäntymetsät ovat sopiva elinympäristö monille kääväkkäille. Nämä lajiyhteisöt indikoivat puuston ikää ja met-  
säelinympäristön laatua myös muulle lajistolle.



Kuva: Anna-Liisa Ylisirjö.

Kuva 24. Korpiludekääpä (*Skeletocutis odora*) on vanhojen kuusikoiden indikaattori-  
laji, joka kasvaa järeillä maapuilla.

## 6 Sammal- ja jäkälälajiston monimuotoisuus Murmanskin alueella

Nadezhda Konstantinova, Olga Belkina ja Aleksei Melehin

Venäjän tiedeakatemian Kuolan tiedekeskuksen Polaaris-alpiininen kasvitieteellinen puutarhainstituutti, Kirovsk

### 6.1 Johdanto

Suurin osa Murmanskin alueen metsistä sijaitsee pohjoisborealisella metsävyöhykkeellä. Kirovskin puutarhainstituutin tehtävänä oli arvioida projektin puitteissa alueen kasvien ja jäkälälajiston monimuotoisuutta sekä niiden roolia metsäkasvillisuudessa.

### 6.2 Aineisto ja menetelmät

Tarkasteltavan aineiston pohjana käytettiin puutarhainstituutissa säilytettävää Venäjän suurinta sammal- ja jäkälänäytekokoelmaa. Kokoelma sisältää noin 20 000 sammalnäytettä ja 25 000 jäkälänäytettä, jotka on kerätty Murmanskin alueelta. Noin neljäsosa näytteistä on kerätty metsistä. Näytekokoelman perusteella laadittiin erilaisissa metsätyypeissä esiintyvien lajien luettelot.

Vaikka Murmanskin aluetta on tutkittu useita vuosia, monet kolkat ovat yhä tutkimattomia, ja joka vuosi on löydetty niin alueelle kuin koko Venäjällekin uusia lajeja. Uudet lajit ovat enimmäkseen huonosti tutkittuja jäkäliä. Projektin tutkimussuunnitelman mukaisesti inventoitiin joitakin vaikeapääsyisiä alueita: Katskimjoen alajuoksu (Lapin metsä -suojelualueeksi varattu alue Ylä-Tuuloman patoaltaan ympäristössä), Tsagajoen keskijuoksu Kameniktunturin juurella ja länsirinteillä (Panskitunturit), Uuralahden rannikko, ja Lapin luonnonsuojelualue (kuva 25). Näiltä alueilta kerättiin ja tunnistettiin noin tuhat lajia sekä laadittiin niitä koskevat sammal- ja jäkälälajien luettelot. Kerättyjen näytteiden joukossa oli Murmanskin alueelle uusia lajeja ja Murmanskin alueen, Venäjän ja Euroopan punaisiin kirjoihin sisältyviä harvinaisia ja uhanalaisia lajeja.



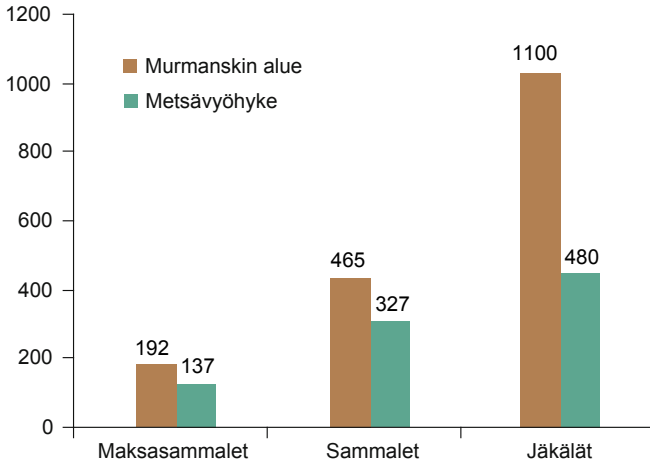
Kuva 25. Kartan tutkimusalueiden nimet: 1. Lapin luonnonpuisto (Laplanski zapovednik). 2. Katskimjoen alajuoksu (Lapin metsä). 3. Uuralahti, Aralahti (Vidyaevon kylän läheisyydessä). 4. Tsagajoki.

### 6.3 Tulokset

Murmanskin alueen metsävyöhykkeellä on havaittu yhteensä 137 maksamalla-, 327 lehtisamalla- ja 480 jäkälälajia. Metsälajien osuus kaikista Murmanskin alueella esiintyvistä lajeista on 71, 70 ja 43 % (kuva 26).

#### Epifyytit

Valtaosa Murmanskin alueen päällyskasveista on jäkäläiä, jotka paikoitellen peittävät puiden rungot lähes kokonaan aina latvaan saakka. Valtaenemistö epifyyttijäkälistä on karstajäkäläiä. Niitä esiintyy käytännössä kaikilla puu- ja pensaslajeilla. Eniten niitä kasvaa pajuilla ja haavoilla, joilla esiintyy useita alueella uhanalaisia lajeja kuten lännenhytelöjäkälä (*Collema nigrescens*), nystyruskokarve (*Melanelia exasperatula*), tummalaakajäkälä (*Phaeophyscia ciliata*) ym. Näiden joukkoon kuuluu myös Venäjän punaiseen kirjaan viety raidankeuhkojäkälä (*Lobaria pulmonaria*) (kuva 29). Pitkävartisista riippajäkälistä vain muutamat lajit olivat yleisiä ja runsaita varsinkin vanhoissa metsissä. Näitä ovat nauhaluppo (*Alectoria sarmentosa*),



Kuva 26. Uhanalaisten sammalien ja jäkälien lukumäärät Murmanskin alueen metsissä.

lapinluppo (*Bryoria simplicior*), aarniluppo (*B. nadvornikiana*) ja tummaluppo (*B. fuscescens*) (kuva 28). Kuitenkin Murmanskin alueella on vain vähän pohjoistaigassa tavallisten monilajisten sukujen (*Bryoria*, *Evernia*, *Ramalina*, *Usnea*) edustajia.

Kasvuolosuhteiden karuus selittää epifyttisammalten vähyden. Niitä tavattiin vain puiden runkojen tyvellä ja harvoin metriä ylempänä rungolla. Vain hyvin vanhoilla haavoilla esiintyvät kalkkihiippasammal ja tikanhiippasammal (*Orthotrichum anomalum*, *O. speciosum*) kasvavat 5–10 metrin korkeuteen.

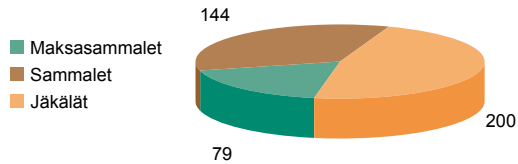
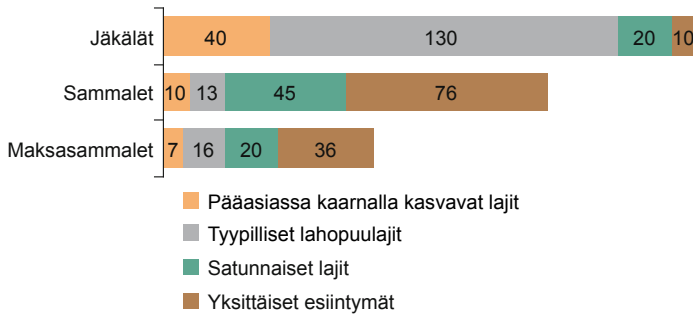
Uusilta kasvupaikoilta löydettyistä uhanalaisista jäkäläistä useimmat olivat epifyyttejä.

### Runkojen tyvet ja juurten niskat

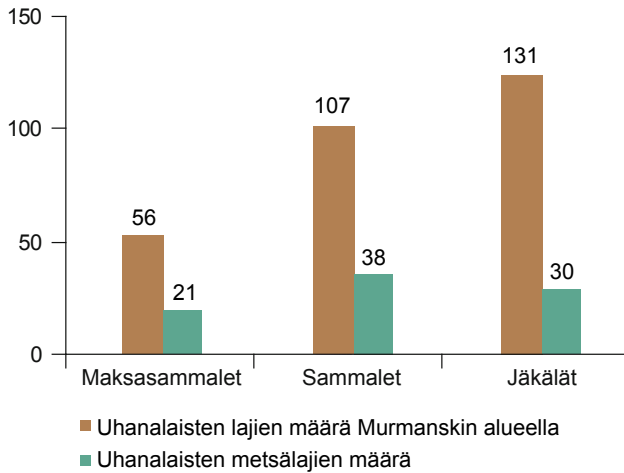
Näiltä kasvupaikoilta löydettiin 39 maksasammalta, 53 lehtisammalta ja 180 jäkälälajia. Nämä elinympäristön suhteen vaatimattomat lajit kasvavat enimmäkseen maalla ja puulla.

### Lahopuulajit

Lahoava puuainne on puiden runkojen ja tyvien kaltainen, yleinen kasvualue. Lahopuuta esiintyy kaatuneina runkoina, runkojen palasina, paksuina oksina ja kantoina. Lahopuulla on havaittu kasvavan 79 maksasammalta, 144 lehtisammalta ja 200 jäkälälajia. Lahopuulajit voidaan jakaa karkeasti neljään ryhmään: 1) varsinaiset eli lahopuulle rajoittuneet lajit,



Kuva 27. Lahopuulla kasvavien sammalien ja jäkälien lajimäärät.



Kuva 28. Uhanalaiset sammalet ja jäkälät Murmanskin alueen metsissä.





Kuva: Nadja Konstantinova

Kuva 29. Eräs raidankeuhkojäkälän (*Lobaria pulmonaria*) pohjoisimmista esiintymistä löydettiin vanhasta kuusimetsästä Zasteid-2:n (Siulutaldi) länsirinteeltä, jossa se kasvoi vanhalla raidalla (läpimitta 30 cm).



Kuva: Nadja Konstantinova

Kuva 30. Murmanskin alueella harvinainen lapinnaava (*Usnea lapponica*) on tässä levinneisyysalueensa pohjoisrajalla.

2) tyypilliset ja yleiset lajit, 3) satunnaisesti lahoppuulla esiintyvät lajit sekä 4) yksittäiset esiintymät lahoppuulla. Varsinaisten eli vain lahoppuulla esiintyvien maksasammal- ja lehtisammallajien osuudet ovat 7 % ja 5 % lahoppulajien määrästä ja jäkälien osuus on 20 %. Tyypillisiä lahoppulajeja on enemmän erityisesti jäkälien joukossa. Silti melkoinen osa jäkälälajeistakin esiintyy lahoppuulla vain satunnaisesti (kuva 27).

Kaikki varsinaiset lahoppuulla esiintyvät maksasammalet sisältyvät Murmanskin alueen punaiseen kirjaan. Niemimaalla ne esiintyvät levinneisyysalueensa pohjoisrajalla. Jotkut näistä lajeista esiintyvät satunnaisesti niemimaan eteläosissa ja ovat harvinaisia pohjoisempana metsänrajan tuntumassa.

## Kenttäkerroksen lajisto

Metsien kenttäkerroksessa havaittiin eniten maksa- ja lehtisammallajeja. Jäkälänäytteiden käsittely on vielä kesken. Kenttäkerroksessa on eniten varsin vaihteleviin ympäristöoloihin sopeutuneita yleislajeja ja vähän metsäsiin kasvupaikkoihin erikoistuneita lajeja.

Sammallajien runsaus vaihtelee huomattavasti eri metsätyypeillä. Runsaimmin sammalia esiintyy tunturien rinteillä, purolaaksojen ruohoisissa kuusikoissa, korvissa sekä kuusi- ja mäntymetsissä. Sammallajisto runsastuu huomattavasti niissä metsissä, joissa kenttäkerros on luontaisesti rikkoutunut (eläinten polkuja, tuulenkaatoja, jyrksijöiden koloja yms.).



Kuva: Nadja Konstantinova.

*Kuva 31. Soistuneissa kuusimetsissä lahopuu on uhanalaisten maksasammalien kasvupaikka: kantoraippasammal (*Crossocalyx hellerianus*, nykyään *Anastrophyllum hellerianum*), pikkuliuskasammal (*Riccardia palmata*) ja polkukämsammal (*Tritomaria exsectiformis*).*



Kuva: Nadja Konstantinova.

*Kuva 32. Suomuneulajäkälä (*Chaenotheca trichialis*) on yleinen kaarnalla ja puulla kasvava jäkälä.*

## Metsäpurojen ja -jokien varret

Metsien läpi virtaavien norojen ja pienten jokien rannat ovat suotuisia kasvupaikkoja monille sammal- ja jäkälälajeille (kuva 34), myös uhanalaisille lajeille. Tällaisten uomien vesitalous riippuu suuresti vesistöä suojaavan puuston elinvoimaisuudesta.

## Lohkareilla ja kalliopaljastumilla esiintyvät lajit

Murmanskin alueen metsäalueella esiintyy tyypillisesti paasia ja kalliopaljastumia. Näillä puuston varjostamilla kasvupaikoilla tavataan omaleimaisia kenttäkasviyhdyksuntia ja harvinaisia lajeja.

## Uhanalaiset sammal- ja jäkälälajit

Alueen metsistä on löydetty 30 uhanalaista jäkälälajia (23 % kaikista alueen uhanalaisista jäkälästä) sekä vastaavasti 38 lehtisammalta (37,4 %) ja 21 maksasammalta (37,5 %), jotka sisältyvät alueen punaiseen kirjaan.

Maastoseelvityksissä löydettiin viidentoista Murmanskin alueella uhanalaisen jäkälän uusia kasvupaikkoja sekä uusia uhanalaisten maksasammalien kasvupaikkoja. Monet näistä lajeista ovat Murmanskin alueella hyvin harvinaisia (kuva 30). Osa kyseisistä lajeista löydettiin rauhoitetuilta alueilta. Lapin luonnonsuojelualueelta löytyi viisi maksasammalta: kanto-



Kuva 33. Kaarnalla kasvava härmähuhmarjäkälä (*Sclerophora coniophaea*) on harvinainen Murmanskin alueella.

raippasammal (*Anastrophyllum hellerianum*), pikkulovisammal (*Lophozia ascendens*), haapasuomusammal (*Radula complanata*), pikkuliuskasammal (*Riccardia palmata*) ja kantokinnassammal (*Scapania apiculata*) sekä neljä kolmannen uhanalaisuusluokan jäkälää ja kolme toisen uhanalaisuusluokan jäkälälajia.

### Murmanskin alueelle uudet lajit

Maastotutkimuksissa löydettiin kaksi Venäjällä harvinaista jäkälälajia, joiden kasvupaikkoja ei Murmanskin alueella ole aikaisemmin tunnettu. Kyseessä ovat *Absoconditella sphagnorum* ja siimesruskeinen (*Psilolechia clavulifera*).

### Harvinaisten lajien uudet kasvupaikat

Lapin luonnonsuojelualueelta löydettiin kuusi harvinaista karstajäkälää (*Buellia triphragmioides*, härmänuppijäkälä (*Calicium glaucellum*), hentonelajäkälä (*Chaenotheca gracillima*), lauhaneulajäkälä (*Chaenotheca brachypoda*), kätköhyytelöjäkälä (*Collema occultatum* var. *occultatum*), härmähuhmarjäkälä (*Sclerophora coniophaea*)) (kuva 33) ja maksasammaaliin kuuluva kantopanusammal (*Calypogeia suecica*).



Kuva: Nadja Konstantinova.

*Kuva 34. Metsäjokien rannat ovat sopivia kasvupaikkoja harvinaisille jäkälille ja sammalille.*

## 6.4 Päätelmät

Metsiin tulisi jättää kaatuneet puut, koska huomattava osa alueen harvinaisista ja uhanalaisista lajeista esiintyy lahoppuilla. Tämä koskee erityisesti vanhoja ruohoisia ja varpuisia kuusikoita. Haavikoissa on hyvin omaleimainen ja arvokas epifyyttilajisto. Siksi monimuotoisuuden tukemiseksi vanhat haapametsä- ja haavansekaiset kuusimetsäsaarekkeet olisi suojeltava.

Maastotutkimuksissa löydettiin metsäaloja, joilla on tavallista enemmän harvinaisia ja uhanalaisia lajeja. Tämän seurauksena on laadittu perusteltu esitys luonnonmuistomerkin perustamiseksi Tsagajoen laaksoon, jossa on kolme vanhan metsän saarekettä. Lisäksi laaditaan esitys Tsagajoen luonnonmuistomerkin sisällyttämisestä Murmanskin alueen luonnonsuojelualueiden verkostoon.

Parhailtaan laaditaan esityksiä joidenkin havaittujen lajien sisällyttämisestä Murmanskin alueen punaiseen kirjaan.

## 7 Kuusen laikuittainen joukkokuoleminen vanhoissa metsissä

Vasili Tsvetkov

Arkangelin teknillinen yliopisto

### 7.1 Johdanto

Pohjoisen pallonpuoliskon vanhoissa keski- ja pohjoisborealisissa kuusimetsissä ajoittain toistuva puuston laikuittainen joukkokuoleminen on erityistapaus metsävaurioiden joukossa. Tämä ilmiö alkoi näkyä jälleen vuosisadan vaihteessa Dvinajoen ja Pinegajoen välisellä alueella. Vuoteen 2008 mennessä ilmiö laajeni luonnonkatastrofiksi: osittain kuolleiden metsiköiden pinta-ala on lähes 7,5 miljoonaa hehtaaria.

Laaja-alaisen kuolleisuuden erityispiirteinä voidaan mainita levinneisyyden laikuittaisuus, tuho vaikutuksen laaja-alaisuus ja äkillisyys sekä tuhojen keskittyminen puuvarannoltaan tuottoisiin metsiin. Puiden tuhoutumislähtöjen riippuvuus puuston ikärakenteesta ja esiintymispaikan pinnanmuodoista on epäselvää, ja kuolleisuusprosessien yhdistelmät ovat moninaisia (kinetiikka).

Tuhoutumisalueella on eriasteisesti kuivuneita kuusimetsiä ja terveinä säilyneitä eri puulajien metsiköitä, joiden joukossa on myös kuusimetsiä. Tuholaitukset sijaitsevat metsissä epäsäännöllisesti ja ovat pinta-alaltaan 0,02–1,0 hehtaaria.

### 7.2 Tulokset

Laikuittaisen kuoleamisen ilmiö alkaa kliimaksivaiheen kuusimetsissä, joita luonnehtivat selkeä valtapuulajin eri-ikäisyys, kuolleisuuden kanssa tasapainoileva vähäinen kasvu ja vakiintunut pintakasvillisuus. Puulajisuhteet ovat useimmiten olleet 80–90 % kuusta ja loput vajaa 20 % koivua, eli ne ovat tyypillisiä keskitaigan vanhoille kuusikoille. Puuston tilarakenteen suhteen metsiköt ovat keskitehtiä: pystysuuntainen sulkeutuneisuus on 55–65%. Runkojen läpimitta korreloi heikosti puiden iän kanssa. Runkopuun määrä vähenee vahingoittuneissa kuusikoissa 10–40 %.

Alueen eri puolilla suoritetut mittaukset osoittavat, että tuhoutuvien metsiköiden rakenne on vaihteleva. Vaihteluun on useita syitä: patogeenistä johtuva kuolleisuuden vaihtelu, metsikkörakenteesta johtuva tuho-

nopeuden vaihtelu, ja erot maaperätekijöissä. Näistä syistä metsiköiden kunto heikkenee ja siitä aiheutuu eriasteisia taloudellisia tappioita.

Laikuittaisesti kuolevissa samoin kuin normaalisti kehittyvissä puustoissa esiintyy usein kolme vallitsevaa ikäryhmää: **ikivanhat** (200–260-vuotiaat), **vanhat** (150–180-vuotiaat) ja **keski-ikäiset** (100–140-vuotiaat). Eri metsiköissä ryhmien ikäraajat saattavat poiketa näistä keskiarvoista. Niinpä tuoreissa mustikkatyyppin kuusikoissa tuhoutuneiden puiden osuudet mainituissa ikäryhmissä vaihtelivat 18–34%, 26–49% sekä 20–44% välillä. Yhtä vaihteleviksi ovat osoittautuneet runkotilavuuksien keskinäiset suhteet.

Tuholaikkujen puuston ikärakenne on myös vaihteleva. Voidaan puhua kahdesta rakennetyypistä: a) ikivanhat ja vanhat ja b) eri-ikäisrakenteiset puustot. Tuhoutuneiden kuusten joukossa on toisen ja kolmannen sukupolven puita eniten niissä puustoissa, joissa oli tehty valikoivia hakkuita (Verkolskojen metsänhoitoalue). Tuhoutuneiden puiden yleinen osuus kuvioitain vaihtelee suuresti, 8–36 % valtapuulajin runkoluvusta. Vuonna 2007 kuolevien ja selkeästi heikentyneiden puiden osuus oli tutkituissa metsissä korkeintaan 15 %.

Tuholaikkujen rajat voidaan jakaa kolmeen tyyppiin: selvärajaiset, pit-simäiset ja diffuusit. Taulukossa 3 on kuvattu tuholaikkujen puuston tilarakennetta esimerkkinä Karpogorskin metsänhoitoalueen kvartaali 188.

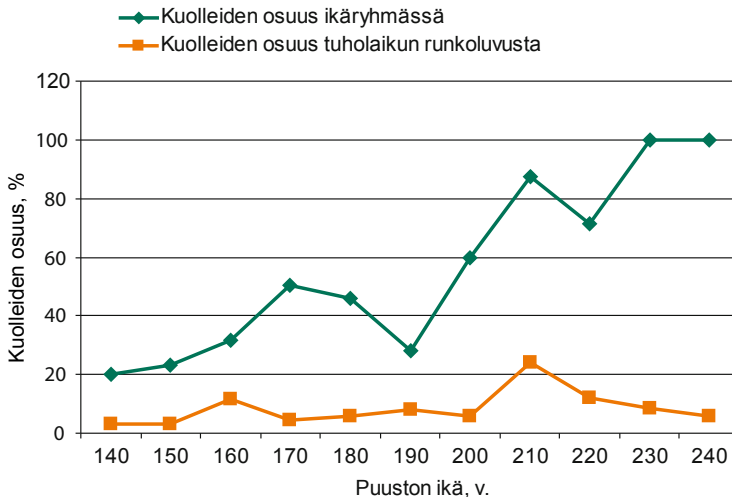
*Taulukko 3. Kunnoltaan ja puustojaksoltaan erilaisten puiden osuudet rajoiltaan erilaisilla tuholaikuilla.*

Laikun rajojen tyyppi, % kuvion pinta-alasta	Puusto-jakso	Kuntoluokkien (tuhoutumisasteen) osuudet, %							
		I	II	III	IV	V	VI	Keskimääräinen tuhoutumisaste kuviolla	
Selvärajainen, 24,0	I	5	19	14	19	9	34	IV, 1	II, 4
	II	17	28	22	11	7	15	III, 1	I, 9
	III	20	28	20	9	19	4	III, 0	I, 7
	IV	-	20	66	-	24	-	III, 6	II, 0
	V	-	50	50	-	-	-	II, 5	I, 6
Yhteensä		8	22	35	7	14	14	III, 4	II, 0
Epäselvärajainen, 18	I	22	29	23	-	15	11	II, 9	I, 8
	II	14	31	27	4	10	4	II, 5	I, 5
	III	24	37	18	6	9	6	II, 6	I, 5
	IV	12	25	12	13	38	-	III, 3	II, 4
	V	-	33	-	33	34	-	III, 7	III, 0
Yhteensä		16	27	18	8	25	6	III, 2	I, 8

Joissakin laikuissa jokseenkin terveet kuuset kuuluivat vallitsevaan puustojaksoon, toisissa taas lähinnä II ja III jaksoon eli vastasivat kulloisenkin kuvion puuston keskiarvoja. Muutamissa hakkuilla käsitellyissä laikuissa kuoleminen on kohdistunut enimmäkseen alempien puustojaksojen yksilöihin eli tuho saattaa levitä yhtä hyvin ylispuiden kuin alikasvoksenkin kautta sekä jokseenkin tasaisesti latvuskerroksesta riippumatta. Eri syistä tuhoutuneiden puiden joukossa kuolleiden osuus vaihteli 28–59 % välillä. Järeät, hyvin vanhat kuuset muodostivat valtaosan kuolleista puista. Suhteellisen terveiden puiden osuus tutkituissa puustoissa oli keskimäärin 35 % (vaihtelu 23–49 % välillä). Olennaista on, että viime vuosina havaitun puiden kuoleminen äkillisyys on muuttanut metsäpatologiassa vakiintuneita käsitteitä ”tuoreesta” ja ”vanhasta” kuolleesta puusta. Laaja-alaista kuoleamista seurattaessa on todettu, että edellisenä vuonna kuolleet puut muistutavat suuresti ”vanhoja”.

Tuholaikkujen puuston ikärakenne on esitetty kuvassa 35 Karpogorskin metsänhoitoalueella saatujen tutkimustulosten pohjalta.

Yli-ikäisten kuusten laikuittainen laaja-alainen kuoleminen ilmenee yleensä puuston muiden heikkenemistyyppien yhteydessä. Näitä ovat luontaiset taustailmiöt, kuten puiden spontaani kuoleminen vanhuuttaan, sienitautien (lahottajasierojen) aiheuttama kuoleminen satunnaisesti pieninä ryhminä tai yksin puin. Melkein kaikkialla esiintyy tuulenskaatoja ja rytöjä.



Kuva 35. Puuston ikärakenne ja keloutuneiden puiden osuudet ikäryhmittäin Karpogorskin metsänhoitoalueella.

Rydöt ovat useimmiten lahottajasienten seurauksena syntyviä rakenteita. Muutamissa tapauksissa tilannetta ovat heikentäneet lumivauriot, joille erikäisissä metsiköissä ovat erityisen alttiita vanhat kuuset. Kuitenkin näiden heikentävien tekijöiden yhdistelmissä joukkokuoleamisen osuus on tavallisesti 80–90 % kuolevien puiden määrästä.

Joukkokuoleamisen on todettu etenevän useimmiten tavanomaisen harsuuntumisen kautta, jolloin koko latvuksen neulasto kuivuu yhtäaikaaisesti. Kun luontaisesti vanheneva neulasto kellastuu ja ruskettuu ennen karisemista, niin joukkokuolemisessa haalistuminen etenee rinnan harsuuntumisen kanssa. Koko neulasto muuttuu tuhkanharmaaksi ja karisee. Vain harvoissa tapauksissa kuoleminen on todettu leviävän alempien puustojaksojen kautta. Tällainen leviäminen tapahtuu lähinnä eri-ikäisten puiden tiheissä kasvustoissa.

Puun vanhetessa luontaisesti neulasto haalistuu ja karisee monella tavalla: edeten alhaalta ylös, pesäkelähtöisesti ja suhteellisen tasaisesti. Kuusen kuollessa luonnollisesti neulasto haalistuu jokseenkin tasaisen nopeutuvasti ja karisee sitä mukaa. Neulaston värin muutos ja kariseminen alkavat latvuksen eri osien vanhemmista neulasista. Taulukossa 4 verrataan joitakin tunnettuja kuusen kuolemissyitä tarkasteltavaan laikuittaiseen joukkokuolemiseen. Laikuittaisen joukkokuoleamisen etenemisnopeus on verrattavissa kuusen kaikkein tuhoisimpiin kuolintapoihin.

*Taulukko 4. Yksittäisten kuusten, puuryhmien ja metsiköiden heikkenemisen nopeudet erilaisten kuolleisuustekijöiden vaikuttaessa.*

Puuston kuolleisuustekijä	Vaurioitumisasteiden kesto aika kuntoluokittain (tuhoutumisasteittain), vuosia						
	I–II	II–III	III–IV	IV–V	III–V	II–V	I–V
1. Luontainen vanheneminen	5–7 (10)	3–5 (7)	2–3	1–3	3–5	10–12	> 12
2. Äkillinen tulva	1	≤ 1,0	≤ 1,0	≤ 1,0	2–3	3–4	4–5
3. Pitkällinen tulva	2–5	1–3	1–2	≤ 1	4–5	5–7	7–10
4. Tyvilahot	≤ 10 (15)	3–5	2–3	1–2	3–5	5–10	> 10–15
5. Äkilliset saastetulvat (> 1,0 mg/m <sup>3</sup> )	1	1–2	1	2–3	4–6	5–7	6–8
6. Pitkälliset saastetulvat (> 0,05 mg/m <sup>3</sup> )	5–7	3–5	2–3	1–3	7–10	10–12	> 15
7. Tuulenkaadot, rydöt, lumivauriot							≤ 1
8. Aukkodynamiikka							1–15
9. Laikuittainen joukkokuolleisuus		≤ 1	≤ 1	≤ 1	1–2	1–3	2–3 (4)



Tarkasteltavan ilmiön syitä ei ole onnistuttu selvittämään. Tämä ilmiö on kuusen ja sen sukulaisen, pihtakuusen biologinen erityispiirre. Ilmiön laajamittaisuus ja toistuvuus osoittavat yksiselitteisesti, että ilmiön aiheuttajat liittyvät kuusipopulaatioiden erikoiseen tapaan reagoida stressitilanteisiin. Ilmiön syitä kannattanee etsiä joistakin huomiotta jääneistä meteorologisten tekijöiden vaihteluista, jotka liittyvät vesi- ja lämpötalouteen ja ilmastomuutokseen.

Metsä palautuu kuusimetsien joukkokuolemista ja häiriöistä. Vuosien kuluttua (ehkä 20–40 vuotta) luonto ”nuolee haavansa”. Palautuminen on helpompaa ja nopeampaa, jos ihminen ei puutu näihin metsäekosysteemeihin vaan antaa luonnon valita tervehdyttämiskeinot.

Tarkastellun kaltaisilla metsäalueilla vakiintunut metsänkäyttötapa ei suo metsille mahdollisuutta nopeaan palautumiseen. Todennäköisimmältä tuntuu, että kuusimetsien ekosysteemit kehittyvät luontaista tietä eli puulajisuhteiden muutosten kautta. Talouden ja metsänkäytön kannalta tämä tie on tappiollinen, mutta ympäristön kannalta järkevin. Tiedetään, että kuusimetsän yhtenä kehitysvaiheena on maaperää tehokkaasti parantava koivikkovaihe. Luontaisen tien valinta merkitsee kiertoajan pidentymistä 40–50 vuodella.

### 7.3 Päätelmät

Ilmiön metsänhoidollinen ja taloudellinen näkökulma on kiperä. Metsäteollisuusyritykset ovat vuokranneet useita miljoonia hehtaareja vanhoja kuusimetsiä. Niissä tehtävät laajat hakkuut ovat nostaneet esille monia metsänuudistamiseen ja taloudellisuuden turvaamiseen liittyviä kysymyksiä. Käytössä oleva pitkiä taimettumisjaksoja edellyttävä hakkuujärjestelmä on erittäin tappiollinen. Siksi on syntynyt tarve tarkastella uudelleen vanhojen metsien hyödyntämismenetelmiä.

Tarkastellulla alueella aika ajoin toistuvaa kuusen laikuittaista joukkokuolemista ei periaatteessa ole nykyään mahdollista estää. Metsänhoidollisin keinoin ilmiö on ehkäistävissä vain yhdellä tavalla: muuttamalla alueen metsien ikärakennetta vähentämällä yli-ikäisten ja hakkuukypsien puustojen osuutta.

Kuusen joukkokuolemien ennakointi on edelleen ajankohtainen. Ongelma on ratkaistavissa ainoastaan järjestämällä nykyaikaisia menetelmiä ja laitteistoa käyttävä systemaattinen seuranta.

## 8 Metsien palonjälkeinen kehitys Lapin luonnonsuojelualueella

Vasili Nešatajev

Pietarin valtiollinen metsätalouden ja metsäteknologian akatemia,  
kasvitieteen ja dendrologian laitos

### 8.1 Johdanto

Etevä venäläinen tutkimusmatkailija A. T. Middendorff totesi jo 1800-luvulla, että ”metsäpalot kuuluvat luonnon kehityskulun tärkeimpiin viritäjiin, joiden kautta metsä lisää tietynlaista monimuotoisuuttaan”. N. M. Puškina (1960) on tutkinut kasvillisuuden palonjälkeistä kehityskulkua vuodesta 1936 lähtien Lapin luonnonsuojelualueella. Vuonna 1987 luonnonsuojelualan kasvillisuus kartoitettiin ja perustettiin typologinen profiili kiinteine koealoineen.

Tutkimuksen tavoitteena oli tarkentaa palaneiden metsäalueiden ja pohjoistaigan maisemien dynamiikkaa kuvaavia aikaisempia malleja. Tavoitteena on myös testata kiinteillä koealoilla A. J. Gordjaginin (1900) oletusta palojen vaikutuksesta jäkälien ja sammalten sekä männyn ja kuusen keskinäisiin suhteisiin analysoimalla kiinteiden koealojen kasvillisuusmuutoksia.

Tutkimuksen tehtävänä oli inventoida uudestaan kasvisto ja maaperä kiinteillä koealoilla, jotka perustettiin Lapin luonnonsuojelualueelle vuonna 1987, sekä analysoida kasvillisuuden ja maaperän kehityskulkua. Tehtävänä oli myös päivittää Lapin luonnonsuojelualan kasvimaantieteellinen kartta kiinteiltä koealoilta saatujen tulosten perusteella.

### 8.2 Aineisto ja menetelmät

#### Tutkimusalue

Tutkimuksia on tehty Venäjän Federaation Murmanskin alueen Lapin luonnonsuojelualan Pirengan ja Tšunozeron metsänhoitoalueilla, jotka sijaitsevat metsävyöhykkeellä 130–400 metrin korkeudella merenpinnasta. Kasvimaantieteellisen luokituksen mukaan alue luetaan Pohjois-Euroopan pohjoistaigan kasvimaantieteellisen vyöhykkeen Kuolan-Petšoran alavyöhykkeeseen.

## Maaperän ja kasvillisuuden inventointimenetelmät

Hakaton 27 kilometrin pituisen linjan varteen vuonna 1987 perustettiin 200 metrin välein ja tiheämpäänkin sarja kiinteitä koealoja. Koealoilta mitattiin puustotunnukset, selvitettiin kenttäkerroksen lajisto ja kunkin lajin peittävyys, mitattiin maaperän pintakerrosten paksuus ja määritettiin maaperien raekoostumus. Maaperän tiheysnäytteet otettiin analysoitavaksi 34 koealalta.

Kullekin koealalle määritettiin aika, jonka kasvillisuus oli ollut ilman palon vaikutusta (sukessiojaksoksi).

Vuosina 2006 ja 2007 mainitut määriykset toistettiin samalla tavalla.

## Aineiston analyysimenetelmät

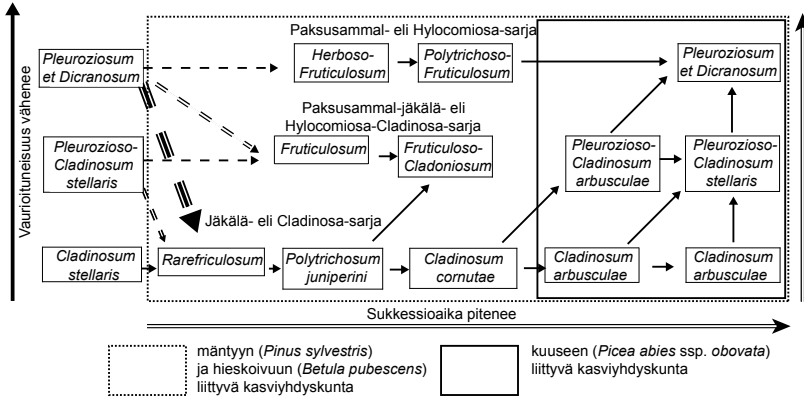
Selittävien ja selitettävien tunnusten keskinäistä riippuvuutta selvitettiin korrelaatio-, hajonta- ja regressioanalyysin menetelmin.

## Kasvillisuuden kartoitusmenetelmät

Venäjän tiedeakatemian V. L. Komaroville nimetyn botaniikan instituutin maantiedon laboratorio laati 1987 Lapin luonnonsuojelualan kasvillisuuskartan (1:50 000). Kartoitusta johti laboratoriapäällikkö T. K. Jurkovskaja. V. Nešatajev ja B. Kovalenko laativat metsäkasvillisuuden kartan maastotutkimusten tulosten ja ilmakuvien (1:4000) tulkinnan pohjalta. Opastavina lähteinä käytettiin kiinteiden koealojen arviointituloksia, kolmen kiinteän koealan (kukin 20–30 km<sup>2</sup>) kasvillisuuskarttoja, kasvillisuuskuvauskuksia noin 150 km:n pituisilta linjoilta, Luoteis-Venäjän ”Lesprojektin” 1983 laatimia metsäsunnitteluaineistoja sekä N. M. Puškinin laatimaa metsäpalojen historiaa (1895–1983) kuvaavaa karttaa. Vuosien 1986–1987 kenttäkaudella tarkennettiin aiempien metsäpalojen rajat ja kerättiin kuutisensataa luonnonsuojelualan metsäkasvillisuuden kuvausta. Näiden aineistojen pohjalta täsmennettiin kasvillisuuden luokitusta ja laadittiin merkistö kasvillisuuskarttaa varten. Karttaselitys rakentuu ekologis-dynaamiseen periaatteeseen. Metsäkasvillisuus esitetään kartassa kahden vyöhykkeen, havumetsän ja tunturikoivikon kasvillisuutena. Havumetsäkasvillisuus ja sen tilalle muodostunut sukessiokasvillisuus luokiteltiin kasvupaikkatyyppeihin maaperän kosteuden ja raekoostumuksen mukaan seuraavasti:

- A. Hyvin vettä läpäisevillä mailla kasvavat metsät;
- B. Ohuilla kalliopohjaisilla mailla kasvavat metsät;
- C. Heikosti vettä läpäisevillä mailla kasvavat metsät;
- D. Soistuneiden kasvupaikkojen metsät.

Seuraavassa vaiheessa kussakin kasvupaikkatyyppissä erotettiin edelleen kasvivyhdyskuntasarjoja (kuva 36) valtapuulajin ja puuttomien alojen kenttä-



Kuva 36. Pohjoistaigan kuivien kankaiden kuusikoiden uudistumiskaava kasvillisuuden palonjälkeisen eriytymisen tulkinnasta. Katkoviivanuolet osoittavat palon aiheuttamia muutoksia: yksiviivainen heikon, kaksiviivainen kohtalaisen ja kolmiviivainen voimakkaan palon jälkeen. Yhtenäiset nuolet osoittavat palonjälkeisen uudistussukcession suuntia.

ja pohjakerroksen lajiston yhtäläisyyden perusteella. Luokittelua tarkennettiin edelleen valtapuulajien tai niiden puuttumisen sekä palonjälkeistä kehityskulkua kuvaavien lajiryhmien perusteella. Voimakkaalle ilmansaastumiselle altistuneet kasviyhdykunnat, joiden puusto ja pohjakerros ovat tuhoutuneet tai pahasti vaurioituneet, erotettiin omaksi ryhmäksi. Kasvillisuuden palonjälkeisen kehityksen kaavaa rakennettaessa nojattiin N. M. Puškinan (1960) esittämään kaavaan. Alimman asteen luokitukset koskivat puuston ikäryhmiä: taimikot (alle 40-vuotiaat havupuustot ja alle 20-vuotiaat koivikot), keski-ikäiset (alle 100-vuotiaat havupuustot ja alle 50-vuotiaat koivikot) sekä kypsät puustot (keski-ikäisiä vanhemmat).

### 8.3 Tulokset

#### Kasvillisuuden kehityskulku palojen jälkeen

Saamamme tulokset vahvistivat aiemmin välillisesti rakennetut kasvillisuuden palonjälkeisen kehityksen kaavat kosteita ja tuoreita maita koskien (kuva 36). Kiinteiltä koaloilta saatujen tunnusten perusteella rakennettiin Euroopan pohjoistaigan kuivien kankaiden ekosysteemien kehityskaava, joka eroaa aiemmin esitetyistä.



Kuva: Vasily Nešatajev

*Kuva 37. Vuoden 1927 kuloalueelle kasvanut jäkälävaltainen männikkö Lapin luonnonsuojelualueella.*

Tutkimuksin saatiin selville, että metsäpalojen ja muiden häiriöiden puuttuessa pohjoistaigan kuivilla kankailla vuosisatoja jatkuneissa sukkesioissa on muodostunut varpu-sammalvaltaisia kuusimetsiä. Kaikki mäniköt ja koivikot edustavat joko primaarisia sukkesiovaiheita tai palon tai muun häiriön jälkeisiä muutosvaiheita.

Rae- ja kivilajikoostumukseltaan samanlaisilla aloilla, joilla metsäpalot vaurioittavat erilaisia sammal- ja jäkäläpeitteitä eri tavalla, sukkesio etenee eri nopeudella ja puusto vaihtelee paljon lajistoltaan ja tiheydeltään. Pintakasvillisuuden jäkälävaltaisille yhdyskunnille on tunnusomaista, että kenttäkerros ja puusto kärsivät metsäpaloista eniten ja että palojen väliajat ovat lyhimpiä eli paloja tapahtuu tiheimmin. Sammalvaltaisissa yhdyskunnissa kenttäkerros ja puusto kärsivät metsäpaloista vähiten ja palojen väliajat ovat pisimpiä eli paloja tapahtuu harvimmin. Kun pintakerroksessa sammalia ja jäkälä on jokseenkin tasapuolisesti, yhdyskunnat ovat haavoittuvuudeltaan väliasemassa.

Tutkimustuloksiin nojaavan kasvillisuuden palonjälkeistä eriytymistä puoltavan näkökannan mukaan aiempien tutkijoiden erottamat kolme kuivien kankaiden kasvillisuuden palonjälkeisen uusiutumisen sarjaa

(sammaloituminen, paksusammaloituminen-jäkälöityminen ja jäkälöityminen) kytkeytyvät toisiinsa. Jäkälien ja sammalien suhde riippuu niissä kenttäterroksen ja puuston palovaurioasteesta, edellisestä metsäpalosta kuluneesta aikajaksosta sekä paloalueen puuston luontaisen uudistumisen onnistumisesta, joka puolestaan riippuu lähimmän metsänreunan etäisyydestä ja lajistosta.

Jäkälöitymis- ja sammaloitumis-jäkälöitymissarjassa karhunsammalet korvautuvat vähitellen malja- ja puikkomaisilla torvijäkälillä (puikkotorvijäkälä – *Cladonia cornuta* ssp. *cornuta*, kalliotorvijäkälä – *C. borealis*), torvijäkälät korvautuvat edelleen röyhelömäisillä valko-, mieto- ja harmaaporonjäkälällä (*Cladina arbuscula*, *C. mitis*, *C. rangiferina*), harmaa- ja mietoporonjäkälä korvautuvat palleroporonjäkälällä (*Cladina stellaris*), jäkälät korvautuvat paksusammalilla.

Palosta kuluneen ajan pidetessä kaikki kolme kehityssarjaa päätyvät paksusammaliin, ts. jäkälä- ja jäkälä-paksusammalpeite korvautuvat paksusammaleisella.

Pintakasvillisuuden sukkession myötä metsämaan humuspitoinen maannos paksunee ja typen pitoisuus juuristokerroksessa kasvaa. Puustossa ja alikasvoksessa sukkessio ilmenee kuusen osuuden lisääntymisenä.

Näin ollen saadut tulokset vahvistivat sen Gordjaginin (1900) oletuksen, että havumetsävyöhykkeen kuivilla kankailla kasvillisuuden sukkessio päättyy varpu-paksusammaleiseen kuusivaltaiseen metsään.

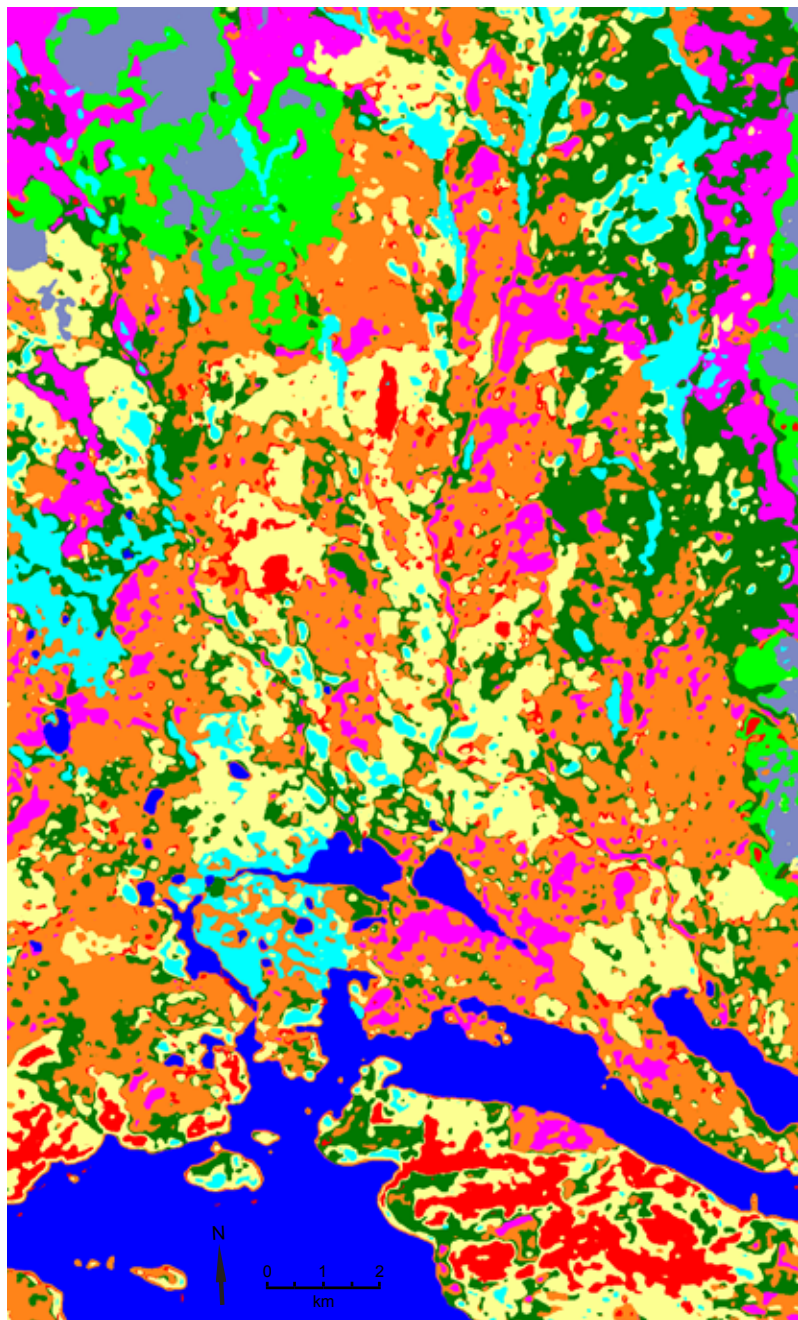
## Kasvillisuuskartan päivitykset

Rakennettu uudistumiskaava ja sukkessiovaiheiden vaihtumisnopeuden kuvaamiseksi luodut tunnuksat sekä vuosina 1986–1987 kerätyt kasvupaikatyyppiä, puuston ikää ja palosta kulunutta aikaa koskevat kuviotiedot olivat apuna kuvioiden luokittelussa tyypeittäin (2007).

Puustojen vaurioitumista uusissa paloissa ja myrskyissä on seurattu satelliittikuvia käyttäen.

	Kuusikot		Hieskoivikot
	Sammaleiset männiköt		Tunturikoivikot
	Jäkälämänniköt		Suot
	Kalliopaljastumat		Tunturipaljaket
			Vesikasvillisuus

Kuva 38. Osa Lapin luonnonpuiston kasvillisuuskarttaa (yleistetty).



## 9 Metsän luontaisen kehityksen ja monimuotoisuuden huomioon ottaminen metsien käsittelyssä

Timo Kuuluvainen

Helsingin yliopisto, metsäekologian laitos

### 9.1 Monimuotoisuutta turvaavan metsänkäsittelyn perusteet

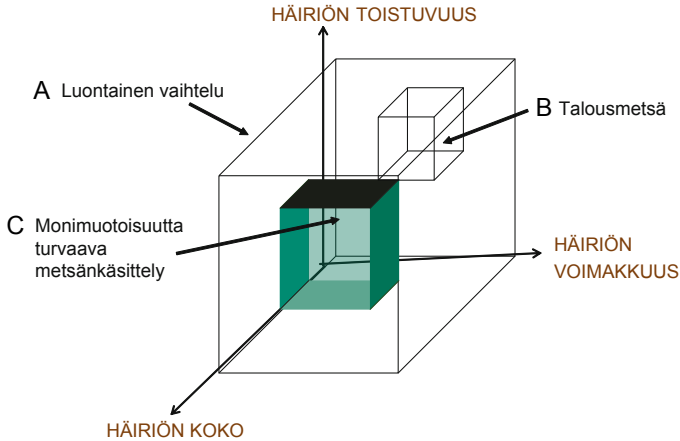
Kuten luvusta 1. kävi ilmi, eroavat perinteisten avohakkuiden luomat metsärakenteet suuresti luonnontilaisten häiriö- ja sukessioprosessien luomista vaihtelevista metsärakenteista. Metsän luontaisen häiriödynamiikan mukailua metsänkäsittelyssä onkin esitetty tärkeäksi lähtökohdaksi pyrittäessä turvaamaan monimuotoisuutta talousmetsissä (Hunter 1999, Bergeron ym. 1999, Kuuluvainen 2002).

Monimuotoisuutta ylläpitävässä metsätaloudessa on toiminta suunniteltava niin, että metsänkäsittelyssä mukaillaan metsän luontaisia häiriöitä ja niiden luomia elinympäristörakenteita. Tavoitteena on löytää sellainen metsien käsittelyn tapa, jossa saavutetaan tavoitteeksi asetettu kompromissi metsien käytön taloudellisten, ekologisten ja sosiaalisten päämäärien välillä. Yleisenä periaatteena voidaan pitää, että kun talousmetsiin pyritään palauttamaan luonnonmetsille ominaisia, vaihtelevan ja hierarkkisesti rakentuneen elinympäristömosaiikin piirteitä, on välttämätöntä luoda vaihtelua metsänkäsittelyn aiheuttamien häiriöiden voimakkuuteen, laatuun, laajuuteen ja toistuvuuteen (kuva 39).

Tämä merkitsee käytännössä sitä, että metsiköitä käsitellään erilaisin hakkuuin (Bergeron ym. 2002). Avohakkuiden rinnalla käytetään eriasteisia osittais- ja pienaukkohakkuuta, hakkuualojen kokovaihtelua laajennetaan, kiertoaikoja vaihdellaan ja osan metsiköistä annetaan kehittyä hyvinkin vanhoiksi (Kuuluvainen 2002). Tärkeitä metsän rakennepiirteitä ovat muun muassa järeät elävät ja kuolleet puut, maaperähäiriöt (juuripaakut ja -laidut) sekä monikerroksiset vanhojen puuyksilöiden luonnehtimat metsikkö-rakenteet (Jonsson & Esseen 1990, Esseen ym. 1997, Siitonen 2001).

Metsän luontaisia rakenteita ja dynamiikkaa mukailevan metsänkäsittelyn kehittämiseksi tarvitaan tietoa metsän luontaisesta rakenteesta ja dyna-



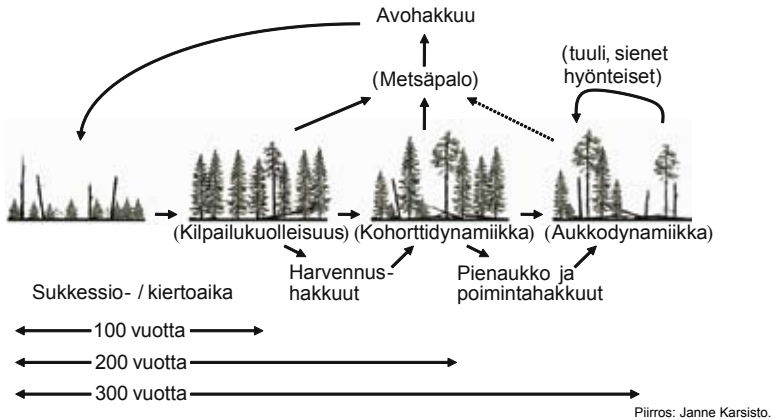


Kuva 39. Havainnollistava esitys häiriöiden toistuvuuden, koon ja laadun vaihtelevuudesta luonnonmetsässä (A), jossa esiintyy paljon luontaista vaihtelua häiriöiden koon, toistuvuuden ja voimakkuuden suhteen, ja kahdessa talousmetsässä (B ja C). Vaihtoehto B kuvaa tilannetta talousmetsässä jossa häiriödynamiikassa esiintyy vähän vaihtelevuutta. Vaihtoehto C kuvaa tilannetta, jossa talousmetsän käsittelyssä sovelletaan luonnonmetsän häiriödynamiikalle ominaista vaihtelua, jonka avulla metsässä voidaan paremmin ylläpitää luontaisia rakenteita ja elinympäristöjä (Bergeron ym. 2002).

miikasta (Bergeron ym. 2002, Hunter 1999, Franklin ym. 2002, Kuuluvainen 2002, Lindenmayer & Franklin 2002). On myös otettava huomioon, että metsien luontaisessa häiriö- ja sukessiodynamiikan ominaispiirteissä on sekä alueellista että maantieteellistä vaihtelua, minkä vuoksi metsien käsittelysuunnitelma on sovitettava kunkin alueen ominaispiirteisiin.

Monimuotoisuuden turvaamiseen tähtäävä metsien käsittely eroaa perinteisestä avohakkuisiin perustuvasta metsätaloudesta. Perinteinen metsänhoito pyrkii kontrolloimaan ja yhdenmukaistamaan puiden, metsiköiden ja metsäalueiden rakenteita ja tällä tavoin saavuttamaan lyhyen tähtäimen taloudellisia tavoitteita. Monimuotoisuuden turvaamiseen tähtäävä metsien käsittely sen sijaan pyrkii luomaan ja pitämään tarkoituksellisesti yllä metsän rakenteen luontaista vaihtelua ja elinympäristöjen kirjoa. Tämä edistää myös metsäekosysteemin terveyttä ja kykyä palautua häiriöistä sekä sopeutua muuttuviin olosuhteisiin kuten ilmastonmuutokseen.

Seuraavassa kuvataan niitä luonnonmetsistä johdettavia metsänkäsittelyn periaatteita, joita voidaan soveltaa, kun metsien hoidon tavoitteena on sekä tuottaa puuta että pitää yllä monimuotoisuutta.



Kuva 40. Havainnollinen kuva siitä, kuinka luontaisia metsän kehitysvaiheita ja häiriödynamiikkaa (suluissa) voidaan mukaila metsänhoidolla, jossa sovelletaan voimakkuudeltaan ja toistuvuudeltaan erilaisia hakkuutapoja. Tässä nk. monikohortti-lähestymistavassa tavoitteena on metsän eri rakennetyyppien luontaisen kaltainen esiintyminen metsämaisemassa (Bergeron ym. 2002).

## Säilytetään metsiköiden rakenteellinen vaihtelevuus

Perinteisen metsänhoidon tavoitteena on tehokas puuntuotanto tila- ja puustorakenteeltaan tasaisissa metsiköissä. Perinteiset uudistushakkuumenetelmät, avohakkuu, siemenpuuhakkuu ja suojuspuuhakkuu johtavat siihen, että kaikki tai lähes kaikki aikaisemman sukupolven puusto poistetaan ja saadaan aikaan uusi tasaikäinen puusukupolvi. Myös puuston harvennukset johtavat pitkälle samankaltaiseen metsien latvus- ja tilarakenteeseen. Nämä metsänhoidon standardimenetelmät ovat perusteltuja puuntuotannon kannalta, mutta niillä on vain rajalliset mahdollisuudet turvata metsän monimuotoisuutta.

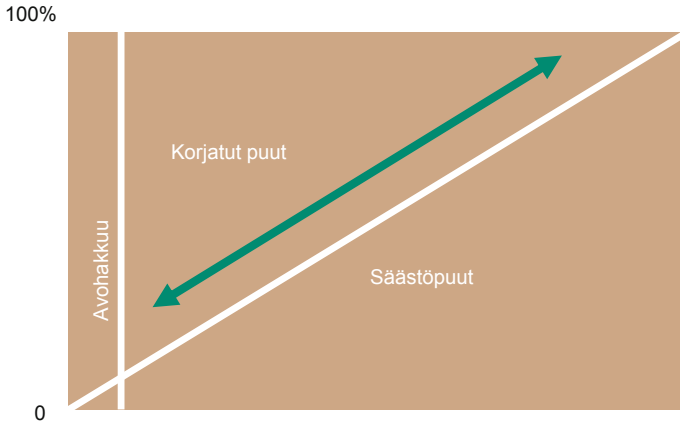
Metsän luontaisen häiriö- ja sukessiodynamiikkaan perustuva, monimuotoisuutta ylläpitävä metsänhoito pyrkii tietoisesti säilyttämään metsiköiden rakenteellisen ja samalla elinympäristöjen monimuotoisuuden. Elävän puuston ohella otetaan huomioon myös kuollut puuainees. Metsikön käsitteilytavan ratkaisee tavoiteltava puuston ikä-, koko- ja lajirakenne. Vaikka metsien häiriö- ja sukessiodynamiikka vaihtelee luonnontilaisissa metsissä suuresti, voidaan borealisissa havumetsissä karkeasti ottaen hahmottaa kolme pääasiallista metsän häiriö- ja uudistumismallia ja niihin liittyvää metsärakennetyyppiä: (1) voimakkaat kaikki puut tappavat häiriöt ja niitä seuraavat melko tasaikäisen metsän sukessiot, (2) toistuvien pintapalojen ja muiden laajempien osittaishäiriöiden ylläpitämä vaihteleva, eri-ikäisistä puustojakoista koostuva, usein mäntyvaltainen metsärakenne (kohorttidynamiikka),

*Taulukko 5. Luonnontilaiselle metsäekosysteemille ominaisia ja monimuotoisuudelle tärkeitä prosesseja, joita pyritään ylläpitämään tai palauttamaan monimuotoisuuden turvaamiseen tähtäävässä metsien käsittelyssä. Rakenteet kuvaavat metsän tilaa tiettyinä ajankohtana, prosessit liittyvät metsän häiriö- ja sukkessiodynamiikkaan.*

<b>Monimuotoisuudelle tärkeitä rakennepiirteitä, joita pyritään säilyttämään tai palauttamaan</b>	
Metsikössä	Metsäalueella
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Vanhat puut, sekä havu- että lehtipuut</li> <li>• Katkenneet ja kallistuneet puut, kolopuut</li> <li>• Puut, joilla runsas epifyyttijäkälälajisto</li> <li>• Monipuolinen maalahopuusto, erityisesti järeät maapuut</li> <li>• Lahopuurykelmät</li> <li>• Pystyyn kuolleet puut (kelot)</li> <li>• Palaneet elävät ja kuolleet puut</li> <li>• Juuripaakut ja laikut</li> <li>• Sekapuustot (mänty, kuusi ja lehtipuut)</li> <li>• Rakenteeltaan ja lajistoltaan monipuolinen alikasvos</li> <li>• Puuston kerroksinen latvustorakenne</li> <li>• Ikärakenteeltaan vaihteleva puusto</li> <li>• Veden korkeuden suhteen erilaisten pintojen mosaiikki</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Luontaisen kaltainen elinympäristö-laikkujen kokojakauma</li> <li>• Luontaisen kaltainen nuorten (palo) sukkessiovaiheiden määrä ja kokojakauma</li> <li>• Yli-ikäiset (&gt;250 v.) metsiköt</li> <li>• Luontaisen kaltainen maiseman kytkettyneisyys (metsäpeitteelliset ekologiset käytävät ja askelkivet)</li> <li>• Luontaisen kaltaiset reuna- ja vaihettumisvyöhykkeet</li> <li>• Lajistoltaan arvokkaat pienialaiset erikoiskohteet (avainbiotoopit)</li> </ul>
<b>Dynamiikkaa, jonka jatkuvuus pyritään turvaamaan</b>	
Metsikössä	Metsäalueella
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Pienialaiset aukkohäiriöt</li> <li>• Pienialaiset maaperähäiriöt</li> <li>• Palonjälkeiset sukkessiot</li> <li>• Muiden häiriöiden jälkeiset sukkessiot</li> <li>• Luontaiset puustosukcessiot ja itseharveneminen</li> <li>• Monipuoliset puun lahoamis-sukcessiot</li> <li>• Soiden luontaiset sukkessiot</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Metsäpalojatkumon säilyttäminen</li> <li>• Luontaisen kaltainen nuorten lehtipuuvaltaisten sukkessioiden määrä</li> <li>• Luontaisen kaltainen vanhojen sukkessiovaiheiden määrä</li> <li>• Luontaisen kaltainen lahoppuun alue-tason dynamiikka ja tilajakauma</li> <li>• Luontainen soiden hydrologia</li> </ul>

(3) pienaukkodynamiikan tuottama laikuittainen, ikä- ja kokorakenteeltaan pienialaisesti vaihteleva, usein kuusivaltainen metsä (Kuva 40, Angelstam ja Kuuluvainen 1994).

Näitä luontaisia metsärakenne- ja metsädynamiikkatyyppjä mukailuvia metsänkäsittelymenetelmiä ovat: (1) avohakkuut ja tasaikäisen metsän kasvatushakkuut, pienaukkohakkuut, (2) harvennus- ja osittaishakkuut, joilla pyritään ylläpitämään puuston vaihtelevaa ikä- ja kokorakennetta sekä



Kuva 41. (a) Monimuotoisuuden turvaamiseen tähtäävässä metsänkäsittelyssä puuston hyödyntämisastetta ja jätettävän säästöpuuston määrää voidaan vaihdella huomattavasti, kun halutaan mukailla vaihtelevia metsärakenteita, joita syntyy luontaisissa häiriöissä. (b) Perinteiset metsänhoitomallit hyödyntävät vain pienen osan metsärakenteiden vaihtelumahdollisuuksista (Franklin ym. 1997).

metsän peitteellisuutta, ja (3) pienaukko- ja poimintahakkuut, joilla pyritään ylläpitämään vanhalle metsälle tyypillistä pienalaisesti vaihtelevaa metsärakennetta ja metsän peitteellisuutta. Järeitä ylispuita pyritään jatkuvasti ylläpitämään metsikkötasolla. Kaikissa näissä hakkuutavoissa on tärkeää jättää alalle luontaisissa häiriöissä syntyviä, edelliseltä puusukupolvelta periytyviä rakenteita, kuten erikokoista elävää ja kuollutta puustoa.

Edellä esitetystä metsädynamiikan ja metsän käsittelymenetelmien kolmijaosta huolimatta monimuotoisuuden turvaamiseen pyrkivät hakkuutavat eivät saa olla kaavamaisia, vaan kiertoaikoja ja puuston hyödyntämisastetta voidaan vaihdella huomattavasti. Kun esimerkiksi perinteisissä päätehakkuissa puustosta poistetaan yli 90 %, voidaan puuston hyödyntämisaste tai kerralla korjattavan puuston osuus laskea huomattavasti alemmaksi sellaisilla alueilla, joilla halutaan panostaa monimuotoisuuden turvaamiseen ja metsän peitteisyyden säilyttämiseen (kuva 41, Franklin ym. 2002).

Myös puolajisuhteita, puuston ikä-, tila- ja latvusrakennetta sekä vanhojen ja kuolleiden puiden määriä voidaan säädellä metsänhoidolla. Näin voidaan ylläpitää luonnonmetsälle tyypillistä rakenteellista vaihtelua, josta monimuotoisuus on riippuvainen. Metsikkötason toimilla vaikutetaan aina myös metsäalueen rakenteen muotoutumiseen. Vanhoja puita säilyttämällä voidaan lisätä vanhan metsän piirteitä sisältävien metsiköiden suhteellista osuutta. Monet eliölajit, kuten lahoppuusta riippuvat lajit, menestyvät avonai-

semmassakin metsässä, kunhan siellä on saatavilla sopivia elinympäristöjä, kuten järeitä kuolleita puita (Siitonen 2001).

Osittaisten hakkuiden yhteydessä on tärkeää turvata puuston uudistuminen, jolle maaperähäiriöiden ja maahan sortuneiden lahopuiden synnyttämät pienympäristöt ovat oleellisen tärkeitä (Kuuluvainen 1994). Osittaishakkuualoilla on kuitenkin tyypillisesti avohakkuualoja hitaampi taimien kehitys.

## **Ylläpidetään metsäalueen luontaista rakennetta ja kytkeytyneisyyttä**

Kun aluetasolla harjoitetaan metsän luontaiseen häiriödynamiikkaan pohjautuvaa ja monimuotoisuuden turvaamiseen pyrkivää metsänkäsittelyä, tavoitteet tulee asettaa metsäalueen 1) metsiköiden ikä-, koko- ja rakennejakaumalle sekä 2) maiseman kytkeytyneisyydelle. Nämä toisiinsa sidoksissa olevat tavoitteet voidaan hahmotella sen perusteella, miten metsä luontaisesti jakautuisi kolmeen edellä mainittuun häiriö- ja uudistumistyyppiin sekä niihin liittyviin metsän rakennetyyppeihin.

Luonnonmetsässä vanhojen metsien osuus on huomattavasti suurempi kuin nykyisissä talousmetsissä, ja maiseman kytkeytyneisyys voimakkaampaa. Myös metsikkökuvioiden kokojakauma on luonnonmetsässä varsin erilainen kuin talousmetsässä, ja kuvioiden rajat eivät ole selkeitä. Vanhojen metsien osuutta voidaan talousmetsässä lisätä pidentämällä kiertoaikoja osassa metsiköistä. Myös osittaishakkuilla voidaan säilyttää vanhan metsän rakennepiirteitä kuten järeitä eläviä ja kuolleita puita.

Metsiköiden ikä-, koko- ja rakennejakauman tavoiteltava muoto riippuu tarkasteltavasta alueesta sekä siitä, kuinka luonnontilaisen kaltaisena alue halutaan säilyttää. Luonnontilaisella metsäalueella esiintyvää metsien ikäjakaumaa, jonka ovat luoneet satunnaiset voimakkaat metsäpalot, on yleensä kuvattu negatiivisella eksponentiaalijakaumalla (Van Wagner 1978), jossa nuoret metsäikäluokat ovat maisemassa runsaimpina. Tällainen jakauma ei kuitenkaan sovellu Fennoskandian ja Luoteis-Venäjän oloihin, sillä näillä alueilla metsäpalot ovat harvinaisia, eivätkä läheskään aina tuhoa koko puustoa (Pennanen 2002). Tämä johtuu paitsi vesien ja soiden pirstomasta maisemarakenteesta, myös siitä, että etenkin isot männyt selviävät usein paloista hengissä.

Talousmetsässä päätehakkuut pirstovat väistämättä yhtenäistä metsäpeitetä pienempiin osiin. Maiseman mahdollisimman hyvää kytkeytyneisyyttä ja mahdollisimman suurta reunavaikutuksesta vapaata metsäalaa voidaan kuitenkin tavoitella säätelämällä hakkuiden kokoa, sijoittelua ja laatua sekä perustamalla ekologiaa yhteyksiä kuten peitteellisen metsän käytäviä ja askelkiviä.

Jos metsät olisivat luonnontilassa, metsämaisemaa vallitsisivat yleensä vanhoja puuyksilöitä sisältävät metsät (kuva 2, s. 11). Talousmetsissä on selvää, ettei vanhojen metsien määrässä ja maiseman kytkeytyneisyydessä voida tavoitella luonnontilaa. Käytännölliseksi tavoitteeksi voidaan ottaa se, että pyritään ylläpitämään mahdollisimman paljon sellaisia metsiä, jotka sisältävät vanhojen metsien rakennepiirteitä.

Monimuotoisuuden turvaamisen kannalta myös nuorissa metsissä esiintyvät, edelliseltä puusukupolvelta periytyvät rakennepiirteet ovat tärkeitä (kuva 3, s. 12). Niihin onkin syytä kiinnittää huomiota, sillä ne ovat monimuotoisuuden turvaamisen kannalta usein tärkeämpiä kuin metsikön ikä sellaisenaan. Tällaisia rakennepiirteitä ovat esimerkiksi isot puuyksilöt ja järeä lahopuusto (Lindenmayer & Franklin 2002).

## **Suojellaan pienvesiekosysteemejä**

Merkittävä osa metsäalueiden monimuotoisuudesta on erilaisissa pienvesiekosysteemeissä, kuten puroissa, lähteissä, lammissa ja pienissä järvissä, sekä niihin liittyvissä suo- ja rantavyöhykkeissä. Pienvesiekosysteemit ovat tärkeitä, koska niissä on elinympäristöjä, joita ei tavata muualla metsämaisemassa. Puulajien määrä on yleensä suurin puro- ja rantametsissä, joissa tavataan terva- ja harmaaleppää, haapaa, hieskoivua, tuomea, raitaa ja muita pajulajeja. Myös muu kasvilajisto on runsaimmillaan rehevissä rantametsissä. Kasvillisuuden monimuotoisuus pitää yllä koko eliölajiston monimuotoisuutta.

Kosteat ja usein lehtipuuvaltaiset rantametsät palavat luontaisesti harvoin. Ne ovat yleensä uudistuneet pienaukkojen kautta ja muodostaneet monimuotoisia puustorakenteita. Pienvedet ovat olleet luontaisia lajiston suojavaikkoja ja ekologisia yhteyksiä voimakkaiden metsäpalojen jälkeen. Pienvesiekosysteemeille ominaisia piirteitä ovat runsas lahopuusto, puuston peitteisyys ja varjoisa, suojainen pienilmasto. Näiden piirteiden vaaliminen on tärkeää turvattaessa pienvesiekosysteemien monimuotoisuutta.

Nykyisen tiedon mukaan tarvitaan vähintään 20–30 metriä leveät suojavaikkoet, jotta veden laatu ja pääosa pienvesiuoman monimuotoisuudesta säilyy (Bergquist 1999). Tosin vaateliain lajisto edellyttää noin 50–100 metrin levyisiä suojavaikkoet (Lindenmayer & Franklin 2002). Suojavaikkoet luontaisen lahopuudynamiikan säilyttäminen on tärkeää pienvesistöjen ja niiden välittömän ympäristön monimuotoisuuden turvaamiselle.

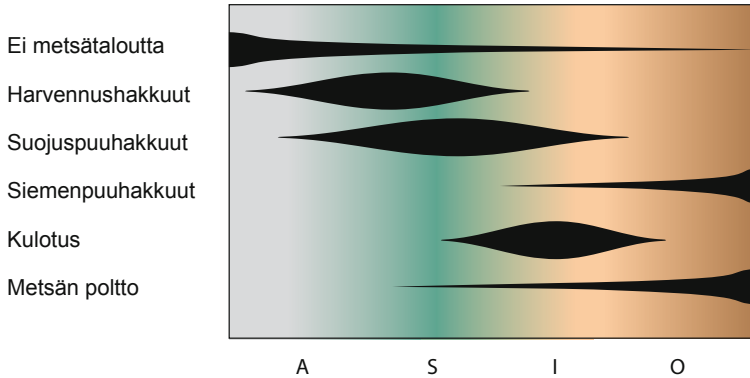
## 9.2 Metsän luontaiseen häiriödynamiikkaan perustuvat metsänkäsittelymallit

Metsän luontaisen häiriödynamiikan mukailu on keskeinen keino talousmetsien monimuotoisuutta turvattaessa (Hunter 1999, Lindenmayer & Franklin 2002). Luontaiseen häiriödynamiikkaan perustuvia metsänkäsittelymalleja on viime aikoina kehitetty eri puolilla boreaalista vyöhykettä (Angelstam & Rosenberg 1993, Angelstam 1998, Bergeron ym. 1999, 2002). Yhteistä näille malleille on se, että luonnonmetsän dynamiikkaa jäljitellään sekä voimakkailla, aukeita aloja tuottavilla hakkuilla että säilyttämällä eri-ikäisiä metsiä, joita ei käsitellä voimakkailla uudistushakkuilla.

Palodynamiikkaan perustuvassa monikohorttimallissa (Bergeron ym. 1999, 2002) metsäalue jaetaan kolmeen tai useampaan käsittelyluokkaan, joilla sovelletaan erilaisia hakkuutapoja ja kiertoaikoja (kuva 40). Osa metsäalasta uudistetaan avohakkuilla esimerkiksi sadan vuoden kiertoajalla. Näin jäljitellään luonnontilassa noin sadan vuoden välein toistuvia voimakkaita, kaikki puut tappavia metsäpaloja. Osa metsiköistä kasvatetaan pitemmällä, esimerkiksi 200 vuoden kiertoajalla, jona aikana niitä käsitellään osittaisilla hakkuilla tavoitteena alikasvoksen vapauttaminen. Näin pyritään jäljittelemään pitemmän palokierron metsiköissä syntyviä elinympäristörakenteita. Osa metsistä uudistetaan avohakkuilla kiertoajan lopussa, mutta osan annetaan kehittyä vanhemmiksi. Näitä käsitellään poiminta- ja pienaukkotyypisillä hakkuilla. Metsät voidaan uudistaa esimerkiksi 300 vuoden ikäisinä avohakkuilla. Kunkin käsittelyluokan tavoiteosuudet määritellään metsäpalojen luontaisen alueellisen esiintymistiheyden mukaan (Bergeron ym. 2002). Mitä harvemmin palojen oletetaan luontaisesti esiintyvän, sitä suurempaan osaan alueesta tavoitellaan metsiä, joissa on vanhan metsän piirteitä.

Ruotsissa kehitetyllä ASIO-mallilla pyritään havainnollistamaan luonnonmetsän häiriödynamiikkaa, lähinnä palodynamiikkaa, suhteessa kasvupaikkatyyppiin. Mallissa metsät jaetaan neljään palojen toistuvuuden suhteen erilaiseen luokkaan, joilla luontaisesti vallitsee erilainen dynamiikka ja joita käsitellään eri tavoin (Angelstam 1998).

- A** (Aldrig) -luokan kosteissa ja erittäin rehevissä metsissä paloja ei katsota esiintyvän lainkaan tai ne ovat hyvin harvinaisia. Tällaisissa metsissä vallitsee luontaisesti pienaukkodynamiikka (Angelstam 1998, Kuuluvainen 1994).
- S** (Sällan) -luokan kosteahkojen kasvupaikkatyyppien metsissä palojen katsotaan esiintyvän harvoin, harvemmin kuin kerran sadassa vuodessa. Tällaisissa metsissä esiintyy luontaisesti eri suhteissa sekä voimakkaita paloja että pienaukkodynamiikkaa.
- I** (Ibland) -luokan tuoreissa metsissä palojen oletetaan esiintyvän useammin kuin kerran sadassa vuodessa.
- O** (Oftra) -luokan kuivissa metsissä palojen oletetaan esiintyvän keskimäärin 40–60 vuoden välein.



Kuva 42. Eri metsänkäsittelytapojen soveltaminen suhteessa ASIO-luokkiin. (Rülcker ym. 1994).

ASIO-mallia on sovellettu siten, että metsäalue jaetaan kasvupaikka-tietoa hyväksi käyttäen neljään edellä mainittuun tyyppiin arvioimalla luontainen alojen toistuvuus, kulonkiertämien osuus ja vuotuinen paloala. Vertaamalla metsien nykytilaa ja mallin avulla hahmoteltua metsien luonnon-tilaa, voidaan asettaa lyhyen ja pitkän aikavälin tavoitteita metsien rakenteen säilyttämiselle tai kehittämiseksi, soveltamalla esimerkiksi ole-massa olevaa tietoa lajien ekologisista kynnysarvoista. Viimeaikaisten tut-kimusten valossa esimerkiksi kynnysarvo monien uhanalaisten lahoppuula-jien esiintymiselle on vähintään 20 m<sup>3</sup> lahoppuuta hehtaarille (Martikainen ym. 2000, Penttilä ym. 2004). Jos metsien käyttöhistoria on pitkä ja joitakin elinympäristötyyppejä on kokonaan hävinnyt, voidaan niitä palauttaa met-siä ennallistamalla (Angelstam 1998).

ASIO-mallin soveltamisessa ei pidä kiinnittää huomiota vain palojen luontaiseen toistumiseen, vaan myös siihen, mikä on tulen vaikutus met-sän rakenteeseen. Tämä taas on pitkälti sidoksissa siihen, mikä on palojen voimakkuus, vaihtelevuus ja kuinka puut kestävät tulta. Kuten aiemmin on todettu (luku 1), mäntyvaltaisissa metsissä usein toistuvat palot voivat pitää yllä melko vakaata metsärakennetta, koska isot männyt selviävät hengissä pintakuloista, ja toisaalta estävät muiden puulajien invaasion, mutta edistä-vät männyn uudistumista (Kuuluvainen 2002).



## 10 Metsien monimuotoisuuden turvaaminen metsänkäsittelyssä: tutkimustuloksiin perustuvat suositukset

Timo Kuuluvainen, Tuomas Aakala, Heikki Kauhanen,  
Tuomo Wallenius, Anna-Liisa Ylisirniö ja Reijo Penttilä

### 10.1 Pohjoisten kuusimetsien rakenteen ja ekologian huomioon ottaminen metsien käsittelyssä

Kuusimetsien tutkimuksen tulokset Pallas-Ylläksen, Murmanskin ja Arkan-  
gelin tutkimusalueilla osoittivat, että harvoin palavia kuusimetsiä luonnehtii  
pienipiirteinen häiriödynamiikka ja rakenne sekä runsas, monipuolinen ja  
jatkuva lahopuudynamiikka. Puiden kuolleisuudessa oli havaittavissa sekä  
suhteellisen tasaista ns. taustakuolleisuutta että suuren puustokuolleisuu-  
den jaksoja. Nämä kuusimetsien kehityksen erityispiirteet asettavat erityi-  
siä haasteita metsien ekologiset ominaispiirteet säilyttävälle metsien käsit-  
tellylle. ASIO-mallissa nämä metsät kuuluisivat A- ja S-luokkiin.

Ekologisesti arvokkaimmat ja herkkimmät alueet tulisi jättää metsänkä-  
sittelyn ulkopuolelle (ks. kuva 42). Tällaisia ovat erityisesti pienvesistöjen  
lähellä sijaitsevat metsät ja hienojakoisilla viljavilla maapohjilla sijaitsevat  
metsät. Nämä alueet ovat tärkeitä lajiston turvapaikkoja ja leviämiskeskuk-  
sia, joista lajisto voi levittäytyä käsitellyille metsäalueille. Jos tällaisilla alu-  
eilla kuitenkin korjataan puustoa, olisi se tehtävä hyvin pienipiirteisesti ja  
talviaikaan.

Muilla alueilla metsän luontaisia rakenteita parhaiten säilyttäviä met-  
sänkäsittelyvaihtoehtoja ovat erilaiset pienaukko- ja poimintahakkuut sekä  
säätöpuuhakkuut, joissa puita jätetään runsaasti laikuittain tai kaistaleittain.  
Kun tällaisia hakkuita tehdään ensimmäistä kertaa luonnontilaisessa van-  
hassa metsässä, saattaa jäljelle jäävässä puustossa esiintyä ympäristöolo-  
suhteiden muutoksesta johtuvaa lisääntynyttä kuolleisuutta, joka kuitenkin  
todennäköisesti vähenee hakkuaukkojen uudistumisen myötä. Kaikissa hak-  
kuutavoissa on pyrittävä huolehtimaan lahoppuujatkumon säilyttämisestä.

Kuten tiedetään, pohjoisissa kuusimetsissä voi harvoin esiintyä kaikki  
puut tappavia metsäpaloja, jotka puuston kuolleisuuden suhteen vastaavat  
avohakkuita (Sirén 1955, Wallenius ym. 2005). On kuitenkin muistettava,

että metsäpalot poikkeavat avohakkuista siinä, että niissä syntyy paljon uutta lahoppua (Siitonen 2001). Avohakkuita voidaan ajoittain käyttää pohjoisten kuusimetsien uudistamisessa, mutta tällöin olisi varmistettava, että hakkuualalle jää riittävästi lahoppua ja säästöpuita. Avohakkuita ei voida käyttää pohjoisten kuusimetsien pääasiallisena uudistamismenetelmänä ilman, että näiden metsien ekologiset ominaispiirteet ja monimuotoisuus menetetään.

## 10.2 Metsäpaloista mallia pohjoisten metsien hoidolle

Metsäpaloja voidaan käyttää metsänhoidon mallina joko käyttämällä tulta metsien käsittelyssä tai jäljittelemällä tulen tuottamia metsärakenteita hakkuissa. Koillis-Lapin palohistoriatutkimus osoittaa, että metsäpalot ovat toistuneet pohjoisissa mäntymetsissä keskimäärin noin 350 vuoden välein viimeisen tuhannen vuoden aikana. Enemmistö näistäkin paloista on mitä ilmeisimmin ollut ihmisen aiheuttamia. Luontaiset salaman sytyttämät metsäpalot ovatkin olleet Fennoskandian pohjoisosissa niin harvinaisia, että niitä on vaikea käyttää mallina tai perusteluna minkäänlaiselle laajamittaiselle metsien käsittelylle, ei varsinkaan avohakkuiden käytölle. ASIO-malli ei sovellu hyvin pohjoisiin mäntymetsiin, jotka kasvupaikkatyypinsä mukaan kuuluisivat suurimmaksi osaksi useimmin palavaan O-luokkaan, mutta tosiasiallisen historiallisen palojen toistuvuutensa puolesta harvoin palavaan S-luokkaan. Metsäpalojen harvinaisuus merkitsee sitä, että muut häiriötekijät (tuuli, lumi, lahottajasisienet) pääsevät enemmän vaikuttamaan metsien rakenteeseen ja kehitykseen (ks. luku 3).

Metsäpalojen esiintymisessä on kuitenkin ollut huomattavaa ajallista vaihtelua. Suurelta osin ihmisten aiheuttamat metsäpalot ovat polttaneet huomattavan osan pohjoisboreaalisen vyöhykkeen mäntymetsistä 1700- ja 1800-luvuilla. Mäntyjen pitkäikäisyyden vuoksi suurin osa vanhojen metsien nykypuustosta on syntynyt näiden metsäpalojen jälkeen. Pohjois-Fennoskandiassa mäntymetsä ei kuitenkaan kaikkialla tarvitse metsäpaloja uudistuakseen. Päinvastoin laajan metsäpalon jälkeen metsän uudistuminen saattaa pohjoisessa kestää kymmeniä vuosia. Pohjoisen metsänrajan on jopa arveltu siirtyneen etelään ihmisten aiheuttamien metsäpalojen vuoksi (Renvall 1919).

Ruotsissa ja Suomessa on metsäpaloista riippuvaisia lajeja noin 100 (Rassi ym. 2001, Wikars 2004) eli noin puoli prosenttia metsälajiston kokonaismäärästä. Useimpien palolajien vahvimmat populaatiot ovat keski- ja eteläboreaalaisella vyöhykkeellä, missä metsät ovat palaneet lähes kerta-luokkaa useammin kuin pohjoisessa.

Palolajit ovat selviytyneet verraten hyvin Suomessa ja Ruotsissa jo yli 100 vuotta hyvin vähän metsäpaloja sisältäneissä maisemissa. Ei ole kui-

tenkaan selvää tuleeko näin jatkumaan palottoman kauden pidentyessä. Nykyisin kulotuksia suoritetaan harvakseltaan pohjoisimpia talousmetsä-alueita myöten, mutta näiden kulotusten aiheuttama hyöty palolajistolle ei kohdistu parhaalla tavalla. Kun tavoitteena on palolajiston säilyttäminen ja palohistorian jäljittely, tarve luonnonhoidolliseen kulottamiseen ja metsien ennallistamiseen polttamalla on pohjoisborealisella vyöhykkeellä vähäisempi kuin keski- ja eteläborealisella vyöhykkeellä.

Venäjällä metsäpalot ovat nykyisin huomattavasti harvinaisempia kuin muutama vuosisata sitten. Palontorjunnan tehottomuudesta ja ihmisten aiheuttamista runsaista paloista johtuen vuosittain palaneet pinta-alat ovat kuitenkin huomattavasti suurempia kuin Pohjoismaissa, joten tarkoitukselliseen kulottamiseen ei siellä liene tarvetta.

Vaikka metsäpalohistorian soveltaminen pohjoisten talousmetsien käsittelyyn tai ennallistamiseen ei ole yksinkertaista, luonnonmukaista palodynamiikkaa voitaisiin pyrkiä soveltamaan suurissa kansallispuistoissa ja erämaa-alueilla, missä salaman sytyttämien metsäpalojen voitaisiin antaa palaa. Mikäli haluttaisiin jäljitellä luontaista paloregiimiä, ihmisen aiheuttamat palot tulisi tunnistaa ja sammuttaa. Käytännön tilanteita varten pitäisi rajata erityiset alueet, joilla jokainen palo arvioitaisiin ja sammutettaisiin tai annettaisiin palaa syttymissyystä, tuulen suunnasta ja sijainnista riippuen.

Suuret paloalueet pitävät sisällään erilaisia kasvillisuustyyppisiä, ja samankin palon voimakkuus vaihtelee usein huomattavasti alueen eri osissa. Tämä luontainen vaihtelu ja lahpuuston suuri määrä tekevät palo-alueista monimuotoisia elinympäristöjä. Samaa monimuotoisuutta on suositeltavaa tavoitella mahdollisilla kulotuksilla etelä- ja keskiborealisilla vyöhykkeillä. Mitä enemmän kulotusalueeseen sisällytetään maaperän kosteuden, topografian ja puuston vaihtelua, sitä suurempi on luonnonhoidollinen arvo.

### 10.3 Lajiston huomioon ottaminen kuusimetsien käsittelyssä

Luonnontilaisia kuusimetsiä luonnehtivat pienipiirteinen aukkodynamiikka ja pitkä lahoppujatkumo. Kuusimetsän eliöt ovat ensisijaisesti sopeutuneet varjoisaan, kosteaan ja suhteellisen pysyvään elinympäristöön. Kuusikoiden palosukcession tutkimus osoitti, että vanhan, lajistoltaan ja lahoppuustoltaan monimuotoisen metsän kehitys on hyvin hidaskasvuinen prosessi, joka kestää vähintään 200 vuotta laajamittaisen palon jälkeen. Vanhojen kuusikoiden lajidiversiteetti on suuri, ja niissä on runsaasti harvinaisia ja uhanalaisia lajeja. Tutkimuksen tulos korostaa vanhojen luonnontilaisten kuusikoiden merkitystä

sekä aarniolajien habitaatteina että lajiston leviämiskeskuksina. Metsämaise-  
massa olisikin syytä säilyttää jatkuvasti tietty osuus vanhoja, puustoltaan yli-  
ikäisiä metsiä, joissa on pitkä keskeytymätön lahoppujatkumo. Kuusikoista  
erityisen arvokkaita monimuotoisuuden kannalta ovat kosteat puronvarsi- ja  
reunametsäkorvet ja lehtomaiset kuusikot, jotka tulisi jättää hakkaamatta.  
Myös sellaiset elinympäristölaikut kangasmailla, joissa on poikkeuksellisen  
suuria lahoppumääriä, tulisi rajata hakkuiden ulkopuolelle.

Avohakkuut muuttavat radikaalisti kuusikon valoisuus- ja kosteusoloja.  
Pienaukko-, säästöpuu- ja poimintahakkuut sekä kaistalehakkuut säilyttä-  
vät avohakkuuta paremmin kuusimetsän pienilmastoa ja lahoppuun määrää,  
ja ovat siten lajiston monimuotoisuuden kannalta avohakkuuta parempia  
vaihtoehtoja. Maisematasolla on tärkeää myös säilyttää elinympäristöjen  
kytkeytyneisyys lajiston leviämisen turvaamiseksi. Tämä voidaan tehdä  
jättämällä hakkaamatta luontaisia ekologisia käytäviä kuten puronvarsia ja  
kosteita notkelmia sekä jättämällä metsämaisemaan hakkuualueita yhdistä-  
viä hakkaamattomia ekologisia käytäviä ja askelkiviä.

Tulokset osoittivat, että lahottajasiementen laji- ja havaintomäärät pysyvät  
korkeina luonnontilaisen palosukcession kaikissa vaiheissa, vaikka laji-  
ston koostumus vaihtelee huomattavasti puulajiston suknessiovaiheen  
mukaan. Erityisen korkeita lajimäärät ja uhanalaisten lajien määrät olivat  
nuorilla paloalueilla, jotka toimivat tehokkaina lajiston leviämiskeskuksina  
palon jälkeen. Metsänhoidossa kuusimetsien kulotuksella voidaan lisätä  
huomattavasti lahoppuun määrää ja paloalueille syntyvän lehtipuusekoituk-  
sen määrää, ja lisätä siten saproksyyllilajiston monimuotoisuutta. Kulotusta  
olisikin syytä suosia ainakin pienimittakaavaisesti kuusikoiden uudistami-  
sessa maisemaekologisella tasolla.

Tutkimus osoitti, että osa uhanalaisista lajeista ja vanhan metsän indi-  
kaattorilajeista pystyy elämään myös nuorissa suknessiovaiheissa. Uudis-  
tusaloille jätetty lahoppu, etenkin järeä havulahoppu, hyödyttää sekä näi-  
den lajien että metsän yleislajiston säilymistä talousmetsissä. Lehtilahoppu  
lisää lajiston monimuotoisuutta, ja lehtipuusekoitusta tulisikin suosia kai-  
killa käsittelyaloilla.

## KIITOKSET

Haluamme osoittaa lämpimän kiitoksen seuraaville henkilöille, jotka ovat osallistuneet Pohjoiset havumetsät -hankkeeseen tai tämän kirjan tuottamiseen:

Aleksandr Alhimchikov, Aleksander Bizhon, Svetlana Chukareva, Natalia Demidova, Oleg Ezhov, Hannu Herva, Jari Hietanen, Ludmila Isaeva, Vladislav Janishevskiy, Andrey Juntunen, Matvey Juntunen, Laura Kahala, Antti Koberg, Roman Kurzhunov, Reijo Kyrö, Antti Lavikainen, Tiina Lavikainen, Sven Lokka, Veijo Lokka, Antti Lännenpää, Evgeni Mogutov, Petteri Mönkkönen, Boris Ogibin, Rauno Ovaskainen, Irja Paltto, Rauno Pehkonen, Peter Peltonen, Nikolai Petuhov, Mikhail Pletz, Jouni Puoskari, Pasi Puttonen, Vesa Salonen, Sergei Shegolev, Lidia Shegoleva, Leonid Shulga, Oksana Shvedova, Vladislava Sokolova, Andrey Sudakov, Robert Tihonov, Aarre Vuontisjärvi, Mari Wikholm ja Ismo Yli-Tuomi.

Rahoituksesta kiitos kuuluu päärahoittajien Euroopan Unionin ja Ympäristöministeriön lisäksi myös Suomen Akatemialle ja Metsämiesten Säätiölle. Lapin liiton ja Lapin ympäristökeskuksen tuki rahoituksen saamisessa oli merkittävä.

## Kirjallisuus

Aakala, T., Kuuluvainen, T., De Grandpré, L. & Gauthier, S. 2007. Trees dying standing in the northeastern boreal old-growth forests of Quebec. *Canadian Journal of Forest Research* 37(1): 50–61.

Aakala, T., Kuuluvainen, T., Gauthier, S. & De Grandpré, S. 2008. Standing dead trees and their decay class dynamics in the northeastern boreal old-growth forests of Quebec. *Forest Ecology and Management* 255(3–4): 410–420.

Ahti, T., Hämet-Ahti, I., Jalas, J. 1968. Vegetation zones and their sections in northwestern Europe. *Annales Botanici Fennici* 5: 169–211

Alexandrova V.D. & Jurkovskaya, T.K. 1989. Geobotanical regionalization of the Non-Chernozem zone in European Russia, Nauka, Leningrad, p. 64.

Andren, H. 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos* 71: 355–366.

Angelstam, P. 1998. Maintaining and restoring biodiversity in European boreal forests by developing natural disturbance regimes. *Journal of Vegetation Science* 9: 593–602.

Angelstam, P. & Rosenberg, P. 1993. Aldrig Sällan Ibland Ofta. *Skog och Forskning* 1: 34–40.

Angelstam & Kuuluvainen, T. 1994. Boreal forest disturbance regimes, successional dynamics and landscape structures – a European perspective. *Ecological Bulletins* 51: 117–136.

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

Axelsson, A.-L. & Östlund, L. 2000. Retrospective gap analysis in a Swedish boreal forest landscape using historical data. *Forest Ecology and Management* 147: 109–122.

Barbault, R. & Sastrapradja, D. 1995. Generation, maintenance and loss of biodiversity. in Heywood, W.D. editor, *Global biodiversity assessment*. Cambridge University Press, Cambridge, U.K.

Berg, E., von, 1995: *Kertomus Suomenmaan metsistä 1858*. Kustannusosake-yhtiö Metsälehti, Helsinki. Näköispainos. 93 s.

Bergeron, Y., Harvey, B., Leduc, A. & Gauthier, S. 1999. Forest management guidelines based on natural disturbance dynamics: stand- and forest-level considerations. *The Forestry Chronicle* 75: 49–54.

Bergeron, Y., Leduc, A., Harvey, B. & Gauthier, S. 2002. Natural fire regime: a guide for sustainable management of the Canadian boreal forest. *Silva Fennica* 36(3): 81–95.

Berlina, N.G. 1988. Inventory of mushrooms. The report for the period 1987–1988. 30 p. (The manuscript of the Lapland State Biosphere Reserve) (in Russian).

Berlina, N.G. 1991. Inventory of mushrooms. The report for the period 1986–1990. 73 p. (The manuscript of the Lapland State Biosphere Reserve) (in Russian).

- Berlina, N.G. 2000. Some rare species of a mycoflora of the Lapland reserve. In: Mycology and kriptogramm botany. Abstracts of international conference. Sankt-Petersburg. pp. 69–70 (in Russian).
- Berlina, N.G. 2002. About the mycoflora of the Lapland reserve. In: Modern mycology in Russia. Abstracts of first congress of mycologists of the Russia. Moscow. pp. 101–102 (in Russian).
- Bergquist, B. 1999. Påverkan och skyddzoner vid vattendrag i skogs- och jordbrukslandskapet. En litteraturoversikt. Fiskeriverket Rapport 3: 1–118.
- Blomqvist, A. G. 1888. Kulowalkeasta. Simeliuksen perillisten osakeyhtiön kirjapaino, Helsinki. 15 s.
- Clark, J. S. 1990. Fire and climate change during the last 750 yr in northwestern Minnesota. *Ecological Monographs* 60: 135–159.
- Engelmark, O. 1999. Boreal forest disturbances. Teoksessa: Walker, L.R. (toim.). *Ecosystems on disturbed ground. Ecosystems of the World 16.* Elsevier. Amsterdam. s. 161–168.
- Engelmark, O. & Hytteborn, H. 1999. Coniferous forests. *Acta Phytogeographica Suecica* 84: 55–74.
- Ennallistamistyöryhmä 2003. Ennallistaminen suojelualueilla. Suomen ympäristö 618. Ympäristöministeriö, Helsinki.
- Esseen, P.A. & Renhorn, K.E. 1998. Edge effects on an epiphytic lichen in fragmented forests. *Conservation Biology* 12:1307-1317.
- Esseen, P.-A., Ehnström, B., Ericson, L. & Sjöberg, K. 1997. Boreal forests. *Ecological Bulletins* 46: 16–47.
- Fellman, J. 1980. Poimintoja muistiinpanoista Lapissa. WSOY, Porvoo.
- Franklin, J.F., Berg, D.E., Thornburgh, D.A. & Tappeiner, J.C. 1997. Alternative silvicultural approaches to timber harvesting: variable retention harvest systems. Teoksessa: Kohm, K.A. & Franklin, J.F. (toim.). *Creating a forestry for the twenty-first century: The science of ecosystem management.* Island Press, Washington ss. 111–139.
- Franklin, J.F., Spies, T.A., Van Pelt, R., Carey, A.B., Thornburgh, D.A., Rae Berg, D., Lindenmayer, D.B., Harmon, M.E., Keeton, W.S., Shaw, D.C., Bible, K. & Chen, J. 2002. Disturbances and structural development of natural forest ecosystems with silvicultural implications, using Douglas-fir forests as an example. *Forest Ecology and Management* 155: 399–423.
- Fritts, H.C. 1976. *Tree rings and climate.* Academic Press, London.
- Goldammer, J. G. & Furyaev, V. V. 1996. Fire in ecosystems of boreal Eurasia: Ecological impacts and links to global system. – Teoksessa: Goldammer, J. G. & Furyaev, V. V. (toim.), *Fire in Ecosystems of boreal Eurasia.* Kluwer Academic Publisher, London. S. 1–20.
- Gordyagin A. Ya. 1900. Materials for the study of soils and vegetation of the Western Siberia. *Proceedings of the Society of Naturalists of the Emperor's Kazan university, 1900, vol. 34, issue 22.* s. 222.

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

Hansen, A.J., Spies, T.A., Swanson, F.J. & Ohmann, J.L. 1991. Conserving biodiversity in managed forests. Lessons from natural forests. *BioScience* 41: 382–392.

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

Hunter, Jr., M.L. (toim.) 1999. *Maintaining Biodiversity in Forest Ecosystems*. Cambridge University Press.

Hyvärinen, E., Hokkanen, M., Kotiaho, J., Lehtonen, H., Päivinen, J., Similä, M. & Tukia, H. 2007. Ennallistettujen metsien seuranta. – Teoksessa: Päivinen, J. & Aapala, K. (toim.), *Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja sarja B* 10–29.

Isaeva, L.G. 2001a. Aphylloroid fungi of spruce forests of the central part of the Kola peninsula and their use in bioindication. In: *Modern problems of bio-indication and biomonitoring. Abstracts of XI international symposium on bio-indication*. Syktyvkar. pp. 73–74 (in Russian).

Isaeva, L.G. 2001b. Ksilotrophic macromycetes of the central part of the Kola peninsula. In: *Problems of preservation of a biodiversity in ground and sea ecosystems of the North. Abstracts*. Apatity. 16 p. (in Russian).

Isaeva, L.G. 2002. Research the aphylloroid fungi in forests of the Murmansk region. In: *Modern mycology in Russia. Abstracts of first congress of mycologists of the Russia*. Moscow. pp. 108–109 (in Russian).

Isaeva, L.G. 2003. Old-growth spruce forests of the Kola peninsula and aphylloroid fungi. In: *Stationary forestecology researches: methods, results, prospects. Abstracts of the international conference*. Syktyvkar. pp. 71–73 (in Russian).

Isaeva, L.G. 2005. Diversity of aphylloroid fungi in old-growth spruce forests of the Kola peninsula. In: *Actual problems of preservation of a biodiversity vegetative both fauna Northern Fennoscandia and adjacent territories. Reports of the International conference*. Moscow. pp. 46–51 (in Russian).

Isaeva, L.G. & Berlina, N.G. 1992. About the flora and ecology aphylloroid fungi of Lapland reserve / *Ecology and fructification macromycetes of wood plants*. Abstract. Petrozavodsk. pp. 33–34 (in Russian).

Isaeva, L.G. & Berlina, N.G. 2002. Aphylloroid fungi of the Lapland State Biosphere Reserve. In: *Problems of forest phytopathology and mycology. Materials of 5th international conference*. Moscow. pp.112–117 (in Russian).

Jokimäki, J., Huhta, E., Itämies, J. & Rahko, P. 1998. Distribution of arthropods in relation to forest patch size, edge, and stand characteristics. *Canadian Journal of Forest Research* 28: 1068–1072.

Jonsson, B.G. and Esseen, P.A. 1990. Treefall disturbance maintains high bryophyte diversity in a boreal spruce forest. *Journal of Ecology* 78: 924–36

Kaipainen, T. 2001. *Metsäpalohistoria Lieksan alueella. Pro gradu -tutkielma, Helsingin yliopisto, Helsinki*. 31 s.

Kaukonen, M. 1996. Fungi of the former Kutsa Nature Reserve. *Oulanka Reports* 16: 69–72.



- Kotiranta, H. and Niemelä, T., 1996. Threatened polypores in Finland. *Ympäristö-opas* 10:1–184. The Finnish Environment Institute, Helsinki.
- Kotiranta, H. & Niemelä, T. 1996. Uhanalaiset käävät Suomessa. Helsinki. 184 p.
- Kuuluvainen, T. 1994. Gap disturbance, ground microtopography and the regeneration dynamics of boreal coniferous forests in Finland: a review. *Annales Zoologici Fennici* 31: 35–51.
- Kuuluvainen, T. 2002. Natural variability of forests as a reference for restoring and managing biological diversity in boreal Fennoscandia. *Silva Fennica* 36(1): 97–125.
- Kuuluvainen, T., Syrjänen, K. & Kalliola, R. 1998. Structure of pristine *Picea abies* forests in northeastern Europe. *Journal of Vegetation Science* 9(4): 563–574.
- Kuuluvainen, T., Leinonen, K., Nygren, M. & Penttinen, A. 1996. Statistical opportunities for comparing stand structural heterogeneity in managed and primeval forests: an example from boreal spruce forest in southern Finland. *Silva Fennica* 30(2–3): 315–328.
- Kuuluvainen, T., Mäki, J., Karjalainen, L. & Lehtonen, H. 2002. Tree age distributions in old-growth forest sites in Vienansalo wilderness, eastern Fennoscandia. *Silva Fennica* 36(1): 169–184.
- Laestadius, P. 1833. Fortsättning af Journalen öfver missionsresor i Lappmarken innefattande 12 åren 1828–1832. Gustaf Nordström, Stockholm, Sweden.
- Larjavaara, M., Pennanen, J. & Tuomi, T. J. 2005b. Lightning that ignites forest fires in Finland. *Agricultural and Forest Meteorology* 132: 171–180.
- Lehtonen, H., and Kolström, T. 2000. Forest fire history in Viena Karelia, Russia. *Scandinavian Journal of Forest Research*. 15: 585–590.
- Lilja, S., Wallenius, T. & Kuuluvainen, T. 2006. Structure and development of old *Picea abies* forests in northern boreal Fennoscandia. *Ecoscience* 13(2): 181–192.
- Lindenmayer, D.B. & Franklin, J.F. 2002. *Conserving Forest Biodiversity. A Comprehensive Multiscaled Approach*. Island Press, Washington.
- Linder, P. & Östlund, L. 1998. Structural changes in three mid-boreal Swedish forest landscapes, 1885–1996. *Biological Conservation* 85: 9–19.
- Lännenpää, A., Aakala, T., Kauhanen, H. & Kuuluvainen, T. 2008. Tree mortality agents in pristine Norway spruce forests in northern Fennoscandia. *Silva Fennica* 42(2): 151–63.
- Martikainen, P. 2001. Conservation of threatened saproxylic beetles: significance of retained aspen *Populus tremula* on clear-cut areas. *Ecological Bulletins* 49: 205–218.
- Martikainen, P., Siitonen, J., Punntila, 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.
- Neophitova, V.K. 1972. The review of the Khibiny mountains mycoflora. In: *Flora and vegetation of Murmansk region*. Leningrad. pp. 62–72 (in Russian).
- Niemelä, T. 2005. Polypores, lignicolous fungi. *Norrlinia* 13:1–320.

- 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. (toim.) 2000. Signalarter: Indikatorer på skyddsvärd skog. Flora över kryptogamer. Skogsstyrelsens förlag, Jönköping. 348 s.
- Parmasto, E. 1967. Polyporus fungi of the North USSR. *Mycology and phytopathology* 1(4): 280–286.
- Pennanen, J. 2002. Forest age distribution under mixed-severity fire regimes – a simulation approach for middle-boreal Fennoscandia. *Silva Fennica* 36(1): 213–231.
- Pennanen, J. & Kuuluvainen, T. 2002. A spatial simulation approach to the natural forest landscape dynamics in boreal Fennoscandia. *Forest Ecology and Management* 164: 157–175.
- Penttilä, R., Siitonen, J. & Kuusinen, M. 2004. Polypore diversity in managed and old-growth boreal *Picea abies* forests in southern Finland. *Biol. Conservation* 117: 271–283.
- Pitkänen, A. 1999. Paleoeological study of the history of forest fires in eastern Finland. University of Joensuu. Publications in Sciences 58.
- Pitkänen, A., Huttunen, P., Jugner, H. & Tolonen, K. 2002. A 10000 year local forest fire history in a dry heath forest site in eastern Finland, reconstructed from charcoal layer records of a small fire. *Canadian Journal of Forest Research* 32: 1875–1880.
- Pushkina, N.M. 1960. Regeneration of vegetation on forest fire areas. *Trudy Laplandskogo Gosudarstvennogo Zapovednika* (Proceedings of the Lapland Reserve) 4:5–125 (in Russian).
- Pushkina, N.M. 1961. Diversity and features of fructification Agaricales mushrooms. 70 p. (The manuscript of the Lapland State Biosphere Reserve) (in Russian).
- Pystina, K.A., Pavlova, T.V., Shestakova Y.S. 1969. About the mycoflora of reserve islands of Kandalaksha bay. In: *Botanical researches. Murmansk*. pp.190–227 (in Russian).
- Ramenskaja, M.L. 1983. The analysis of flora of Murmansk region and Kareliya. Leningrad. 216 p. (in Russian).
- Rassi, P., Alanen, A., Kanerva, T. & Mannerkoski, I. (toim.) 2001. Suomen lajien uhanalaisuus 2000. Ympäristöministeriö ja Suomen ympäristökeskus. 432 s.
- Renvall, A. 1919. Suojametsäkäsyyksestä I. Mäntymetsän elinehdot sen pohjoisrajalla sekä tämän rajan alenemisen syyt. *Acta Forestalia Fennica* 11: 1–143.
- Renvall, P. 1995. Community structure and dynamics of wood-rotting Basidiomycetes on decomposing conifer trunks in northern Finland. *Karstenia* 35:1–51.
- Report of the Moscow State Forest-technical Institute about forestpathology condition of forests in the Lapland reserve for the period 1976–77. 1979. 125 p. (The manuscript of the Lapland State Biosphere Reserve) (in Russian).

- Rouvinen, S., Kuuluvainen, T. & Karjalainen, L. 2002. Coarse woody debris in old *Pinus sylvestris* dominated forests along a geographic and human impact gradient in boreal Fennoscandia. *Canadian Journal of Forest Research* 32: 2184–2200.
- Rowe, S. J. & Scotter, G. W. 1973. Fire in the boreal forest. *Quaternary Research* 3: 444–464.
- Rülcker, C., Angelstam, P. & Rosenberg, P. 1994. Natural forest-fire dynamics can guide conservation and silviculture in boreal forests. *SkogForsk* 2:1–4.
- Shubin, V.I. & Krutov, V.I. 1979. Mushrooms of Kareliya and Murmansk region. (Ecology-systematically list). Leningrad. 107 p. (in Russian).
- Siitonen, J. 2001. Forest management, coarse woody debris and saproxylic organisms: Fennoscandian boreal forests as an example. *Ecological Bulletins* 49: 11–42.
- Similä, M., Kouki, J., Mönkkönen, M., Sippola, A-L. & Huhta, E. 2005. Covariation and indicators of species diversity: Can richness of forest-dwelling species be predicted in northern boreal forests? *Ecological Indicators* 6:686–700.
- Sirén, G. 1955. The development of spruce forest on raw humus sites in northern Finland and its ecology. *Acta Forestalia Fennica* 62: 1–408.
- Spies, T.A., Franklin, J.F. & Thomas, T.B. 1988. Coarse woody debris in douglas-fir forests of western Oregon and Washington. *Ecology* 69:1689–1702.
- Suorsa, P., Huhta, E., Nikula, A., Nikinmaa, M., Jäntti, A., Helle, H. & Hakkarainen, H. 2003. Forest management is associated with physiological stress in an old-growth forest passerine. *Proceedings of the Royal Society of London Series B* 270: 963–969.
- Suorsa, P., Huhta, E., Jäntti, A., Nikula, A., Helle, H., Kuitunen, M., Koivunen, V. & Hakkarainen, H. 2005. Thresholds in selection of breeding habitat by the Eurasian treecreeper (*Certhia familiaris*). *Biological Conservation* 121: 443–452.
- Syrjänen, K., Kalliola, R., Puolasmaa, A. & Mattson, J. 1994. Landscape structure and forest dynamics in subcontinental Russian European taiga. *Annales Zoologici Fennici* 31: 19–34.
- Uotila, A., Maltamo, M., Uuttera, J., and Isomäki, A. 2001. Stand structure in semi-natural and managed forests in eastern Finland and Russian Karelia. *Ecological Bulletins* 49:149–158.
- Wallenius, T. 2002. Forest age distribution and traces of past fires in a natural boreal landscape dominated by *Picea abies*. *Silva Fennica* 36(1): 201–211.
- Wallenius, T. H., Pitkänen, A., Kuuluvainen, T., Pennanen, J. & Karttunen, H. 2005. Fire history and forest age distribution of an unmanaged *Picea abies* dominated landscape. – *Canadian Journal of Forest Research* 35: 1540–1552.
- Vanin, S.I. 1927. About the mycoflora of Murmansk. *Protection of plants from invaders*. 4 (4–5): 770–772.
- Van Wagner, C.E. 1978. Age-class distribution and the forest fire cycle. *Canadian Journal of Forest Research* 8: 220–227.
- Wikars, L.-O. 2004. Brand beroende insekter – response på tio års naturvårdsbränningar *Fauna & Flora* 99(2): 28–34.

Yaroshenko, A.Y., Potapov, P.V., & Turubanova, S.A. 2001. The last intact forest landscapes in northern European Russia. Greenpeace Russia and the Global Forest Watch. Moskova. 75 s.

Zackrisson, O. 1977. The influence of forest fires in the North Swedish boreal forest. *Oikos* 29: 22–32.

Zackrisson, O. & Östlund, L. 1991. Branden formade skogslandskapets mosaik. *Skog and Forskning* 4:13–21 (in Swedish).

Zaitseva, I.V., Kobjakov, K.N., Nikonov V.V., Smirnov, D.Y. 2002. Original (old-growth) forests of Murmansk region. *Silvics (Lesovedenie)* 2:15–23 (in Russian).

Zanette, L., Doyle, P. & Tremont, S.M. 2000. Food shortage in small fragments: evidence from an area sensitive passerine. *Ecology* 81: 1654–1666.

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





Kuvat: Heikki Kauhanen

