



WWF

RAPORTTI  
2018

WWF SUOMEN RAPORTEJA 37

# Tutkimustietoon perustuvia suosituksia vastuullisen metsänhoidon kehittämiseksi

Petri Keto-Tokoi

Julkaisija: WWF Suomi, Lintulahdenkatu 10, 00500 Helsinki, wwf.fi  
Kirjoittaja: Petri Keto-Tokoi  
Toimitus: Panu Kunttu, Annukka Valkeapää, Kaisa Ryyänen  
Maailman Luonnon Säätiön WWF Suomen Rahaston raportteja 37  
Kansikuva: Petri Keto-Tokoi  
Ulkoasu: Johanna Kulmalainen  
Paperi: Cocoon Offset, 100-prosenttinen uusiopaperi  
Painosmäärä: 400  
Painopaikka: Erweko Oy, Vantaa 2018  
ISBN: 978-952-5242-46-1  
ISSN: 0788-0804

# SISÄLLYS

---

Esipuhe	4
Tiivistelmä	5
Johdanto	8
Vesistöjen suojavyöhykkeet	9
Kuollut puu	28
Säästöpuut	46
Luontotyyppien turvaaminen	66
Energiapuun korjuu	72
Lannoitus	93
Maanmuokkaus	100
Kulotukset ja ennallistamispoltot	115

# ESIPUHE

---

Suomalaisia metsiä on hyödynnetty erittäin tehokkaasti. Suomalainen metsätalous onkin satojen lajien ja kymmenien luontotyypin uhanalaistumisen syynä. Metsien entistä massiivisempi hakkaaminen on erittäin suuri haaste sille, miten metsiä käsitellään monimuotoisuuden tilan parantamiseksi.

Metsätalouden kestävyuden parantamiseksi on tehty ja tehdään edelleen erilaisia suosituksia, ohjeita ja standardeja. Parhailaan käynnissä on vastuullisen metsänhoidon FSC-standardin kriteerien kehittäminen. Siitä syystä pyysimme, että metsänhoitaja Petri Keto-Tokoi tekee itsenäisesti kirjallisuuskatsauksen standardin tiettyjen ympäristökriteerien aiheisiin liittyvän tutkimustiedon pohjalta. Katsaus on tehty helmimaaliskuussa 2017, ja sitä on täydennetty joulukuussa 2017. Tieteellisten tutkimusten suorien tulosten lisäksi Keto-Tokoi on niiden synteeseinä laatinut johtopäätöksiä ja metsänhoidon kehittämissuosituksia. Nämä eivät välttämättä edusta WWF Suomen kantaa. Uskon, että tämä kirjallisuustarkastelu ja sen pohjalta tehdyt johtopäätökset antavat vankan ja tasapuolisen perustan vastuullisen metsänhoidon kehittämiseksi Suomessa.

Toivomme katsauksen tukevan mahdollisimman laajasti ekologisesti kestävä metsätaloutta edistäviä prosesseja. Näitä tutkimustuloksia voi hyödyntää kaikessa metsänhoidon kehittämisessä luonnon monimuotoisuuden paremmin huomioivaan suuntaan.

Katsauksessa Petri Keto-Tokoi on käynyt läpi valtavan määrän tutkimuksia, ja itseäni miellyttää raportin selkeäsanaisuus siitä, miten tutkimustietoa pitäisi hyödyntää, kun aidosti kestävä metsänhoidon kriteerejä mietitään ja viedään käytäntöön.

Kiitän Petrin lisäksi lämpimästi myös WWF Suomen toimituskuntaa hyvästä työstä, kuten myös Pekka Punttilaa Suomen ympäristökeskuksesta ja Henrik Lindbergiä Hämeen ammattikorkeakoulusta arvokkaista kommentteista ja lisätiedoista.

Toivon, että tämä raportti auttaa niitä monia asiantuntijoita ja tahoja, jotka aidosti haluavat kehittää suomalaista metsänhoitoa ekologisesti kestävämpään suuntaan, ja siten turvata metsäluonnon monimuotoisuuden ja kääntää huolestuttavan uhanalaissuosityksen toiseen suuntaan.

Jari Luukkonen  
suojelejohtaja  
WWF Suomi

# TIIVISTELMÄ

---

Pohjoismaisten tutkimusten ja asiantuntija-arvioiden perusteella seuraavat metsänhoidon luonnonhoitotoimet ovat ekologiselta vaikuttavuudeltaan tehokkaita. Tarkastelussa olivat vaikutukset luonnon monimuotoisuuteen ja vesistöihin, mutta ei toimenpiteiden ilmastovaikutuksia.

## Vesistöjen suojavyöhykkeet

Vesistöjen ja pienvesien rannoille jätettävä vähintään noin 30 metriä leveä puustoinen, mieluiten kokonaan käsittelemätön suojavyöhyke, on ekologisesti hyvin perusteltu ratkaisu. Eroja leveyden tarpeessa aiheuttavat paikalliset luontoarvot ja olosuhteet, eivät niinkään erilaiset vesistötyypit. Rajauksissa tulee huomioida sekä metsän suojavaikutukset vesistöön että rantametsän luontoarvot. Myös suojeltavien korprien ympärillä noin 30 metrin suojavyöhykkeet ovat ekologisesti hyvin perusteltuja.

## Kuolleet puut

Kuolleiden puiden säästäminen on kustannustehokkain tapa lisätä lahoppuuston määrää. Hyvin perusteltu ekologinen tavoite on pyrkiä säästämään kaikki talousmetsissä syntyvät kuolleet puut. Hyvä käytäntö on jättää kaikki järeät kuolleet puut, joiden poistamista metsätuholaki ei edellytä tai jotka eivät aiheuta vaaraa tai sulje kulkureittejä.

Mikäli sen sijaan tarkastellaan tietyn vähimmäiskappalemäärän säästämistä, jätettävien puiden läpimittavaatimukseksi on syytä asettaa 20 cm. Järeät lahoppuut ovat vähentyneet eniten, ja niillä on suurin merkitys uhanalaisille lajeille.

Luontoarvoiltaan merkittävillä alueilla (10–30 % pinta-alasta) suojelukohteita ympäröivien talousmetsien lahoppuutavoitteeksi tulee asettaa vähintään 20 m<sup>3</sup>/ha.

## Säästöpuut

Säästöpuiden minimimääräksi on esitetty laajan kansainvälisen tutkijaryhmän asiantuntija-arviona 5–10 % puuston tilavuudesta tai pinta-alasta. Säästöpuiden 20 cm:n minimiläpimittavaatimus on ekologisesti hyvin perusteltu, myös Pohjois-Suomessa.

Vastuullisen metsänhoidon käytännöissä on syytä jättää enemmän säästöpuustoa luontoarvoiltaan merkittävien alueiden ympäristöön. Säästöpuiden ja puuryhmien säästämistä tulee edellyttää myös kasvatushakkuissa ja metsän jatkuvassa kasvatuksessa. Niiden aluspuusto tulee säästää harventamatta ja raivaamatta.

## Luontotyyppien turvaaminen

Ennallistamisen ja aktiivisen luonnonhoidon tarpeen näkökulma on melko heikosti esillä nykyisissä metsänhoitosuosituksissa ja standardeissa, ja sitä on syytä vahvistaa. Näitä toimenpiteitä on aiheellista suositella metsänomistajille osana vastuullisen metsänhoidon edistämistä.

Luontotyyppien turvaamisessa metsälain ja luonnonsuojelulain turvaamien kohteiden säästäminen ei riitä. FSC-standardin aina säästettävien kohteiden luettelo toimii lähtökohtana vastuulliseen metsänhoitoon ja sen lisäksi on syytä huomioida myös seuraavat luontotyypit: dyynimetsät, karukkokankaat, ultraemäksisen maapohjan metsät, kalkkikalliot, serpentiinikalliot, kalkkipitoisten maapohjien metsät, pähkinäpensaitot, metsäpaloalueet ja muut runsaslahopuustoiset nuoret häiriömetsät sekä ennallistamisen jälkeen suojellut luontotyypit. Harjujen valorinteiden sekä hakamaiden, metsäniittyjen ja peltojen ja metsien vaihtumisvyöhykkeiden osalta on perusteltua edellyttää avoimuutta, paisteisuutta ja niitty-laikkuisuutta lisääviä toimia.

### **Energiapuun korjuu**

On ekologisesti perusteltua jättää noin 30 % latvusmassasta ja kannoista korjaamatta metsikkötasolla. Tätäkin tärkeämpää on, miltä osuudelta latvusmassaa ja kantoja korjataan maisematasolla. Ruotsalaisen analyysin mukaan latvusmassaa voidaan korjata kestävästi ympäristötavoitteita vaarantamatta 40 %:lta ja kantoja 20 %:lta avohakkuiden pinta-alasta. Tässä tarkasteltiin vaikutuksia luonnon monimuotoisuuteen sekä vaikutuksia maaperään ja vesistöihin, mutta ilmastovaikutukset on rajattu tarkastelun ulkopuolelle.

Energiapuun korjuussa tulee välttää lehtipuiden hakkuutähteen ja kantojen korjuuta, kuolleiden puiden korjuuta sekä niiden vaurioittamista korjuussa. Energiapuuharvennuksen jälkeen metsässä tulee olla jäljellä yhtä monta puulajia kuin siellä kasvoi ennen harvennusta.

### **Lannoitus**

Lannoituksen vesiensuojelu toteutuu maalevityksessä riittävän hyvin, jos jätetään riittävät suojavyöhykkeet kaikkien vesistöjen ja pienvesien rannoille. Suojavyöhykkeitä on syytä jättää myös luonnonsuojelualueiden, soiden ja arvokkaiden luontokohteiden ympärille. Lentolevityksessä saattaa olla tarpeen käyttää 50 metrin suojavyöhykettä vesistöihin.

Turvemailla tulee sallia vain sellaisten lannoitteiden käyttö, joiden sisältämä fosfori on hidasliukoisessa muodossa. Tuhkalannoituksen vesistöjä rehevöittävä kuormitus on ollut vähäistä.

### **Maanmuokkaus**

Lahopuun säästämiseksi on syytä asettaa raja-arvo sille, paljonko lahopuustoa saa korkeintaan murskaantua ja hautautua puunkorjuussa ja maanmuokkauksessa.

Kangasmailla maanmuokkauksen vesistövaikutukset ovat pääasiassa hyvin hallittavissa, jos jätetään vähintään 30 metrin puustoinen suojavyöhyke ja noudatetaan Tapion ja Metsätehon suosituksia. Merkittävimmät vesistöhaittojen riskit liittyvät ojitusmätästykseen ja ojien perkaukseen turvemailla ja hienojakoisilla kivennäismailla. Maanmuokkauksen ja ojituksen riskikohteet vesiensuojelun kannalta on syytä selvittää. Riskikohteilla tulee toteuttaa peitteellistä metsänkasvatusta. Tämä edistäisi uhanalaisten suotyyppien säilymistä ja ennallistumista sekä vähentäisi vesistökuormitusta ja hiilipäästöjä ilmakehään.

## **Kulotus**

Kulotus on ekologisesti hyödyllistä ja sitä voi edistää sertifiointin keinoin. Kulotuksen vuotuinen pinta-alavaatimus Ruotsin FSC-standardissa on 5 % päätehakkuiden pinta-alasta. Tämä olisi perusteltua Suomessakin. Kulotusaloille tulisi jättää 10–20 % puustosta paremman lahopuujatkumon turvaamiseksi. Säästöpuiden lisäys lisäisi kulotusten ekologista vaikuttavuutta.

Luonnonhoidon käytäntöjä tulee kehittää siten, että ne ohjaavat tekemään ensisijaisesti kokonaisten päätehakkuualojen kulotuksia, jättämään enemmän säästöpuita kulotusalueille sekä tekemään sellaisten suojelukohteiden ennallistamispoltoja, joilla näkyy metsänkäsittelyhistoria. Monimuotoisuushyödyt olisivat näin suuremmat ja monipuolisemmat kuin vain säästöpuuryhmien poltolla.

Alue-ekologinen suunnittelu tehostaa useimpien edellä mainittujen toimenpiteiden ekologista vaikuttavuutta parantamalla niiden kohdentumista.

# JOHDANTO

---

Metsäluonnon tila on heikentynyt voimakkaasti metsien hoito- ja uudistamistoi-  
mien seurauksena. Suomessa elävistä metsälajeista 814 on uhanalaisia, ja 776 lajia  
on puolestaan uhanalaisuuden kynnyksellä, luokiteltu silmälläpidettäviksi. Yhteensä  
108 metsissä elävää lajia on jo hävinnyt Suomesta. Metsäluontotyypeistä 70 % on  
luokiteltu uhanalaisiksi, mikä vastaa miltei puolta Suomen metsäpinta-alasta. Metsä-  
maan metsistä 94 % on metsätalouden käytössä, joten talousmetsien hoitotavoilla on  
ratkaiseva merkitys suomalaisen metsäluonnon monimuotoisuuden turvaamisessa.

Talousmetsien luonnonhoitoon on pyritty kiinnittämään huomiota usean vuosikym-  
menen ajan, mutta vaikutus luonnon monimuotoisuuden turvaamiseen on ollut melko  
vähäinen. Monien luonnonhoitotoimien volyymi ja laatu on jopa kääntynyt laskuun,  
sillä esimerkiksi säästöpuuston ja lahoppuuston määrä on vähentynyt, kulotusten mää-  
rä on romahtanut, vesistöjen suojavyöhykkeet todettu riittämättömiksi, arvokkaiden  
luontotyyppien turvaamisessa on todettu olevan suuria puutteita, eikä metsälajien  
uhanalaisuus ole vähentynyt.

Luonnon monimuotoisuuden turvaaminen on suomalaisten mielestä tärkein huomi-  
oitava asia metsiä koskevassa päätöksenteossa. Luonnon monimuotoisuutta koskeva  
tutkimustieto on kuitenkin ohitettu monessa metsien käyttöä koskevassa säädös- ja  
ohjeistusprosessissa, etenkin toimenpiteiden määrällistä mitoittamista koskevissa  
ohjeissa. Luonnonhoitotoimenpiteet ovat usein laadullisesti oikeansuuntaisia, mutta  
niin niukasti mitoitettuja, että niiden ekologinen vaikuttavuus jää vähäiseksi. Tässä  
raportissa on tehty synteesi siitä, mitä toimenpiteiden riittävästä mitoittamisesta voi-  
daan sanoa tutkimustiedon perusteella.

Talousmetsien ympäristövastuullisen hoidon kehittäminen ja luonnonhoidon edis-  
täminen metsänkäsittelyn yhteydessä hyödyttävät metsäluonnon monimuotoisuut-  
ta sekä ylläpitävät monia ekosysteemipalveluja: vesistöt säilyvät puhtaana, useat  
riistalajit hyötyvät, monien hyödynnettävien sienilajien ja marjojen sadot säilyvät,  
sekä metsä toimii hiilivarastona. Monimuotoisessa metsässä on parempi resilienssi  
eli se on kestävämpi ja vastustuskykyisempi metsätuhoja kohtaan kuin rakenteel-  
lisesti ja lajistollisesti yksipuolinen metsä. Lisäksi kolmasosa metsänomistajista  
pitää luonnon monimuotoisuuden säilyttämistä tärkeimpänä metsänkasvatuksen  
päämääränään.

Tämän kirjallisuuskatsauksen tavoitteena on selvittää, mitä johtopäätöksiä tutki-  
mustiedon pohjalta voidaan tehdä vastuullisen metsänhoidon ympäristötavoitteiden  
saavuttamiseksi ja millaisista raja-arvoista ja mitoituksista on osoitettu olevan eko-  
logista hyötyä. Useita suosituksia on tarkasteltu suhteessa Suomen voimassaolevaan  
FSC-standardiin, joka on ympäristökriteereiltään tällä hetkellä vahvin metsänhoidos-  
sa käytössä oleva metsäsertifiointistandardi. Tarkastelussa olivat nimenomaan vaiku-  
tukset luonnon monimuotoisuuteen ja vesistöihin, mutta ei toimenpiteiden ilmasto-  
vaikutuksia, lukuun ottamatta maanmuokkausta ja lannoitusta.

Kirjallisuuskatsauksessa keskityttiin erityisesti pohjoismaisiin tutkimuksiin. Eniten  
on hyödynnetty suomalaisia ja ruotsalaisia tutkimuksia. Niiden lisäksi on käytetty  
myös norjalaisia ja virolaisia, sekä joitakin pohjoisamerikkalaisia tutkimuksia.



# VESISTÖJEN SUOJAVYÖHYKKEET

## TARKASTELUSSA:

- Mitkä olisivat riittävät puustoiset suojavyöhykkeet metrimäärissä mitattuna erilaisissa vesistötyypeissä, jotta vesistöjen rantametsissä elävän eliölajiston elinolosuhteet olisi turvattu, ja toisaalta ravinne- ja kiintoainehuuhtoumat sitoutuisivat niihin?
- Minkälainen suojavyöhyke tarvitaan korpien ominaispiirteiden (erityisesti kostea pienilmasto) säilymisen kannalta, jos tehdään avohakkuu?

Rantametsillä ja niiden käsittelyllä on suuri merkitys vesiekosysteemeihin, etenkin pienvesiin ja jokiin, joilla on paljon rantaviivaa suhteessa vesipinta-alaan. Rantametsät ovat merkittäviä metsäekosysteemien monimuotoisuuden vuoksi, sillä niiden ekologiset olosuhteet, luontotyypit ja puulajikoostumus poikkeavat usein selvästi ympäröivästä metsästä. Luonnonolosuhteet vesistöjen varsilla ovat hyvin vaihtelevia topografian, maaperän vesitalouden, vesistön tulvimisen ja kasvillisuuden suhteen.



**Kuva 1.** Tyypillinen, mutta ekologiselta kannalta miltei merkityksetön yhden puurivin levyinen suojavyöhyke järven rannalla. Kuva Kemiönsaarelta.

Vesistöjen rannoille rajattavilla suojavyöhykkeillä vähennetään maa-alueilla tehtävien metsätaloustoimenpiteiden aiheuttamia haittoja vesistöille sekä turvataan rannoille ja rantametsille ominaista luonnon monimuotoisuutta.

Suomessa vesistöjen rantaviivaa jokien ja purojen varsilla on 53 510 km ja järvien rantaviivaa 214 896 km. Arvio on tehty 1:50 000 mittakaavaisten karttojen paikka-tietoanalyysin perusteella, eikä siinä ole mukana meren rantaviivaa. Kun kaikkien sisävesistöjen varsille jätetään 10 metrin suojavyöhykkeet, niiden kokonaispinta-ala on 322 000 ha. Tämä on 1,1 % metsäpinta-alasta. Vastaavasti 20 metrin suojavyöhykkeitä jätettäessä 2,2 % ja 30 m suojavyöhykkeitä käytettäessä 3,3 % metsäpinta-alasta. Luku on suuntaa antava, mutta jonkinasteinen aliarvio, koska kaikkia pienimpiä puroja ja noroja ei ole merkitty karttoihin. (Gundersen ym. 2010)

Suojavyöhykkeiden tavoitteenasettelussa ja mitoituksessa on syytä erottaa kaksi erillistä kysymystä:

- 1) rantametsän suojavaikutukset vesiekosysteemiin
- 2) rantametsän ekosysteemin luontoarvojen turvaaminen.

Näiden keskinäiset tärkeydet voivat olla erilaisia eri rantajaksoilla. Esimerkiksi vesistön luontoarvot voivat olla korkeat, vaikka rantavyöhykkeen luontoarvot eivät olisi nykytilassa merkittävät ja päinvastoin.

Näistä ensimmäiseen kysymykseen on helpompi määrittellä tutkimustiedon perusteella metrimääräisiä suosituksia kuin toiseen, koska rantojen luontotyyppit, niiden luontoarvot ja niiden muodostamien kuvioiden leveydet vaihtelevat hyvin paljon riippuen topografiasta, maalajeista, maaperän vesi- ja ravinnetaloudesta sekä vesistön tulvimisesta.

## 1. RANTAMETSÄN SUOJAVAIKUTUKSET VESIEKOSYSTEEMIIN

Rantametsällä on useita merkityksellisiä ekologisia vaikutuksia vesistöihin:

- Karikkeen tuottaminen vesistöön. Karike on tärkeä ravinnonlähde pohjaeläimille rantavesissä. Erityisen suuri merkitys karikkeella on voimakkaasti varjostuneissa pienvesissä, joiden oma perustuotanto on vähäistä. Rantametsän puulajit ja niiden karike vaikuttavat myös rantametsän maaperän ja sitä kautta valumavesien happamuuteen. Lehtipuiden karikkeella on valumavesien happamuutta vähentävä vaikutus.
- Kuolleiden puun tuottaminen vesistöön. Kuolleet puut tarjoavat suojapaikkoja, elinympäristöjä ja tarttumapintoja vesieläimille. Tällä on erityisen suuri merkitys virtavesissä. Kuolleet puut muuttavat virtausolosuhteita ja uoman rakennetta monimuotoisemmaksi.
- Puiden juurten rantapenkkoja vakauttava ja uoman eroosiota vähentävä vaikutus.
- Vesistön varjostus, mikä vaikuttaa veden lämpötilaan ja sitä kautta happipitoisuuteen. Tällä on suurin merkitys voimakkaasti varjostuneissa ja kylmävetisissä pienvesissä. Järvien rannoilla tämä ei ole niin merkittävä tekijä.
- Ravinteiden ja kiintoaineksen pidätys.

### Ruotsalaisen SILVA-tutkimushankkeen tulokset

Ruotsin Fiskeriverket on tuottanut tutkimustietoa metsätalouden suojavyöhykkeiden mitoituksen perustaksi (SILVA-projekti 1995–2000) (Nyberg & Eriksson 2001). Projektiin sisältyi laaja, 600 viitteeseen perustuva kirjallisuuskatsaus (Berquist 1999)

maa- ja metsätalousalueiden suojavyöhykkeitä koskevasta tutkimustiedosta ja ohjeista eri maissa. Kirjallisuuskatsauksessa tehtiin seuraavat johtopäätökset:

- Jotta valumaolot vesiuomissa ja rannoilla säilyisivät ja eroosio vähenisi, on tarpeellista jättää suojavyöhykkeet kaikkien niiden vesistöjen varsille, joissa on vettä ympäri vuoden. Tietyissä tapauksissa tulee suojavyöhykkeet jättää myös ajoittain kuivuvien vesiuomien ja pohjaveden ulosvirtausalueiden ympärille. Tämän lisäksi tarvitaan soiden ja kosteikkojen suojelua valuman lähdealueilla.
- Ravinteiden pidättyminen suojavyöhykkeille perustuu kolmeen prosessiin: kiintoaineen mekaaniseen pidättymiseen kasvillisuuteen, kasvillisuuden ravinteiden ottoon ja denitrifikaatioon, jossa bakteerit pelkistävät valumavesien nitraatti-ioneita typpikaasuksi. Denitrifikaatiota tapahtuu soilla ja kosteikoissa. Näiden prosessien kannalta on tärkeää, että valumavedet viipyvät suojavyöhykkeellä tarpeeksi kauan.
- Suojavyöhykkeiden tulee olla vähintään 10 m leveitä, jotta ne voisivat pidättää tehokkaasti kiintoainetta ja pidättää enemmän kuin 50 % valumavesien kuljettamista ravinteista. Yleinen suositus on, että suojavyöhykkeen tulisi olla vähintään 15 m leveä vähentääkseen tehokkaasti maankäytön vaikutuksia veden laatuun. Suojavyöhyke, jolla kasvaa monikerroksellista kasvillisuutta (ruohoja, pensaita ja puita), pidättää sekä kiintoainetta että ravinteita tehokkaammin kuin pelkkiä ruohoja kasvava suojavyöhyke.
- Suojavyöhykkeiden tulee olla vähintään 15–30 m leveitä ja niillä täytyy olla vähintään 60–80 % puuston alkuperäisestä latvuspeittävydestä jäljellä, jotta vesistön lämpötilan nousu hakkuun jälkeen voitaisiin välttää. Erityisen tärkeä tässä suhteessa on etelän puoleisen rannan suojavyöhyke.
- Lehtikarikeri, oksat ja neulasen päätyvät vesistöön melko kapealta, 10–15 m leveältä rantametsävyöhykkeeltä. Lehtikarikeri on pohjaeläimistön kannalta arvokkaampaa kuin havukarikeri. Kuolleet puunrungot kaatuvat vesistöön noin 30 m leveältä rantavyöhykkeeltä. Yleensä suojavyöhykkeen tulisi olla 20 m leveä, jotta kuolleen puuston määrä vesistössä säilyisi hakkuuta edeltäneellä tasolla.
- Suojavyöhykkeiden mitoittaminen erilaisiin oloihin edellyttää vesistöjen ja rantavyöhykkeiden kuvaamista ja luokittelua, ongelma-alueiden tunnistamista sekä sen määrittämistä, mitä suojeluvaihtoehtoja tavoitellaan.
- Pienten ja keskisuurten vesistöjen suojelemiseksi tarvitaan yleensä 15–30 m leveitä suojavyöhykkeitä. Useat tutkijat pitävät 15 m leveyttä miniminä veden laadun suojelun kannalta ja 20–30 m leveyttä miniminä vesistön biologisten arvojen säilyttämisen kannalta.

SILVA-projektin kokeellisessa osassa tutkittiin erilevyisten suojavyöhykkeiden vaikutuksia puroekosysteemiin 15 eri purokohteessa. Vertailtavina suojavyöhykkeinä olivat kapea (5 m) epäyhtenäinen suojavyöhyke, kapea (5 m) koskematon ja yhtenäinen suojavyöhyke sekä leveä (20 m) koskematon suojavyöhyke. Kustakin toteutusvaihtoehdosta oli viisi toistoa (Nyberg & Eriksson 2001).

Kokeellisen osan tulosten mukaan kansainväliset havainnot pitävät hyvin paikkansa myös Ruotsin oloissa. SILVA-projektin (Nyberg & Eriksson 2001) mukaan:

- Kaikkien vesistöjen varsille tulee jättää koskematon suojavyöhyke. Myös ajoittain kuivuvien vesiuomien ja soiden ympärille tulisi jättää suojavyöhyke.
- Suojavyöhykkeen tulee olla yli 5 m leveä, jos halutaan välttää haitalliset vesistövaikutukset.
- Käytettäessä 20 m leveitä suojavyöhykkeitä vesistövaikutukset ovat vähäisiä tai ne eivät ole mitattavissa.
- Suojavyöhykkeen mitoituksessa ja rajauksessa tulee ottaa huomioon maaperän eroosioherkkyys ja vesistön luonnonsuojeluvarvo.

- Raviineissa (veden uurtamissa rotkoissa) suojavyöhykkeen tulee olla leveämpi ja mieluiten käsittää koko raviini.
- Mitä hienojakoisempi maalaji ja mitä jyrkempi rinne, sitä leveämpi suojavyöhyke tarvitaan.

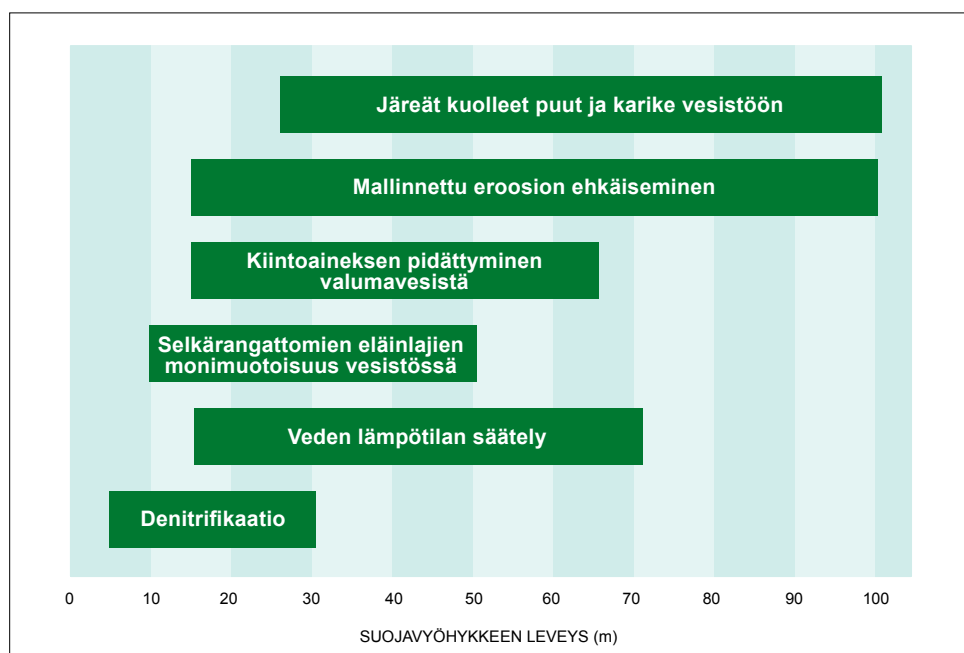
SILVA-tutkimuksen mukaan suojavyöhykkeisiin voitaisiin soveltaa pohjoisamerikkalaista mallia, jossa suojavyöhyke jaetaan sisempään suojeluvyöhykkeeseen ja ulompaan hoitovyöhykkeeseen (Nyberg & Eriksson 2001).

### Muiden eurooppalaisten ja pohjoisamerikkalaisten synteisien johtopäätöksiä

Useissa muissakin synteesiartikkeleissa on päädytty siihen johtopäätökseen, että vähintään 20–40 metriä leveät suojavyöhykkeet ovat suositeltavia vesistöjen suojavaikutusten ja luonnon monimuotoisuuden turvaamisen kannalta.

Lindegren (2006) toteaa kirjallisuuskatsauksessaan, että suojavyöhykkeiden tulee olla suhteellisen kattavia koko rannan pituudelta ja suunnilleen 20–30 metriä leveitä. Gundersen ym. (2010) toteavat, että vähintään 20–30 metriä leveät kasvipeitteiset suojavyöhykkeet ovat suositeltuja vesiensuojelun, monimuotoisuuden turvaamisen ja kasvihuonekaasujen päästöjen kannalta. Metsäiset suojavyöhykkeet ovat tehokkaita suojelemaan veden laatua ja vesiliöstöä ja niillä on myönteisiä vaikutuksia myös maaekosysteemien monimuotoisuuteen, etenkin kun ne ovat leveämpiä kuin 40 metriä (Gundersen ym. 2010).

Broadmeadow ja Nisbet (2004) kokosivat oman katsausartikkelinsa tulokset alla olevaksi kaaviokuvaksi (kuva 2), johon on koottu vaihteluvälit eri tutkimusartikkeleissa esitetyistä arvioista riittävästä suojavyöhykkeen leveydestä eri vesistöjen suojavaikutusten toteutumisen suhteen.

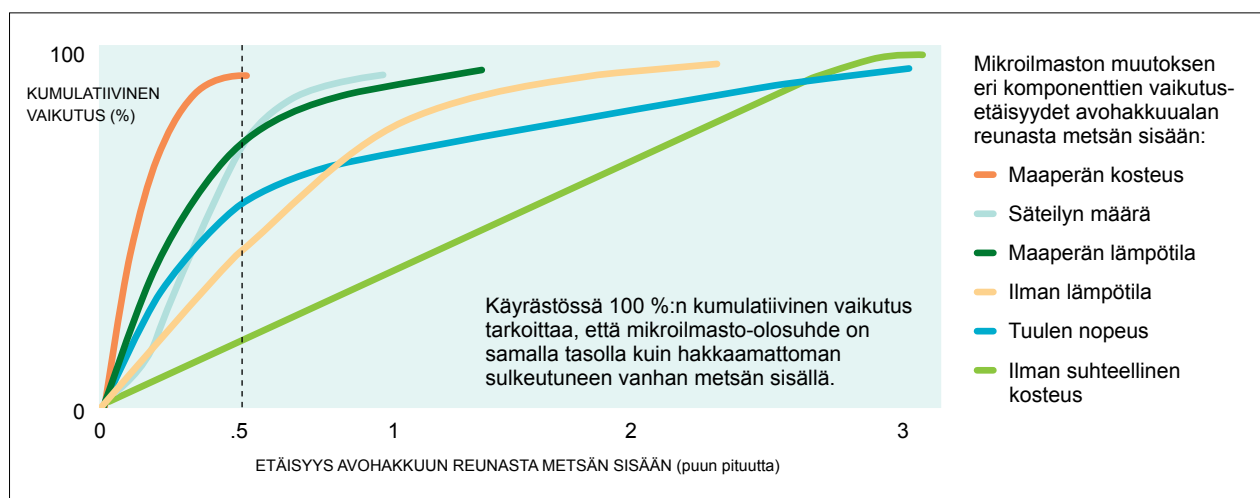
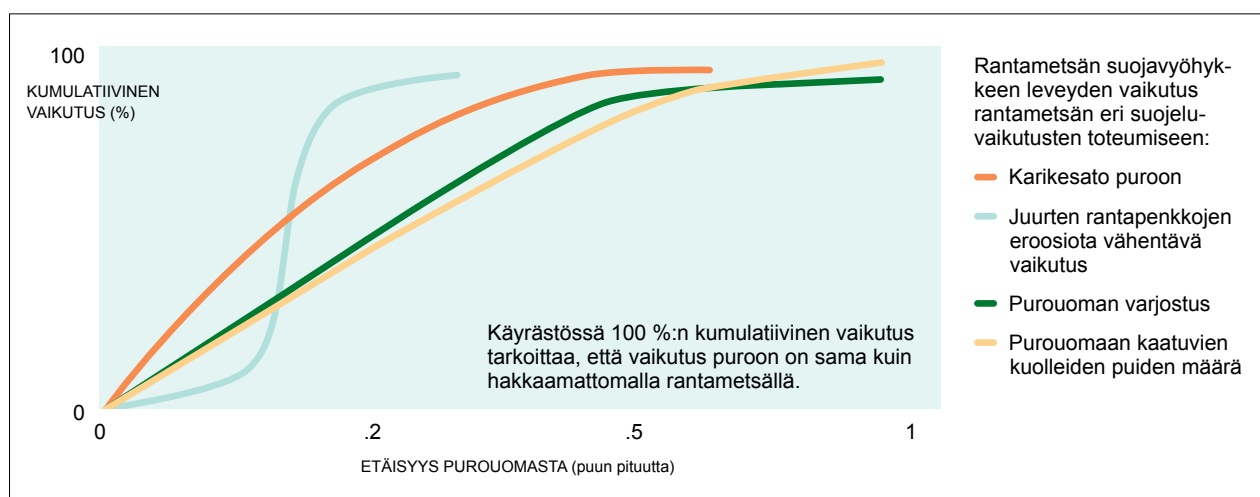


**Kuva 2.** Vaihteluväli rantametsän suojavyöhykkeiden leveyksille, joita eri tutkimuksissa pidetään riittävänä kyseisten suojavaikutusten saavuttamisen kannalta (Broadmeadow & Nisbet 2004).

Laaja tutkijatyöryhmä, joka selvitti Yhdysvaltojen länsirannikon osavaltioissa sijaitsevien valtionmetsien hoidon ekologisia perusteita (Forest Ecosystem Management Team 1993), analysoi laajasti pohjoisamerikkalaisia puroekologisia ja mikroilmasto-reunavaikutuksia koskevia tutkimustuloksia ja koosti vuonna 1993 niiden pohjalta käyrästöt (kuva 3), joita on käytetty paljon suojavaöhykkeiden mitoituksen perustana Yhdysvalloissa ja Kanadassa.

Suojeluvaiikutusten kuvaaminen suhteessa puuston pituuteen on perusteltua, koska puiden pituus vaikuttaa varjostukseen ja karikkeiden leviämiseen, juuriston laajuuteen sekä sen vyöhykkeen leveyteen, jolta kaatuvat puunrungot päätyvät puroon. Molemissa käyrästöissä puun pituudella tarkoitetaan kasvupaikalle ominaista valtapuiden potentiaalista maksimipituutta.

LeDoux ja Wilkerson (2007) päätyivät kirjallisuusselvityksensä perusteella siihen johtopäätökseen, että vesistöjen suojavaikutusten täydelliseen suojelemiseen tarvitaan 45 metriä leveät suojavaöhykkeet. Tosin 30 metrin suojavaöhykkeillä saavutettiin jo



**Kuva 3.** Suojeluvaiikutukset suhteessa suojavaöhykkeen leveyteen. Ylempää käyrästöä voidaan käyttää suojavaöhykkeen mitoittamisen perustana, kun halutaan säilyttää rantametsän suojavaikutukset puroon. Alempaa käyrästöä voidaan soveltaa, kun halutaan mitoittaa suojavaöhyke päätehakkuualan ja mikroilmastovaikutuksille herkän luontotyypin, esimerkiksi puronvarsikorven väliin (Forest Ecosystem Management Team 1993).

87 % tarkastelluista suojavaikutuksista. Kyse on pohjimmiltaan kustannustehokkuudesta. Kasvattamalla suojavaikotteiden leveyttä 30 metristä edelleen 45 metriin lisähyötyä saavutetaan tämän tarkastelun mukaan 13 %.

Tutkijat (LeDoux & Wilkerson 2007) tekivät pohjoisamerikkalaisten tutkimusten tulosten perusteella analyysin siitä, kuinka hyvin 15 m, 30 m ja 45 m leveät suojavaikotteet säilyttävät viittä rantametsien eri suojavaikutusta: kuolleen puun tuottamista vesistöön, varjostusta, kiintoaineksen pidätystä, vesistön pohjaeläimistön yhteisöjen säilyttämistä ja rantametsän lintulajiston säilyttämistä.

Analyysin tuloksena oli, että ei lainkaan suojavaikotetta säilytti 0 % viidestä tarkastellusta suojavaikutuksesta ja johti suuriin muutoksiin hakkuun jälkeen. 15 metrin suojavaikotteet säilytti 60 %, 30 metrin suojavaikotteet 87 % ja 45 metrin suojavaikotteet 100 % viidestä tarkastellusta suojavaikutuksesta. (LeDoux & Wilkerson 2007)

Suomessa rantametsien puut ovat hyvin harvoin yli 30 metriä pitkiä, joten tätä leveämpiä suojavaikotteita eivät Suomen olosuhteissa lisää lahoppuun määrää vesistöissä. Analyysin pisteytyksen tulokset on koottu taulukkoon 1.

**Taulukko 1.** Analyysitulokset siitä, kuinka hyvin 0 m, 15 m, 30 m ja 45 m leveät suojavaikotteet toteuttavat viittä rantametsien suojavaikutusta. 0 = ei säilytä rantametsän suojavaikutusta, 1 = johtaa kohtalaiseen muutokseen suojavaikutuksissa hakkuun jälkeen, 2 = johtaa pieniin muutoksiin suojavaikutuksissa hakkuun jälkeen, 3 = säilyttää rantametsien suojavaikutukset täysin hakkuusta huolimatta. (LeDoux & Wilkerson 2007)

Suojavaikotteen suojavaikutus	Suojavaikotteen leveys				Lähteet
	0 m	15 m	30 m	45 m	
Järeät kuolleet puut vesistöön	0	1	2	3	Murphy & Koski 1989, Harmon ym. 1986, McDade ym. 1990, Robinson & Beschta 1990, Van Sickle 2000, May & Gresswell 2003.
Varjostus, veden lämpötilan säilyttäminen	0	2	3	3	Burton & Likens 1973, Moring 1975, Brown & Krygier 1967, Rishel ym. 1982, Lynch ym. 1984, Lynch ym. 1985, Noel ym. 1986, Beschta ym. 1987, Budd ym. 1987, Caldwell ym. 1991, Kochenderfer & Edwards 1991, Davies & Nelson 1994, Jackson ym. 2001, Kiffney ym. 2003, Wilkerson ym. 2006
Kiintoaineksen pidättäminen	0	2	2	3	Karr & Schlosser 1997, Moring 1982, Lynch ym. 1985, Davies & Nelson 1994, Jackson ym. 2001
Vesieläimien eliöyhteisöjen säilyttäminen: selkärangattomat eläimet ja pinnoille kiinnittyneet levät	0	2	3	3	Newbold ym. 1980, Noel ym. 1986, Davies & Nelson 1994, Hetrick ym. 1998, Kiffney ym. 2003, Wilkerson ym.
Rantavyikotteen varpuslintujen yhteisöjen säilyttäminen	0	2	3	3	Triquet ym. 1990, Whitaker & Montevecchi 1999, Pearson & Manuwal 2001
Kokonaispistemäärä	0	9	13	15	
Suojavaikotteiden tehokkuus suojavaikutusten toteuttajana	0 %	60 %	87 %	100 %	

## Ravinteiden ja kiintoaineen pidättyminen suojavyöhykkeelle

Ravinteiden pidättyminen suojavyöhykkeille perustuu kolmeen prosessiin:

- kiintoaineen mekaaniseen pidättymiseen maan pinnalle ja kasvillisuuteen
- kasvillisuuden ja mikrobien ravinteiden ottoon
- denitrifikaatioon, jossa bakteerit pelkistävät valumavesien nitraatti-ioneita typpikaasuksi. Denitrifikaatiota tapahtuu niukkahappisissa oloissa soilla ja kosteikoissa.

Kaikkien näiden prosessien tehokkuuden kannalta on tärkeää, että valumavedet viipyvät suojavyöhykkeellä riittävän kauan.

Maalaji ja sen ominaisuudet vaikuttavat suojavyöhykkeen kykyyn pidättää ravinteita ja kiintoainesta. Maaperän ravinteidenpidätyskyky on erityisen tärkeässä asemassa kasvukauden ulkopuolella, kun kasvillisuus ei ota ravinteita. Esimerkiksi fosforin huuhtoumasta noin puolet tapahtuu lumen sulamisen yhteydessä aikaisin keväällä, jolloin kasvillisuus on vielä lepotilassa. (Väänänen 2008)

Maaperän fosforinpidätyskykyyn vaikuttaa eniten siinä olevien rauta- ja alumiinioksidien ja -hydroksidien määrä, sillä fosfori pidättyy kemiallisesti näihin yhdisteisiin. Kivennäismaan podsolimaannoksessa humuskerroksen ja huuhtoutumiskerroksen fosforin pidätyskyky on alhainen. Humuskerroksen ja huuhtoutumiskerroksen merkitys fosforin pidättymisessä on lähinnä se, että ne hidastavat vastuksellaan valumavesien virtausta ja tehostavat siten biologisten fosforin pidätysprosessien toimintaa. (Väänänen 2008)

Kivennäismaan rikastumiskerroksen fosforin pidätyskyky on sen sijaan hyvin suuri, koska siihen on saostunut runsaasti rauta- ja alumiiniyhdisteitä. Mikäli valumavedet kulkevat kivennäismaan rikastumiskerroksen läpi, käytännössä kaikki vesiliukoinen fosfori pidättyy siihen. Sen sijaan pinnanmyötäisesti vain maan pintakerroksessa, humuksessa ja huuhtoutumiskerroksessa, valuvasta vedestä fosforin kemiallinen pidättyminen maaperään on vähäistä. (Väänänen 2008)

Myös turvemaiden fosforin pidätyskyky riippuu turpeessa olevien rauta- ja alumiinioksidien ja -hydroksidien määrästä. Tässä on suurta vaihtelua eri turvemaiden välillä. Yleensä rehevien minerotrofisten soiden turpeessa rauta- ja alumiiniyhdisteitä on runsaammin, mutta karujen ombrotrofisten soiden turpeessa niitä on hyvin vähän. Yleensä turvemaiden fosforinpidätyskyky on huonompi kuin kivennäismaiden, mutta suomalaisissa tutkimuksissa myös joidenkin turvemaan suojavyöhykkeiden fosforinpidätyskyky on ollut hyvä. (Väänänen 2008)

Maalajin ja sen kemiallisten ominaisuuksien lisäksi suojavyöhykkeen ravinteiden pidätyskykyyn vaikuttavat:

- suojavyöhykkeen pinta-ala (ravinteiden pidätyskapasiteetti)
- suojavyöhykkeelle tulevien valumavesien määrä
- sen ajan pituus, jonka valumavedet viipyvät suojavyöhykkeellä. (Väänänen 2008)

Vettä läpäisevä kivennäismaa pidättää ravinteita ja kiintoainesta paremmin kuin turvemaa. Ravinteiden ja kiintoaineen pidättyminen on tehokkainta, kun vesi suodattuu pintakerrosvaluntana maan läpi puuston ja muun kasvillisuuden juuristokerroksessa. Turvemaan vedenläpäisevyys syvyysuunnassa on huono. Siksi riski pintavaluntaan ja oikovirtauksien (valuvesiuomien) syntymiselle on suurempi turvemaalla. (Gundersen ym. 2010)

Karkea kiintoaines pidättyy hyvin suojavyöhykkeille, mutta hiesu- ja savihiukkasten ja hienojakoisen orgaanisen aineen pidättyminen on epätodennäköistä. Niiden laskeutumiseen tarvittava aika on pidempi kuin se aika, jonka valumavedet viipyvät tyypillisellä 3–30 metriä leveällä vesistön suojavyöhykkeellä. Lisäksi suojavyöhykkeelle laskeutuneet hienojakoiset maa-ainekset huuhtoutuvat helposti uudelleen veden mukana huippuvalumien aikana. Kiintoaineen pidättyminen on tehokkainta, kun kaikki pintavalunta suodattuu suojavyöhykkeen maaperään. (Gundersen ym. 2010)

Lisäksi rannan alava, tasainen turvemaasuus on usein tulvavesien alle jäävää rantavyöhykettä. Suojavyöhykkeellä, joka on tulvavesien alla silloin kun valuma-, ravinne- ja kiintoainehuuhtoumat ovat suurimmillaan, ei ole juurikaan merkitystä ravinteiden ja kiintoaineksen pidättymisen kannalta. Lisäksi tulvavedet huuhtovat tällaiselle vyöhykkeelle vähävetisempään aikaan laskeutuneet kiintoaineet vesistöön. Hyvin toimivan suojavyöhykkeen tulee olla selvästi leveämpi kuin tasainen ja luhtainen rantavyöhyke, ja siihen pitäisi sisältyä myös riittävän leveä kaistale kangasmaata, joka ei jää tulvavesien alle.

### **Pohjaveden purkautumisalueet ovat hydrologisia hot spot -alueita**

Kuglerova ym. (2014) ja Kuglerova (2015) kiinnittävät huomion pohjavesien purkautumisalueiden suureen merkitykseen vesien laadun ja vesiekosysteemin toiminnan sekä maaekosysteemien monimuotoisuuden turvaamisen kannalta. He kutsuvatkin näitä hydrologisiksi hot spot -alueiksi niiden suuren ekologisen merkityksen vuoksi (Kuglerova ym. 2014). Nämä alueet ovat tyypillisesti kasvilajistoltaan rikkaita, ja niiden maaperän pH ja typpitoisuus on ympäristöään korkeampi.

Pohjavesien purkautumisalueet ovat erityisen tehokkaita pidättämään pohjaveteen liuennutta typpeä ja fosforia, koska näissä paikoissa pohjavesi purkautuu kasvien juuristovyöhykkeeseen. Niissä tapahtuu myös typen vapautumista ilmakehään denitrifikaation seurauksena, koska maaperä on niukkahappista ja orgaanista. Pohjavesien purkautumisalueita esiintyy tiheämmin latvapurojen kuin suurten purojen ja jokien varsilla.

Kugrelova ym. (2014) painottavat, että pohjavesien purkautumisalueet on tärkeää sisällyttää kokonaisuudessaan vesistöjen suojavyöhykkeisiin tekemällä niiden kohdalle paikallisia levennyksiä. Tutkitulla Krycklan valuma-alueella pohjavesien purkautumisalueet olivat yleensä melko kapeita ja pienialaisia, 5–10 metriä leveitä jaksoja rantavyöhykkeestä, mutta ne ulottuvat tyypillisesti pidemmälle vesistöistä kuin tasalevyisten suojavyöhykkeiden leveys on. Suurimmalla osalla rantavyöhykkeiden pituudesta ei tapahtunut pohjavesien purkautumista maanpinnalle.

Pohjavesien purkautumisalueet ovat maaperältään pehmeitä, yleensä myös talvella. Koneilla ajamisen aiheuttamat maaperähäiriöt ovat näillä kohteilla erityisen haitallisia ja aiheuttavat suuren kiintoaineksen, ravinteiden ja metyylielohopean huuhtoutumiriskin. Pohjavesien purkautumisalueiden paikallistaminen voidaan tehdä tehokkaasti käyttämällä hyväksi maaston topografiaan perustuvaa valuman mallinnusta.

## **2. RANTAMETSÄN EKOSYSTEEMIN LUONTOARVOJEN TURVAAMINEN**

Rantametsät tarjoavat elinympäristöjä monenlaiselle metsälajistolle. Siksi suojavyöhykkeiden leveyden ja laadun tarkastelussa vesiekosysteemien ja niiden lajiston säilymisen lisäksi on huomioitava myös itse rantametsien ekosysteemien monimuotoisuuden turvaaminen.



### **Rantametsissä on enemmän lehtilahopuuta ja kääpiä**

Komonen ym. (2008) vertasi rantametsien ja tavallisten kangasmetsien puuston rakennetta ja kääpälajistoa Heinävedellä sijaitsevalla valtion talousmetsäalueella. Sekä maastoltaan tasaisissa että viettävissä rantametsissä oli huomattavasti enemmän lehtipuiden runkoja kuin kauempana rannasta sijaitsevilla kangasmetsissä.

Myös lehtilahopuun kappaleiden tiheys oli rantametsissä selvästi suurempi. Lehtilahopuu oli pääasiassa melko pieniläpimittaista, alle 20 cm läpimitaltaan. Rantametsissä oli suurempi kääpälajien lukumäärä ja monimuotoisuus kuin kangasmetsissä. Maastoltaan tasaisissa rantametsissä kääpälajeja esiintyi eniten, kaksinkertainen määrä kangasmetsiin verrattuna. Tämä johtui pääasiassa lehtilahopuulla esiintyvien kääpälajien suuremmasta määrästä. (Komonen ym. 2008)

Tutkijoiden mukaan leveämpien ja käsittelemättömien suojavyöhykkeiden jättämisellä vesistöjen varsille voi olla huomattava merkitys kääpälajien, mutta myös monien muiden puulla elävien lajien monimuotoisuuden turvaamisen kannalta. (Komonen ym. 2008)

### **Rantapuuston rakenne on erilainen 10–30 metrin päähän rannasta**

Toisessa Keski-Ruotsissa tehdyssä tutkimuksessa Komonen (2009) havaitsi, että järven rannan reunavaikutus rantametsän puuston rakenteeseen oli havaittavissa yleensä 10–30 metrin etäisyydelle saakka rannasta. Se näkyi hyvin suurena alikasvospuiden ja keskikokoisten puiden tiheytenä. Puulajikoostumuksen muutoksissa näkyi eri puulajien tunnetusti erilainen sietokyky tulvimisen ja varjostuksen suhteen.

Kuolleet puut olivat pääasiassa pystyyn kuolleita tai tyveltään tai juuristaan katkenneita. Juurineen kaatuneita puita oli melko vähän, mikä osoittaa, että tuuli on vain kohtalainen häiriötekijä rantametsissä. (Komonen 2009)

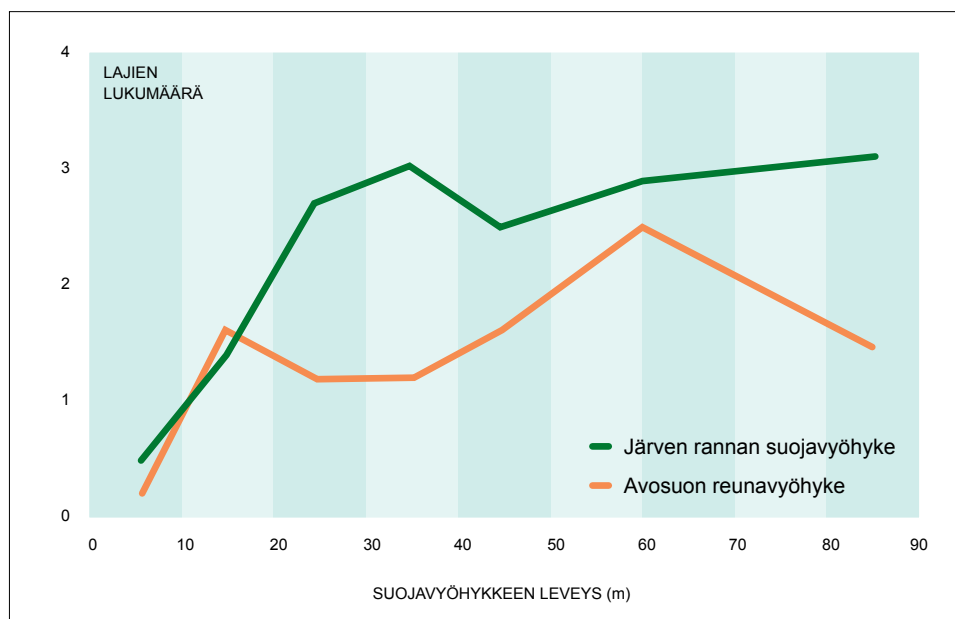
Rantametsät poikkesivat puuston rakenteeltaan sekä hoidetuista että suojelluista kangasmetsistä, jotka eivät sijainneet rannoilla. Rantojen suojavyöhykkeiden merkitystä maaekosysteemien lajiston monimuotoisuuden turvaamiselle lisäisi se, että koko rantametsän vaihettumisvyöhyke sisällytettäisiin suojavyöhykkeeseen. (Komonen 2009)

### **Suojavyöhykkeen leveys vaikuttaa pesivien lintulajien määrään**

Norjalaisessa tutkimuksessa selvitettiin, miten järven ja avosuon suojavyöhykkeen leveys vaikuttaa niissä pesivien lintulajien määrään (Hågvar 2004). Tutkimuksen aineiston muodosti 370 kpl 2–100 metrin levyistä suojavyöhykettä, joiden pesimälinnusto selvitettiin yhdellä käyntikerralla tehdyllä lintulaskennalla.

Tärkein lintulajien ja -yksilöiden tiheyttä lisäävä tekijä oli suojavyöhykkeen leveys. Muita lintutiheyttä kasvattavia tekijöitä olivat kuusen suuri pohjapinta-ala, vähäinen läpinäkyvyys, korkeat puut, lehtipuiden suuri osuus pohjapinta-alasta ja viljava kasvupaikka. Lintutiheyttä alentavia tekijöitä olivat karu kasvupaikka ja männyn suuri osuus puustossa.

Kapeiden (2–10 metriä) suojavyöhykkeiden kohteissa lajimäärä oli yleisesti alhaisempi ja niissä esiintyi yleisemmin avoimien paikkojen lajeja, kuten keltävästäräkkiä ja pajusirkkua.



**Kuva 4.** Pesivien lintulajien lukumäärä 100 metrin pituisia suojavyöhykettä kohti erilaisilla suojavyöhykkeen leveysillä. Vihreä käyrä kuvaa lintulajien lukumäärää järvien rantametsien suojavyöhykkeillä ja oranssi avosuon reunavyöhykkeillä. (Hågvar 2004, Gustafsson ym. 2016)

Järvenrantametsissä pesivien lintulajien lajimäärä kasvoi 30 metrin leveyteen saakka ja säilyi sen jälkeen samalla tasolla 70–100 metrin leveyteen saakka (kuva 4). Suojavyöhykkeillä havaitut lajit olivat pääasiassa generalisteja ja reunametsiä suosivia.

Sulkeutuneen metsän (yli 100 metriä reunasta) lintulajien ja -yksilöiden tiheys hehtaaria kohden oli vain kolmannes 11–30 metriä leveiden suojavyöhykkeiden lintutiheydestä. Tämän arveltiin johtuva suuremmasta generalistihyönteissyöjille soveltuvan hyönteisravinnon määrästä suojavyöhykkeillä. Sulkeutuneen metsän sisäosia vaativia specialistilajeja ei tavattu suojavyöhykkeiltä. Tulosten perusteella tutkijat suosittelivat jättämään 30 metriä leveitä suojavyöhykkeitä. Tutkijat korostavat, että metsän sisäosien specialistilintulajien suojelun kannalta on tärkeää säästää laajoja metsien suojelualueita vesistöjen ja soiden suojavyöhykkeiden lisäksi. (Hågvar 2004)

### Maakotilot hyötyvät puronvarsien suojavyöhykkeistä

Hylander (2004) on tehnyt Pohjois-Ruotsissa sarjan tutkimuksia kosteita ja varjoisia olosuhteita vaativien maakotilojen ja sammallajien menestymisestä vesistöjen suojavyöhykkeillä ja avohakkuiden vaikutuksista niihin.

Kotilotutkimuksessa selvitettiin 15 kohteella puronvarren avohakkuun ja suojavyöhykkeen vaikutuksia maakotiloihin (Hylander 2004). Kotiloilla on huono leviämiskyky ja siksi niitä pidetään herkinä ympäristön muutoksille. Kosteat puronvarret, joissa on paljon lehtipuustoa ja korkea maan pH, ovat suotuisia elinympäristöjä kotilolajeille.

Sekä kotilolajien että niiden yksilöiden määrä väheni avohakkuun jälkeen, kun suojavyöhykettä ei jätetty. Lajilukumäärä aleni avohakkuun jälkeen 13 kohteella. Avohakkuulla oli vähiten vaikutuksia lajistoon märillä kohteilla, joilla oli koskematon sammalpeite. Mitä korkeampi suojavyöhykkeen puuston pohjapinta-ala oli, sitä paremmin kotilolajisto säilyi.

Kolme kotilolajia taantui merkittävästi avohakkuun jälkeen. Niiden joukossa oli Ruotsissa uhanalainen kotilolaji *Vertigo ronnebyensis*, joka säilyi vain viidellä 13 kohteesta, joissa sitä esiintyi ennen hakkuuta.

Tutkijoiden johtopäätös oli, että märät kasvupaikat voivat toimia kotilolajien refugiina eli suojapaikkana avohakatuilla aloilla. Tutkimus osoitti myös, että eri lajeilla on erilainen herkkyys muutoksille. (Hylander 2004)

Tutkimuksen mukaan suojavyöhykkeillä voi olla myönteinen vaikutus kotilolajien säilymiselle, mutta niiden pitää todennäköisesti olla leveämpiä kuin 10 metriä, jota tutkimuksessa käytettiin. Väitöskirjassaan Hylander (2004) päättelee, että 10 metrin suojavyöhykkeet molemmin puolin puroa voivat olla riittäviä kotilolajien säilymisen kannalta, mikäli suojavyöhykkeet säästyvät tuulituhoilta.

### Puronvarsien suojavyöhykkeet auttavat herkkiä sammallajeja selviämään päätehakuissa

Yhdessä näistä tutkimuksista selvitettiin avohakkuun lyhyt- ja pitkäaikaisia vaikutuksia varjoisaa ja kosteaa pienilmastoa vaativiin sammallajeihin (Dynesius & Hylander 2007). Tutkimuksessa todettiin avohakkuun vähentävän näiden lajien lukumäärää selvästi ja tämä lajiston köyhtyminen oli pitkäkestoista (kuva 5). Lajiston köyhtyminen oli havaittavissa vielä puronvarsimetsissä, joiden avohakkuusta oli kulunut 30–50 vuotta. Hakkaamattoman suojavyöhykkeen jättäminen puron varrelle lievensi hakkuun vaikutuksia ja mahdollisti jopa pienilmaston muutokselle herkkien lajien säilymisen. Tosin on epävarmaa, millaista niiden säilyminen on pidemmällä aikavälillä.

### Herkät sammallajit reagoivat selvästi pienilmaston muutoksiin puronvarsilla

Toisessa sammaltutkimuksessa kasvatettiin kolmen varjoisaa ja kosteaa pienilmastoa vaativan sammallajin (*Hylocomastrum umbratum*, *Calypogeia integristipula* ja *Tritomaria quinquedentata*) yksilöitä ruukuissa puron varressa vanhassa metsässä, avohakkuualalla sekä 10–15 m leveän suojavyöhykemetsän sisällä märällä sekä tuoreella-



**Kuva 5.** Huonosti pienilmaston muutoksia sietävien ja leviämiskyvyltään heikkojen maksasammallajien lajimäärä eri tavoin käsitellyissä puronvarsimetsissä (Dynesius & Hylander 2007, Gustafsson ym. 2016).

kostealla kasvupaikalla (Hylander ym. 2002). Toistoja kustakin käsittelyluokasta oli 12, kuusi märällä ja kuusi tuoreella-kostealla kasvupaikalla. Koe kesti 3 kuukautta, ja jakson lopussa sammalten kasvu mitattiin.

Sammalet kasvoivat parhaiten vanhassa metsässä, lukuun ottamatta *Tritomaria quinqueidentataa*, joka kasvoi parhaiten märällä suojavyöhykkeellä. Kasvu oli kaikkein huonointa avohakkuualoilla. Molemmilla maksasammallajeilla oli avohakkuualalla negatiivinen kasvu, sillä osa näytteistä oli kuollut. Tuoreen-kostean kasvupaikan suojavyöhykkeissä sammalet kasvoivat lähes yhtä huonosti kuin avohakkuualalla.

Tutkijoiden johtopäätös on, että pienilmaston säilyttämisen kannalta suojavyöhykkeen tulisi olla leveämpi kuin 10–15 m puron molemmilla puolin, etenkin tuoreilla-kosteilla kasvupaikoilla. Tämä on ristiriidassa suositusten kanssa, joiden mukaan suojavyöhykkeen pitäisi olla leveämpi märillä kasvupaikoilla. (Hylander ym. 2002) Kuivia kasvupaikkoja ei tässä tutkimuksessa tarkasteltu. Leveämpien suojavyöhykkeiden säästämiseen märille kasvupaikoille on toki muita hyvin perusteltuja, esimerkiksi vesiensuojeluun ja luontotyyppien suojeluun liittyviä syitä. Niitä ei kuitenkaan tarkasteltu tässä tutkimuksessa.

### **Koholla olevilla kasvupaikoilla kasvavat sammalet tarvitsevat leveämpiä suojavyöhykkeitä**

Kolmannessa sammaltutkimuksessa, joka tehtiin samoilla 15:llä kohteella kuin edellä mainittu kotilotutkimus, selvitettiin avohakkuun ja suojavyöhykkeen vaikutuksia sammallajistoon (Hylander ym. 2005). Tutkimuksen mukaan ennen hakkuuta sammalet peittivät 80–85 % maapohjasta. Avohakkuun jälkeen sammalten peittävyys aleni 64 %:iin suojavyöhykkeillä ja 27 %:iin avohakatuilla aloilla.

Koholla olevilla kasvupaikoilla, kuten puiden tyvillä, maapuilla, kivillä ja tuoreella maalla kasvavat sammalet vähenivät sekä avohakkuualalla että suojavyöhykkeellä, mutta enemmän avohakkuualalla. Pienessä, 200 m<sup>2</sup>:n koalojen mittakaavassa, avohakkuu aiheutti noin kahden lajin häviämisen avohakkuualalta suojavyöhykkeeseen verrattuna. (Hylander ym. 2005)

Lajiston muutos johtui eniten siitä, että lajeja hävisi mutta myös siitä, että uusia pioneerilajeja levisi tutkituille alueille. Tässä suhteessa lehtisammalet ja maksasammalet poikkesivat toisistaan. Lehtisammalten osalta lajiston muutos johtui siitä, että uusia pioneerilajeja levisi alueelle, maksasammalten osalta siitä, että lajeja hävisi. Suojavyöhykkeiltä hävisi 25 % ja avohakatuilta aloilta 43 % maksasammallajeista. (Hylander ym. 2005)

Tutkimusalueilla esiintyi useita Ruotsin uhanalaisten lajien listalle olevia sammallajeja. Niiden kasvustoista 90 % hävisi hakatuilta alueilta ja 50 % suojavyöhykkeiltä. Neljä yleisintä uhanalaista sammallajia olivat *Anastrophyllum hellerianum*, *Calypogeia suecica*, *Lophozia ascendens* ja *Lophozia longiflora*. (Hylander ym. 2005)

Tutkijoiden mukaan suojavyöhykkeillä on tärkeä tehtävä, sillä niiden sammalpeite säilyi enemmän tai vähemmän koskemattomana ja hävinneiden lajien määrä oli selvästi alhaisempi kuin avohakatuilla aloilla. Kymmenen metrin levyiset suojavyöhykkeet eivät kuitenkaan kykene säilyttämään kaikkia lajeja verrattuna vanhaan hakkaamattomaan metsään. Koholla olevilla alustoilla kasvavat lajit taantuivat voimakkaimmin, kuopissa ja märällä maalla kasvavat sammalet säästyivät melko vahingoittumattomina. (Hylander ym. 2005)

Sammallajisto märissä, lähellä rantaa sijaitsevista ympäristöistä on usein rikkaampi kuin ympäröivissä metsissä. Siksi on erityisen tärkeää ottaa ne huomioon hakkuissa. Suojavyöhyke, jolla kasvaa puita ja pensaita, voi toimia refugiona eli suojapaikkana monille lajeille. Tuulituhon riski on kuitenkin olemassa. Tuulituhon voi muuttaa olosuhteet epäsuotuisiksi kosteaa, varjoisaa ja vakaata pienilmastoa tarvitseville lajeille.

Suojavyöhykkeen pitäisi olla leveämpi puronvarsilla, joissa on paljon koholla olevilla alustoilla (kuten lohkareilla ja maapuilla) kasvavia sammalia ja maksasammalia. Lisäksi tutkijat esittävät, ettei avohakkuuta tulisi toteuttaa samanaikaisesti puron molemmilla puolilla. (Hylander ym. 2005)

### **Korkea maan pH ja maapuiden runsaus lisäävät sammalten lajimäärää puronvarsilla**

Neljännessä sammaltutkimuksessa selvitettiin 37 pohjoisruotsalaisessa puronvarsimetsässä, mitkä tekijät vaikuttavat sammalyhdyskuntien lajikoostumukseen. Sammalten lajimäärä vaihteli 34:stä 125:een 1000 m<sup>2</sup>:n koealoilla. Lajirikkaimmissa metsiköissä oli korkea maan pH ja paljon koholla olevia lohkareita. Sen sijaan märän ja kostean maaperän esiintyminen tai puuston pohjapinta-ala eivät korreloineet sammalten lajimäärän kanssa. (Hylander & Dynesius 2006)

Lajirikkaimmissa metsiköissä oli suuri määrä lajeja, jotka eivät ole normaalisti metsälajeja. Lehtisammalten lajimäärää lisäsi eniten maaperän korkea pH ja maksasammalten lajimäärää lohkareiden suuri määrä. Hieman yllättäen lahoppuilla elävien sammallajien lajimäärä korreloi vain heikosti lahoppuiden määrän kanssa. Sen sijaan se korreloi vahvemmin maaperän pH:n kanssa. Maaperän korkean pH:n suurta vaikutusta selittää se, että neutraaleissa tai emäksisissä maaperäolosuhteissa on myös happamampia kasvualustoja, kuten kantoja, maapuita ja kiviä. Tämän vuoksi erilaisen elinympäristöjen kirjo on suurempi, ja siksi se ylläpitää suurempaa lajijoukkoa. Metsiköistä löytyi yhteensä 12 Ruotsissa uhanalaista sammallajia. Seitsemän niistä on sidoksissa kuolleeseen puuhun ja niiden esiintymät vastasivat 90 % kaikista uhanalaisten sammallajien esiintymistä.

Uhanalaisten lajien määrä ei korreloinut selvästi kokonaislajimäärän kanssa, joten pelkkä runsaslajisten elinympäristöjen suojelu ei riitä. On tärkeää kiinnittää huomiota siihen, minkälaisia kasvualustoja metsikössä esiintyy. Uhanalaisten sammallajien kannalta se tarkoittaa suurelta osin eri lahoamisen vaiheissa olevien lahoppuiden esiintymistä. (Hylander & Dynesius 2006)

### **Purojen suojavyöhykkeillä säilyi kolme kertaa enemmän uhanalaisia sammallajeja kuin aukolla**

Viidennessä sammaltutkimuksessa Hylander ja Weibull (2012) tutkivat sammallajistossa tapahtuvia muutoksia purojen 10 m leveillä suojavyöhykkeillä, viereisillä avohakatuilla aloilla ja hakkaamattomilla vanhan metsän kontrollialueilla 2,5 vuoden ja 10,5 vuoden päästä hakkuusta. Tutkimuksella haluttiin selvittää lajistossa tapahtuvia muutoksia aiempia tutkimuksia pidemmällä aikavälillä.

10,5 vuoden kuluttua hakkuista suojavyöhykkeiltä oli hävinnyt 12 %, avohakatuilta alueilta 18 % ja hakkaamattomilta kontrollialueilta 7 % sammallajeista. Samalla ajaanjaksolla myös uusia sammallajeja oli ilmestynyt tutkimusalueille, enemmän hakkualueille ja suojavyöhykkeille kuin kontrollialueille. Uhanalaisista sammallajeista 10,5 vuotta avohakkuun jälkeen oli suojavyöhykkeillä jäljellä 60 % ja avohakatuilla

alueilla 20 %. Kontrollialueilla uhanalaiset lajit säilyivät merkittävästi paremmin. Hävinneet lajit olivat hävinneet jo ensimmäisellä inventointikerralla 2,5 vuotta avohakkuusta, eli nämä lajit reagoivat nopeasti olosuhteiden muutoksiin. (Hylander & Weibull 2012)

Tutkimus osoittaa että 10 metriä leveillä suojavyöhykkeilläkin on merkitystä sammalajien turvaamisen kannalta. Tuoreiden kankaiden metsissä pienilmaston muutosten vaikutukset sammalajeihin ulottuvat kuitenkin 40–50 metrin päähän avohakkuualan reunasta metsän sisään. (Hylander & Weibull 2012)

### **Suojavyöhykkeiden vaikutukset pienilmastoon ja kasvillisuuteen**

Väitöskirjassaan Hylander (2004) tekee tutkimustensa pohjalta seuraavia johtopäätöksiä:

- 1) Suojavyöhykkeen puuston suuri määrä vaikuttaa positiivisesti suojavyöhykkeen toimivuuteen sekä sammalien että maakotiloiden kannalta.
- 2) Puronvarsinotkoissa 10 metriä leveät suojavyöhykkeet ovat tehokkaampia säilyttämään pienilmasto-olosuhteet kuin tasaisella maalla.
- 3) Ilmansuunta (pohjoinen vs. etelä) on äärimmäisen tärkeä pienilmastollisen reunavaikutuksen voimakkuuden kannalta.
- 4) Reunavaikutuksen ei havaittu vaikuttavan 40 metriä syvemmälle metsään tutkituilla kahdella sammalajilla. Vertaa: Moen ja Jonsson (2003) havaitsivat reunavaikutuksen puiden päällä eläviin maksasammaliin ulottuvan 50 metriä metsän sisään.
- 5) Koholla olevilla pinnoilla kasvavat sammat olivat herkempiä pienilmaston muutoksille kuin painaumissa kasvavat.
- 6) Märillä kasvualustoilla eläviin kotiloihin avohakkuu ei juurikaan vaikuttanut.

Hylander (2004) korostaa väitöskirjassaan, että seuraavanlaisilla puronvarsimetsien jaksoilla on tarpeen jättää tavallista leveämpiä suojavyöhykkeitä:

- 1) alueilla, joilla maaperä on hienojakoista ja eroosioherkkää
- 2) alueilla, joiden kasvupaikka on märkä tai kostea
- 3) alueilla, joilla esiintyy runsaasti maapuita ja kivenlohkareita kasvupaikasta riippumatta.

Hylanderin (2004) aineistossa monilla tuoreiden ja kosteiden kasvupaikkojen ranta-metsissä, pikemmin kuin märissä rantametsissä, oli suuri sammalajien lajirikkaus ja myös uhanalaisia lajeja, mikäli niissä esiintyi runsaasti maapuita ja lohkarkeit. Näillä kasvupaikoilla kasvavat sammalajit olivat myös herkempiä pienilmaston muutoksille kuin märillä kasvupaikoilla kasvavat.

Selonen (2014) tekee väitöskirjassaan johtopäätöksen, että puronvarren erityisen tärkeiden elinympäristöjen suojaamiseen tarvitaan vähintään 45 metrin suojavyöhykkeet. Tätä kapeammilla suojavyöhykkeillä lajisto muuttuu aikaviiveellä ja syntyy ns. sukupuuttovelka. Sukupuuttovelka kuvaa lajiston köyhtymistä aikaviiveellä siitä, kun sen ympäristö on tuhottu tai liiaksi muutettu.

Selonen (2014) toteaa myös, että suojavyöhykkeillä ei tulisi suorittaa poimintahakkuita, vaikka metsälaki antaa siihen mahdollisuuden. Suojavyöhykkeen poimintahakkuu voi olla taloudellisesti kannattavaa, mutta sillä on vaikutus suojeltavaan puronvarren kasvilajistoon, varsinkin kapeilla suojavyöhykkeillä.

## Myös korvet tarvitsevat suojavyöhykkeitä

Reunavaikutusten seurauksena reunavyöhykkeen olosuhteet ja lajisto muuttuvat enemmän vieressä sijaitsevan eliöyhteisön suuntaan. Reunavaikutuksia on monenlaisia. Abioottiset reunavaikutukset liittyvät olosuhteiden muutoksiin, esim. pienilmaston tai kasvupaikan vesitalouden muutoksiin. Bioottiset reunavaikutukset ovat esimerkiksi muutoksia lajien välisissä kilpailusuhteissa, loisinnassa, saalistus- tai laidunnuspaineissa.

Reunavaikutukset ovat lajikohtaisia ja ne riippuvat myös reunan tyypistä, ilmansuunnasta, puuston rakenteesta jne. Osa lajeista hyötyy reunavaikutuksista, osa taantuu niiden seurauksena ja osalle ne ovat yhdentekeviä. Korpien suojavyöhykkeiden osalta tarkastelu rajattiin Pohjoismaissa tehtyihin tutkimuksiin pienilmaston muutoksiin liittyvistä reunavaikutuksista.

Tuoreiden hakkuuaukkojen reunoissa esimerkiksi korpilupon runsaus oli vain noin viidesosa metsän sisäosien runsaudesta, ja reunatyypistä riippuen reunavaikutus ulottui 20–50 metriä metsän sisään (Esseen ja Renhorn 1998).

Moen ja Jonsson (2003) havaitsivat reunavaikutuksen puiden päällä eläviin maksasammaliin ulottuvan karkeasti ottaen 50 metriä metsän sisään pohjoisruotsalaisessa avosuo-metsämosaiikissa. Tutkitut maksasammal- ja nuppijäkälälajit reagoivat eri tavalla reunan läheisyyteen.

Hylander (2004) tutki reunavaikutusta kahden sammallajian seinäsammalen ja korpikerrossammalen kasvuun vertaamalla niiden kasvua metsän sisäosissa kasvavien sammalten kasvuun. Seinäsammalella 90 % kasvun taso saavutettiin 15 metrin ja korpikerrossammalella yli 30 metrin päässä avohakkuun reunasta. Reunavaikutuksen ei havaittu ulottuvan 40 metriä syvemmälle metsän sisään.



© PETRI KETO-TOKOI

**Kuva 6.** Käsittelemättömän puustoisien suojavyöhykkeen tulisi olla noin 30 metriä leveä, jotta siitä olisi ekologista hyötyä. Kuvassa rantaan saakka avohakattu puron rantametsä Juupajoella. Koko tulvatasanne on avohakattu ja mätästys tuotu lähimmillään noin metrin päähän puron penkasta. Purossa on luontainen purotaimenkanta.

Pienilmastotutkimuksista ja em. bioottisista tutkimuksista voidaan päätellä, että pienilmaston muutokseen liittyvät reunavaikutukset ulottuvat enimmillään 40–50 metrin päähän metsän reunasta. Kasvunopeuden aleneminen ei kuitenkaan tarkoita samaa kuin lajien häviäminen. Siksi kaikkien pienilmasto-olosuhteiden muutosten täydellinen ehkäiseminen ei varmaan ole mielekäs tavoite korprien suojavyöhykkeille, vaan voimakkaimpien muutosten selvä lieventäminen.

### **Johtopäätöksiä ja kehittämissuosituksia**

Rantametsät ovat paikallisilta ekologisilta olosuhteiltaan hyvin vaihtelevia ympäristöjä. Suurta vaihtelua esiintyy mm. maalajissa, maastonmuodoissa, tulvimisessa, pinta- ja pohjavesien purkautumisessa, pintakasvillisuudessa, puuston rakenteessa ja uhanalaisten ja vaatelaiden lajien esiintymisessä. Siksi mm. Kuglerova ym. (2014) ja Hylander (2004) korostavat paikallisten olosuhteiden ja pienimittakaavaisen vaihtelun parempaa huomioon ottamista rantametsien suojavyöhykkeiden suunnittelussa.

Suojavyöhykkeillä on useita eri tavoitteita, jotka voivat – ja joiden myös tulisi – painottua eri tavalla eri rantajaksoilla. Siksi kiinteälevyysiset suojavyöhykkeet eivät välttämättä ole ekologisesti paras, eivätkä kustannustehokkain vaihtoehto vesi- ja rantaluonnon luontoarvojen turvaamiseen. Kuitenkin esimerkiksi metsänhoitostandardien kohdalla voi olla perusteltua asettaa kiinteä suojavyöhykkeen leveys rajaus- ja tulkintaongelmien välttämiseksi.

Parempaan tulokseen päästään rantavyöhykkeiden suunnittelulla ja kuvioinnilla, kun käytetään hyväksi ilmakuvatulkinnan, paikkatietoperusteisen paikallisten valumajien mallinnuksen ja kohdennetun maastotarkastelun yhdistelmää. Leveydeltään vaihtelevilla, huolellisesti suunnitelluilla vesistöjen suojavyöhykkeillä on mahdollista päästä parempaan lopputulokseen vesi- ja rantaluonnon suojelun kannalta alhaisemmillä kustannuksilla kuin tasalevyysisillä suojavyöhykkeillä. Tämä vaatii kuitenkin asiantuntemusta suunnittelun toteuttajilta. Rajaukset tulisi tehdä asiantuntijatyönä metsäsuunnittelun yhteydessä kasvukauden aikana, tarkastellen rantametsiä ja muita luontokohteita laajempina kokonaisuuksina. Näin on mahdollista päästä paljon parempaan ja harkitumpaan tulokseen kuin yksittäisten hakkuutoimenpiteiden yhteydessä tehdyillä suojavyöhykkeiden rajauksilla.

Tutkimustiedon pohjalta 30 metriä leveä ja mieluiten kokonaan käsittelemätön suojavyöhyke on ekologisesti hyvin perusteltu ratkaisu. Tämä on myös käytännön metsänhoidon toteuttamisen kannalta yksiselitteinen vaihtoehto.

Kiinteälevyisten suojavyöhykkeiden kohdalla yksi mahdollisuus olisi jakaa 30 metriä leveä vyöhyke 20 metriä leveään kokonaan suojeltuun vyöhykkeeseen ja 10 metriä leveään hoitovyöhykkeeseen, jossa olisi sallittua poistaa kerrallaan enintään 30 % puuston pohjapinta-alasta. Tämä vastaa normaalia harvennushakkuun voimakkuutta. Poimintahakkuut tulee mieluiten tehdä vasta suojavyöhykkeen viereen kasvaneen metsän harvennushakkuiden yhteydessä, ei mielellään avohakkuun yhteydessä. Hakkuita tehdessä suojavyöhykkeellä ei saa ajaa metsäkoneilla.

Rantametsien suojavyöhykkeiden sisälle jää myös taimikoita ja eri-ikäisiä kasvatusemetsiä. Näiden metsiköiden käsittelyä ei ole tarkoituksenmukaista kokonaisuudessaan kieltää. Sen sijaan niiden käsittelyssä tulee lisätä lehtipuuston ja kuolleen puuston määrää tulevaisuudessa ja kehittää puuston rakennetta suojavyöhykkeenä toimimisen kannalta tarkoituksenmukaiseen suuntaan.



Vaikka useissa tutkimuksissa noin 30 metrin levyistä suojavyöhykettä pidetään suositeltavana, on selvää, ettei sekään puskuroi kaikilta muutoksilta. Esimerkiksi pienilmaston muutokset ulottuvat jopa 40–50 metrin päähän avohakkuun reunasta metsän sisälle. Tämän vuoksi joissakin tutkimuksissa on tehty johtopäätös, että olosuhteiden ja lajiston säilyttäminen edellyttää leveämpiä, 45 metrin levyisiä suojavyöhykkeitä puron molemmille puolin. Puron molemmille puolille ei tule tehdä avohakkuuta samaan aikaan, vaan toiselle puolelle vasta sitten kun toisella puolella hakatulle alalle on jo kasvanut varjostavaa nuorta kasvatusmetsää.

Kauttaaltaan 45 metrin leveisiin vakioleveysisiin suojavyöhykkeisiin pyrkiminen ei ole todennäköisesti vaikuttavuudeltaan tehokasta suojelupinta-alan kohdentamista metsän sisäosien olosuhteita vaativien metsälajien kannalta. Näin on etenkin metsämaisemissa, joissa puroja ja noroja on paljon. 45 metriä leveät suojavyöhykkeetkin ovat kuitenkin pitkiä ja kapeita kaistaleita, joiden pinta-alasta suuri osa on altista reunavaikutuksille. 45 metriä leveät käsittelemättömät suojavyöhykkeet merkitsisivät Suomessa keskimäärin ainakin 5 % pinta-alaosuutta. Koska suojeltu kokonaispinta-ala on tyypillisesti rajoitettu, on järkevää kohdentaa merkittävä osa siitä pinta-alaltaan laajempiin ja muodoltaan leveämpiin ja pyöreämpiin suojelukohteisiin, jotka edustavat paremmin metsäalueella esiintyvien luontotyyppien kirjoa. (Lindenmeyer & Franklin 2002)

Suojavyöhykkeen rajauksessa tulisi ensin määritellä, onko rannassa luontotyyppikuvio, esimerkiksi korpi, luhta tai kostea lehto, jonka pienilmasto halutaan säilyttää. Tässä tapauksessa suojavyöhykkeen tulee alkaa vasta kuvion ulkorajalta, eikä luontotyyppikuvio siis sisälly itse suojavyöhykkeeseen. Tämä periaate johtaa säästetyn alueen leveyden tarkoituksenmukaiseen vaihteluun. Se johtaa myös automaattisesti siihen, että märillä maastonkohdilla puustoa säästetään leveämmin. Lisäksi suojavyöhykkeen puut tulevat näin toimien yleensä kangasmaalle.

Suojavyöhykkeen varjostusvaikutus ja karikkeen tuottaminen ovat suhteellisesti tärkeämpiä kapeiden ja voimakkaasti varjostuneiden pienvesien varsilla kuin suurempien vesistöjen. Kuolleen puun tuottamisella on todennäköisesti monipuolisempi ekologinen merkitys virtavesissä kuin järvissä ja lammissa. Toisaalta kuolleen puun merkityksistä järvissä ja lammissa tiedetään vielä vähän.

Poimintahakkuut vähentävät huomattavasti muodostuvan lahoppuuston määrää ja vaikuttavat siten negatiivisesti rantametsän lahoppuulajistoon. Veteen päätyvän lahoppuun määrään poimintahakkuilla on vähäisempi vaikutus, jos hakkuut tehdään leveään suojavyöhykkeen ulkoreunalla. Suurin osa veteen kaatuvasta lahoppuusta on peräisin rannan läheiseltä vyöhykkeeltä ja vain häviävän pieni osuus kauempaa kuin 20 metrin päästä Suomelle tyypillisillä puuston pituuksilla. Jyrkillä rinteillä kuolleita puita voi kuitenkin vierä ja liukua vesistöön myös kauempaa.

Rannoilla esiintyvät maaekosysteemien luontotyypit vaihtelevat kaikenlaisten vesistöjen varsilla. Siksi ei ole perusteltua tehdä päätelmiä siitä, että jonkun tyyppisten vesistöjen varsilla suojavyöhykkeiden tulisi olla yleisesti ottaen leveämpiä kuin toisten.

Vesistöjen ja korprien suojavyöhykkeet tulee rajata tuulituhojen ehkäisemiseksi siten, että niiden reunapuut kasvavat kangasmaalla eivätkä vettyvällä turvemaalla ja että ne ovat syväjuurisia ja pystyyn kuivumiselle vähemmän herkkiä puulajeja eli koivu- ja mäntyjä mieluummin kuin kuusia (Kajava ym. 2002). Jos suojavyöhykkeellä tehdään hakkuita, alikasvos ja keskikokoiset puut tulee säästää. Ne varjostavat metsän pohjaa ja heikentävät suojavyöhykkeen sisälle ulottuvia pienilmaston muutoksia

sekä tuulen voimakkuuden lisääntymistä. Tämän vuoksi poimintahakuin toteutettava eri-ikäiskasvatus soveltuisi parhaiten käsittelytavaksi, jos puuston käsittelyä joltain osin sallitaan.

Vesistöjen suojavyöhykkeet on syytä rajata omina kuvioinaan metsäsuunnitelmaan. Tässä yhteydessä kannattaa myös selvittää alueet, jotka tulisi säästää suojavyöhykelevyettä laajempina kuvioina vesiensuojelun tai rantametsäluonnon monimuotoisuuden turvaamisen vuoksi. Esimerkiksi pohjavesien purkautumisalueet ja leveämmät korpi-, luhta- ja lehtokuviot tai runsaslahopuustoiset rantametsät olisivat tällaisia kohteita.

Erityistä huomiota tulisi kiinnittää pohjaveden purkautumisalueiden tunnistamiseen. On tärkeää, että etenkin näissä rantavyöhykkeiden kohdissa suojavyöhykkeiden leveys on riittävä, eikä niissä aiheuteta maaperähäiriöitä. Näillä alueilla myös kasvillisuus, ja muukin eliölajisto, on yleensä tavanomaista kangasmetsämaastoa huomattavasti runsaampaa ja monipuolisempaa (Kugrelova ym. 2014).

Myös korprien ympärillä 20–30 metrin suojavyöhykkeet ovat perusteltu tavoite pienilmaston ja vesitalouden voimakkaimpien muutosten lieventämiseksi ja tuulenskaatojen ehkäisemiseksi.

## LÄHTEET

- Bergquist, B. 1999. Påverkan och skyddzoner vid vattendrag i skogs- och jordbrukslandskapet. En litteraturoversikt. Fiskeriverket Rapport 1999: 3, 118 s.
- Broadmeadow, S. & Nisbet, T.R. 2004. The effects of riparian forest management on the freshwater environment: a literature review of best management practices. *Hydrology and Earth System Sciences* 8: 286–305.
- Dynesius, M. & Hylander, K. 2007. Resilience of bryophyte communities to clear-cutting of boreal stream-side forests. *Biological Conservation* 135: 423–434.
- Esseen, P. A. & Renhorn, K. E. 1998. Edge effects on an epiphytic lichen in fragmented forests. *Conservation Biology* 12: 1307–1317.
- Forest Ecosystem Management Team (FEMAT) 1993. Forest ecosystem management: an ecological, economical and social assessment. USDA Forest Service (and other agencies). Portland. Oregon. Ss. V25-V29.
- Gundersen, P, Laurén, A., Finér, L., Ring, E., Koivusalo, H., Saetersdal, M., Weslien, J.O., Sigurdsson, B.D., Högbom, L., Laine, J. & Hansen, K. 2010. Environmental Services Provided from Riparian Forests in the Nordic Countries. *AMBIO* 39: 555–566.
- Gustafsson, L., Weslien, J., Hannerz, M. & Aldentun, Y. 2016. Naturhänsyn vid avverkning – en syntes av forskning från Norden och Baltikum. En rapport från forskningsprogrammet Smart Hänsyn 2016. Syntes – kantzoner utmed vattendrag. [https://www.slu.se/globalassets/ew/org/inst/ekol/forskning/projekt/smarthansyn/kantzoner\\_151203.pdf](https://www.slu.se/globalassets/ew/org/inst/ekol/forskning/projekt/smarthansyn/kantzoner_151203.pdf)
- Hylander, K. 2004. Living on the edge – effectiveness of buffer strips in protecting biodiversity in boreal riparian zones. Doctoral dissertation. Umeå University.
- Hylander, K. & Dynesius, M. 2006. Causes of the large variation in bryophyte species richness and composition among boreal streamside forests. *Journal of Vegetation Science* 17: 333–346.
- Hylander, K., Dynesius, M., Jonsson, B G. & Nilsson, C. 2005. Substrate form determines the fate of bryophytes in riparian buffer strips. *Ecological Applications* 15: 674–688.
- Hylander, K., Jonsson, B G. & Nilsson, C. 2002. Evaluating buffer strips along boreal streams using bryophytes as indicators. *Ecological Applications* 12: 797–806.
- Hylander, K., Nilsson, C. & Göthner, T. 2004. Effects of buffer-strip retention and clearcutting on land snails in boreal riparian forests. *Conservation Biology* 18: 1052–1062.
- Hylander, K. & Weibull, H. 2012. Do time-lagged extinctions and colonizations change the interpretation of buffer strip effectiveness? – a study of riparian bryophytes in the first decade after logging. *Journal of Applied Ecology* 49: 1316–1324.
- Hågvar, S., Nygaard, P. & Bækken, B.T. 2004. Retention of forest strips for bird-life adjacent to water and bogs in Norway; effect of different widths and habitat variables. *Scandinavian Journal of Forest Research* 19, 452–465.
- Kajava, S., Silver, T., Saarinen, M. & Heikkilä, H. 2002. Purot ja norot metsälain kohteina Lounais-Suomessa. *Metsätieteen aikakauskirja* 2/2002: 179–189.

- Komonen, A. 2009. Forest characteristics and their variation along the lakeshore–upland ecotone. *Scandinavian Journal of Forest Research* 24: 515–526.
- Komonen, A., Niemi, M. E. & Junninen, K. 2008. Lakeside riparian forests support diversity of wood fungi in managed boreal forests. *Canadian Journal of Forest Research* 38: 2650–2659.
- Kuglerová, L. 2015. Grow with the flow – Hydrological controls of riparian vegetation in boreal stream networks. Academic dissertation. Department of Ecology and Environmental Science. Umeå University.
- Kuglerová, L., Ågren, A., Jansson, R. & Laudon, H. 2014. Towards optimizing riparian buffer zones: Ecological and biogeochemical implications for forest management. *Forest Ecology and Management* 34: 74–84.
- LeDoux, C.B., Wilkerson, E. 2008. Assessing the ecological benefits and opportunity costs of alternative stream management zone widths for eastern hardwoods. Julk.: General Technical Report – Pacific Northwest Research Station. USDA Forest Service, ss. 193–209.
- Lindegren, C. 2006. Kantzonens ekologiska roll i skogliga vattendrag - en litteraturoversikt. Rapport 19/2006. Skogsstyrelsen.
- Lindenmeyer, D.B. & Franklin, J.F. 2002. *Conserving Forest Biodiversity – A Comprehensive Multiscaled Approach*. Island Press.
- Moen, J. & Jonsson, B.G. 2003. Edge Effects on Liverworts and Lichens in Forest Patches in a Mosaic of Boreal Forest and Wetland. *Conservation Biology* 17: 380–388.
- Nyberg, P. & Eriksson, T. 2001. Skyddsridåer Längs Vattendrag (SILVA). Slutrapport av SILVA-projektet. Finfo 2001:6. Fiskeriverket. Sverige.
- Selonen, V. 2014. Forest Act Habitats - Finnish Woodland Key Habitats amid the Intensive Forestry. Academic Dissertation. *Jyväskylä studies in biological and environmental science* 273. University of Jyväskylä.
- Väänänen, R. 2008. Phosphorus retention in forest soils and the functioning of buffer zones used in forestry. *Dissertationes Forestales* 60. 42 s.

# KUOLLUT PUU

## TARKASTELUSSA:

- **Paljonko järeää lahopuuta tulisi keskimäärin olla hehtaarilla, jotta siitä olisi hyötyä lahopuusta riippuvaisen vaateliaan lajiston turvaamiseksi?**

Lahopuun määrään luonnonmetsissä vaikuttavat kolme tekijää: kasvupaikan puuntuotoskyky, joka vaikuttaa kuolleen puuston tuottoon, kuolleiden puiden lahoamisnopeus sekä häiriöt, jotka vaikuttavat lahopuun muodostumisnopeuteen ja metsikön sukkessioon.

Luonnontilaisissa vanhoissa tuoreen kankaan kuusivaltaisissa metsissä Fennoskandian etelä- ja keskiboreaalisisissa osissa lahopuun tilavuus vaihtelee välillä 60–120 m<sup>3</sup>/ha (Siitonen 2001).

Kun huomioon otetaan eri sukkessiovaiheissa olevat metsiköt ja eri kasvupaikat, luontainen kuolleen puun määrän vaihteluväli on metsämaalla 50–200 m<sup>3</sup>/ha (Shorohova & Kapitsa 2015).

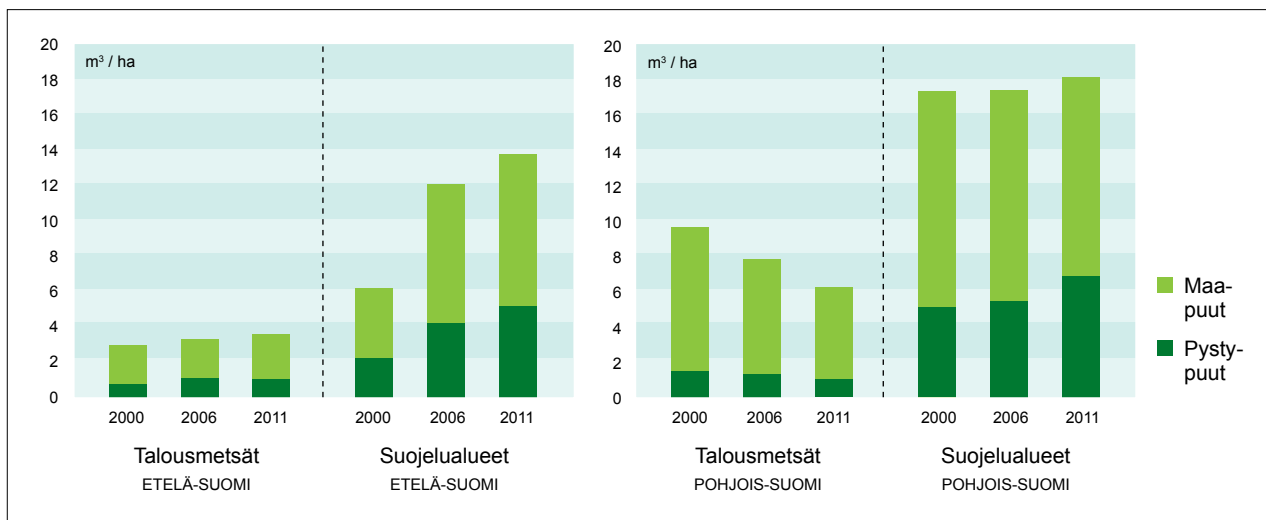
## **Kuolleen puuston määrä talousmetsissä**

Talousmetsissä lahopuun määrään vaikuttavat samat ekologiset tekijät kuin luonnonmetsissä. Talousmetsissä puunkorjuu vaikuttaa kuitenkin selvästi eniten järeän kuolleen puun määrään. Nykyinen talousmetsien kuolleen puuston määrä ja laatu on seurausta metsiköiden metsienkäsittelyhistoriasta, käytetyistä kiertoajoista, harvennushakkuista, kuolleen puuston korjuusta tuhojen jälkeen, energiapuun korjuusta ja muista toimenpiteistä. Suuri merkitys on myös olemassa olevan kuolleen puun tahattomalla tuhoutumisella puunkorjuussa ja maanmuokkauksessa. (Siitonen 2001, Korhonen ym. 2016)

Luonnonpoistuman määrä on alhainen talousmetsissä, koska puiden välistä kilpailua vähennetään harvennushakkuilla, metsät uudistetaan melko nuorina ja vaurioituneet, sairaat ja kuolevat puut pyritään poistamaan ennen kuin ne kuolevat. Alueilla, joilla on pitkä metsien hoidon historia, järeän kuolleen puuston tilavuus on yleisesti alhaisempi kuin alueilla, joissa metsien hoito on alkanut vasta lähimenneisyydessä. Järeän kuolleen puuston laadullinen monimuotoisuus on paljon alhaisempi intensiivisesti hoide- tuissa metsissä kuin luonnonmetsissä. Järeiden, pitkälle lahonneiden puiden määrä on vähentynyt eniten. (Siitonen 2001)

Etelä-Suomen talousmetsissä on keskimäärin 3,5 m<sup>3</sup>/ha kuollutta puuta ja Pohjois-Suomessa 6 m<sup>3</sup>/ha. Kuolleen puun määrä on ollut hienoisessa kasvussa Etelä-Suomessa. Pohjois-Suomessa se on puolestaan vähentynyt melko nopeasti (kuva 7). (Korhonen ym. 2016) Metsikkökohtaiset erot kuolleen puuston määrässä ovat suuria. Yleensä uudistuskypsissä ja etenkin sitä vanhemmissa talousmetsissä on keskimääräistä enemmän kuollutta puuta. Vähiten kuollutta puuta on taimikoissa ja kasvatusemetsissä.

Metsään jäävän luonnonpoistumapuuston määrä on kasvanut viime vuosina. Eri- tyisesti 2010-luvulla nettoluonnonpoistuma on kasvanut myrsky- ja kuivuustuhojen



Kuva 7. Kivennäismaiden metsien kuolleen puun määrien kehitys Suomessa VMI9–VMI11-tulosten mukaan (Korhonen ym. 2016).

vuoksi siitä huolimatta, että osa näissä tuhoissa syntyneestä kuolleesta puustosta on korjattu. (Korhonen ym. 2016) Puiden kuolleisuutta on lisännyt myös harvennuskertojen väheneminen. Kahden viimeisimmän valtakunnan metsien inventoinnin (VMI10 2005–2008 ja VMI11 2009–2013) mittausten mukaan Suomen metsien vuotuinen luonnonpoistuma arvioitiin 5,8 miljoonaksi kuutiometriksi. Siitä mittaushetkellä metsään jäänyt osuus oli 4,9 miljoonaa kuutiometriä. (Korhonen ym. 2016) Tätä nettoluonnonpoistumaa vastaava kuolleen puun kertymä on keskimäärin noin 0,2 m³/ha/v. Tämä kertymä johtaisi keskimääräisellä lahoamisnopeudella kuolleen puun noin 7 m³/ha tasapainotilaan metsä- ja kitumaalla. (Korhonen ym. 2016)

Kuollutta puuta korjataan muun puunkorjuun yhteydessä poltto- ja energiapuuksi. Lämpö- ja voimalaitosten hakkeen raaka-ainetilastojen mukaan järeän kuolleen runkopuun käyttö hakkeen raaka-aineeksi on kasvanut vuodesta 2010 alkaen lähes puoleen miljoonaan kuutiometriin vuodessa. Tämä on suurempi määrä kuin yksityismetsien avohakkuualoille vuosittain jätettyjen elävien säästöpuiden tilavuus, joka on ollut noin 0,3 miljoonaa m³. (Korhonen ym. 2016)

Koska energiantuotantoon korjattu järeä kuollut puusto on pääosin peräisin yksityismetsien hakkuista, sitä on korjattu keskimäärin 0,04 m³/ha/v. Metsiin jätettynä tämä määrä tuottaisi pitkällä aikavälillä keskimääräisellä lahoamisnopeudella kuolleen puun tasapainotilavuuden 1,2 m³/ha. Tilavuus on lähes kaksinkertainen siihen tilavuuteen verrattuna, jonka yksityismetsien uudistusaloille jätetty nykyinen säästöpuumäärä pitkällä aikavälillä tuottaa. (Korhonen ym. 2016)

Talousmetsien luonnonhoidon laadun seurantatulosten mukaan kuolleita säästöpuita (läpimitta  $\geq 20$  cm) on jätetty yksityismaiden avohakkuualoille vuosina 1996–2013 keskimäärin 1,0 m³/ha avohakkuualahehtaaria kohden. Yksityismaiden avohakkuualoille jätettyjen kuolleiden säästöpuiden kokonaismäärä on keskimäärin 0,1 miljoonaa m³/v. Kuolleiden säästöpuiden tuottaman lahoppuun tasapainotilavuudeksi tulisi pitkällä aikavälillä keskimääräisellä lahoamisnopeudella keskimäärin 0,2 m³/ha. (Korhonen ym. 2016)

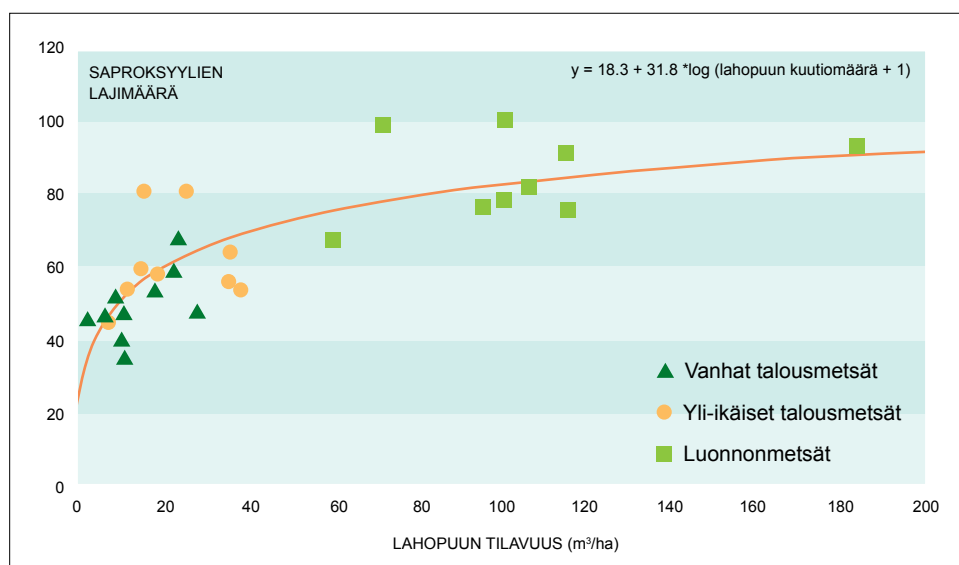
## Kuolleiden puiden määrän vaikutus lahoppulajiston monimuotoisuuteen

Lahoppuelinympäristöjen monipuolisuus vaikuttaa lahoppulajien määrään. Lahoppulaatujen monipuolisuus korreloi yleensä positiivisesti lahoppuun kokonaismäärän kanssa. Kun lahoppuuta on paljon, sitä on yleensä myös monenlaista: on eri puulajeja, järeyksiä ja lahoamisasteita erilaisissa ympäristöissä. Eri lahoppulaatujen tilavuuden suuruus vaikuttaa puolestaan kyseisellä lahoppulaadulla elämään kykenevien lajien populaatioiden kokoon ja elinvoimaisuuteen.

Tämä käy selvästi ilmi Pohjois-Pirkanmaalla tehdystä tutkimuksesta, jossa vertailtiin uudistuskypsien tuoreen kankaan talouskuusikoiden, yli-ikäisten talouskuusikoiden ja luonnontilaisten kuusivaltaisten metsien kovakuoriaislajistoa (Martikainen ym. 1999). Tutkimus osoitti selvän positiivisen korrelaation metsikön lahoppuulla elävien kovakuoriaisten lajimäärän ja lahoppuun määrän välillä (kuva 8).

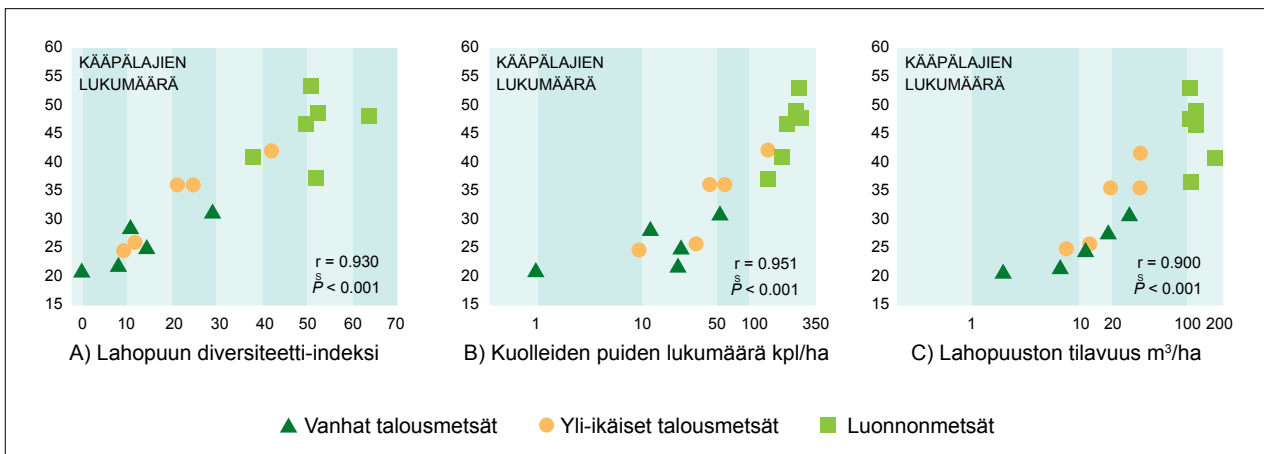
Pohjois-Pirkanmaan tutkimuksen uudistuskypsistä talouskuusikoista puuttui noin kolmannes niistä lahoppuukovakuoriaislajeista, joita luonnontilaisissa kuusimetsissä esiintyi. Näin siitä huolimatta, että tutkimuksen uudistuskypsissä talousmetsissä oli poikkeuksellisen paljon lahoppuuta, keskimäärin 17 m<sup>3</sup>/ha. Etelä-Suomen talousmetsien keskiarvo on 3,5 m<sup>3</sup>/ha. Lahoppuukovakuoriaislajeista 78 % esiintyi runsaampina luonnontilaisissa vanhoissa kuusivaltaisissa metsissä kuin uudistuskypsissä talouskuusikoissa ja näiden metsien eliöyhteisöt olivat selvästi erilaisia. (Martikainen ym. 1999)

Kuvan 8 osoittama riippuvuussuhde kovakuoriaisten lajimäärän ja lahoppuuston määrän välillä merkitsee käytännössä sitä, että melko pieni lisäys lahoppuuston määrässä (esim. 3:sta 13:een m<sup>3</sup>/ha) lisää lajimäärää huomattavasti, ehkä noin 50 %:lla, kun lahoppuun määrän lähtötaso on alhainen. Tosin alhaisissa määrissä hyötyjijä ovat tavalliset, ei-uhanalaiset lahoppuun kovakuoriaislajit. Lahoppuiden määrän edelleen lisääminen 13:sta 23:een m<sup>3</sup>/ha lisää lajimäärää 10–20 %. (Martikainen ym. 1999). Tosin suurimmista lahoppuumääristä hyötyvät lajit ovat usein harvinaisia ja uhanalaisia lajeja.



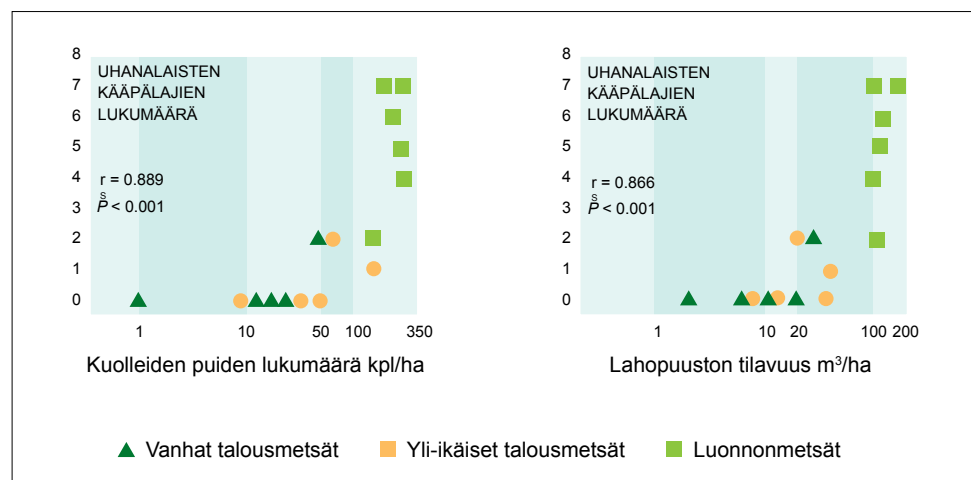
**Kuva 8.** Lahoppuun määrän ja lahoppuukovakuoriaisten lajimäärän suhde Pohjois-Pirkanmaan kuusivaltaisissa metsiköissä (Martikainen ym. 1999, Siitonen ym. 2001).

Samoilta Pohjois-Pirkanmaan koaloilta selvitettiin myös kääpälajien esiintymistä (Penttilä ym. 2004). Luonnontilaisissa vanhoissa kuusivaltaisissa metsissä oli keskimäärin 80 % enemmän kääpälajeja kuin uudistuskypsissä talouskuusikoissa ja 38 % enemmän kuin taloudellista uudistuskypsyyssikää vanhemmissa talouskuusikoissa (kuva 9). Lajimäärän vaihtelua selitti parhaiten lahoppuulaatujen monimuotoisuus sekä lahoppuiden lukumäärä ja tilavuus.



**Kuva 9.** Kääpien lajimäärän riippuvuus A) lahoppuiden monimuotoisuudesta, B) lahoppuiden lukumäärästä ja C) lahoppuiden tilavuudesta (Penttilä ym. 2004).

Uhanalaisia kääpälajeja esiintyi käytännössä vain luonnontilaisissa kuusivaltaisissa metsissä ja metsiköissä, joissa järeän lahoppuun tilavuus ylitti 20 m<sup>3</sup>/ha (kuva 10). Tutkijoiden mukaan tämä luku vaikuttaa edustavan metsikkötason kynnsarvoa järeiden kuolleiden puiden määrälle, jonka alapuolella uhanalaisten kääpälajien esiintyminen tulee epätodennäköiseksi. Tulokset osoittavat, että talousmetsissä tarvitaan huomattavia kuolleen puuston määrän lisäyksiä ennen kuin niistä tulee soveltuvia elinympäristöjä uhanalaisille kääpälajeille. (Penttilä ym. 2004)



**Kuva 10.** Uhanalaisten kääpälajien lajimäärän riippuvuus lahoppuiden lukumäärästä ja tilavuudesta (Penttilä ym. 2004).

Korhonen (2004) tutki pro gradu -työssään lahoppuukovakuoriaislajien esiintymistä Pirkanmaan ja Kuhmon talousmänniköissä ja lähellä luonnontilaa olevissa männiköissä sekä Venäjän Karjalan Vienansalon luonnontilaisella mäntymetsäalueella. Tutkimuksessa havaittiin samankaltainen riippuvuus lahoppuukovakuoriaisten lajimäärän ja lahoppuun määrän kanssa kuin edellä mainitussa Pohjois-Pirkanmaan kuusikoissa tehdyssä tutkimuksessa.

Korhosen (2004) aineistossa lahoppuukovakuoriaisten maisematason lajiversiteetti oli selvästi korkein Vienansalossa. Aineiston 209 lajista 50:tä tavattiin vain Vienansalosta. Talousmetsissä havaittiin odotetusti vähemmän lajeja kuin luonnontilaisissa tai niiden kaltaisissa metsissä. Erityisesti vaateliaita lajeja esiintyi talousmetsissä erittäin vähän, koska uhanalaiset, silmälläpidettävät ja harvinaiset lajit puuttuivat pääsääntöisesti metsiköistä, joissa oli alle 35–40 m<sup>3</sup>/ha lahoppuuta. Vienansalon korkea lajimäärä johtui suurimmaksi osaksi koivuilla ja lähiaikoina pystyyn kuolleilla mänyillä esiintyneestä runsaasta lajistosta. (Korhonen 2004)

Koska lahoppuun määrän ja siitä riippuvaisen lajiston lajirunsauden suhteen havaittiin olevan käyräviivainen, pienet lahoppuumäärän lisäykset nostavat lajirunsausta suhteellisesti eniten silloin, kun lahoppuuta on alun perin vähän. Kasvu koostuu kuitenkin pääasiassa yleisistä lajeista, joiden populaatiot selviävät talousmetsämaisemassa joka tapauksessa.

Vaateliaampien ja heikommin leviävien lajien populaatiot eivät hyödy käytännössä juuri lainkaan sellaisesta lahoppuun lisäyksestä, jossa kaikkialle pyritään saamaan vähän enemmän lahoppuuta. Saman kokonaislahoppuumäärän jättäminen keskitetysti tietyille suppeammille alueille hyödyttäisi vaateliaita lajeja paljon enemmän. Näin erityisesti sellaisilla alueilla, joilla on ennestäänkin paljon lahoppuuta ja mahdollisesti hyvä lahoppuujatkumo. (Hanski 2000, Punttila 2000)

### **Uhanalaiset metsälajit tarvitsevat järeää lahoppuuta**

Tikkanen ym. (2006) tarkastelivat Suomen uhanalaisten ja silmälläpidettävien metsälajien, pois lukien lehtojen lajit, elinympäristövaatimuksia erilaisten tekijöiden suhteen.

Tulosten mukaan suurin osa kuolleella puulla elävistä lajeista elää yli 10 cm läpimitallaan olevilla kuolleilla puilla. Alle 3 % näistä lajeista elää alle 10 cm:n läpimitallaan kuolleella puulla. Näistä lajeista 18 % on erikoistunut elämään hyvin järeillä, yli 30 cm paksuilla kuolleilla rungoilla. Eniten järeän lahoppuun vaatijoita on käävökkäissä (28 %) ja muissa sienissä ja kasveissa (21 %), vähemmän kovakuoriaisissa (12 %) ja muissa eläimissä (7 %). (Tikkanen ym. 2006)

Kuolleiden puiden järeys vaikuttaa niissä esiintyviin lajeihin, sillä järeät puut ovat usein vanhempia, niiden kuori on paksumpi, pintapuu tiheäyisempi, kesäpuun osuus suurempi ja sydänputa on enemmän. Maapuut, joissa on suuri sydänpuun osuus, ovat syntyneet vanhoista järeistä puista. Järeillä lahoppuilla on vähemmän rungon pinta-alaa tilavuuteen nähden. Sen vuoksi ne ovat lämpö- ja kosteusoloiltaan vakaampia kuin ohuet ja helposti kuivuvat rungot. Järeiden lahoppuiden lahoaminen kestää kauemmin ja siksi niiden tarjoamat lahoppuelinympäristöt ovat pitkäikäisempiä. Ohuemmat rungot tulevat nopeammin myös pintakasvillisuuden peittämiksi. (Siitonen & Stokland 2012)

Monien käävökkäslajien on todettu suosivan voimakkaasti järeitä, yli 30 cm paksuja kuolleen puun runkoja. Tällaisia lajeja ovat mm. pohjankääpä, loughennahka, pohjan-



rypykkä, korpiludekääpä, kalkkikääpä ja rusokantokääpä. Monille maksasammallajeille hyvin järeät lahopuut ovat tärkeitä elinympäristöjä, koska kilpailevat metsän pohjan lehtisammalet valtaavat niiden pinnat paljon hitaammin kuin ohuempien runkojen. (Siitonen & Stokland 2012)

Junnisen ja Komosen (2011) kirjallisuuskatsauksen tulosten perustella kääpien lajimäärä lahopuurunkoa kohden kasvaa, kun puun läpimitta suurenee. Sippola ym. (2004) havaitsivat Pohjois-Lapissa tekemässään tutkimuksessa, että kääpälajien lukumäärä yli kaksinkertaistui, kun lahopuun koko suureni alle 20 cm läpimittaluokasta läpimittaluokkaan yli 20 cm ja kaikki tutkimuksen puulajit olivat mukana tarkastelussa. Samanlaisen kääpien lajimäärän kasvun havaitsi myös Renvall (1995) kuolleilla kuusenrungoilla. Siitonen ym. (2005) havaitsivat, että kääpien esiintymien määrä oli kääpälajista riippuen 2–48-kertainen vähintään 30 cm paksuilla maapuilla verrattuna 10–19 cm paksuihin maapuihin.

Yleisesti ottaen ainakin kuusimaapuilla puun läpimitan kynnsarvo kääpälajien rikaudelle näyttää olevan 20–30 cm. Tässä läpimittaluokassa alkaa esiintyä kääpälajeja, jotka vaativat järeää lahopuuta. Pieniläpimittaisemmalla lahopuulla esiintyvät kääpälajit voivat sen sijaan yleensä kasvaa myös järeillä rungoilla. Lisäksi monet yleiset kääpälajit esiintyvät runsaampina järeillä kuin ohuilla rungoilla, mikä lisää kääpälajien lukumäärää runkoa kohden.

Fennoskandian vanhoissa luonnonmetsissä läpimittaluokkiin 20–29 cm ja 30–39 cm kuuluvat puut muodostavat yleensä suurimman osan lahopuuston tilavuudesta. Silti myös järeiden 40–49 cm paksujen puiden osuus tilavuudesta voi olla huomattava. (Siitonen 1998) Vanhoissa kuusivaltaisissa luonnonmetsissä järeät, vähintään 30 cm paksut rungot muodostavat keskimäärin 42–54 % kuolleen puun tilavuudesta ja alle 10 cm paksut rungot vain 1,7–2,7 % (Siitonen 2001).

Talousmetsien lahopuusta suurin osa taas on kantoja tai melko pieniläpimittaisia (alle 10 cm tai 10–19 cm paksuja) hakkuutähdelatvuksia. Talousmetsissä järeän lahopuun määrä on pienentynyt eniten. Kaikkein järeimmät läpimittaluokat, yli 40 cm paksut puut, ovat vähentyneet suhteellisesti kaikkein eniten, koska talousmetsissä yleisesti käytetyillä kiertoajoilla ei edes pyritä kasvattamaan puita noin järeiksi. (Siitonen 1998)

Pieniläpimittaista lahopuuta syntyy talousmetsissä edelleen runsaasti oksien kuoleamisen seurauksena ja hakkuutähteinä. Pieniläpimittaisella kuolleella havupuulla elävissä lajeissa ei olekaan, ainakaan toistaiseksi, merkittävästi uhanalaisia lajeja. Lisäksi järeät kuolleet puut tarjoavat latvoissaan ja oksissaan elinympäristöjä myös pieniläpimittaisella lahopuulla elämään erikoistuneille lajeille. Pieniläpimittaiset kuolleet puut sen sijaan eivät sovellu elinympäristöiksi järeiden puiden lajeille.

Näiden syiden vuoksi luonnonhoitotoimenpiteiden tavoitteena tulee olla järeän, yli 20 cm paksun lahopuun määrän lisääminen. Siitä on metsäluonrossamme eniten puutetta.

### **Lahopuulajiston kynnsarvot ja niistä johdetut suojelutavoitteet**

Monissa elinympäristön pinta-alan ja lajimäärän välistä riippuvuutta selvittävässä tutkimuksissa on havaittu lajimäärän kiihtyvä väheneminen, kun elinympäristön määrä vähenee 20–30 %:iin alkuperäisestä määrästä. Tämä tulos näyttää pätevän myös lahopuulajiston lajimäärän suhteen.

Junninen ja Komonen (2011) tekivät laajan yhteenvedon Euroopan borealisella vyöhykkeellä tehtyjen kääpien luonnonsuojelubiologisesta tutkimuksesta. Heidän mukaansa lahopuun lahoaste on voimakkaimmin rungon lajilukumäärään vaikuttava tekijä. Eniten kääpälajeja on lahoamissukcession keskivaiheissa olevilla rungoilla. Järeys puolestaan vaikuttaa siten, että yli 20 cm paksuilla maapuilla esiintyy enemmän kääpälajeja kuin muilla lahopuutyypeillä.

Metsikkötasolla lahopuiden tilavuus on voimakkaimmin kääpälajien lajimäärään vaikuttava tekijä. Harvinaisten kääpälajien esiintymiseen tarvittava lahopuiden keskimääräinen minimitilavuus näyttää olevan 20–40 m<sup>3</sup>/ha. Varttuneissa borealisissa metsissä kokonaislajimäärä kasvaa tutkimusalueetta laajennettaessa noin 20–30 hehtaarin pinta-alaan saakka. (Junninen & Komonen 2011)

Tämän vuoksi Junninen ja Komonen (2011) esittävät 20/20/20-peukalosäännön: 20 hehtaarin metsikkö, jossa on keskimäärin 20 m<sup>3</sup>/ha lahopuita, joista monet ovat yli 20 cm paksuja, on todennäköisesti metsikkötason minimi ekologisesti perustellulle kääpien monimuotoisuuden suojelulle borealisissa Euroopassa.

Müller ja Büttler (2010) tekivät yhteenvedon Euroopassa tehdyistä tutkimuksista, joissa on havaittu kynnsarvo lajin tai lajiryhmän esiintymiselle. Tutkimuksessa löydettiin 36 kynnsarvoa lahopuun määrälle. Ne vaihtelivat välillä 10–80 m<sup>3</sup>/ha borealisissa ja alavien maiden metsissä, 10–150 m<sup>3</sup>/ha vuoristojen sekametsissä. Yleisimmät kynnsarvot olivat 20–30 m<sup>3</sup>/ha borealisissa havumetsissä, 30–40 m<sup>3</sup>/ha vuoristojen sekametsissä ja 30–50 m<sup>3</sup>/ha alavien maiden tammi-pyökkimetsissä. (Müller & Büttler 2010)

Lahopuussa esiintyy hyvin monenlaisia elinympäristöjä. On eri puulajeja, eri järeysisiä puita, eri tavoin kuolleita ja eri lahoamisasteessa olevia puita erilaisissa ympäristöissä. Lahopuulajien elinympäristövaatimukset ovat lajikohtaisia ja laadullisesti hyvinkin erilaisia. Siksi lahopuun kokonaisuus ei ole riittävä mittari kuvaamaan tietyille lajille tarjolla olevien elinympäristöjen määrää. Myös lahopuulajien esiintymisen kynnsarvot niiden elinympäristöjen määrälle ovat lajikohtaisia elinympäristön laadun, määrän ja sen esiintymisen mittakaavan suhteen.

Ranius ja Fahrig (2006) toteavatkin lahopuulajiston kynnsarvoja koskevassa synteesiartikkelissaan, että kynnsarvot ovat lajikohtaisia ja erilaisia eri lajeille, joten paikallista lajimäärän ja kuolleen puun määrän välistä riippuvuutta kuvaa todennäköisesti vähittäin kohoava käyrä ilman selkeitä kynnsarvoja. Vaateliaimpien lajien esiintymisen edellyttää niin suuria lahopuumääriä, että niiden saavuttaminen on käytännössä mahdotonta talousmetsissä. Tämä tarkoittaa sitä, että tarvitaan myös kokonaan suojeltuja alueita. Talousmetsissä suojelutoimenpiteiden tulisi kohdentua aluetasolla ja tietyn tyyppisiin lahopuihin. (Ranius ja Fahrig 2006)

Talousmetsiin syntyvät ja jätettävät lahopuut ovat potentiaalisesti hyödyllisiä lajeille, jotka ovat hyviä leviämään ja joihin sen vuoksi vaikuttaa pikemminkin lahopuun määrä maisematasolla kuin yksittäisessä metsikössä. Lisäksi talousmetsiin voidaan tuottaa tietyn tyyppisiä lahopuita, jotka ovat harvinaisia suojelualueilla, kuten paisteisissa olosuhteissa oleva tai tulen vioittama kuollut puu. Ottaen huomioon, että laajalla metsäalueella on tuhansia lahopuista riippuvaisia lajeja, joilla on erilaisia elinympäristövaatimuksia, ei ole koskaan mahdollista pelkistää vaatimuksia niiden monimuotoisuuden suojelemiseksi yksinkertaisiksi säännöiksi. Tämä ei silti tarkoita sitä, että olisi mahdotonta asettaa määrällisiä tavoitteita lahopuun määrälle. (Ranius & Fahrig 2006)

Ruotsin hallitus esimerkiksi asetti tavoitteeksi kovan kuolleen puun määrän lisäämisen 40 %:lla vuosien 1995 ja 2010 välillä. Koska on syytä olettaa, että kaikki lisäykset kuolleen puun määrään edesauttavat joidenkin lajien säilymistä, tämänkaltainen strategia on hyväksyttävä alustavaksi tavoitteeksi. Toinen, pidemmällä aikavälillä parempi, strategia on määritellä monimuotoisuuden turvaamisen tavoitteita käyttämällä hyväksi sateenvarjolajeja, jotka edustavat eri tyyppisistä lahpuista riippuvaisia lajiyhteisöjä. (Ranius & Fahrig 2006)

Esimerkkejä mahdollisista sateenvarjolajeista ja niiden tunnetuista elinympäristövaatimuksista löytyy esim. Nilssonin ym. (2001) artikkelista. Monimuotoisuuden turvaamiskeinot tulisi räätälöidä näiden lajien tarpeisiin ja ne olisivat erilaisia eri alueilla lajien levinneisyysalueiden mukaisesti. Tällä tavalla asetetut tavoitteet olisivat biologisesti relevantimpia, koska myös lahoppuelinympäristöjen laatu ja alueellinen jakautuminen otettaisiin huomioon. (Ranius & Fahrig 2006)

### **Ruotsin Naturvårdsverketin lahpuulajiston suojelutavoitteet**

Lahpuulajiston suojelutavoitteita koskevassa Naturvårdsverketin synteesiraportissa (de Jong & Almstedt 2005) tehdään seuraavat johtopäätökset:

1. Eräät erikoistuneet lajit vaativat hyvin suuria lahpuumääriä (50 m<sup>3</sup>/ha tai enemmän). Ne voidaan turvata vain luonnonsuojelualueilla.
2. Sellaiset talousmetsät luonnonsuojelualueiden ulkopuolella, joissa on kuollutta puuta vähintään 20 m<sup>3</sup>/ha, näyttävät olevan hyvälaatuisia elinympäristöjä monille lahpuulajeille.
3. Metsävaltaisilla alueilla tällaisia korkealaatuisia (20 m<sup>3</sup>/ha kuollutta puuta) metsiä pitäisi olla 10–30 % alueen pinta-alasta.
4. Nämä korkealaatuiset metsät tulisi sijoittaa sellaisten luonnonsuojelualueiden ja luontoarvojen tihentymien yhteyteen, missä esiintyy harvinaisia lajeja.
5. Jos tätä strategiaa toteutetaan, Ruotsin metsien keskimääräinen kuolleen puun määrä nousee 10:een m<sup>3</sup>/ha.
6. Jotta tämä kuolleen puun määrällinen tavoite saavutetaan vuonna 2030, kuolleen puuston määrän pitää nousta 40 % joka vuosikymmenellä, mikä merkitsee eksponentiaalista kasvua.
7. Kuitenkin, vielä tärkeämpää kuin tällaisen keskiarvon saavuttaminen koko Ruotsin alueella, on lisätä niin nopeasti kuin mahdollista kuolleen puun määrää edellä kuvattujen hot spot -alueiden ympärillä.
8. Yksi tärkeä tehtävä on tunnistaa nämä hot spot -alueet niin nopeasti kuin mahdollista. Tähän tarvitaan alueellisia puuteanalyysijä.
9. Kuollut puu on tärkeää myös näiden korkealaatuisten alueiden ulkopuolella, mutta sen määrä voi olla alhaisempi ja määrän kasvu voi olla hitaampaa.
10. Nykyistä suurempi lahpuun laadullinen monipuolisuus ja saatavuuden jatkuvuus ovat yhtä tärkeitä kuin kuolleen puun suuri määrä.
11. Kuolleen puun määrän nopeaa lisäämistä hot spot -alueiden ympärillä on todennäköisesti vaikeaa saavuttaa pelkillä vapaaehtoisilla toimilla. Uudentyyppiset poliittiset toimet, kuten taloudelliset kompensatiot, voivat olla tarpeellisia.
12. Jotta tavoitteet voidaan määritellä yksityiskohtaisemmin, tarvitaan lisää tietoa eräiden lajien kynnysarvoista, leviämiskyvystä, elinympäristövaikutuksista ja populaatiobiologiasta.

## Kuolleen puun lisäämistavat ja niillä aikaan saatavat kuolleen puun lisäykset

Lahopuun määrää talousmetsissä voidaan lisätä monilla eri tavoilla:

- jättämällä enemmän tuhojen tai kilpailun vuoksi kuolleita runkoja korjaamatta
- pidättäytymällä kokonaan järeän kuolleen puun energiakäytöstä
- tuottamalla aktiivisesti enemmän lahopuuta esim. tekopötkkelöiden avulla
- jättämällä enemmän elävää säästöpuustoa hakkuualoille
- lisäämällä kokonaan käsittelyn ulkopuolelle jätettävien suojeltujen luontokohteiden ja suojavyöhykkeiden määrää
- jättämällä harvennushakkuuta tekemättä
- pidentämällä kiertoaikoja
- vähentämällä lahopuuston tahatonta tuhoutumista hakkuissa.

Puuston kasvumallien avulla voidaan simuloida, kuinka suuria kuolleen puun määriä on mahdollista saavuttaa pitkällä aikavälillä näillä erilaisilla luonnonhoitokäytännöillä. Ranius ym. (2003) tutkivat mallittamalla, miten Ruotsin FSC-standardin mukaiset luonnonhoitotoimenpiteet lisäävät lahopuuston määrää 10 000 hehtaarin laajuisella idealisoidulla kuusimetsäalueella, jossa kasvaa 100 % kuusta ja jossa on tasainen kehitysluokkajakauma.

Lähtökohtana oli metsänkäsitely, jossa 5 % uudistusalojen pinta-alasta jätetään säästöpuustoksi, uudistus- ja harvennushakkuiden yhteydessä tehdään kolme tekopötkelöä hehtaaria kohden, päätehakkuissa tuhoutuu 68 % lahopuustosta ja tuoreelle vastakuolleelle puulle asetettu korkein sallittu jätettävä määrä on 3 m<sup>3</sup>/ha. Jos vastakuolleen puun määrä ylittää 3 m<sup>3</sup>/ha, kuollutta puustoa poistetaan siten, että jäljelle jätetään 1 m<sup>3</sup>/ha.

Mallinnuksen perusteella Ruotsin FSC-standardin mukaiset hakkuualojen luonnonhoitotoimet voivat nostaa kuusikoiden kuolleen puuston keskimääräisen tilavuuden pitkällä aikavälillä noin kolminkertaiseksi nykyiseen verrattuna. Mallinnuksessa kuollutta puuta oli aluksi 3,6 m<sup>3</sup>/ha, luonnonhoitotoimien jälkeen 10,2 m<sup>3</sup>/ha. (Ranius ym. 2003)

Kuolleen puun määrä ja laatu vaihtelivat kiertoajan aikana. Kuolleen puun tilavuus vaihteli välillä 5–15 m<sup>3</sup>/ha. Se oli alimmillaan keski-ikäisissä noin 40-vuotiaissa metsissä ja korkeimmillaan uudistuskypsissä metsissä. Elävien säästöpuiden jättäminen tasaa eri lahoamisen asteissa olevien runkojen esiintymistä kiertoajan aikana. Ilman elävien säästöpuiden jättämistä 40-vuotiaissa metsissä ei esiinny käytännössä lainkaan ensimmäisen lahoasteen järeitä lahopuita. (Ranius ym. 2003)

Tutkijat selvittivät mallintamalla myös yksittäisten luonnonhoitotoimenpiteiden vaikutuksia kuolleen puun määrään ja laatuun. Tämä tehtiin siten että muut mallin lopputulokseen vaikuttavat tekijät pidettiin vakioina ja vain tutkittavan muuttujan suuruutta muutettiin.

Mallinnuksen perusteella tehtiin seuraavia johtopäätöksiä:

- Säästöpuille jätetyn uudistuhakkuun pinta-alaosuuden kasvattaminen lisää kuolleen puun keskimääräistä tilavuutta lineaarisesti.
- Säästettävien vastakuolleiden puiden sallitun enimmäismäärän korottaminen lisää kuolleen

puun keskimääräistä tilavuutta kiertoaajan aikana etenkin silloin kun sallittu enimmäismäärä on alun perin pieni (alle 5 m<sup>3</sup>/ha).

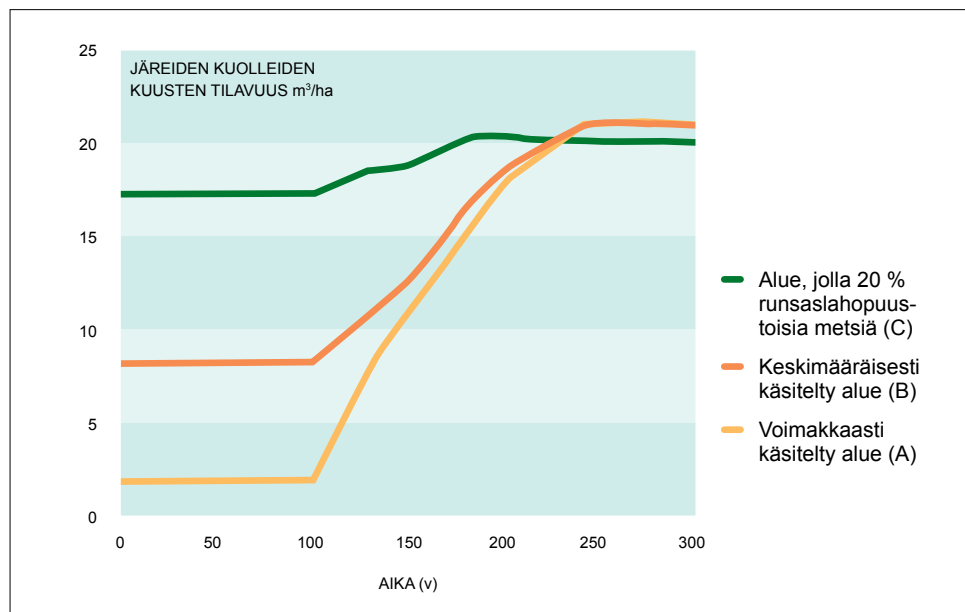
- Tekopötkelöiden tekemisellä hakkuiden yhteydessä on melko pieni vaikutus kuolleen puuston keskimääräiseen tilavuuteen kiertoaajan aikana (vertaa Ruotsin FSC standardissa 3 tekopötkelöä/ha/hakkuukerta).
- Kuolleiden puiden tuhoutumisasteella päätehakuissa on melko suuri vaikutus kuolleen puuston keskimääräiseen tilavuuteen kiertoaajan aikana.
- Kiertoaajan pidentäminen lisää kuolleen puuston keskimääräistä tilavuutta kiertoaajan aikana. (Ranius ym. 2003)

Toisessa mallinnustutkimuksessa Ranius ja Kindvall (2004) käyttivät samanlaista 10 000 hehtaarin idealisoitua kuusimetsäaluetta mallintaakseen kuolleen puun määrän kehitystä. Tämäkin mallinnustutkimus perustui Ruotsin FSC-standardin kriteereihin, mutta siinä huomioitiin myös se, että 5 % metsäpinta-alasta suojellaan kokonaan talouskäytöltä. Lisäksi lahoppuun tuhoutumisaste päätehakuissa oletettiin selvästi alhaisemmaksi kuin edellisessä tutkimuksessa (Ranius ym. 2003), jossa se oli oletettu 68 %:ksi. Tässä tutkimuksessa oletettiin, että päätehakkuussa tuhoutuu 20 % kovasta ja 30 % pehmeästä lahoppuusta.

Tutkimuksessa selvitettiin eri luonnonhoitotoimenpiteiden vaikutuksia pitkällä (200 v.) ja lyhyellä (20 v.) aikajänteellä sen jälkeen, kun alueella siirryttiin Ruotsin FSC-kriteerien mukaiseen metsänhoitoon (taulukko 2). Lähtötilanne on keskimääräisellä voimakkuudella käsitelty ruotsalainen kuusimetsämaisema, jossa on keskimäärin 8,2 m<sup>3</sup>/ha kuollutta puustoa.

**Taulukko 2.** Eri luonnonhoitotoimenpiteillä saavutettavat kuolleen puun määrän lisäykset ideaalisella kuusimetsäalueella Ruotsissa 20 ja 200 vuoden aikajänteellä mallinnustutkimuksen tulosten perusteella (Ranius & Kindvall 2004).

Muutos metsänhoidossa	Pitkän aikavälin lisäys järeän kuolleen puuston tilavuudessa m <sup>3</sup> /ha. Suhteellinen lisäys (%) suluissa.	20 vuodessa tapahtuva järeän kuolleen puuston tilavuuden lisäys m <sup>3</sup> /ha. Suhteellinen lisäys (%) suluissa.
Jätetään 5 % puustosta säästöpuiksi päätehakuissa	1,23 (15)	0,12 (8)
Tehdään kolme tekopötkelöä hehtaaria kohden kasvatushakuissa ja päätehakuissa	0,57 (7)	0,18 (32)
Vastakuolleet puut poistetaan vain kun niiden tilavuus ylittää 3 m <sup>3</sup> /ha ja silloinkin jätetään 1 m <sup>3</sup> /ha	1,23 (15)	0,55 (48)
Järeiden kuolleiden puiden tilavuudesta tuhoutuu päätehakuissa 20 % (kovat kuolleet puut) ja 30 % (pehmeät kuolleet puut) sen sijaan että niistä tuhoutuisi 40 % ja 60 %.	1,31 (16)	0,17 (13)
Kiertoaikaa pidennetään 11 %	0,90 (11)	-1,43 (-159)
Metsänkäsittelyn ulkopuolelle jätettävä pinta-ala nostetaan 2 %:sta 5 %:iin		
Kun metsänkäsittelyn ulkopuolelle jätettävien metsiköiden viljavuus on alhaisempi kuin hakkuin käsiteltävien	1,38 (17)	0,51 (37)
Kun metsänkäsittelyn ulkopuolelle jätettävien metsiköiden viljavuus on sama kuin hakkuin käsiteltävien	1,75 (21)	0,54 (31)



**Kuva 11.** Simulointitulokset kuolleiden puun keskimääräisen määrän ( $\text{m}^3/\text{ha}$ ) kehityksestä ideaalisella kuusimetsäalueella Ruotsissa FSC-standardin käyttöönoton jälkeen, kun lähtökohtana on A) voimakkaasti käsitelty alue, B) keskimääräisesti käsitelty alue ja C) alue, jossa on jäljellä suuri osuus (20 %) runsalahopuustoisia luonnonmetsiä (Ranius & Kindvall 2004).

Tutkijat mallittivat kuolleiden puuston määrän kehitystä kolmesta erilaisesta lähtötilanteesta, jotka kuvaavat erilaista metsän käytön voimakkuutta ja historiaa. Voimakkaasti käsitellyssä metsämaisemassa on lähtötilanteessa kuollutta puustoa keskimäärin  $2,6 \text{ m}^3/\text{ha}$ , keskimääräisesti käsitellyssä metsämaisemassa keskimäärin  $8,5 \text{ m}^3/\text{ha}$  ja metsämaisemassa, jossa 20 % pinta-alasta oli hakkaamatonta luonnonmetsää, keskimäärin  $17 \text{ m}^3/\text{ha}$ . Viimeksi mainitussa metsämaisemassa luonnonmetsien määrä väheni tarkasteltavalla ajanjaksolla hakkuiden edetessä.

Simulointien tulosten mukaan 200 vuoden päästä kuolleiden puuston määrä lisääntyi keskimääräisesti käsitellyssä metsämaisemassa 150 % ( $8,5$ :stä  $21,2$ :een  $\text{m}^3/\text{ha}$ ). Voimakkaasti käsitellyssä metsämaisemassa keskimääräinen kuolleiden puun tilavuus kasvoi 700 % ( $2,6$ :sta  $21,2$ :een  $\text{m}^3/\text{ha}$ ). Metsämaisemassa, jossa oli lähtötilanteessa 20 % hakkaamattomia luonnonmetsiä ja joiden hakkuut etenivät, lahoppuuston keskimääräinen tilavuus pysyi melko vakaana (kuva 11). (Ranius & Kindvall 2004)

Tämän mallinnustutkimuksen tulosten mukaan kuolleiden puuston määrä kasvaa enemmän kuin edellisessä tutkimuksessa (Ranius ym. 2003) ja vakiintuu keskimääräiseen kuolleiden puuston määrään noin  $20 \text{ m}^3/\text{ha}$  noin 150 vuotta Ruotsin FSC-standardin mukaiseen metsänhoitoon siirtymisen jälkeen (Ranius & Kindvall 2004). Ero johtuu ennen kaikkea siitä, että tässä tutkimuksessa huomioitiin myös 5 %:n suojelupinta-alan vaikutus ja lahoppuuston tuhoutuminen päätehakuissa oletettiin paljon alhaisemmaksi, alle puoleksi siitä mitä edellisessä tutkimuksessa ( $20\text{--}30 \%$  vs.  $68 \%$ ).

Kun mallinnuksen lähtökohtana käytettiin kahden todellisen metsäalueen puustorakenteita, simulointi tuotti jonkin verran alhaisempia kuolleiden puun keskimääräisiä tilavuuksia kuin ideaalimetsämaisema, suuruusluokkaa  $15\text{--}20 \text{ m}^3/\text{ha}$ .

Tämän tutkimuksen lähtökohdissa oletettu  $20\text{--}30 \%$ :n suuruinen lahoppuun hävikki päätehakkuiden ja maanmuokkauksen yhteydessä vaikuttaa melko alhaiselta. Uudistus-



Kuva 12. Metsäkoneen alle murskaantunutta lahopuuta.

aloilta mitatut hävikit ovat olleet useimmissa tutkimuksissa suuruusluokkaa 50–80 %. Hävikki riippuu kuitenkin käytetyistä maanmuokkausmenetelmistä. Laikutuksen ja mätästyksen aiheuttama hävikki on alhaisempi kuin jatkuvaa muokkausjälkeä tekevän äestyksen tai auruksen.

Tutkijat korostavat johtopäätöksissään, että vaikka luonnonhoito tasaakin lahopuuston määrän keskiarvoa metsämaisemassa, jossa oli lähtötilanteessa 20 % luonnonmetsää, niiden hakkaaminen voi aiheuttaa vakavia vaikutuksia lahopuusta riippuvaiselle lajistolle. Tämä johtuu siitä, että lahopuusto on maisemassa aiempaa paljon tasaisemmin jakautunut. Runsalahopuustoiset luonnonmetsät on korvattu talousmetsillä, joissa on hehtaaria kohden paljon vähemmän kuollutta puustoa. Tämä muutos saattaa ajaa osan lahopuusta riippuvaisista lajeista kohonneeseen sukupuuttoriikkiin. (Ranius & Kindvall 2004)

### **Kuolleiden puun lisäämistapojen kustannustehokkuus**

Ruotsalaisessa tutkimuksessa vertailtiin viiden eri lahopuun tuottamistavan kustannustehokkuutta lahopuiden määrän lisäämisessä kuusimetsissä kolmen läänin alueella (Ranius ym. 2004).

Yleensä kustannustehokkaimmaksi menetelmäksi osoittautui luonnostaan kuolleiden puiden säästäminen. Luontaisesti kuolevien puiden säästäminen kohtuullisessa määrin oli aina edullista. Keski- ja Pohjois-Ruotsissa niiden säästäminen oli taloudellisesti kannattavampaa kuin niiden korjaaminen korkeiden korjuukustannusten vuoksi.

Toiseksi kustannustehokkain menetelmä oli tekopötkelöiden tekeminen hakkuiden yhteydessä. Tämä siksi, että tekopötkelöiden tekemisellä ei ole haitallisia vaikutuksia puuston kasvuun. Ne eivät pienennä kasvatettavan metsän tuotantopinta-alaa. Kun luontaista kuolleisuutta ei esiintynyt, tekopötkelöiden tekeminen oli kustannustehokkain tapa lisätä lahopuun määrää.

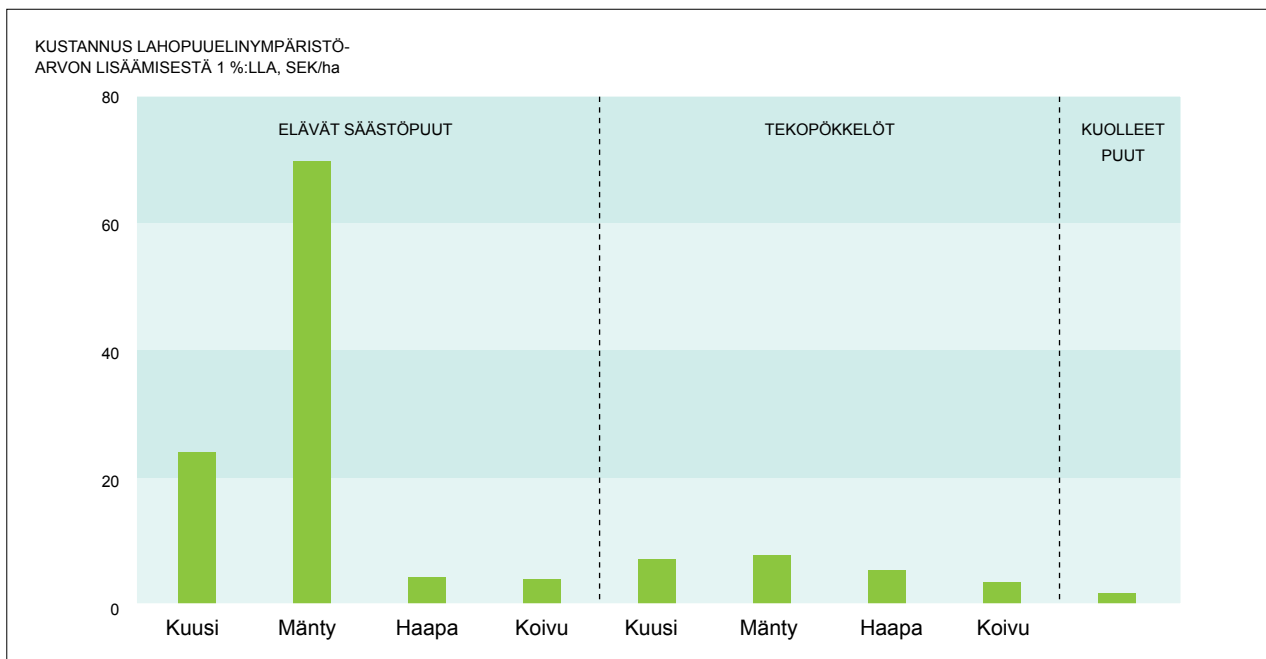
Säästöpuiden jättäminen ja käsin tehty maanmuokkaus lahopuiden tuhoutumisen vähentämiseksi olivat kustannustehokkuudeltaan keskinkertaisia, huonompia kuin luontaisesti kuolleiden puiden säästäminen tai tekopötkelöiden tekeminen, mutta parempia kuin kiertoajan pidentäminen. Maakuntien väliset erot vaikuttivat kannattavuusjärjestykseen jonkin verran.

Tutkijat päättelivät, että FSC-sertifioinnin kustannustehokkuutta voidaan parantaa parhaiten jättämällä enemmän luontaisesti kuolleita puita ja tekemällä enemmän tekopötkelöitä sekä pohjoisimmassa maakunnassa Västerbottenissa myös tekemällä maanmuokkausta käsityönä. (Ranius ym. 2004)

Tutkijat huomauttavat kuitenkin, että eri menetelmät tuottavat tai säilyttävät laadultaan erilaista lahopuuta ja tuottavat metsikkötasolla erilaisia määriä lahopuuta. Vaikka tekopötkelöiden tekeminen on kustannustehokasta, se tuottaa metsikköön vain vähän lahopuuta, joka soveltuu elinympäristöksi vain tietyille lajeille. Lahopuun tuottaminen kiertoaikaa pidentämällä on kallista, mutta tuottaa lahopuuta vanhahkon metsän sisälle. Lievennetty maanmuokkaus taas säästää maapuita uudistusaloilla ja nuorissa metsissä. (Ranius ym. 2004) Siksi lahopuun tuottamisen menetelmien tulisi olla myös monipuolisia, ei pelkästään kustannustehokkaita.

Toisessa samalla metodilla tehdyssä tutkimuksessa (Jonsson ym. 2006) mallinnukseen otettiin mukaan kuusen eri lahopuulaaduilla elävät uhanalalaiset eliölajit. Mallinnuksen





**Kuva 13.** Kustannus (SEK/ha), joka aiheutuu lahopuuelinymäristöarvon lisäämisestä 1 %:lla Etelä-Ruotsissa säästämällä eri puulajien säästöpuita, tekemällä tekopötkkelöitä tai säästämällä kuolleita puita (Jonsson ym. 2010, Gustafsson ym. 2016).

tulosten mukaan Pohjois-Ruotsissa on kustannustehokasta lisätä kuusilahopuuta perustamalla luonnonsuojelualueita, joilla puusto saa kehittyä luonnontilassa, kun taas Etelä-Ruotsissa oli korkeampien puun hintojen vuoksi kustannustehokkaampaa lisätä kuusilahopuuta talousmetsissä.

Kolmannessa tutkimuksessa Jonsson ym. (2010) selvittivät, millainen on eri toimenpiteiden kustannustehokkuus lahopuuelinymäristöjen synnyttämisessä uhanalaisille lajeille, kun tarkasteltavat metsät ovat useampia puulajeja kasvavia sekametsiä. Tarkasteltavat metsikkötyypit olivat mänty-kuusi-koivu- ja mänty-kuusi-haapa-metsiä (kuva 13).

Kun lahopuun määrän lisäksi otettiin huomioon lahopuuelinymäristöjen arvo uhanalaisille lajeille, oli kustannustehokkaampaa tehdä tekopötkkelöitä koivusta ja haavasta kuin havupuista, etenkin Etelä-Ruotsissa. Myös elävien säästöpuukoivujen ja -haapojen jättäminen oli kustannustehokkaampaa kuin elävien havupuiden jättäminen säästöpuiksi.

Pohjois-Ruotsissa koivujen ja haapojen korjaamisesta aiheutui kustannuksia metsänomistajalle. Ne on siis edullisempi jättää metsään, ja samalla ne tarjoavat elinymäristöjä hyönteisille, sienille, sammalille ja jäkälille. Kustannustehokkuudeltaan heikointa oli mäntysäästöpuiden jättäminen. Kaikkein kustannustehokkainta oli säästää kuolleita lehtipuita hakkuissa, erityisesti Etelä-Ruotsissa.

### Tekopötkkelöitä koskevat tutkimukset ja suositukset

Ruotsissa on tehty hakkuiden yhteydessä tekopötkkelöitä rutiininomaisesti jo 20 vuoden ajan. Aluperin tekopötkkelöitä tehtiin uudistuhakkuissa mutta myöhemmin myös harvennushakkuissa. Nykyään Ruotsissa tehdään hakkuiden yhteydessä vähintään miljoona tekopötkkelöä vuodessa. Tekopötkkelöillä esiintyvää lajistoa on tutkittu



© PANU KUNTTU

**Kuva 14.** Metsään tulee jättää kaikenlaista lahopuuta: eri puulajeja, kokoluokkia ja lahoasteita. Kuva Saarijärveltä.

Ruotsissa melko paljon. Gustafsson ym. (2016) ovat koostaneet tutkimusten tuloksista kirjallisuuskatsauksen, jossa esitetään seuraavat kehittämissuosituksia:

- Tekopötkelöitä tulee jatkossa tehdä enemmän myös lehtipuista. Tähän mennessä tekopötkelöitä on tehty Ruotsissa valtaosin kuusesta ja vähäisemmässä määrin männystä. Lehtipuista, kuten koivuista ja haavoista, tehdyissä tekopötkelöissä esiintyy erilaista lajistoa kuin kuusesta tehdyissä tekopötkelöissä.
- Mikäli tekopötkelöitä tehdään jatkossa useammista eri puulajeista, kunkin hakkuualan tekopötkelöt kannattaa tehdä samasta tai korkeintaan parista eri puulajista. Tekopötkelöistä on enemmän hyötyä, kun samankaltaista elinympäristöresurssia on paikallisesti runsaammin tarjolla. Siksi toisilla hakkuualoilla kannattaa tehdä tekopötkelöt lehtipuista ja toisilla havupuista.
- Tekopötkelöt ovat pitkäikäisiä. Vielä 20 vuoden päästä hakkuusta useimmat niistä ovat yhä pystyssä. Tikat ja tiaiset ovat alkaneet tehdä koloja vanhoihin tekopötkelöihin, jotka ovat nyt nuoren metsän varjostamia. Niiden tekopötkelöiden ympärillä, joissa on pesäkolo, ei tule tehdä perkausta eikä harvennusta paremman suojan säilyttämiseksi. Muiden tekopötkelöiden ympäriltä taimikkoa kannattaa sen sijaan perata ja harventaa tavallista voimakkaammin, jotta ne säilyisivät ympäristöltään paisteisina mahdollisimman pitkään. (Gustafsson ym. 2016)

### Johtopäätöksiä ja kehittämissuosituksia

Lahopuulla elää suuri joukko metsälajeja, Suomessa noin 5 000 lajia, ja monet niistä ovat taantuneet ja uhanalaistuneet. Talousmetsien lahopuumäärät ovat paljon uhanalaisten ja silmälläpidettävien lahopuulajien tunnettujen kynnyksarvojen alapuolella. Tämän vuoksi on hyvin perusteltu ekologinen tavoite säästää kaikki talousmetsissä syntyvät lahopuut. Kuolleiden puiden säästäminen on osoittautunut kustannustehokkaimmaksi tavaksi lisätä lahopuuston määrää. Se jopa vähentää korjuukustannuksia.

Lahopuun säästämässä tulee huomioida metsätuholain vaatimukset vaurioituneiden havupuiden poistamisvelvoitteesta. Tuhokohteille jätetään lain sallima määrä tuhon vaurioittamia havupuuta, ja vain siitä ylimenevä osuus korjataan. Lisäksi tulee jättää kaikki jo kuolleet puut ja vaurioituneita lehtipuita, joiden poistamista laki ei edellytä.

Metsäluonnon kannalta hyvä ohje olisi, että metsään jätetään kaikki järeät kuolleet puut, joiden poistamista metsätuholaki ei edellytä tai jotka eivät aiheuta vaaraa tai sulje kulkureittejä. Esimerkiksi Ruotsin FSC-standardin lahopuukriteerin sisältö on lähtökohdiltaan sellainen, että kaikki yli vuosi sitten kuolleet puut, jotka eivät aiheuta edellä mainittuja haittoja, säästetään.

Mikäli metsänhoito-ohjeissa edellytetään tietyn vähimmäiskappalemäärän säästämistä, jätettävien puiden läpimittavaatimusta on syytä nostaa. Järeät lahopuut ovat vähentyneet eniten ja niillä on suurin merkitys uhanalaisille lajeille. Säästettävien kuolleiden puiden olisi hyvä olla rinnankorkeudelta vähintään 20 cm paksuja runkoja, mieluummin vieläkin järeämpiä. Hyvä metsänhoito-ohje voisi olla, että säästetään vähintään 20 järeintä kuollutta havupuuta/ha tai vaihtoehtoisesti vähintään 20 yli 20 cm paksua kuollutta havupuuta. Lisäksi säästetään kaikki kuolleet lehtipuut.

Nyt esimerkiksi Suomen FSC-standardin mukaan säästettävien kuolleiden puiden minimiläpimitta on vain 10 cm, mikä on todella alhainen. Rinnankorkeudelta 10 cm paksun 14 m pitkän kuusen runkotilavuus on vain 59 litraa. 20 cm paksun ja 14 m pitkän kuusen tilavuus on 207 litraa eli 3,5-kertainen. Lisäksi paksimmat puut ovat yleensä myös pitempiä, joten minimiläpimitan noston aiheuttama rungon kokonaistilavuuden lisäys on todellisuudessa jonkin verran suurempi, ehkä noin nelinkertainen.

Rinnankorkeudelta 20 cm paksun kuusirungon tilavuus on puun pituudesta riippuen 119–382 litraa. Kun hehtaarille jätetään 20 rinnankorkeusläpimitaltaan 20 cm paksua kuusirunkoa, niiden runkotilavuus on yhteensä 2,4–7,6 m<sup>3</sup>/ha. 20 samanpaksuisen männynrungon tilavuus on vastaavasti 2,4–6,7 m<sup>3</sup>/ha.

Ero on vielä paljon suurempi, kun otetaan rungon kokonaistilavuuden sijaan huomioon vain järeän, yli 10 cm paksun rungon osuus tilavuudesta. Tätä laskentatapaa käytetään valtakunnan metsien inventoinneissa. Rinnankorkeusläpimitaltaan 10 cm paksusta puusta vain 130 cm korkea tyvi muodostaa VMI:n määritelmän mukaista järeää kuollutta puuta. Tällaisen tyven tilavuus on noin 12 litraa. Rinnankorkeusläpimitaltaan 20 cm paksun puun järeän lahopuun määrä on VMI-laskentatavan mukaisesti noin 23-kertainen tuohon 10 cm paksun puun tuottamaan tilavuuteen verrattuna (Pekka Puntila, tiedonanto).

Monimuotoisuuden turvaamisen kannalta ei ole tarkoituksenmukaista ohjata jättämään säästöpuuta ja kuolleita puuta tasaisesti ja samalla tavalla kaikilla hakkuualoilla. Tämä johtaa melko vähäiseen lahopuuston määrän lisääntymiseen koko maiseman tasolla, muttei vaateliaan ja uhanalaisen lajiston kannalta riittävään lisäykseen siellä, missä se olisi eniten tarpeen.

Tavoitteeksi kuolleiden puiden määrälle tulee asettaa vähintään 20 m<sup>3</sup>/ha monimuotoisuuden kannalta arvokkaiden luontoarvojen tihentymien ympärillä. Tällaisia ovat luonnonsuojelualueet, arvokkaat luontokohteet, omat suojelukohteet, uhanalaisten ja silmälläpidettävien lajien esiintymät ja näiden muodostamat tihentymät. Tällaisia runsaslahopuustoisia metsiä tulee olla yhteensä 10–30 %:lla alueen maapinta-alasta. Näillä alueilla tuotetaan ja säästetään ennen kaikkea niitä lahopuulaatuja, joita suojelu-

kohteissa esiintyy ja/tai niissä esiintyvät uhanalaiset ja silmälläpidettävät lajit tarvitsevat elinympäristökseen.

Tällaisia voisivat olla esimerkiksi FSC:n erityishakkuilla käsiteltävät kohteet, joille voisi asettaa aina selvästi korkeamman vaatimuksen säästöpuiden ja kuolleiden puiden säästämisen suhteen, riippumatta siitä miten niitä muuten käsitellään. Ajatuksena olisi se, että erityishakkuin käsiteltävien kohteiden tavoite olisi nykyistä selvemmin toimia suojelukohteiden ja luontoarvokeskittymien suojavyöhykkeinä ja tukialueina.

Muualla, luontoarvoiltaan köyhemmillä alueilla, lahoppuutavoite voi olla selvästi alhaisempi, esimerkiksi 5 m<sup>3</sup>/ha, mutta silti korkeampi kuin nykyään talousmetsissä keskimäärin. Mahdollisuuksien mukaan kannattaa lisätä joustavuutta suunnittelulle siten, että saman omistajan yhden tilan eri osissa ja/tai eri tilojen välillä lahoppuuta voidaan tuottaa ja säästää enemmän luontoarvoiltaan korkeammilla alueilla ja vähemmän luontoarvoiltaan köyhillä alueilla.

On suositeltavaa keskittyä tietyn puulajin ja tietyn lahoppuutyypin (esimerkiksi koi-vupötkkelöiden tai kuusimaapuiden) säästämiseen ja tuottamiseen tietyllä leimikolla. Jos säästetty lahoppu on joka hakkuukohteella hyvin monenlaista, kutakin laatua on yleensä hyvin vähän. Paremman keskittymän ja tietyn lahoppuulaadun jatkumon kannalta on perusteltua keskittyä leimikkokohtaisesti sellaisen lahoppuun säästämiseen ja tuottamiseen, mihin kohteella on hyvät edellytykset ja/tai mitä lähiympäristön luonto-kohteissa esiintyy tai lähiympäristössä esiintyvät uhanalaiset ja silmälläpidettävät lajit tarvitsevat elinympäristökseen.

Tällä hetkellä metsänhoidon ohjeet tai metsäsertifiointi eivät ohjaa lahoppuun tuottamiseen tekopötkkelöiden avulla päätehakkuissa, eikä harvennushakkuissa. Tämä olisi kuitenkin hyödyllistä. Esimerkiksi Ruotsin FSC-standardi edellyttää vähintään kolmen tekopötkkelön tai kaulatun puun tuottamista päätehakkuissa.

Metsä Group on ottanut lokakuusta 2016 lähtien yleiskäytännöksi kahden tekopötkkelön tekemisen hehtaaria kohden kaikissa uudistus- ja harvennushakkuissa, jos metsänomistaja siihen suostuu. Kuitupuusta tehtynä kahden neljä metriä pitkän pötkkelön aiheuttama puunmyyntitulojen menetys metsänomistajalle on muutamista kymmenistä senteistä reiluun euroon riippuen puulajista. Katkaistu puun latvaosa jätetään ohjeistuksen mukaan maapuiksi.

Tekopötkkelöitä on hyvä tehdä sekä havupuista että lehtipuista. Yhdellä hakkuualalla kaikki tekopötkkelöt kannattaa tehdä mieluiten samasta puulajista. Hakattavassa metsikössä, ja laajemmalla ympäröivällä metsäalueella, vähälukuisina esiintyvistä lehtipuista ei kuitenkaan tule tehdä tekopötkkelöitä, vaan ne tulee säästää elävinä säästöpuina.

Maanmuokkaukseen tulee kiinnittää huomiota ja käyttää mätästystä ja laikutusta äestuksen ja aurauksen sijaan kohteilla, joilla lahoppuuta on tavallista enemmän ja alueilla, joille on asetettu korkeampi kuolleiden puun määrätavoite. Jatkuvaa muokkausjälkeä tekevä maanmuokkaus tuhoaa lahoppuuta enemmän ja siinä lahoppuiden tuhoutumisen välttäminen on vaikeampaa.

Eri-ikäisrakenteisen metsän kasvatusta voi säästää kuollutta puuta paremmin kuin tasaikäiskasvatusta, koska siinä ei tehdä päätehakkuuta tai maanmuokkausta, eikä yleensä korjata myöskään energiapuuta. Toisaalta usein toistuvat poimintahakkuut ehkäisevät kuolleiden puiden muodostumista ja voivat lisätä pystykuolleiden puiden kaatumisriskiä ja maapuiden tuhoutumisriskiä.

## LÄHTEET

- de Jong, J. & Almstedt, M. (toim.) 2005. Död ved i levande skogar. Hur mycket behövs och hur kan målet nås? SLU. Uppsala Universitet. Centrum för biologiska mångfald. Naturvårdverket. Rapport 5413.
- Gustafsson, L., Weslien, J., Hannerz, M. & Aldentun, Y. 2016. Naturhänsyn vid avverkning – en syntes av forskning från Norden och Baltikum. En rapport från forskningsprogrammet Smart Hänsyn 2016. Syntes – död ved. [https://www.slu.se/globalassets/ew/org/inst/ekol/forskning/projekt/smarthansyn/dod\\_ved\\_160209-4.pdf](https://www.slu.se/globalassets/ew/org/inst/ekol/forskning/projekt/smarthansyn/dod_ved_160209-4.pdf)
- Gustafsson, L., Weslien, J., Hannerz, M. & Aldentun, Y. 2016. Naturhänsyn vid avverkning – en syntes av forskning från Norden och Baltikum. En rapport från forskningsprogrammet Smart Hänsyn 2016. Syntes – högstubbar. [https://www.slu.se/globalassets/ew/org/inst/ekol/forskning/projekt/smarthansyn/hogstubar\\_160129-2.pdf](https://www.slu.se/globalassets/ew/org/inst/ekol/forskning/projekt/smarthansyn/hogstubar_160129-2.pdf)
- Hanski, I. 2000. Extinction debt and species credit in boreal forests: modelling the consequences of different approaches to biodiversity conservation. *Annales Zoologici Fennici* 37: 271–280.
- Jonsson, B.G., Ekström, M., Esseen, P.-A., Grafström, A., Ståhl, G. & Westerlund, B. 2016. Dead wood availability in managed Swedish forests – Policy outcomes and implications for biodiversity. *Forest Ecology and Management* 376: 174–182.
- Jonsson, M., Ranius, T., Ekvall, H. & Bostedt, G. 2010. Cost-effectiveness of silvicultural measures to increase substrate availability for wood-dwelling species: A comparison among boreal tree species. *Scandinavian Journal of Forest Research* 25: 46–60.
- Junninen, K. & Komonen, A. 2011. Conservation ecology of boreal polypores: A review. *Biological Conservation* 144: 11–20.
- Korhonen, P. 2004. Metsätaloushistorian vaikutus vanhojen mäntymetsien lahoppuukovakuoriaislajistoon. Pro gradu –tutkielma. Helsingin Yliopisto. Bio- ja ympäristötieteiden laitos.
- Korhonen, K.T., Auvinen, A.-P., Kuusela, S., Punttila, P., Salminen, O., Siitonen, J., Ahlroth, P., Jäppinen, J.-P. & Kolström, T. 2016. Biotalouskenaarioiden mukaisten hakkuiden vaikutukset metsien monimuotoisuudelle tärkeisiin rakennepiirteisiin. Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus 51/2016.
- Martikainen, P., Siitonen, J., Punttila, P., Kaila, L. & Rauh, J. 1999. Species richness of Coleoptera in mature managed and old-growth boreal forests in southern Finland. *Biological Conservation* 94: 199–209.
- Müller, J. & Büttler, R. 2010. A review of habitat thresholds for dead wood: a baseline for management recommendations in European forests. *European Journal of Forest Research* 129: 981–992.
- Nilsson, S.G., Hedin, J. & Niklasson, M. 2001. Biodiversity and its assessment in boreal and nemoral forests. *Scandinavian Journal of Forest Research Supplement* 3: 10–26.
- Penttilä, R., Siitonen, J. & Kuusinen, M. 2004. Polypore diversity in managed and old-growth boreal *Picea abies* forests in southern Finland. *Biological Conservation* 117: 271–283.
- Punttila, P. 2000. Metsien suojelualueverkon merkitys lahoppuukovakuoriaisten elinkelpoisten populaatioiden säilymiselle Etelä-Suomessa. Julk.: Heikkinen, R., Punttila, P., Virkkala, R. & Rajasärkkä, A. (toim.), Suojelualueverkoston merkitys metsälajistolle: lehtojen putkilokasvit, metsien lahoppuukovakuoriaiset, havu- ja sekametsien linnut. Suomen ympäristö 440.
- Ranius, T., Ekvall, H., Jonsson, M. & Bostedt, G. 2005. Cost efficiency of measures to increase the amount of coarse woody debris in managed Norway spruce forest. *Forest Ecology and Management* 206: 119–133.
- Ranius, T. & Fahrig, L. 2006. Targets for maintenance of dead wood for biodiversity conservation based on extinction thresholds. *Scandinavian Journal of Forest Research* 21: 201–208.
- Ranius, T. & Kindvall, O. 2004. Modelling the amount of coarse woody debris produced by the new biodiversity-oriented silvicultural practices in Sweden. *Biologica Conservation* 119: 51–59.
- Ranius, T., Kindvall, O., Kruys, N. & Jonsson, B.G. 2003. Modelling dead wood in Norway spruce stands subject to different management regimes. *Forest Ecology and Management* 182: 13–29.
- Renvall, P., 1995. Community structure and dynamics of wood-rotting fungi on decomposing conifer trunks in northern Finland. *Karstenia* 35: 1–51.
- Shorohova, E. & Kapitsa, E., 2015. Stand and landscape scale variability in the amount and diversity of coarse woody debris in primeval European boreal forests. *Forest Ecology and Management* 356: 273–284.
- Siitonen, J. 1998. Lahopuun merkitys metsäluonnon monimuotoisuudelle – kirjallisuuskatsaus. Julk.: Annala E. (toim.). Monimuotoinen metsä. Metsäluonnon monimuotoisuuden tutkimusohjelman väliraportti. Metsäntutkimuksen tiedonantoja 705. 141 s.
- Siitonen, J., Kaila, L., Kuusinen, M., Martikainen, P., Penttilä, R., Punttila, P. & Rauh, J. 2001. Vanhojen talousmetsien ja luonnonmetsien rakenteen ja lajiston erot Etelä-Suomessa. Julk.: Siitonen, J. (toim.) 2001. Monimuotoinen metsä. Metsäluonnon monimuotoisuuden tutkimusohjelman loppuraportti. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 812.
- Siitonen, J. 2001. Forest management, coarse woody debris and saproxylic organisms: Fennoscandian boreal forests as an example. *Ecological Bulletins* 49: 11–41.
- Siitonen, P., Lehtinen, A. & Siitonen, M., 2005. Effects of forest edges on the distribution, abundance, and regional persistence of wood-rotting fungi. *Conservation Biology* 19: 250–260.
- Siitonen, J. & Stokland, J. 2012. Tree size. Julk.: Stokland, J.N., Siitonen, J. & Jonsson, B.G., Biodiversity in Dead Wood. Cambridge University Press. Ss. 183–193.
- Sippola, A.-L., Similä, M., Mönkkönen, M. & Jokimäki, J. 2004. Diversity of polyporous fungi (Polyporaceae) in northern boreal forests: effects of forest site type and logging intensity. *Scandinavian Journal of Forest Research* 19: 152–163.
- Tikkanen, O.-P., Martikainen, P., Hyvärinen, E., Junninen, K. & Kouki, J. 2006. Red-listed boreal forest species of Finland: associations with forest structure, tree species and decaying wood. *Annales Zoologici Fennici* 43: 373–383

# SÄÄSTÖPUUT

## TARKASTELUSSA:

- Mikä olisi hehtaariohtainen keskiarvo elävien säästöpuiden määrälle tai tilavuudelle, jolla on selvä myönteinen vaikutus metsänkäsittelystä kärsiviin lajeihin?
- Mikä on säästöpuiden minimiläpimitta, jolla on selvää myönteistä merkitystä metsälajiston kannalta?

Säästöpuiden jättäminen palvelee useita eri tavoitteita. Niitä jätetään muun muassa seuraavista syistä:

- vanhassa metsässä esiintyvien lajien ”pelastusrenkaiksi” uudistumisvaiheen aikana (osa lajeista selviytyy säästöpuiden avulla ko. vaiheen yli)
- metsikön rakenteen monipuolistamiseksi (vanhat puut, lahopuu, kolopuut, puulajit)
- aluetason kytkeytyvyyden lisäämiseksi vanhoilla ja kuolleilla puilla elävien lajien populaatioille
- lahopuista riippuvaisten sukcession alkuvaiheen lajien elinympäristöksi
- ekosysteemin toiminnan varmistamiseksi (muun muassa tuholaiskantojen sääätely, ravintekierrot, tuottavuuden ylläpito ja pölyttäjät)
- maisemallisista syistä, lieventämään päätehakkuun aiheuttamaa maiseman muutosta
- siemenpuiksi (lisäävät luontaisen taimiaineksen määrää uudistusalalla).

(Franklin ym. 1997, Gustafsson, Kouki & Svedrup-Thygeson 2010)

Useimmiten säästöpuuta jätetään käytännön hakkuutoiminnassa kuitenkin melko kaavamaisesti PEFC- tai FSC-metsäsertifiointin kriteerien edellyttämä kappalemäärä pohtimatta sen enempää niiden jättämisen tavoitteita tai merkitystä hakkuukohdetta ympäröivälle metsäluonnolle.

## Säästöpuiden jättämiselle tulee määritellä perustellut tavoitteet

Sen, mitä säästöpuiden jättämisellä ensisijaisesti tavoitellaan, tulisi vaikuttaa myös jätettävien puiden määrään, laatuun ja toteutustapaan. Jos säästöpuuryhmillä halutaan hyödyttää sulkeutuneen metsän lajeja, pitää säästöpuuryhmien olla niin suuria kuin mahdollista ja sijaita mielellään hakkuualan varjoisalla pohjoiseen avautuvalla reunalla. Ottamalla rajauksessa huomioon maaston muodot ja vallitseva tuulensuunta voidaan suosia tuulensuojaista sijaintia. Säästöpuuryhmän reunoille kannattaa säästää pienempää puustoa tuulenskaatoriskin vähentämiseksi. Hakattavalta alalta voi siirtää arvokkaita lahopuita, kuten vanhoja kohtuullisesti lahonneita runkoja säästöpuuryhmän sisälle, kostempaan ja varjoisempaan ympäristöön.

Jos tavoitellaan puuston rakenteen monipuolistamista vanhoilla ja järeillä puuyksilöillä, on tärkeää valita sellaisia puuyksilöitä, joilla on hyvät edellytykset pysyä kauan hengissä ja kehittyä tällaisiksi puiksi. Tällöin ne käyvät läpi hitaan vanhenemis-, kuolemis- ja lahoamisprosessin. Tällaisilla säästöpuilla on pitkä elinkaari: ensin aukealla hakkuualalla, sitten taimikossa ja lopulta sulkeutuneessa metsässä. Säästöpuilla elävät lajit muuttuvat puun ja ympäristön olosuhteiden muuttuessa.

Jos tavoitellaan ennen kaikkea sukkession alkuvaiheen paisteisten lahoppuuympäristöjen tuottamista häiriöistä hyötyville lajeille, säästöpuut olisi hyvä jättää hajalleen tai pieniin ryhmiin ja polttaa hakkuualue. Tällöin lahoppuuta syntyy nopeasti paljon ja pienilmasto-olot ovat hyvin paisteiset mustuneen maapohjan seurauksena. Poltettaville aloille tulisi jättää paljon säästöpuuta, 10–20 % puuston tilavuudesta.

Kaikilla uudistusaloilla ei kannata eikä ole mahdollista tavoitella kaikkia näitä asioita. On parempi ratkaista perustellusti ja ympäristön laatu ja lajisto huomioon ottaen, mitä monimuotoisuushyötyjä kyseisellä uudistusallalla on järkevintä ensisijaisesti tavoitella. Säästöpuut ja toteutustapa valitaan sitten tavoitteen mukaisesti.

### **Avohakkuualoille jätetyn säästöpuuston määrä on vähentynyt**

Taloustmetsien luonnonhoidon laadun seurantatulosten mukaan yksityismaiden avohakkuualoille on jätetty elävää säästöpuustoa vuosina 1996–2013 keskimäärin noin 3 m<sup>3</sup>/ha. Niiden kokonaistilavuus on ollut noin 0,3 miljoonaa kuutiometriä vuodessa. Viime vuosina jätetyn säästöpuuston määrä on laskenut ja on nyt noin 2,5 m<sup>3</sup>/ha (kuvat 15 ja 16). (Korhonen ym. 2016)

Jos säästöpuuston tuottama kuolleen puun määrä olisi vuosittain yhtä suuri kuin hakkuualoille vuosittain jätettyjen elävien säästöpuiden tilavuus, säästöpuiden tuottaman lahoppuun tasapainotilavuudeksi pitkällä aikavälillä tulisi keskimääräisellä lahoamisnopeudella 0,7 m<sup>3</sup>/ha. Elävän säästöpuuston määrän kaksinkertaistamisella pystyttäisiin lahoppuun määrää kasvattamaan pitkällä aikavälillä noin 1,5 kuutiometrillä hehtaaria kohden. (Korhonen ym. 2016).

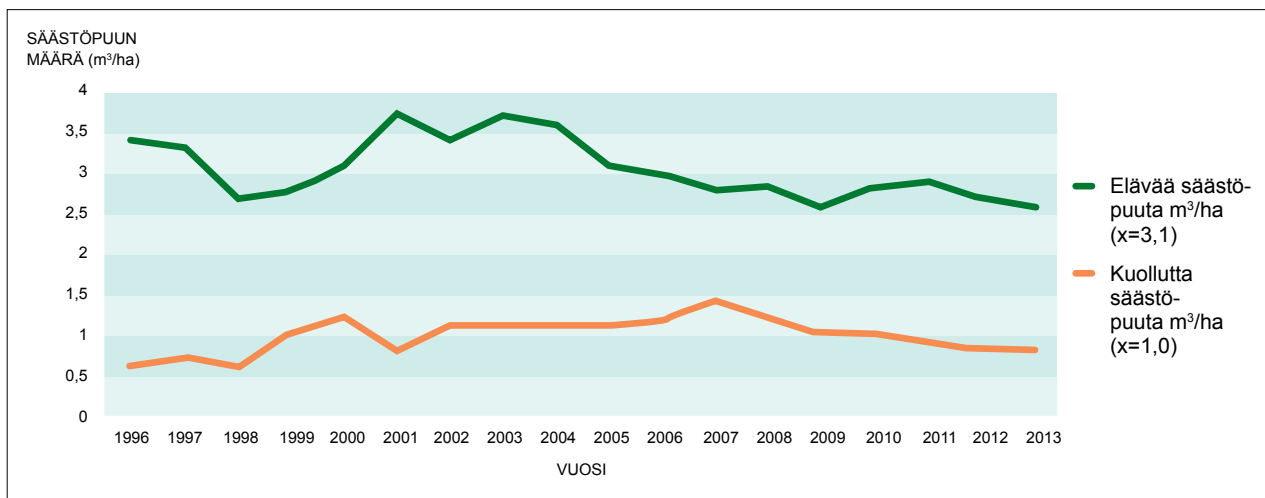
Luken ja SYKEN MELA-ohjelmalla tekemissä skenaariolaskelmissa (Korhonen ym. 2016) eläviä säästöpuuta jätettiin noin kaksinkertainen määrä (5 m<sup>3</sup>/ha) viimeaikaiseen toteutumaan nähden. Skenaariolaskelmien oletuksissa säästöpuuta ei myöskään korjattu hakkuissa, vaan ne saivat järehtyä ja kuolla saman kehityksen mukaan kuin muu puusto. MELA-laskelman ennusteen mukaan säästöpuilla olisi huomattava potentiaalinen vaikutus iäkkään, järeän elävän puun määrään tulevaisuudessa (17–43 % vanhojen puiden määrästä skenaariosta riippuen). (Korhonen ym. 2016)

Todellisuudessa MELA-laskelman ennusteen toteutuminen edellyttäisi paljon (noin 3–4 kertaa) nykyistä suurempia säästöpuumääriä, koska useiden tutkimusten mukaan osa säästöpuista korjataan tai kuolee pian päätehakkuun jälkeen. Tällöin niistä ei koskaan tule vanhoja ja järeitä eläviä puuta.

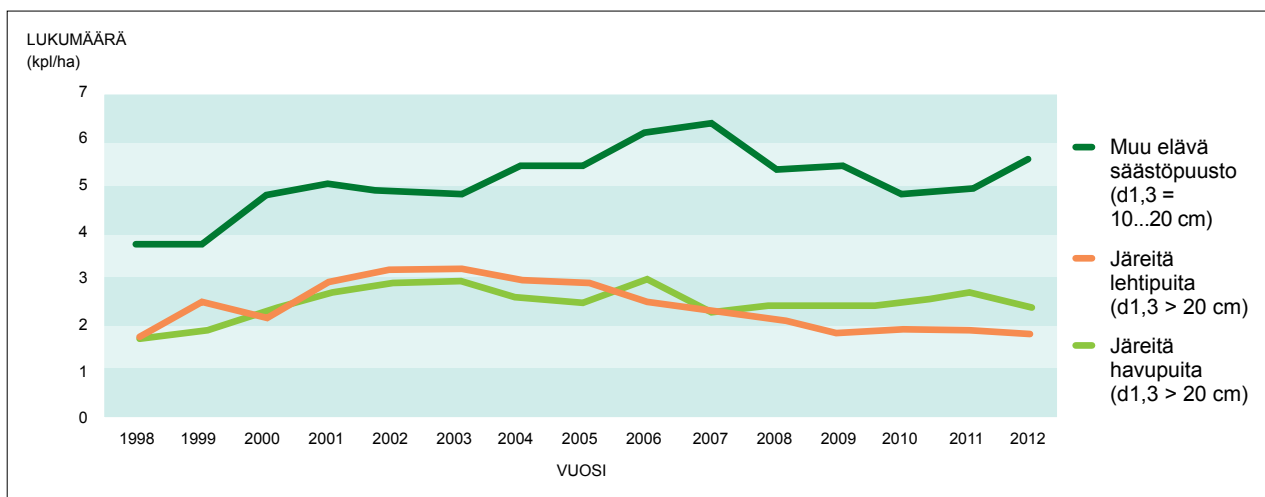
Yksityismetsien päätehakkuualoille jätetty säästöpuumäärä, keskimäärin 2,5 m<sup>3</sup>/ha on hyvin alhainen, alle 1 % uudistuskypsen puuston tilavuudesta. Kansainvälisessä eri maiden säästöpuuohjeiden vertailussa Suomessa edellytetty säästöpuiden määrä (PEFC-metsäsertifointi) oli kaikkein alhaisin (Gustafsson ym. 2012).

### **Säästöpuuta korjataan yksityismaiden uudistusaloilta**

Salomäki (2005) seurasi uudistusalojen säästöpuiden kohtaloa Isojoen sahan hakkuualueilla vuosina 2000–2004. Tulosten mukaan säästöpuuta korjattiin jo heti hakkuun jälkeisinä muutamana vuotena neljäsosalta kaikista uudistusaloista. Näin tapahtui etenkin, jos puut kuolivat. Erityisen haitallista säästöpuiden korjuusta tekee se, että se kohdistui ennen kaikkea järeisiin mäntyihin ja koivuihin, joiden merkitys lajiston kannalta on suurin. (Salomäki 2005)



**Kuva 15.** Elävien ja kuolleiden säästöpuiden keskimääräinen tilavuus (m³/ha) yksityismaiden avohakkuualoilla 1996–2013 (Peltola 2014).



**Kuva 16.** Päätehakkuualoille jätetty elävä säästöpuusto (kpl/ha) laatuiluokittain (Luonnonhoidon laadun seuranta, Suomen metsäkeskus ja Tapio, Korhonen ym. 2016).

Samankaltainen tulos saatiin myös Hännisen ja Kurttilan (2007) kyselytutkimuksessa metsänomistajille. Vastanneista metsänomistajista 27 prosenttia kertoi korjanneensa uudistusaloilta joskus säästöpuuta. Vastanneista 65 prosenttia ei ollut korjannut säästöpuuta ja 8 prosenttia ei osannut sanoa.

Valtaosa (59 %) korjatuista säästöpuista oli vastanneiden metsänomistajien mukaan tuulenkaatoja, hieman vajaa kolmannes eläviä pystypuita ja runsas kymmenesosa kuolleita pystypuita. Syyksi säästöpuiden korjaamiseen 46 % säästöpuuta korjanneista metsänomistajista ilmoitti taloudelliset syyt (korjattu sahatavaraksi, arvopuu talteen, polttopuu, ei kannata jättää lahoamaan), 31 % metsänhoidolliset syyt (ala oli jo taimettunut, haittaavat uudistumista, taimikonhoito, siemenpuiden poisto, hyönteistuhojen välttäminen) ja 23 % muita sekalaisia syitä (esim. kaatuneet myrskyssä, kaatunut tielle, rumia maisemassa).

Uudistusalojen inventoinnin perusteella Hänninen ja Kurttila (2007) totesivat, että eläviä tai kuolleita säästöpuuta oli kantojen perusteella korjattu kaikkiaan 30 prosentilta



uudistusaloista. Elävää säästöpuustoa oli korjattu 16 prosentilla, tuulenkaatoja 12 prosentilla ja kuollutta pystypuustoa 5 prosentilla kohteista. Sellaisia uudistusaloja, joilta kaikki säästöpuut oli viety pois, oli vain vähän; hieman alle 4 % kaikista kohteista. Kaikki elävät säästöpuut oli korjattu vain kahdella prosentilla kohteista. Tuulenkaatojen korjaaminen oli hieman yleisempää, sillä seitsemällä prosentilla kohteista ne oli kaikki viety pois. Uudistusaloilta korjatun säästöpuuston määrä oli huomattavan suuri silloin, kun puuta ylipäänsä oli korjattu. Keskimäärin korjattu määrä oli 17 runkoa, mikä oli runsas seitsemän kuutiometriä. Valtaosa (n. 65 %) uudistusaloilta korjatusta säästöpuustosta oli elävää järeää, yli 20 senttimetrin läpimittaista havu- tai lehtipuuta. (Hänninen & Kurttila 2007)

Hännisen ja Kurttilan (2007) kyselytutkimuksen tulosten perusteella monille metsänomistajille (ja myös metsäammattilaisille) oli epäselvää, miksi säästöpuuta jätetään. Monet metsänomistajat rinnastivat säästöpuut siemenpuihin. Huolestuttavinta oli, että kaksi kolmasosaa metsänomistajista katsoi, että säästöpuut tulee poistaa taimikonhoidon tai viimeistään ensiharvennuksen yhteydessä.

Metsänomistajien neuvonta ei ole siis onnistunut kovinkaan hyvin välittämään metsänomistajille säästöpuiden jättämisen perusteluita. Tulos herättää aiheellista huolta siitä, kuinka hyvin uudistusaloille jätetyt säästöpuut tulevat säilymään metsänkäsitteilyn myöhäisemmissä vaiheissa. Pian päätehakkuun jälkeen tehtävissä hakkuiden luontolaadun arvioinneissa mitatut säästöpuiden määrät eivät anna tämän vuoksi välttämättä kovin realistista kuvaa todellisesta metsään jäävästä säästöpuiden määrästä pitkällä aikavälillä.

### **Säästöpuista huomattava osa kuolee melko pian päätehakkuun jälkeen**

Huomattava osa säästöpuista kaatuu tai kuolee pystyyn melko pian päätehakkuun jälkeen. Tällöin ne eivät enää kasva ja järeidy, eikä niistä kehity koskaan vanhoja ja järeitä eläviä puuyksilöitä. Sen sijaan ne tuottavat elinympäristöjä kuolleilla puilla eläville lajeille.

Ensimmäinen pohjoismainen säästöpuiden elossa pysymistä selvittävä tutkimus perustettiin Pohjois-Ruotsissa vuonna 1985 (Esseen 1994). Vanhan kuusimetsän avohakkuualalle, jonka pinta-ala oli 41 ha, jätettiin viisi eri kokoista säästöpuuryhmää, joiden pinta-alat olivat 1/16 ha, 1/8 ha, 1/4 ha, 1/2 ha ja 1 ha. Hakkuuala sijaitsi korkealla ja tuulisella paikalla.

Ensimmäisen hakkuun jälkeisen syksyn voimakkaat tuulet kaatoivat paljon säästöpuuta. Ensimmäisen viisivuotisen seurantajakson aikana kaikki puut kuolivat pienimmistä säästöpuuryhmistä (1/16 ha) ja 30 % suurimmista ryhmistä (1 ha). Kuusia vaurioitui vähän enemmän kuin koivuja. Yleisin vaurioitumisen syy oli puun tuulenkaato (67 %) ja toiseksi yleisin rungon katkeaminen (24 %). (Esseen 1994)

Myös suurimman, 1 hehtaarin kokoisen, säästöpuuryhmän koko pinta-alalle kohdistui selviä reunavaikutuksia. Reunavaikutukset näkyivät suurena määränä kaatuneita ja vaurioituneita puita, kaatuneiden puiden juurakoiden paljastaman maanpinnan suurena määränä, kuolleen puun runsautena sekä muutoksina kenttäkerroksen ja puuston lajistossa. Reunavaikutukset olivat selviä yli 50 metrin päähän säästöpuuryhmän reunasta. (Esseen 1994)

Samojen säästöpuuryhmien kuolleisuutta tutkittiin uudelleen 18 vuotta avohakkuun jälkeen. Ensimmäisten viiden vuoden jälkeen säästöpuiden kuolleisuus pieneni merkittävästi 1–4 %:iin vuodessa verrattuna 6–20 % kuolleisuuteen vuodessa ensimmäisen

## Säästöpuut vaikuttavat taimikon kasvuun melko vähän

Valkonen ym. (2002 ja 2003) selvittivät elävien säästöpuiden vaikutuksia männyn-taimikon kasvuun yhdeksästä taimikkokohteesta kerätyn aineiston ja mallinnuksen avulla. Säästöpuun latvuston alla välittömästi kasvavilla puilla ei ole puuntuotannollisia kasvun edellytyksiä. Tämä ala on kuitenkin pieni, noin 21 m<sup>2</sup> säästöpuuta kohden tai 0,2 % uudistusalan pinta-alasta.

Juuristikilpailun aiheuttama kasvun hidastuminen ulottuu laajemmalle alueelle. Mäntysäästöpuut, joiden läpimitta on 25–40 cm aiheuttavat 10 metrin säteellä männyn taimien pituuskasvun alenemisen 9–17 %:lla. Koko uudistusalan pituuskasvuun 5 puuta/ha vaikuttaa 1,3–2,7 %, 10 puuta/ha 2,7–5,3 % ja 30 puuta/ha 8,5–16,0 %. Tässä Pirkanmaalla toteutetussa tutkimuksessa ei havaittu säästöpuiden aiheuttavan heikosti taimettuneita alueita ympärilleen, kuten Pohjois-Suomen karuilla kasvupaikoilla on havaittu. (Valkonen ym. 2002)

Toisessa tutkimuksessa Valkonen ym. (2003) selvittivät koivu- ja haapasäästöpuiden vaikutuksia männyn taimikon kasvuun yhdeksän taimikon aineiston ja mallinnuksen avulla. Koivu- ja haapasäästöpuiden vaikutus männyntaimien pituuskasvuun oli jonkin verran (n. 20 %) pienempi kuin edellisessä tutkimuksessa (Valkonen ym. 2002) kehitetyn mallin mukaan mäntysäästöpuiden vaikutus olisi.

Tutkijoiden johtopäätös on, ettei koivu- ja haapasäästöpuiden kilpailuvaikutus mäntytaimikkoon ole ainakaan suurempi kuin mäntysäästöpuiden. Noin 10 metrin säteelle haapasäästöpuiden ympärille kehittyi runsaasti haavanvesoja. Niiden kilpailuvaikutusta vähensi se, että vesat jäivät hirven toistuvan syönnin seurauksena männyntaimia lyhyemmiksi. (Valkonen ym. 2003)

Elfving & Jakobsson (2006) tutkivat 60 mäntysäästöpuun vaikutusta alla olevan männikön kasvuun 25 eri metsikössä jotka sijaitsivat eri puolilla Ruotsia Skånesta Norrbotteniin. Tutkitut männyt olivat rinnankorkeusiltaan 100–263-vuotiaita, pituudeltaan 13–25 m ja alla oleva männikkö 30–90 vuotta vanha. Empiirinen aineisto ja sen pohjalta tehty kasvumallinnus osoittivat, että männyt kasvavat selvästi heikommin mäntysäästöpuiden lähellä verrattuna kauempana säästöpuista (10–18 metrin päässä) kasvaviin puihin. Vaikutus ulottui 7 metrin päähän säästöpuista keskihyvillä kasvupaikoilla. Karummilla kasvupaikoilla vaikutus ulottui laajemmalle alueelle (10 metrin päähän säästöpuista) ja rehevämmillä kasvupaikoilla suppeammalle alueelle. (Elfving & Jakobsson 2006)

Keskihyvällä kasvupaikalla jokaisen jätetyn puun alla on 30 m<sup>2</sup> suuruinen alue, jota ei voi käyttää puuntuotantoon (vaihtelu 16–200 m<sup>2</sup> kasvupaikan viljavuudesta riippuen). Keskihyvällä kasvupaikalla 10 säästöpuuta hehtaarilla aiheuttaa keskimäärin 3 %:n suuruisen puuntuotoksen alenemisen. (Elfving & Jakobsson 2006) Tulos on suuruusluokaltaan samanlainen kuin Valkosen ym. (2002) tutkimuksessa.

Samat tutkijat (Jakobsson & Elfving 2004) tutkivat toisessa tutkimuksessa, miten vuonna 1912 hakatun metsikön päälle ylispuiksi jätetyt 44 mäntyä ovat vaikuttaneet alle uudistuneen mäntymetsän kasvuun Vindelnissä Pohjois-Ruotsissa. Puut olivat kasvaneet huomattavasti ylispuiden lähellä. Tutkimuksessa mitattu puuntuotoksen aleneminen vastaisi 10 säästöpuulla hehtaaria kohden 2,5 % tai 4,9 m<sup>3</sup>/ha vähenemistä. Ylispuiden kasvun lisääntyminen arvioitiin suuremmaksi kuin niiden aiheuttama alemman jakson kasvutappio.

viisivuotiskauden aikana. Sulkeutuneen metsän kontrollialueilla kuolleisuus pysyi koko ajan samana, 0,7 % vuodessa. (Jönsson ym. 2007)

Jälkimmäisen 13 vuoden seurantajakson aikana tuulenkaatojen merkitys puiden kuolleisuuden aiheuttajana pieneni ensimmäisen viisivuotisjakson aikaisesta 71 %:sta 22 %:iin. Jälkimmäisen ajanjakson aikana oli tavallisempaa, että puut kuolivat pysyyn lahottajasienten vaikutuksesta (45 % kuolleita puista). (Jönsson ym. 2007)

Kuolleisuus oli edelleen suurinta säästöpuuryhmien länsireunalla vallitsevien länsituulten seurauksena. Järeiden puiden kuolleisuus oli edelleen suurempi kuin pieniläpimittaisempien puiden. Tutkijoiden mukaan korkealla sijaitsevilla tuulisilla paikoilla 1 hehtaarin suuruisiin säästöpuuryhmiin kohdistuu voimakkaita reunavaikutuksia eivätkä ne tarjoa samanlaisia ympäristöolosuhteita kuin sulkeutunut metsä. (Jönsson ym. 2007)

Myös suomalaisessa MONTA-tutkimuksen koemetsikössä havaittiin säästöpuiden suuri tuulenkaatojen määrä ensimmäisinä vuosina avohakkuun jälkeen. Kolmen seurantavuoden jälkeen turvemaalla sijaitsevista säästöpuuryhmistä oli kaatunut yli kolminkertainen osuus säästöpuista (48 %) kangasmaiden säästöpuuryhmiin verrattuna (15 %). Kuusia oli kaatunut suhteellisesti jonkin verran enemmän kuin koivuja. Säästöpuuryhmien koko tässä tutkimuksessa oli turvemaalla keskimäärin 0,2 ha ja kangasmaalla 0,06 ha. Säästöpuuryhmien koko tai muoto ei vaikuttanut tuulenkaatojen määrään. Tuulet olivat tutkimusjakson aikana normaaleja eikä tuulen nopeus ylittänyt missään vaiheessa 10 m/s. (Hautala & Vanha-Majamaa 2006)

Lieksassa toteutetussa FIRE-tutkimuksessa seurattiin 2 758 säästöpuun kuolleisuutta 16 hakkuualalla 10 vuoden ajan hakkuusta. Tutkimusmetsät olivat mäntyvaltaisia, ja hakkuualoille jätettiin säästöpuuryhminä 8 hakkuualalle 10 m<sup>3</sup>/ha (3 % tilavuudesta) ja 8 hakkuualalle 50 m<sup>3</sup>/ha (17 % tilavuudesta). Säästöpuut jätettiin pääasiassa pieniin ryhmiin, joiden koko oli noin 200–300 m<sup>2</sup> matalammalla säästöpuutasolla ja 300–500 m<sup>2</sup> korkeammalla säästöpuutasolla. Joitakin säästöpuuta jätettiin myös ryhmistä erillisinä puuyksilöinä. Säästöpuiden keskiläpimitta oli 19 cm ja keskipituus 15,4 m. Mäntysten keskiläpimitta oli 28 cm, kuusten 14 cm ja lehtipuiden 19 cm. Säästöpuiden minimiläpimitta oli 5 cm. Puolet hakkuualoista kulotettiin. (Heikkala ym. 2014).

Kymmenen vuoden jälkeen 34 % säästöpuista oli kuollut kulottamattomilla hakkuualoilla (kuva 17). Kuolleisuus oli melko tasaista ajanjakson aikana. Kuolleisuudessa ei ollut tilastollisesti merkitsevää eroa matalamman ja korkeamman säästöpuutason välillä. Kulotus lisäsi suuresti säästöpuiden kuolleisuutta ja kuolemisnopeutta.

Kulotettujen hakkuualojen säästöpuista 84 % oli kuollut 10 vuoden jakson lopussa (kuva 17), ja lähes puolet säästöpuista kuoli heti palon jälkeen. 10 m<sup>3</sup>/ha säästöpuutason kulotetuilla kohteilla lähes kaikki puut olivat kuolleita jo neljän vuoden päästä, ja kymmenen vuoden jakson lopussa vain yksi mänty oli elossa.

Puut elivät pidempään kulotetuilla kohteilla, joilla oli 50 m<sup>3</sup>/ha säästöpuuta. Neljän vuoden päästä eläviä puita oli jäljellä enää neljännes alkuperäisestä tilavuudesta. Tämän jälkeen puiden kuolleisuus pieneni selvästi ja kymmenen vuoden seurantajakson lopussa eläviä puita oli yhä jäljellä noin 10 m<sup>3</sup>/ha (kuva 17), ja tarjolla oli monipuolinen valikoima eläviä puita sekä kuolleita pysty- ja maapuita.

Heikkalan ym. (2014) mukaan säästöpuutasojen välinen ero kuolleisuudessa johtui siitä, että palon voimakkuus oli suurempi pienemmän säästöpuutason hakkuualoilla, koska säästöpuuryhmät olivat jonkin verran pienempiä kooltaan.

Säästöpuiden kuolleisuudessa ei ollut eroja eri puulajien välillä kulottamattomilla aloilla. Kulotuksen aiheuttama kuolleisuus oli pienempi männyllä kuin muilla puulajeilla molemmilla säästöpuutasoilla. 10 vuoden päästä yhtään lehtipuuta ei ollut hengissä kulotetuilla aloilla. Kuusista hengissä oli vain muutamia yksilöitä, jotka kaikki olivat korkeamman 50 m<sup>3</sup>/ha säästöpuutason kohteilla.

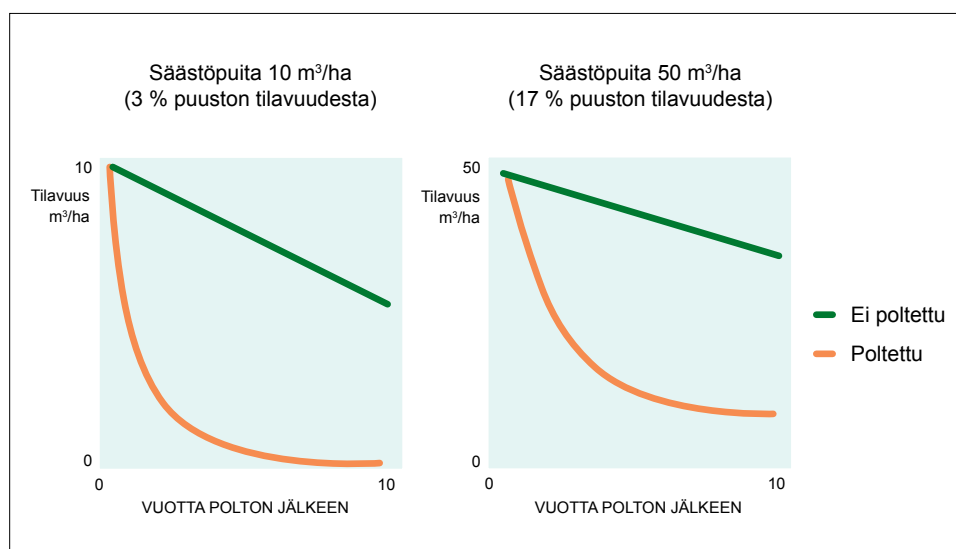
Kulottamattomilla aloilla ainoa ero puulajien välillä oli pystykuolleiden puiden suurempi määrä männyllä kuin muilla puulajeilla (Heikkala ym. 2014). Tämä johtunee siitä, että kuolleet männyt pysyvät yleensä pidempään pystyssä kuin muut puulajit.

Heikkalan ym. (2014) mukaan koe osoittaa, että säästöpuut voivat ylläpitää lahpuuston jatkumoa sukcession varhaisten vaiheiden yli, mikäli säästöpuuta jätetään riittävästi. Tuli yhdessä suuren säästöpuiden määrän kanssa synnyttää monipuolisen yhdistelmän. Vähäisemmällä säästöpuiden määrällä tuli voi olla liian voimakas elävien puiden tai monipuolisen lahpuuston jatkuvuuden kannalta.

Tutkijoiden mukaan sellaisten hakkualojen kulottaminen, jolla säästöpuuryhmät ovat pieniä, voi olla hyvin kielteinen vaikutus elävistä puista riippuvaisiin lajeihin, koska lähes kaikki puut kuolevat nopeasti. Jos kaikki säästöpuut kuolevat muutaman vuoden sisällä hakkuusta, lajit jotka ovat riippuvaisia elävistä tai vastakuolleista puista eivät todennäköisesti pysty ylläpitämään elinvoimaisia populaatioita. (Heikkala ym. 2014)

Säästöpuiden nopea kuoleminen kulotetuilla alueilla aiheuttaa kuolleiden puiden jatkuvuuden katkeamisen pitkällä aikavälillä verrattuna polttamattomiin kohteisiin. Elävien ja kuolleiden puiden jatkuvuuteen liittyvät ongelmat voidaan ainakin osittain voittaa jättämällä suuri määrä säästöpuuta, jotka tuottavat vastakuolleita puuta pidemmän aikaa. (Heikkala ym. 2014)

Kun tuli synnyttää vaihtelevaa kuolleisuutta, se tyypillisesti synnyttää myös erittäin monipuolisia elinympäristöjä kuolleiden puiden lajeille: puuta kuolee pitkällä aikavälillä, jolloin metsässä on pitkän aikaa sekä eläviä, heikentyneitä, kuolevia että eri aikoina



**Kuva 17.** Elävien säästöpuiden tilavuuden kehitys 10 vuoden ajanjaksolla hakatuilla sekä hakatuilla ja kulotetuilla kohteilla Lieksan FIRE-tutkimuksen koelohilla (Heikkala ym. 2014, Gustafsson ym. 2016).

kuolleita puita. Tämä on hyvin edullista lahoppulajiston monimuotoisuudelle. Niinpä vain, kun kulutus yhdistetään suureen säästöpuiden määrään, sen vaikutukset lahoppuuston esiintymiseen ja dynamiikkaan ovat kiistattomasti myönteiset. (Heikkala ym. 2014)

Kuitenkin muita kuin puuelinympäristöjen rakenteelliseen monimuotoisuuteen liittyviä hyötyjä voidaan saavuttaa myös pienemmällä säästöpuiden määrällä. Esimerkiksi paloista riippuvaisille lajeille lahoppuuston jatkumo ei ole niin tärkeää. Ne tarvitsevat tuoretta palon vaurioittamaa puuta eivätkä yleensä pysy samalla kulotusalueella kauempaa kuin muutamia vuosia. (Heikkala ym. 2014)

Heikkalan ym. (2014) mukaan tarvitaan suuri määrä säästöpuuta, kuten tutkimuksessa käytetty 50 m<sup>3</sup>/ha, ylläpitämään sekä eläviä että kuolleita puita ja niihin sidoksissa olevaa lajiston monimuotoisuutta hakatuilla alueilla pidemmällä aikavälillä. Vaikka korkeammilla säästöpuiden määrillä on selviä hyötyjä monimuotoisuuden turvaamisen kannalta, ei ole helppoa sanoa mikä tietty säästöpuiden määrä olisi riittävä lajien säilymisen kannalta.

Säästöpuiden jatkuvuuden turvaaminen maisematasolla on yksi tapa ylläpitää riittävä vanhojen elävien ja kuolleiden puiden saatavuutta monipuoliselle lajistolle. Tämä toimii kuitenkin vain lajeille, jotka ovat leviämiskyvyltään hyviä. Paloista riippuvaisille lajeille taas paloympäristöjä täytyy synnyttää maisematasolla siten, että tuoretta tulen vaurioittamaa puuta on säännöllisesti tarjolla näiden lajien leviämiskyvyn mukaisen alueen sisällä. (Heikkala ym. 2014)

Heikkala ym. (2014) esittävät että 10–20 % säästöpuutason ja kulutuksen yhdistelmällä voidaan saavuttaa hyviä tuloksia, koska puuelinympäristöjen vaihtelevuudesta tulee silloin suurta ja se jatkuu pitkän aikaa. Alhaisemmalla säästöpuiden määrällä kulutus lisää puiden kuolleisuutta niin voimakkaasti, että syntyy hyvin lyhytkestoinen pulssi lahoppuuston muodostumisessa ja katkos elävien puiden jatkumoon. (Heikkala ym. 2014)

Rosenvald ym. (2008) tutkivat 3 255 säästöpuun elossa pysymistä 102 hakkuualalla (keskikoko 2,3 ha) Virossa 6 vuoden ajan, keskittyen sijainnin ja sopeutumisen vaikutuksiin. Kaikkiaan 35 % säästöpuista kuoli tutkimusjakson aikana, tuottaen 4,4 m<sup>3</sup> maapuita ja 1 m<sup>3</sup> pystykuolleita puita hehtaaria kohden. Kuolleisuusnopeus hidastui tutkimusjakson aikana.

Eniten säästöpuiden eloonjääntiin vaikuttivat puulaji (lehtipuulajit säilyivät paremmin elossa), läpimitta (riippui puulajista), sijainti suhteessa metsän reunaan (suurempi elossa säilyminen puilla, jotka sijaitsivat lähellä nykyistä tai aiempaa metsän reunaa), säästöpuiden tiheys (suuri säästöpuiden tiheys lisäsi niiden eloonjääntiä) ja sijainnin alttius häiriöille (alttius häiriöille vähensi säästöpuiden eloonjääntiä). Tutkimuksen johtopäätöksen mukaan säästöpuina tulee suosia suurempia puuyksilöitä, avoimiin olosuhteisiin jo aiemmin sopeutuneita puuyksilöitä sekä lähellä jäävää metsän reunaa sijaitsevia puuyksilöitä silloin, kun puut ovat kasvaneet metsän sisäosan olosuhteissa. (Rosenvald ym. 2008)

Scott & Mitchell (2005) kehittivät Brittiläisessä Kolumbiassa Clayoquot Soundin rannikkometsissä 1 215 säästöpuun mittaustulosten perusteella GPS-pohjaisen menetelmän puiden tuulenkaatoriskin arviointiin. Vaurioituneiden puiden osuus kasvoi, kun puun pituus-läpimittasuhde, latvuksen tiheys ja sijainnin alttius tuulelle kasvoivat. Vaurioituneiden puiden osuus pieneni, kun elävän latvuksen osuus puun pituudesta ja puiden tiheys hakkuun jälkeen kasvoivat. Tutkijat suosittelivat, että tuulituhoil-

le herkillä alueilla säästetään vähintään 20 % alkuperäisestä puuston tiheydestä ja suositaan säästöpuina puita, joilla on alhainen pituus-läpimittasuhte, harva latvus ja pitkä elävä latvus.

Hallinger ym. (2016) tutkivat ja mallinsivat säästöpuiden kuolleisuutta laajan empiirisen aineiston pohjalta. Tutkimusaineisto koostui 583 säästöpuuryhmästä 206 avohakkuualalla laajalla alueella Keski-Ruotsissa. Aineisto oli siis huomattavasti laajempi kuin aiemmissa pohjoismaisissa tutkimuksissa. 20 vuoden ajanjakson kumulatiivisen kuolleisuuden arvioitiin olevan männyllä keskimäärin 12 %, kuusella 25 % ja koivulla 16 %. Vain 10 %:lla kaikista säästöpuuryhmistä kuolleisuus oli yli 50 %.

Tärkeimmät kuolleisuutta vähentävät tekijät olivat säästöpuiden tiheys ja tilavuus säästöpuuryhmässä sekä sijainti suhteessa aiempaan avoimeen metsän reunaan. Voimakas altistuminen tuulille lisäsi kuolleisuutta. Tämä tutkimus antaa selvästi aiempia tutkimuksia positiivisemmän kuvan säästöpuiden eloonjäännistä. (Hallinger ym. 2016)

Säästöpuiden kuolleisuustutkimukset osoittavat, että säästöpuista huomattava osa kuolee ensimmäisen 10 vuoden aikana. Pitkien puiden, etenkin kuusien, kuolleisuus on suurempaa kuin lyhyempien puiden. Kuolleisuus on ainakin kuusikoissa voimakainta ensimmäisinä vuosina hakkuun jälkeen tuulienkaatojen vuoksi ja hidastuu sen jälkeen merkittävästi. Suurissa säästöpuuryhmissä puuston kuolleisuus on todennäköisesti pienempää kuin yksittäispuiden tai pienemmissä säästöpuuryhmissä. Silti suurissakin, jopa yhden hehtaarin kokoisissa, säästöpuuryhmissä puuston kuolleisuus on paljon suurempi kuin sulkeutuneessa metsässä.

Säästöpuiden kuolleisuutta voidaan tutkimusten mukaan vähentää valitsemalla pituuteen nähden järeitä puuyksilöitä, jättämällä paljon säästöpuuta suuriin ryhmiin ja säästämällä avoimiin oloihin jo aiemmin sopeutuneita sekä lähellä metsän reunaa kasvavia puuyksilöitä.

### **Säästöpuiden tulee olla järeitä**

Edellisessä kuolleista puita koskevassa luvussa päädyttiin siihen lopputulokseen, että yli 20 cm paksuilla kuolleilla rungoilla on selvästi suurempi merkitys lahoppulajiston monimuotoisuuden turvaamisen kannalta kuin tätä ohuemmillä rungoilla.

Sama pätee säästöpuihin, koska yksi säästöpuiden jättämisen keskeinen tavoite on järeän lahoppuun määrän lisääminen. Koska merkittävä osa säästöpuista kuolee melko pian päätehakkuun jälkeen, on selvää, että tuottaakseen yli 20 cm paksua lahoppuuta säästöpuiden olisi hyvä olla jätettäessä vähintään tämän kokoisia.

Toinen säästöpuiden tavoite on kasvaa ja kehittyä vanhoiksi järeiksi puiksi. Tätäkin tavoitetta toteuttavat parhaiten puut, jotka ovat jo jättöhetkellä mahdollisimman vanhoja ja järeitä. Tavanomaisessa talousmetsien uudistamisessa olevat puut eivät ole vielä lähimainkaan vanhoja eivätkä yleensä myöskään yleensä erityisen järeitä. 20 cm paksu puu ei ole vielä erityisen järeä puu.

Boreaalisisissa luonnonmetsissä järeinä puina voi pitää lähinnä yli 40 cm paksuja runkoja. Tämän kokoisia runkoja boreaalisisissa luonnonmetsissä on yleensä muutamia kymmeniä kappaleita hehtaarilla (Linder & Östlund 1998). Nilssonin ym. (2003) mukaan Skandinavian boreaalisisissa metsissä oli tyypillisesti vähintään 20 kappaletta yli 40 cm:n paksuisia puita.

**Taulukko 3.** Rinnankorkeuslöpimitaltaan yli 33 cm paksujen puiden esiintymistiheyden luokkien pinta-alaosuudet kahdella laajalla metsäalueella Ruotsissa 1880-luvun lopulla (Linder & Östlund 1998).

Alue	Metsäpinta-ala (ha)	% metsäalasta järeiden puiden esiintymistiheyden (kpl/ha) eri luokissa				
		<20	20-40	40-60	60-80	>80
Orsa	53 000	0,3	17,9	57,3	20,2	4,3
Älvdalen	49 000	1,2	59,7	35,6	3,4	-

Linder ja Östlund (1998) tutkivat vanhojen metsäinventointiaineistojen avulla Ruotsissa keskiborealisella vyöhykkeellä sijaitsevien laajojen metsäalueiden puuston rakenteessa tapahtuneita muutoksia ajanjaksolla 1886–1996. Tutkijat havaitsivat, että 1880-luvun lopulla löpimitaltaan yli 33 cm paksuja puita esiintyi 20–80 kappaletta hehtaarilla yli 95 %:lla kahden tutkitun metsäalueen pinta-alasta (yhteensä 102 000 ha). Järeitä puita, pääasiassa mäntyjä, esiintyi siis käytännössä kaikkialla tutkituissa metsämaaisemissa, silloin kun niissä ei ollut vielä tehty laajamittaisia teollisuuspuun hakkuita (taulukko 3).

Vielä ei tiedetä, kuinka suuri osuus säästöpuista ehtii kehittyä vanhoiksi järeiksi puiksi ennen kuin ne kuolevat. Seurantatietoa säästöpuiden kuolleisuudesta on toistaiseksi vain 10–20 vuoden pituiselta ajanjaksolta. Tuona ajanjaksona säästöpuiden kuolleisuus on ollut suurta.

Mikäli Heikkalan ym. (2014) tutkimuksessa todettu kulottamattomien hakkuualueiden säästöpuiden kuolleisuusnopeus jatkuisi vakiona, kaikki 10 m<sup>3</sup>/ha säästöpuutason puut olisivat kuolleita 20 vuoden päästä hakkuusta ja kaikki 50 m<sup>3</sup>/ha säästöpuutason puutkin noin 35 vuoden päästä. Silloin niistä ei kehittyisi juuri lainkaan todella vanhoja järeitä puita, mikäli alueen puusto oli pätehtakattaessa 70–80-vuotiaista.

Mahdollisesti säästöpuiden kuolleisuus pienenee merkittävästi ensimmäisen kymmenvuotiskauden jälkeen. Näin kävi Jönssonin ym. (2007) tutkimuksessa, jossa säästöpuiden (kuusia ja koivuja) kuolleisuus oli hyvin suurta ensimmäiset viisi vuotta ja laski sitten seuraavien 13 vuoden ajaksi tasolle 1–4 %/v, mutta jatkui siis edelleen melko korkeana, selvästi korkeampana kuin sulkeutuneen metsän kontrollialoilla (0,7 %).

Esimerkki kuvaa kuitenkin hyvin sitä, että säästöpuiden suuri kuolleisuus voi rajoittaa niistä syntyvien todella vanhojen ja järeiden puiden määrän aika pieneksi. Näin käy todennäköisesti etenkin, jos käytetyt kiertoajat ovat lyhyitä, säästöpuita jätetään vähän ja jätetyt säästöpuut ovat löpimitaltaan vaatimattomia ja samanikäisiä kuin hakattu puusto. Tämän vuoksi on tärkeää kiinnittää huomiota jätettävien säästöpuiden edellytyksiin pysyä elossa sekä säästöpuiden ominaisuuksien että niiden sijainnin näkökulmasta.

### Tavoitteet säästöpuiden määrälle ja laadulle kannattaa asettaa aluetason analyysien pohjalta

Uudistusaloille jätettävien säästöpuiden määrälle on vaikeaa määrittää suoraan tutkimukseen perustuvaa tavoitetasoa. Se tuleekin johtaa kuolleen puun määrälle ja vanhojen järeiden puuyksilöiden määrälle asetetuista koko metsäaluetta koskevista tavoitteista. Se on myös kompromissi taloudellisten ja ekologisten arvojen ja tavoitteiden välillä, eikä se siksi ole ratkaistavissa yksinomaan luonnontieteellisen tiedon perusteella.

Heikkala (2016) toteaa väitöskirjassaan, että monimuotoisuusshyötyjen saavuttamisen kannalta on olennaista, että säästöpuita jätetään riittävän paljon. Vaikka Heikkalan tuloksista ei voi suoraan johtaa täsmällistä suositusta säästöpuiden määrälle, ne osoittavat voimakkaasti, että Fennoskandiassa nykyisin käytetyt säästöpuiden määrät (1–5 % puuston tilavuudesta ennen hakkuuta) ovat liian alhaisia monimuotoisen lajiston säilyttämisen ja monien säästöpuiden jättämiselle asetettujen tavoitteiden kannalta. Elävien ja kuolleiden puiden jatkuvuuden turvaaminen edellyttää suurempaa säästöpuiden määrää.

Alle 10 m<sup>3</sup>/ha jäävät säästöpuiden määrät voivat tarjota vain hyvin rajoitetun resurssien määrän pitkällä aikavälillä. On kuitenkin epätodennäköistä, että riittävä määrä säästöpuita jätettäisiin kaikille hakkuualoille. Se ei ehkä ole edes tarpeen, mikäli säästöpuiden jättämistä voidaan suunnitella maisematasolla siten, että korkean säästöpuutason kohteita on jatkuvasti saatavilla lajien leviämiskyvyn määrittämisen etäisyyden sisällä. (Heikkala 2016)

Yksittäisten USA:ssa ja Kanadassa tehtyjen koejärjestelyjen tulosten perusteella tutkijat ovat esittäneet säästöpuiden määrän kynnysarvoksi 10–20 % vanhassa metsässä olevasta määrästä ja monimuotoisuudesta (Craig & Macdonald 2009, Halpern ym. 2012). Näissä tutkimuksissa asiaa on tarkasteltu metsän aluskasvillisuuden lajikoostumuksen näkökulmasta.

Kansainvälisessä säästöpuututkimusten ja -käytäntöjen katsausartikkelissa (Gustafsson ym. 2012) kirjoittajat esittävät asiantuntijasuosituksena säästöpuuston minimimääräksi 5–10 % puuston tilavuudesta tai pinta-alasta. Kirjoittajat toteavat, että huomattavasti tätä suuremmat säästöpuumäärät ovat usein tarpeen asetettujen ekologisten tavoitteiden saavuttamiseksi.

Keskimääräisen etelä- tai keskisuomalaisen harvennuksin käsitellyn uudistuskypsän metsän tilavuus on noin 250–300 m<sup>3</sup>/ha ja runkoluku 400–500 runkoa/ha. Vaihtelua on tietysti paljon metsikkötasolla. 5–10 % tällaisen metsän tilavuudesta on 12,5–30 m<sup>3</sup>. 5–10 % tällaisen metsän runkoluvusta on 20–50 runkoa/ha.

Ruotsin FSC-standardin säästöpuukriteeri edellyttää, että säästöpuustoa jätetään 5 % päätehakkuualan pinta-alasta. Kansainvälisessä eri maiden säästöpuuohjeiden vertailussa Suomen PEFC-sertifioinnin edellyttämä säästöpuiden määrä oli kaikkein alhaisin (Gustafsson ym. 2012).

Meta-analyysissään Fedrowitz ym. (2014) havaitsivat, että metsälajien lajimäärä kasvoi, kun säästöpuiden määrä kasvoi ja hakkuusta kulunut aika pidentyi. Tutkimusdataa ei kuitenkaan ollut riittävästi mahdollisten kynnysarvovaikutusten analysoimiseksi.

Suuremmalla tutkimustiedon määrällä saattaa olla mahdollista analysoida onko tuollaisia kynnysarvoja suhteessa säästöpuiden määrään olemassa. Tällaiset analyysit tulisi mieluiten tehdä lajiryhmäkohtaisesti, sillä vasteet ovat todennäköisesti lajikohtaisia (Lindenmayer & Luck 2005, Ranius & Fahrig 2006).

Saattaa joka tapauksessa olla niin, että säästöpuiden myönteiset vaikutukset monimuotoisuuteen lisääntyvät jatkuvasti säästöpuiden määrän kasvaessa, eikä mitään sellaisia kynnysarvoja ole löydettävissä, jotka tyydyttäisivät kaikkien lajiryhmien tarpeet. (Fedrowitz ym. 2014) Ottaen huomioon säästöpuiden säästämämisen erilaiset mahdolliset tavoitteet ja metsälajien elinympäristövatimusten ja kynnysarvojen moninaisuuden, on tuskin mitenkään mahdollista esittää yhtä yleispätevää ”oikeaa”, ekologisesti perusteltua tavoitemäärää säästöpuiden jättämiselle.



Kysymys siitä, minkälaisia säästöpuita jätetään, miten ja kuinka paljon, on ratkaistavissa mielekkäästi vain siitä lähtökohdasta, että ensin määritellään tavoitteet sille, mitä säästöpuiden jättämisellä halutaan saavuttaa. Tällaisia tavoitteita voidaan mielekkäimmin asettaa sellaisten aluetasolla tehtävien analyysien pohjalta, joissa on käytettävissä monipuolista tietoa laajemman aluekokonaisuuden luonnon erityispiirteistä, arvokkaista luontokohteista, suojeltavista lajeista ja niiden elinympäristövaatimuksesta. Tavoitteiden olisi hyvä olla laadullisesti ja määrällisesti erilaisia metsäalueen eri osissa ja eri metsäalueiden välillä.

### Säästöpuut tuottavat lahoppuuta – mutta kuinka paljon?

#### Säästöpuiden tuottama lahoppuun määrä

Säästöpuiden tuottama lahoppuun keskimääräinen tilavuus alueella voidaan laskea yksinkertaisella kaavalla, kun vuosittain syntyvän kuolleen puun määrän oletetaan olevan aluetasolla sama joka vuosi:

lahoppuun lisäys /lahoamisnopeus

Esim. 100 hehtaarin tila, uudistetaan 1 % vuodessa eli 1 ha/v.

Oletetaan että säästöpuut kuolevat tasaisella nopeudella, eli

lahoppuun lisäys = vuosittain jätettyjen säästöpuiden määrä

Käytetään Etelä-Suomen keskimääräistä lahoamisnopeutta 3 %/v. = 0,03

Lasketaan, paljonko lahoppuuta säästöpuiden jättäminen päätehakkuussa tuottaa tasapainotilassa keskimäärin koko tilan alueelle.

- Säästöpuita 5 m<sup>3</sup>/ha, tuottaa tilalle tasapainotilassa keskim. 1,7 m<sup>3</sup>/ha lahoppuuta
- Säästöpuita 10 m<sup>3</sup>/ha, tuottaa tilalle tasapainotilassa keskim. 3,3 m<sup>3</sup>/ha lahoppuuta
- Säästöpuita 15 m<sup>3</sup>/ha, tuottaa tilalle tasapainotilassa keskim. 5,0 m<sup>3</sup>/ha lahoppuuta
- Säästöpuita 20 m<sup>3</sup>/ha, tuottaa tilalle tasapainotilassa keskim. 6,7 m<sup>3</sup>/ha lahoppuuta
- Säästöpuita 25 m<sup>3</sup>/ha, tuottaa tilalle tasapainotilassa keskim. 8,3 m<sup>3</sup>/ha lahoppuuta
- Säästöpuita 30 m<sup>3</sup>/ha, tuottaa tilalle tasapainotilassa keskim. 10 m<sup>3</sup>/ha lahoppuuta
- Säästöpuita 35 m<sup>3</sup>/ha, tuottaa tilalle tasapainotilassa keskim. 11,7 m<sup>3</sup>/ha lahoppuuta
- Säästöpuita 40 m<sup>3</sup>/ha, tuottaa tilalle tasapainotilassa keskim. 13,3 m<sup>3</sup>/ha lahoppuuta
- Säästöpuita 45 m<sup>3</sup>/ha, tuottaa tilalle tasapainotilassa keskim. 15,0 m<sup>3</sup>/ha lahoppuuta
- Säästöpuita 50 m<sup>3</sup>/ha, tuottaa tilalle tasapainotilassa keskim. 16,7 m<sup>3</sup>/ha lahoppuuta

Vertaa: Suomen talousmetsien metsämaan keskimääräinen luonnonpoistuma on 0,2 m<sup>3</sup>/ha/v. Tämän jättäminen kokonaisuudessaan metsään tuottaisi tilalle tasapainotilassa keskimäärin 6,7 m<sup>3</sup>/ha lahoppuuta eli yhtä paljon kuin 20 m<sup>3</sup>/ha säästöpuumäärän jättäminen kaikille uudistusaloille. Nämä toimet yhdessä tuottaisivat tilalle pitkällä aikavälillä keskimäärin 13,4 m<sup>3</sup>/ha.

Siitonen (2001) on laskenut että metsikkötasolla tarvitaan keskimäärin 0,5 m<sup>3</sup>/ha/v suuruinen lahoppuun muodostumisnopeus ylläpitämään 14 m<sup>3</sup>/ha keskimääräistä lahoppuuston määrää, kun lahoamisnopeus on 3,5 %/v, eli vähän korkeampi kuin edellisissä laskelmissa. Lahoamisnopeus vastaa Fennoskandian eteläboreaalistien osien olosuhteita. 0,5 m<sup>3</sup>/ha/v vastaava lahoppuun lisäys voidaan saavuttaa lisäämällä 5 m<sup>3</sup>/ha lahoppuuta joka kymmenes vuosi tai säästämällä 50 m<sup>3</sup>/ha säästöpuita päätehakkuussa, kun kiertoaika on 100 vuotta. (Siitonen 2001)

Laskelmissa otetaan huomioon vain lahopuun syntymisnopeus ja hajoamisnopeus. Niissä ei ole otettu huomioon säästöpuiden ja lahopuiden hävikkiä puunkorjuun ja maanmuokkauksen vuoksi, mikä on todellisuudessa useita kymmeniä prosentteja päätehakkuun yhteydessä. Näiden mallilaskelmien avulla on helppo päätellä, että 20–30 m<sup>3</sup>/ha:n lahopuutavoitteen saavuttaminen pelkkien päätehakkuiden säästöpuiden avulla edellyttäisi hyvin korkeaa säästöpuiden määrää. Tavoitetta onkin realistisesti vaikea saavuttaa pelkkien päätehakkuiden säästöpuiden avulla.

Tavoitteen saavuttaminen edellyttää lisäksi monipuolisia muita toimenpiteitä, kuten luontaisesti syntyvän lahopuuston säästämistä kaikissa metsänkäsitelyn vaiheissa ja lahopuuston aktiivista tuottamista myös harvennushakkuiden yhteydessä kasvatusvaiheissa olevissa metsissä. Tämä on hyvä asia lahopuuston monimuotoisuuden kannalta, sillä silloin syntyy parempi lahopuujatkumo ja useammilla eri tavoilla syntyneitä lahopuita metsänkasvatuksen eri vaiheissa.

### Ruotsalaisten mallinnustutkimusten tuloksia

Sveaskogin Strömsjölidenin 533 hehtaarin laajuudessa tutkimusmetsässä tehtiin yksityiskohtainen mallinnus säästöpuiden jättämisen vaikutuksista metsäalueen rakenteeseen 200 vuoden aikajänteellä, kun säästöpuuryhmiin jätettiin 0 %, 5 % ja 20 % hakkuualueen puuston tilavuudesta (taulukko 4) (Lämås ym. 2015).

**Taulukko 4.** Mallinnus säästöpuiden jättämisen vaikutuksista metsäalueen rakenteeseen 100 vuoden aikajänteellä (Lämås ym. 2015).

	Säästöpuuryhmiin jätetyn puuston osuus puuston tilavuudesta		
	0 %	5 %	20 %
100 v. kuluttua yli 120-v. puustoa, %	0	7	19
Järeiden puiden* määrä, kpl/ha	0	4	13
Lahopuuston tilavuus, m <sup>3</sup> /ha	4	8	14

\*) Puu katsottiin järeäksi, jos sen läpimitta rinnankorkeudella oli havupuilla yli 40 cm ja lehtipuilla yli 35 cm.

Toisessa mallinnustutkimuksessa (Roberge ym. 2015) selvitettiin kahdella metsäalueella Ruotsin FSC-standardin mukaisten säästöpuiden (5 % päätehakkuualueen pinta-alasta) ja vapaaehtoisten suojelukohteiden (5 % metsäpinta-alasta) säästämisen vaikutusta järeiden lehti- ja havupuiden määrään ja kovan kuolleen puun määrään 200 vuoden ajanjaksolla. Tutkimusalueet olivat Västerbottenin läänissä sijaitsevat Strömsjölidenin 2 710 ha, jonka puuston keski-ikä oli 45 vuotta ja Kulbäcksliden 1 451 ha, jonka puuston keski-ikä oli 78 vuotta.

Tutkijat mallinsivat järeiden puiden (> 35 cm rinnankorkeudelta) kovan kuolleen puun määrän kehitystä 200 vuoden ajanjaksolla Heureka-päätöstukityökalulla. Analysoidut neljä skenaariota olivat 1) ei vapaaehtoisia suojelukohteita eikä säästöpuita, 2) 5 % vapaaehtoisia suojelukohteita, ei säästöpuita, 3) ei vapaaehtoisia suojelukohteita, 5 % säästöpuita, 4) 5 % vapaaehtoisia suojelukohteita ja 5 % säästöpuita.

Eniten järeitä puita tuotti skenaario, jossa jätettiin sekä vapaaehtoisia suojelukoh- teita että säästöpuita. Tässä skenaariossa järeiden puiden määrä oli 12–14 puuta

hehtaarilla. Pelkkiä vapaaehtoisia suojelukohteita jätettäessä järeiden puiden määrä oli 8–10 puuta hehtaarilla ja pelkkiä säästöpuita jätettäessä 3–4 puuta hehtaarilla. Järeiden lehtipuiden määrä oli 3–5 puuta hehtaarilla sekä jätettäessä vapaaehtoisia suojelukohteita ja säästöpuita että jätettäessä pelkästään säästöpuita. (Roberge ym. 2015)

Säästöpuut tuottivat lähes kaiken järeän lehtipuun. Järeiden lehtipuiden määrän voimakkaaseen lisääntymiseen kului aikaa 50 vuotta säästöpuita jättämällä. Pelkkien vapaaehtoisten suojelukohteiden jättäminen ei tuottanut juuri yhtään järeitä lehtipuita. Sen sijaan niiden merkitys järeiden havupuiden tuottamiselle oli merkittävä. Jollei säästöpuita eikä vapaaehtoisia suojelukohteita jätetty, kummassakaan metsämaaisemissa ei 200 vuoden päästä ollut käytännössä ollenkaan järeitä havu- eikä lehtipuita. (Roberge ym. 2015)

Kovan kuolleen puun määrä oli lähtötilanteessa 2 m<sup>3</sup>/ha ja 200 vuoden päästä 6–8 m<sup>3</sup>/ha. Suurimmat arvot saavutettiin säästöpuilla sekä säästöpuiden ja vapaaehtoisten suojelukohteiden yhdistelmällä. Säästöpuut näyttivät vaikuttavan tulokseen eniten. Säästöpuiden ja vapaaehtoisten suojelukohteiden yhdistelmällä saavutettiin 2,5 kertaa suurempi kovan lahoppuun määrä kuin silloin kun kumpaakaan näistä ei jätetty. (Roberge ym. 2015)

Säästöpuiden ja vapaaehtoisten suojelukohteiden säästäminen pienensi metsäalueen nykyarvoa 17 % Strömsjölidessä ja 14 % Kulbäckslidessä verrattuna skenaarioon, jossa mitään ei säästetty. Jos säästettiin vain joko säästöpuita tai vapaaehtoisia suojelukohteita, pieneni metsäalueiden nykyarvo 7–9 %. (Roberge ym. 2015)

Kulbäckslidessä, jonka puusto oli lähtötilanteessa melko vanhaa, järeiden puiden määrä väheni siitä huolimatta, että säästöpuita ja vapaaehtoisia suojelukohteita säästettiin. Strömsjölidessä, jonka puusto oli merkittävästi nuorempaa, järeiden puiden määrä lisääntyi tarkastellun ajanjakson aikana. Tutkijoiden johtopäätös on, että arvioitaessa luonnonhoitotoimenpiteiden vaikutuksia on tärkeää tarkastella metsän rakenteen kehitystä pitkällä aikavälillä ja ottaa huomioon metsäalueen puuston lähtötilanne.

Neljän ruotsalaisen mallinnustutkimuksen perusteella vaikuttaa todennäköiseltä, että Ruotsin FSC-standardin mukaiset luonnonhoitotoimenpiteet johtavat pitkällä aikavälillä keskimäärin 12–14 kpl/ha järeiden puiden määrään ja 10–15 m<sup>3</sup>/ha keskimääräiseen kuolleiden puiden tilavuuteen metsämaaiseman tasolla. (Ranius ym. 2003, Ranius & Kindvall 2004, Lämås 2015, Roberge ym. 2015)

### **Suuretkaan säästöpuuryhmät eivät säilytä vanhan metsän sisäosien olosuhteita ja lajistoa**

Pienet säästöpuuryhmät (0,01–0,02 ha tai 15–20 puuta) osoittautuivat MONTA-tutkimuksessa liian pieniksi ylläpitämään vanhan metsän pintakasvillisuuden ja kovakuooriaisiin kuuluvien maakiitäjäisten lajikoostumusta. Tutkijoiden johtopäätös on, että Fennoskandiassa tyypillisesti käytetyt säästöpuumäärät 5–10 runkoa hehtaarilla, tai edes siihen nähden 10-kertainen säästöpuiden määrä, eivät kykene säilyttämään myöhäisen sukkessiovaiheen metsän sisäosien olosuhteisiin erikoistuneiden lajien elinympäristöjä. (Vanha-Majamaa & Jalonen 2001)

Tutkijat suosittelivat säästöpuuryhmien jättämistä korpintokoihin, koska niissä on enemmän lahoppuuta ja haapoja, erilaista kasvilajistoa ja korkeampi lahoppuilla

kasvavien sammalien ja jäkälän lajiversiteti. Tutkimuksen mukaan korpiin jätetyillä säästöpuilla on kuitenkin nelinkertainen riski kaatua tuulen vuoksi. (Vanha-Majamaa & Jalonen 2001)

Siksi tutkijat painottavat kosteisiin paikkoihin jätettyjen säästöpuuryhmien hyvää suunnittelua tuulenkestävyyden kannalta. Säästöpuuryhmien koko ja muoto tulee suhteuttaa topografiaan ja vallitsevaan tuulen suuntaan. Ryhmille tulisi jättää suojavyöhyke tai reunapuiksi tuulenkestäviä puuyksilöitä. (Vanha-Majamaa & Jalonen 2001)

Yhdysvaltain luoteisrannikolla toteutetussa laajassa DEMO-tutkimusohjelmassa todettiin, että yhden hehtaarin suuruisten säästöpuuryhmien keskellä säilyi olosuhteet, jotka ainakin lyhyellä aikavälillä kykenivät säilyttämään ympäristöolojen muutoksille herkkiä vanhan metsän lajeja. Säästöpuuryhmien reunaosissa nämä lajit kuitenkin taantuivat voimakkaasti pienilmaston muutosten vuoksi, minkä takia näiden lajien yksilötiheydet olivat koko säästöpuuryhmässä selvästi alempia kuin vastaavalla pinta-alalla hakkaamattomassa vanhassa metsässä. (Aubrey ym. 2009)

Olosuhteiden muutoksille herkissä lajiryhmissä kuten metsän pohjakerroksen sammallajistossa ja kärkekerroksessa saalistajina elävissä selkärangattomissa eläimissä tapahtui verrattain suuria lajimäärien ja lajien yksilömäärien pienenemisiä sekä 15 % että 40 % säästöpuutasoilla. DEMO-tutkimuksen tulosten perusteella säästöpuiden määrällä (% alkuperäisen puuston tilavuudesta) on suurempi vaikutus vanhan metsän lajiston säilymiselle kuin sillä jätetäänkö säästöpuut ryhmiin vai hajalleen. (Aubrey ym. 2009)

Hajalleen jätettyjen säästöpuiden vaurioituminen hakkuussa ja kuolleisuus hakkuun jälkeen olivat kuitenkin paljon runsaampaa kuin säästöpuuryhmissä. DEMO-hanke



© PETRI KETO-TOKOI

**Kuva 18.** Säästöpuuryhmä on yksittäisiä säästöpuita parempi ratkaisu päätehakuualalla.

suositteleekin vanhan metsän lajiston säilyttämisen näkökulmasta yhdistelmää, jossa on yhden hehtaarin kokoisia tai sitä suurempia säästöpuuryhmiä ja lisäksi enemmän kuin 15 % puustosta hajalleen jätettyinä säästöpuina. (Aubrey ym. 2009)

DEMO-tutkimuksen tulokset ovat yhdenmukaiset pohjoismaisten säästöpuututkimusten tulosten kanssa. Katsausartikkelissaan Gustafsson ym. (2010) tekevät johtopäätöksen, että säästöpuut tarjoavat elinympäristöjä sukkession varhaisvaiheen lajistolle ja lieventävät avohakkuun voimakkaimpia vaikutuksia lajistoon. Ne eivät kuitenkaan kykene säilyttämään koskemattoman vanhan metsän ominaispiirteitä. (Gustafsson ym. 2010)

Suurempi säästöpuiden lukumäärä ja tilavuus ylläpitävät lajiston monimuotoisuutta paremmin. Myös pohjoismaiset tutkimukset ovat osoittaneet, että pienissä säästöpuuryhmissä puuston kuolleisuus on paljon suurempaa kuin suurissa. (Gustafsson ym. 2010)

### **Johtopäätöksiä ja kehittämissuosituksia**

Säästöpuiden 20 cm:n minimiläpimittavaatimus säästöpuille on ekologisesti hyvin perusteltu koko Suomessa. Järeämmät säästöpuut olisivat tietysti vielä parempia. Järeyttä ekologisesti vielä merkittävämpi tekijä on puiden korkea ikä. Selvästi vallitsevaa puusukupolvea vanhempien puuyksilöiden säästämisvelvoite olisi perusteltua, koska tuollaiset puut ovat harvinaisia. Lisäksi monet päällysvieraslajit asuttavat puut vasta kun ne ovat vähintään 120–150 vuotiaita. Kaikki vanhat puuyksilöt eivät välttämättä ole kauhean järeitä, vaan ne ovat tunnistettavissa muista tuntomerkeistä kuten lakka-päisyydestä ja kaarnan rakenteesta.

Suomessa on myös luonnonsuojelulailla rauhoitettuja puulajeja, kuten kynä- ja vuorijalava ja metsäomenapuu. Muita luonnonsuojelulailla suojeltuja puuyksilöitä ovat: suurten petolintujen, kotkan, merikotkan, kiljukotkan, pikkukiljukotkan ja kalasääsken pesäpuut, luonnonmuistomerkkinä rauhoitetut puuyksilöt ja luonnonsuojelulain luontotyypinä rauhoitetut maisemallisesti arvokkaat puut ja puuryhmät.

Muita huomionarvoisia säästettäviä puuyksilöitä ovat muun muassa alueella harvinaiset puulajit, puiden erikoismuodot kuten käärmekuuset ja mukuramännyt, kooltaan tai muodoltaan poikkeukselliset puuyksilöt ja historiallisesti merkittävät puut, joissa on esimerkiksi vanhoja kaiverrettuja merkintöjä.

Säästöpuiksi soveltuvia puita ja puuryhmiä tulisi säästää myös kasvatushakuissa. Myös niiden aluspuusto pitäisi säästää harventamatta ja raivaamatta. Tällöin kasvatustalouteen syntyy harventamattomia riistatiheikköjä. Usein ongelmana on se, että päätehakkuuseen mennessä usein kaikki parhaiten säästöpuiksi soveltuvat puuyksilöt, kuten haaraiset, järeäoksaiset, poikaoksaiset, vaurioituneet ja lahovikaiset puut ja taloudellisesti vähäarvoiset puulajit on jo poistettu harvennushakuissa, väli- ja aluspuusto poistettu alaharvennuksilla ja alikasvos raivattu.

Seurauksena on laadullisesti paljon huonompia säästöpuita ja säästöpuuryhmiä kuin mihin on mahdollista päästä, jos säästöpuuston valintaan kiinnitetään huomiota jo taimikonhoidosta ja harvennushakuista lähtien. Taimikonhoidossa ja ensiharvennuksessa puuyksilöiden valintaa tehdään kaikkein voimakkaimmin ja silloin eliminoidaan eniten hyviksi säästöpuiksi kehityskelpoisia puuyksilöitä. Tähän nuorten metsien luonnonhoitoon on kaiken kaikkiaan kiinnitetty aivan liian vähän huomiota asian tärkeyteen nähden.

Ensiharvennuksiin alkaa tulla kohta metsiä, joihin on säästetty säästöpuita 1990-luvulla, joten on tärkeää ohjeistaa myös sitä, ettei niitä säästöpuita korjata kasvatushakkuissa.

Taimikonhoidossa, harvennuksissa, ennakkoraivauksessa ja nuorten metsien energiharvennuksissa lehtipuustoa tulisi säästää, erityisesti jalopuita, pähkinäpensaita ja lehtopensaita. Nyt näitä monimuotoisuuden turvaamisen kannalta merkittäviä lehtipuita ja pensaita raivataan usein pois sattumanvaraisesti. Energiapuuharvennuksissa voidaan poistaa systemaattisesti kaikki muut lehtipuulajit kuin koivut viimeistä yksilöä myöten.

Metsänhoidon tavoitteeksi voisi asettaa, että perkauksen tai harvennuksen jälkeen metsikössä on jäljellä yhtä monta puulajia kuin ennen käsittelyä. Eli mitään puulajia ei eliminoida kokonaan vaikka puulajien runsaussuhteita säädelläänkin voimakkaasti.

Tutkijoilla on laaja yksimielisyys siitä että nykyisin Suomessa yleisesti käytetyt säästöpuiden määrät ovat liian alhaisia niille asetettujen tavoitteiden saavuttamisen kannalta. (esim. Siitonen ym. 2006, Gustafsson ym. 2012, Heikkala 2016) Säästöpuiden minimimääräksi on esitetty laajan kansainvälisen tutkijaryhmän asiantuntija-arviona 5–10 % puuston tilavuudesta tai pinta-alasta. Kirjoittajat toteavat, että huomattavasti tätä suuremmat säästöpuumäärät ovat kuitenkin usein tarpeen asetettujen ekologisten tavoitteiden saavuttamiseksi. (Gustafsson ym. 2012) Joissakin tutkimuksissa on esitetty säästöpuiden minimimääräksi 10 m<sup>3</sup>/ha niille asetettujen tavoitteiden kohtuullisen saavuttamisen kannalta. (Heikkala 2016)

Suomen PEFC- ja FSC-standardien asettamat minimivaatimukset säästöpuiden määrälle ovat selvästi alhaisempia kuin tutkijoiden esittämä näkemys tarpeesta. PEFC-sertifioinnin säästöpuukriteerin minimivaatimus on paljon alle 1 % ja FSC:n noin 2 % uudistuskypsen metsän puustosta. Myös yksityismetsien pätehakkuualoille todellisuudessa jätetty säästöpuumäärä, keskimäärin 2,5 m<sup>3</sup>/ha on hyvin alhainen, noin 1 % uudistuskypsen puuston tilavuudesta.

On hyvä että säästöpuuston määrä ja laatu vaihtelevat maisematasolla. Metsikkötasolla säästöpuuston ja lahoppuuston laatua olisi sen sijaan hyvä keskittää tiettyihin puulajeihin. Maisematason suunnittelulla voidaan parantaa säästöpuiden jättämisen tavoitteellisuutta ja ekologista vaikuttavuutta. Säästöpuustoa tulisi keskittää niille alueille, joissa lahoppuihin ja vanhoihin puihin sidoksissa olevat luontoarvot ovat korkeimpia.

Säästöpuiden määrälle ja laadulle voidaan mielekkäimmin asettaa tavoitteita alueellisten analyysien pohjalta. Alueellisissa analyyseissä tulee käyttää hyväksi monipuolista tietoa laajemman metsäalueen luonnon erityispiirteistä, puuston rakenteesta, arvokkaista luontokohteista, suojeltavista lajeista ja niiden elinympäristövaatimuksista. Tavoitteiden on hyvä olla laadullisesti ja määrällisesti erilaisia metsäalueen eri osissa ja eri metsäalueiden välillä.

Säästöpuiden kuolleisuutta voidaan tutkimusten mukaan vähentää valitsemalla järeitä tuulenkestäviä puuyksilöitä, jättämällä paljon säästöpuita suuriin ryhmiin ja säästämällä avoimiin oloihin jo aiemmin sopeutuneita sekä lähellä metsän reunaa kasvavia puuyksilöitä.

Monimuotoisuuden turvaamisen kannalta ei ole tarkoituksenmukaista ohjata jättämään säästöpuita tasaisesti ja samankaltaisella tavalla kaikilla hakkuualoilla. Tämä



© PETRI KEITO-TOKOI

**Kuva 19.** Haavat ovat tärkeitä säästöpuita ja niitä tulee säästää kaikissa metsänhoidon vaiheissa.

johtaa melko vähäiseen vanhojen puiden ja lahopuiden määrän lisääntymiseen koko maiseman tasolla, muttei vaateliaan ja uhanalaisen lajiston kannalta riittävään lisäykseen siellä missä se olisi eniten tarpeen.

Säästöpuiden keskittämistä on suositeltu kaikilla alueellisen mittakaavan tasoilla. Keskittämisen perustelut ovat sekä taloudellisia että ekologisista. Yksittäisillä uudistusaloilla säästöpuut suositellaan keskitettävän ryhmiin esimerkiksi lahopuustoihin tai vaikeasti uudistettaviin kohtiin tai luontokohteiden yhteyteen. Vierekkäisten kuvioiden säästöpuusto voidaan keskittää yhteen ja laajemmassa mittakaavassa säästöpuustoa voidaan keskittää enemmän olemassa olevien suojelualueiden lähiympäristöön. (Punntila 2005, Punntila ym. 2005) Esimerkiksi jos samalla metsänomistajalla on useita tiloja, säästöpuutavoitteen tulisi olla korkein luontoarvoltaan korkeimmalla tilalla.

Säästöpuiden ekologinen vaikuttavuus on todennäköisesti suurin, jos niitä keskitetään sellaisille alueilla, joiden ympäristössä on luonnonsuojelualueita ja/tai arvokkaita luontokohteita, tavallista runsaammin järeitä vanhoja puita ja kuolleita puita ja niiden jatkuvuutta, näistä riippuvaisia uhanalaisten, silmälläpidettävien ja harvinaisten lajien esiintymiä, tai alueella suoritetaan kulutus. Säästöpuiksi on suositeltavaa jättää laadultaan samankaltaista puustoa kuin luontokohteissakin on tai alueella laajemminkin esiintyy ja/tai joita alueella esiintyvien huomioitavien lajien tiedetään tarvitsevan.

Metsänhoidossa tulisi panostaa säästämään enemmän säästöpuustoa luontoarvoiltaan korkeiden alueiden ympäristöön ja sallia, että luontoarvoiltaan köyhemmille alueille jätetään vähemmän tai jopa ei lainkaan säästöpuita. Metsänhoitostandardien laadinnassa tätä voisi tarkastella keskimäärin metsänomistajakohtaisesti tai tilakohtaisesti, eikä jokaisella erillisellä hakkuualalla ympäristön laadusta riippumatta, vaikka se olisi-kin todentamisen kannalta helpoin tapa.

# LÄHTEET

- Aubrey, K.B., Halpern, C.B. & Peterson, C.E. 2009. Variable retention harvests in the Pacific Northwest: A review of short-term findings from the DEMO study. *Forest Ecology and Management* 258: 398–408.
- Craig, A. & Macdonald, S.E. 2009. Threshold effects of variable retention harvesting on understory plant communities in the boreal mixedwood forest. *Forest Ecology and Management*. 258: 2619–2627.
- Elfving, B. & Jakobsson, R. 2006. Effects of retained trees on tree growth and field vegetation in *Pinus sylvestris* stands in Sweden. *Scandinavian Journal of Forest Research* 21 (Suppl. 7): 29–36.
- Esseen, P. A. 1994. Tree mortality patterns after experimental fragmentation of an old-growth conifer forest. *Biological Conservation* 68: 19–28.
- Fedorowicz, K., Koricheva, J., Baker, S.C., Lindenmayer, D.B., Palik, B., Rosenvald, R., Beese, W., Franklin, J.F., Kouki, J., Macdonald, E., Messier, C., Sverdrup-Thygeson, A. & Gustafsson, L. 2014. Can retention forestry help conserve biodiversity? A meta-analysis. *Journal of Applied Ecology*: 1669–1679.
- Franklin, J., Berg, D.R., Thornburgh, D.A. & Tappeiner, J.C. 1997. *Alternative Silvicultural Approaches to Timber Harvesting: Variable Retention Harvest Systems*. Teoksessa: Kohm, K. & Franklin, J.F. 1997. *Creating a Forestry for the 21st Century. The Science of Ecosystem Management*. Island Press. 111–139.
- Gustafsson, L., Baker, S.C., Bauhus, J., Beese, W.J., Brodie, a., Kouki, J., Lindenmeyer, D., Löhmus, A., Pastur, G.M., Messier, C., Neyland, M., Palik, B., Sverdrup-Thygeson, A., Volney, W.J.A., Wayne, A. & Franklin, J. 2012. Retention forestry to maintain multifunctional forests: a world perspective. *BioScience* 62: 633–645.
- Gustafsson, L., Kouki, J. & Sverdrup-Thygeson, A. 2010. Tree retention as a conservation measure in clear-cut forests of northern Europe: a review of ecological consequences. *Scandinavian Journal of Forest Research* 25: 295–308.
- Gustafsson, L., Weslien, J., Hannerz, M. & Aldentun, Y. 2016. *Naturhänsyn vid avverkning – en syntes av forskning från Norden och Baltikum. En rapport från forskningsprogrammet Smart Hänsyn 2016*.
- Syntes – hänsynsytor. [https://www.slu.se/globalassets/ew/org/inst/ekol/forskning/projekt/smarthansyn/hansynsytor\\_160112.pdf](https://www.slu.se/globalassets/ew/org/inst/ekol/forskning/projekt/smarthansyn/hansynsytor_160112.pdf)
- Hallinger, M., Johansson, V., Schmalholz, M., Sjöberg, S. & Ranius, T. 2016. Factors driving tree mortality in retained forest fragments. *Forest Ecology and Management* 368: 163–172.
- Halpern, C.B., Halaj, J., Evans, S.A. & Dovčiak, M. 2012. Level and pattern of overstory retention interact to shape long-term responses of understories to timber harvest. *Ecological Applications*. 22: 2049–2064.
- Hautala, H. & Vanha-Majamaa, I. 2006. Immediate tree uprooting after retention-felling in a coniferous boreal forest in Fennoscandia. *Canadian Journal of Forest Research* 36: 3167–3172.
- Heikkala, O. 2016. *Emulation of natural disturbances and the maintenance of biodiversity in managed boreal forests: the effects of prescribed fire and retention forestry on insect assemblages*. Academic dissertation. *Dissertationes forestales* 222. School of Forest Sciences. Faculty of Science and Forestry. University of Eastern Finland.
- Heikkala, O., Suominen, M., Junninen, K., Hämäläinen, A. & Kouki, J. 2014. Effects of retention level and fire on retention tree dynamics in boreal forests. *Forest Ecology and Management* 328: 193–201.
- Hyvärinen, E., Kouki, J. & Martikainen, P. 2006. Fire and green tree retention in conservation of red-listed and rare dead-wood-dependent beetles in Finnish boreal forests. *Conservation Biology* 20: 1711–1719.
- Hänninen, H. & Kurttila, M. 2007. *Metsäluonnon monimuotoisuusneuvonnan vaikuttavuus ja kehittämistarpeet*. *Metlan työraportteja* 57: 1–72.
- Jakobsson, R. & Elfving, R. 2004. Development of an 80-year-old mixed stand with retained *Pinus sylvestris* in northern Sweden. *Forest Ecology and Management* 194: 249–258.
- Jönsson, M. T., Fraver, S., Jonsson, B. G., Dynesius, M., Rydgard, M. & Esseen, P. A. 2007. Eighteen years of tree mortality and structural change in an experimentally fragmented Norway spruce forest. *Forest Ecology and Management* 242: 306–313.
- Korhonen, K.P., Auvinen, A.-P., Kuusela, S., Punttila, P., Salminen, O., Siitonen, J., Ahlroth, P., Jäppinen, J.-P. & Kolström, T. 2016. *Biotalouskenaarioiden mukaisten hakkuiden vaikutukset metsien monimuotoisuudelle tärkeisiin rakennepiirteisiin*. *Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus* 51/2016.
- Lindenmayer, D.B. & Luck, G. 2005. Synthesis: thresholds in conservation and management. *Biological Conservation*. 2005: 124:351–354.
- Linder, P. & Östlund, L. 1998. Structural changes in three mid-boreal Swedish landscapes, 1885–1996. *Biological Conservation* 85: 9–19.
- Lämäs, T., Sandström, E., Jonzén, J., Olsson, H. & Gustafsson, L. 2015. Tree retention practices in boreal forests: what kind of future landscapes are we creating? *Scandinavian Journal of Forest Research* 30: 526–537.
- Nilsson S.G., Niklasson M., Hedlin J., Aronsson G., Gutowski J.M., Linder P., Ljungberg H., Mikusiński G. & Ranius T. 2003. Erratum to "Densities of large living and dead trees in old-growth temperate and boreal forests". *Forest Ecology and Management* 178: 355–370.
- Peltola A. (toim.) 2014. *Metsätilastollinen vuosikirja 2014*. SVT Maa-, metsä- ja kalatalous 2014. Metsäntutkimuslaitos. 428 s.



- Punttila, P. 2005. Liite 3. Täydennyksiä metsäelinympäristöjä käsittelevään kappaleeseen 3.2. Julk.: Hildén, M., Auvinen, A.-P. & Primmer, E. (toim.), Suomen biodiversiteettiohjelman arviointi Suomen ympäristö 770. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. Ss. 222–227.
- Punttila, P., Virkkala, R., Auvinen, A.-P., Toivonen, H., Kaipainen, H., Söderman, G., Mannerkoski, I. 2005. Metsät. Julk.: Hildén M., Auvinen A.-P., Primmer E. (toim.), Suomen biodiversiteettiohjelman arviointi. Suomen ympäristö 770. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. Ss. 37–51.
- Ranius, T. & Kindvall, O. 2004. Modelling the amount of coarse woody debris produced by the new biodiversity-oriented silvicultural practices in Sweden. *Biological Conservation* 119: 51–59.
- Ranius, T., Kindvall, O., Kruys, N. & Jonsson, B.G. 2003. Modelling dead wood in Norway spruce stands subject to different management regimes. *Forest Ecology and Management* 182: 13–29.
- Ranius, T. & Fahrig, L. 2006. Targets for maintenance of dead wood for biodiversity conservation based on extinction thresholds. *Scandinavian Journal of Forest Research* 21: 201–208.
- Roberge, J.-M., Lämås, T., Lundmark, T., Ranius, T., Felton, A. & Nordin, A. 2015. Relative contributions of set-asides and tree retention to the long-term availability of key forest biodiversity structures at the landscape scale. *Journal of Environmental Management* 154: 284–292.
- Rosenvald, R. & Löhmus, A. 2008. For what, when, and where is green-tree retention better than clearcutting? A review of the biodiversity aspects. *Forest Ecology and Management* 255: 1–15
- Rosenvald, R., Löhmus, A. & Kiviste, A. 2008. Preadaptation and spatial effects on retention-tree survival in cut areas in Estonia. *Canadian Journal of Forest Research*, 38: 2616–2625
- Salomäki, M. 2005. Säätöpuut Isojoen sahan avohakkuualueilla 2000–2004. Joensuun yliopisto, Metsätieteellinen tiedekunta. Joensuun yliopisto. 47 s.
- Scott, R.E. & Mitchell, S.J. 2005. Empirical modelling of windthrow risk in partially harvested stands using tree, neighbourhood and stand attributes. *Forest Ecology and Management* 218: 193–209.
- Siitonen, J. 2001. Forest management, coarse woody debris and saproxylic organisms: Fennoscandian boreal forests as an example. *Ecological Bulletins* 49: 11–41.
- Siitonen, J., Hottola, J. & Lommi, S. 2006. Säätöpuuston merkitys vaateliaalle kääpä- ja epifyyttijäkälälajistolle. Julk.: Horne, P., Koskela, T., Kuusinen, M., Otsamo, A. & Syrjänen, K. (toim.). METSON jäljillä. Etelä-Suomen metsien monimuotoisuusohjelman tutkimusraportti. Maa- ja metsätalousministeriö, ympäristöministeriö, Metsäntutkimuslaitos & Suomen ympäristökeskus. Ss. 339–341.
- Valkonen, S., Miettinen, A. & Ruuska, J. 2003. Onko koivu- ja haapasäätöpuiden vaikutus männyn taimikon kehitykseen erilainen kuin mäntysäätöpuiden? *Metsätieteen aikakauskirja* 4/2003: 487–493.
- Valkonen, S., Ruuska, J. & Siipilehto, J. 2002. Effect of retained trees on the development of young Scots pine stands in Southern Finland. *Forest Ecology and Management* 166: 227–243
- Vanha-Majamaa I. & Jalonen J. 2001. Green Tree Retention in Fennoscandian Forestry. *Scandinavian Journal of Forest Research, Suppl.* 3: 79–90.

# LUONTOTYYPPIEN TURVAAMINEN

## TARKASTELUSSA:

- Mitkä ovat luonnon monimuotoisuuden tai uhanalaisten lajien kannalta erityisen arvokkaita vailla lain tai FSC-standardin suojaa olevia luontotyyppiejä?

Suojelutarpeessa olevat priorisoitavat luontotyypit on katettu pääpiirteissään hyvin Suomen FSC-standardin kriteerin 6.4 säästettävien suojelukohteiden listassa. Näiden luontotyyppien tarkemmat määritelmät kuvataan Suomen FSC-standardissa (Suomen FSC-yhdistys 2011).

- metsälain 10 §:n erityisen tärkeän elinympäristön kriteerit täyttävät kohteet niiden koosta ja alueellisesta yleisyydestä riippumatta
- erikseen määritellyt runsalahopuustoiset kangasmetsät ja turvekankaat
- vanha- ja lahopuustoiset metsäiset kalliot, jyrkänteet ja louhikot
- kuusivaltaiset varttuneet ja sitä vanhemmat tuoreet lehdot, joissa lahopuuta yli 15 m<sup>3</sup>/ha
- sekapuustoiset varttuneet ja sitä vanhemmat lehdot, joissa lahopuuta yli 10 m<sup>3</sup>/ha
- puustorakenteeltaan luonnontilaiset ja luonnontilaisen kaltaiset varttuneet tai sitä vanhemmat lehtipuustoiset (yli 50 %) lehdot, joissa on lehtilahopuuta yli 5 m<sup>3</sup>/ha
- vesitaloudeltaan luonnontilaiset ja luonnontilaisen kaltaiset kosteat lehdot sekä lehdot, joissa on vanhoja, kookkaita tai lahovikaisia jalopuita
- tulvametsät
- kuusivaltaiset supat
- uomiltaan luonnontilaiset tai luonnontilaisen kaltaiset joet ja purot ranta-alueineen (vähintään 20 m puustoinen rantavyöhyke) sekä lähteet vastaavalla vyöhykkeellä
- eri-ikäisrakenteiset tai näkyvästi lahopuustoa sisältävät vesistöjen ja pienvesien reuna-metsät (vähintään 30 m puustoinen rantavyöhyke)
- luonnontilaiset ja luonnontilaisen kaltaiset fladat ja kluuvijärvet ranta-alueineen (vähintään 30 m vyöhykkeellä)
- maankohoamisrannikon metsien luonnontilaiset tai luonnontilaisen kaltaiset kehitys-sarjat tai yksittäiset edustavat kehityssarjan osat
- vesitaloudeltaan luonnontilaiset ja luonnontilaisen kaltaiset korvet, rämeet, nevat, letot ja metsäluhdat
- luonnontilaiset ja luonnontilaisen kaltaiset kitu- ja joutomaat.

Tähän listaan sopisi lisättäväksi seuraavat Suomen ympäristökeskuksen raportissa ”Luontotyyppisuojelelun nykytilanne ja kehittämistarpeet – Lakisäätteiset turvaamiskeinot” esiin nostetut metsäiset luontotyypit (Raunio ym. 2013):

- dyynimetsät
- karukkokankaat
- ultraemäksisen maapohjan metsät
- kalkkikalliot
- serpentiinikalliot.



© PANU KUNTTU

**Kuva 20.** Kaikki karukkokangastyypit ovat uhanalaisia. Kuva Utajärveltä.



© PANU KUNTTU

**Kuva 21.** Dyynimetsät ja metsäiset dyynit ovat uhanalaisia luontotyyppiä. Kuva Hangosta.

Kaksi viimeistä luontotyyppiä kuuluvat kallioluontotyyppien pääryhmään, mutta niihin voi sisältyä myös puustoisia luontokohteita. ”Luontotyyppisuojelelun nykytilanne ja kehittämistarpeet – Lakisääteiset turvaamiskeinot” -julkaisun (Raunio ym. 2013) liiteistä löytyy edellä mainituista luontotyypeistä tarkemmat kuvaukset sekä arviot pinta-aloista ja uhkatekijöistä.

Seuraavassa esittelen muutamia muita luontotyyppiä, jotka on syytä turvata metsien käsittelyssä.

## Kalkkipitoisten maapohjien metsät

Kalkkikallioiden lisäksi kalkkipitoisen maapohjan metsät on tärkeä luontotyyppi, joka vastaa Ruotsin luonnonsuojelulain biotooppiiryhmää *kalkmarkskogar*. Nämä luontokohteet ovat Suomessa jääneet vähälle huomiolle, mutta Ruotsissa näitä *kalkgransogar*- ja *kalktallskogar*-luontotyyppiä pidetään arvokkaina ja lajirikkaina kohteina. Ne eivät usein ole lehtoja vaan maaperältään poikkeavia kangasmetsiä.

Kalkkipitoisten maapohjien metsät ovat arvokkaita elinympäristöjä uhanalaisille sienilajeille. ”Tattien ja helttasienten uhanalaisuus” -julkaisussa on todettu, että kalkki- maapohjalla kasvavat metsät ovat erittäin arvokkaita uhanalaisten mykorritsasienten elinympäristöinä. Kalkinvaatija- ja kalkinsuosijalajeja sekä vain kalkkialueilta tavattuja lajeja on helttasienten ja tattien kokonaislajimäärästä yhteensä 16 %, mutta niiden osuus uhanalaisista ja silmälläpidettävistä lajeista on peräti 36 %. (Salo ym. 2005)

Teoksessa ”Sienet ja metsien luontoarvot” on kuvaukset kalkkipohjaisten kuusivaltaisten metsien ja kalkkipohjaisten mäntyvaltaisten metsien luontotyypeille sekä niiden keskeisille tuntomerkeille ja ekologisille ominaispiirteille (von Bonsdorff ym. 2014).

Tämä ”unohdettu” luontotyyppi ansaitsisi huomiota, vaikka sitä ei ole kuvattu, eikä luokiteltu edes luontotyyppien uhanalaisuuden arvioinnissa. Kalkkipitoisten maapohjien metsien tunnistaminen, kohteiden kartoittaminen ja hoitotarpeiden määrittäminen olisi hyvä aihe myös luonnonhoidon kehittämishankkeelle. Näitä kohteita on todennäköisesti vähän, ja ne lienevät kallioperän perusteella tunnistettavissa ja melko suppeilla alueilla esiintyviä.

Kalkkipitoisten maapohjien metsät ovat tärkeä rajapintaluontotyyppi, kun suunnitellaan lehtojen ja kalkkikallioiden hoitoa. On syytä kiinnittää erityistä huomiota siihen, ettei joitakin muita lajiryhmiä, kuten putkilokasveja, yksipuolisesti suosittaessa vaurioideta arvokkaita sienibiotooppeja tiedon puutteen vuoksi.

## Pähkinäpensaikat

Raunio ym. (2013) kiinnittävät huomiota siihen, että luonnonsuojelun kannalta arvokkaita pähkinäpensasesiintymiä on myös muilla kasvupaikkatyypeillä kuin lehdoissa, etenkin lehtomaisilla kankailla. Näitä kohteita luonnonsuojelulain luontotyyppisuojele ei turvaa, ei myöskään metsälaki. Raunio ym. (2013) esittävät, että luontotyyppin nimi pitäisi muuttaa esimerkiksi muotoon ”pähkinäpensaikat”.

## Tihkupinnat

Tihkupinnoilla (hetteikkölähteillä) pohjavesi purkautuu maan pinnalle muodostamatta avolähdettä. Niillä esiintyy arvokasta ja uhanalaista lähteikkölajistoa, joka on riippuvainen maan pinnalle purkautuvien pohjavesien määrästä ja laadusta. On epäselvää, tulkitaanko tihkupintoja metsälain 10 §:n mukaisiksi lähteiden pienvesiksi. Erityisesti tihkupintoja, joilla ei ole avovesipintaa, voi olla vaikea erottaa maastossa.

Juutinen ja Kotiaho (2009) kiinnittävät huomiota siihen, että tihkupintojen osuus metsälain erityisen tärkeissä elinympäristöissä (METE) on huomattavan pieni. Tutkijoiden arvion mukaan METE-kohteiksi määritetään tulosten valossa kenties helpommin viileävetisiä allikkolähteitä kuin hankalammin tunnistettavia tihkupintoja. Kuitenkin uhanalaisten lähteikkölajien ja lajiston monimuotoisuuden kannalta ne ovat merkittäviä.

## Metsäpaloalueet ja muut runsaslahopuustoiset häiriömetsät

Metsäpaloalueet ja muut runsaslahopuustoiset nuoret häiriömetsät ovat tunnetusti merkittäviä elinympäristöjä suurelle joukolle uhanalaisia eliölajeja (esim. Kouki 2013). Esimerkiksi FSC-standardissa näitä ei ole nyt huomioitu ja runsaslahopuustoisten metsien määrittelyt koskevat vain varttuneita ja vanhoja runsaslahopuustoisia metsiä. Tämä on selvä ja merkittävä puute.

Metsäpaloalueet ovat tärkeitä turvattavia luontotyyppiä. Metsäpaloalueilla esiintyy palaneesta maaperästä, tulen vaurioittamasta puustosta ja paahteisesta pienilmastosta riippuvaisia uhanalaisia ja harvinaisia hyönteis- ja sienilajeja. Suojeltuina kohteina niistä kehitty nuoria runsaslahopuustoisia metsiä, jotka ovat harvinaisia myös luonnonsuojelualueilla. Viljavilla mailla voimakkaasti palaneille kohteille uudistuu usein koivu- tai haapavaltaisia metsiä, jotka ovat luonnontilaisina kehittyvinä harvinaisia ja arvokkaita luontotyyppiä.

Metsäpaloalueet on kuvattu luontotyyppinä teoksessa ”Sienet ja metsien luontoarvot”. Samassa teoksessa on kuvattu myös metsäpaloalueiden ekologisia ominaispiirteitä ja sienilajistoa. (von Bonsdorff ym. 2014). Palaneesta maasta riippuvaista sienilajistoa on kuvattu myös ”Tattien ja helttasienten uhanalaisuus” -julkaisussa (Rahko 2005).

On paradoksaalista, että toisaalla korjataan pois luonnon ilmaiseksi tuottamaa tulen vaurioittamaa ja taloudellisen arvonsa paljolti menettänyttä puustoa ja toisaalla sitä luodaan kulottamalla hakkuualoja ja säästöpuuryhmiä hyvin kalliilla kustannuksilla. Lisäksi kulotettaville avohakkuualoille jätetään paljon vähemmän tulen vaurioittamaa puustoa kuin luontaisilla paloaloilla yleensä on.

Myös muun tyyppisten nuorten runsaslahopuustoisten metsäluontotyyppien, kuten hyönteis-, myrsky- ja tulvatuhometsien lisääminen suojeltavien luontotyyppien listaan on ekologisesti hyvin perusteltua. Niissä on todettu esiintyvän paljon kuolevien ja kuolleiden puiden ja paisteisen pienilmaston yhdistelmästä riippuvaista uhanalaista lajistoa. Nuorten runsaslahopuustoisten häiriömetsien suojeleminen talousmetsien luontokohteina on kuitenkin ongelmallista, sillä se on yleensä ristiriidassa metsätuhojen torjunnasta säättävän lain kanssa.

Laki metsätuhojen torjunnasta edellyttää vaurioituneiden havupuiden poistamista, silloin kuin niiden määrä ylittää laissa määritellyt raja-arvot, 10 m<sup>3</sup>/ha kuusipuilla ja 20 m<sup>3</sup>/ha kaarnoittuneilla mäntypuilla. Poikkeuksia näistä rajoista sallitaan talousmetsissä vain metsälain 10 §:ssä tarkoitetulla erityisen tärkeällä elinympäristöllä ja metsälain soveltamisalaan kuuluvalla Natura 2000 -verkostoon kuuluvalla alueella, jolla lahopuun lisääminen voi olla tarkoituksenmukaista. (Finlex 2017)

Metsätuhojen torjunnasta säättävän lain vaatimukset voi välttää perustamalla nuorten runsaslahopuustoisten häiriömetsien kohteista yksityisiä luonnonsuojelualueita. Niillä laki metsätuhojen torjunnasta ei ole voimassa.

## Aktiivisista hoitotoimista hyötyvät luontotyypit

Muutamit luontotyypit hyötyvät aktiivisista hoitotoimista. Näitä ovat erityisesti harjujen valorinteet ja perinneympäristöt sekä metsien ja peltojen vaihettumisvyöhykkeet. Harjujen valorinteita, joilla esiintyy erikoistunutta harjukasvilajistoa, on syytä hoitaa niiden lajistoa turvaavalla tavalla. Tästä on hyvät ohjeet Metsähallituksen julkaisussa ”Metsien ennallistamisen ja luonnonhoidon opas” (Similä & Junninen 2011).



© PANU KUNTTU

**Kuva 22.** Harjumetsien valorinteitä tulee käsitellä paahderinteiden lajisto huomioiden. Kuva Utajärveltä.

Perinneympäristöt ja peltojen ja metsien vaihtumisvyöhykkeet ovat luontoarvoiltaan hyvin vaihtelevia ja monenlaisia ja niillä on usein syytä tehdä luontoarvoja turvaavia ja vahvistavia hoitotoimenpiteitä. Suomen riistakeskus ja WWF ovat viime vuosina julkaisseet peltojen ja metsien vaihtumisvyöhykkeiden hoitosuosituksia (Svensberg 2013, Keto-Tokoi ym. 2016). Ne on usein kuitenkin sivuutettu metsänhoitotomien suunnittelussa. Korkeiden monimuotoisuusarvojensa vuoksi kulttuuriympäristöjen monimuotoisuuden turvaamisen ja hoidon tarpeet on perusteltua huomioida nykyistä paremmin metsänhoidon kehittämisessä.

### Arvokkaiden luontotyyppien ennallistaminen

Sinänsä uhanalaisten lajien ja luontotyyppien säilymisen kannalta ei ole riittävä tavoite, että nykytilassaan hyvälaatuiset luonnontilaisen kaltaiset kohteet säästetään, sillä niitä on etenkin Etelä- ja Keski-Suomessa liian vähän. Tavoitteen tuleekin olla näiden kohteiden määrän lisääminen ennallistavilla toimenpiteillä. Tämä tarve koskee laajaa soiden, metsien ja pienvesien luontotyyppien joukkoa.

Ennallistaminen on merkittävä keino lisätä luontoarvoja sinne missä niitä ei vielä ole. Esimerkiksi ennallistamispolton jälkeen luonnontilaisena kehittymään jätettävät kangasmetsäkohteet ovat arvokkaita monimuotoisuuden turvaamisen kannalta.

Lisäksi monien luontotyyppien, kuten esimerkiksi monien lehtojen, perinneympäristöjen ja harjujen paahderinteiden, laatua ja merkitystä uhanalaisille ja silmälläpidettäville lajeille voidaan merkittävästi parantaa aktiivisilla hoitotoimenpiteillä.

Myös edellä mainituista luontotyypeistä kalkkikalliot, karukkokankaat ja pähkinäpensaitot vaativat usein aktiivista hoitoa. Suojelualueiden kangasmaiden männiköiden

rakenne on voimakkaasti muuttunut metsäpalojen pitkäkestoisen puuttumisen vuoksi niiden monimuotoisuuden turvaamisen kannalta kielteiseen suuntaan. Tätä kehityssuuntaa voidaan muuttaa vain toistuvien polttojen avulla.

Suomi on sitoutunut YK:n biodiversitettisopimukseen, jonka yksi Nagoyassa määritelty tavoite on ennallistaa 15 % heikentyneiden luontotyyppien pinta-alasta. Tämän tavoitteen saavuttamista tulisi edistää kannustamalla metsänomistajia ennallistamiseen ja aktiiviseen luonnonhoitoon.

## LÄHTEET

---

Bonsdorff von, T., Kytövuori, I., Vauras, J., Huhtinen, S., Halme, P., Rämä, T., Kosonen, L. & Jakobsson, S. 2014. Sienet ja metsien luontoarvot. *Norrinia* 27: 1–272.

Finlex 2017. Laki metsätuhojen torjunnasta. <http://www.finlex.fi/fi/laki/alkup/2013/20131087>  
Juutinen, R. & Kotiaho, J.S. 2009. Lähteikköjen luonnontilan ja sammallajiston pitkäaikaisuutokset. *Suomen ympäristö* 19/2009. 118 s.

Keto-Tokoi, P., Saaristo, L. & Valkeapää, A. 2016. WWF:n metsänhoito-opas – metsänhoitoa sinun ja luonnon ehdoilla. WWF Suomi. 20 s. <https://wwf.fi/mediabank/8468.pdf>

Kouki, J. 2013. Nuoret luonnonmetsät metsien hoidon ja suojelun mallina: uusia mahdollisuuksia metsäluonnon suojeluun talousmetsissä. *Luonnon Tutkija* 117 (1–2): 4–19.

Raunio, A., Anttila, S., Kokko, A. & Mäkelä, K. 2013. Luontotyyppisuojelelun nykytilanne ja kehittämistarpeet – lakisäätöiset turvaamiskeinot. *Suomen ympäristö* 5/2013.

Rahko, T. 2005. Luku 7.5 Palaneen maan sienet. Julk.: Salo, P., Niemelä, T., Nummela-Salo, U. & Ohenoja, E. (toim.) 2005. Suomen helttasienten ja tattien ekologia, levinneisyys ja uhanalaisuus. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. Suomen ympäristö 769. Ss. 50–54.

Salo, P., Niemelä, T., Nummela-Salo, U., Ohenoja, E. & Kaipiainen, H. 2005. Luku 3.6. Kalkinvaatija- ja kalkinsuosijalajeja. Julk.: Salo, P., Niemelä, T., Nummela-Salo, U. & Ohenoja, E. (toim.) 2005. Suomen helttasienten ja tattien ekologia, levinneisyys ja uhanalaisuus. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. Suomen ympäristö 769. Ss. 101–104.

Similä, M. & Junninen, K. (toim.) 2011. Metsien ennallistamisen ja luonnonhoidon opas. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja B 157: 1–191.

Suomen FSC-yhdistys 2011. Suomen FSC-standardi. 67 s. <https://fi.fsc.org/download.suomen-fsc-standardi.6.pdf>

Svensberg, M. 2013. Kohti riistarikkaita reunoja. Vaihtumisvyöhykkeiden hoito. Suomen riistakeskus. 8 s. [https://riista.fi/wp-content/uploads/2013/03/vaihtumisvyohykeiden\\_hoito\\_maastul.pdf](https://riista.fi/wp-content/uploads/2013/03/vaihtumisvyohykeiden_hoito_maastul.pdf)

# ENERGIAPUUN KORJUU

## TARKASTELUSSA:

- Mikä olisi ekologisesti kestävä energiapuun korjuun taso metsä-ekosysteemin kannalta tarkasteltuna? Miten paljon käsittelyalalle tulisi jättää hakkuutähteitä ja sahakantoja?

Tämä tarkastelu keskittyy energiapuun korjuun vaikutuksiin luonnon monimuotoisuuteen, maaperään ja vesistöihin, eikä tässä ole tarkasteltu energiapuun korjuun ja käytön ilmastovaikutuksia.

### Pieniläpimittaisen havulahopuun määrä metsissä on lisääntynyt

Havupuiden latvumassan korjuuta ei pidetä merkittävänä monimuotoisuusongelmana, koska pieniläpimittaista kuusen ja männyn oksakariketta syntyy oksien luontaisen kuolemisen ja karsiutumisen vuoksi metsissä vuosittain suuria määriä. Myös metsätalous tuottaa sitä hakkuutähteinä vuosittain hyvin suuria määriä. Pieniläpimittaisen kuolleen puun vuosittain syntyvä määrä on todennäköisesti huomattavasti lisääntynyt Suomessa viimeisten 50 vuoden aikana puuston tilavuuden kasvun ja hakkuiden vuoksi.

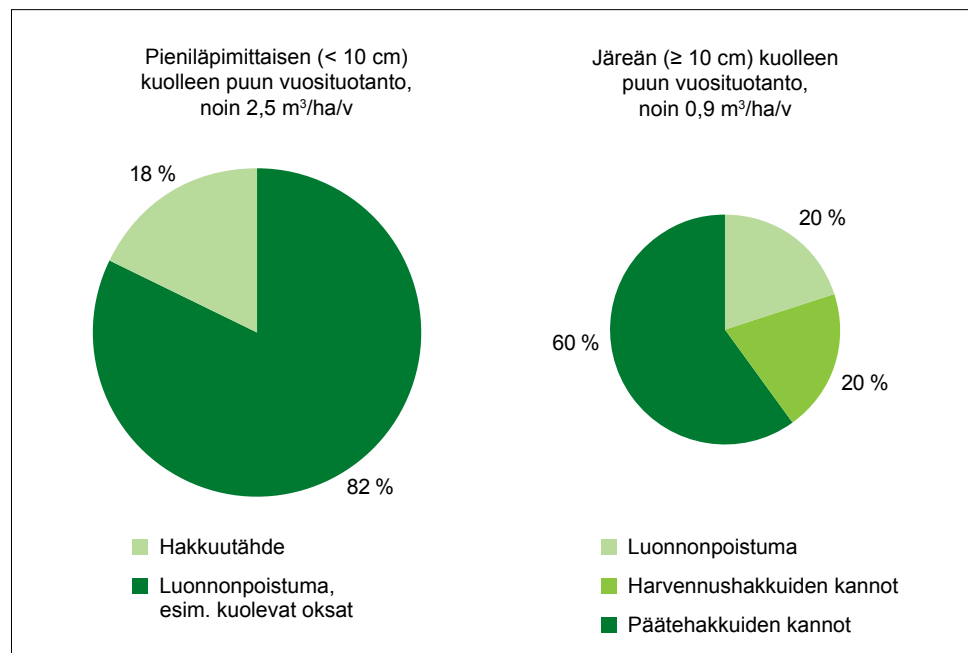
Ruotsissa on arvioitu, että karikkeen ja pieniläpimittaisen lahopuun vuotuinen tuotanto on todennäköisesti lisääntynyt lähes 80 % 1920-luvulta lähtien sen seurauksena, että puuston tilavuus on kasvanut yli 60 %. Hakkuiden tuottaman hakkuutähteen osuus on noin 20 % pieniläpimittaisen (< 10 cm) kuolleen puuaineksen ja karikkeen vuotuisesta kokonaistuotannosta (kuva 23). (Egnell ym. 2006, Berglund 2012)

Ruotsissa hakatun ainespuun määrä ja siitä syntyvän hakkuutähdepuun määrä on lähes kaksinkertaistunut vuoden 1955 tilanteesta. Suomessa tilanne on hyvin samantapainen, sillä myös Suomen metsien puuston tilavuus on kasvanut voimakkaasti, erityisesti 1970-luvulta lähtien. Oksakarikkeen ja hakkuutähteen kokonaismäärästä korjataan ainakin toistaiseksi vielä melko pieni osa, joten ei ole syytä olettaa, että pieniläpimittaisesta kuusen ja männyn lahopuusta riippuvaiset lajit olisivat uhanalaistumassa. Tätä asetelmaa havainnollistavat alla olevat analyysitulokset Ruotsin tilanteesta (kuva 23). Suomen tilanne on hyvin samanlainen, joten johtopäätökset pätevät todennäköisesti myös Suomen oloissa.

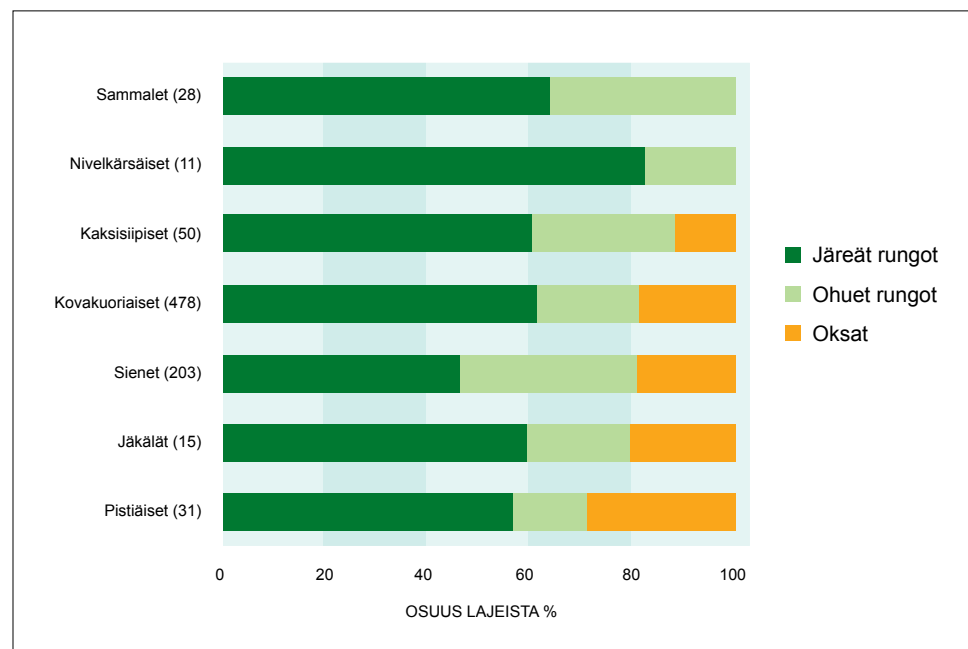
### Kuusen latvumassan korjuu ei aiheuta merkittävää lajien häviämisen riskiä

Dahlberg ja Stokland (2004) selvittivät 3 600 puulla elävän Ruotsissa uhanalaiseksi tai silmälläpidettäväksi luokitellun lajin elinympäristövaatimukset. Tutkijat luokittelivat lajit sen mukaan esiintyvätkö lajit järeällä runkopuulla, pieniläpimittaisella runkopuulla vai oksilla. Enemmistö uhanalaisista ja silmälläpidettävistä lajeista esiintyy järeällä runkopuulla, mutta elinympäristövaatimusten osuudet vaihtelevat lajiryhmittäin (kuva 24).

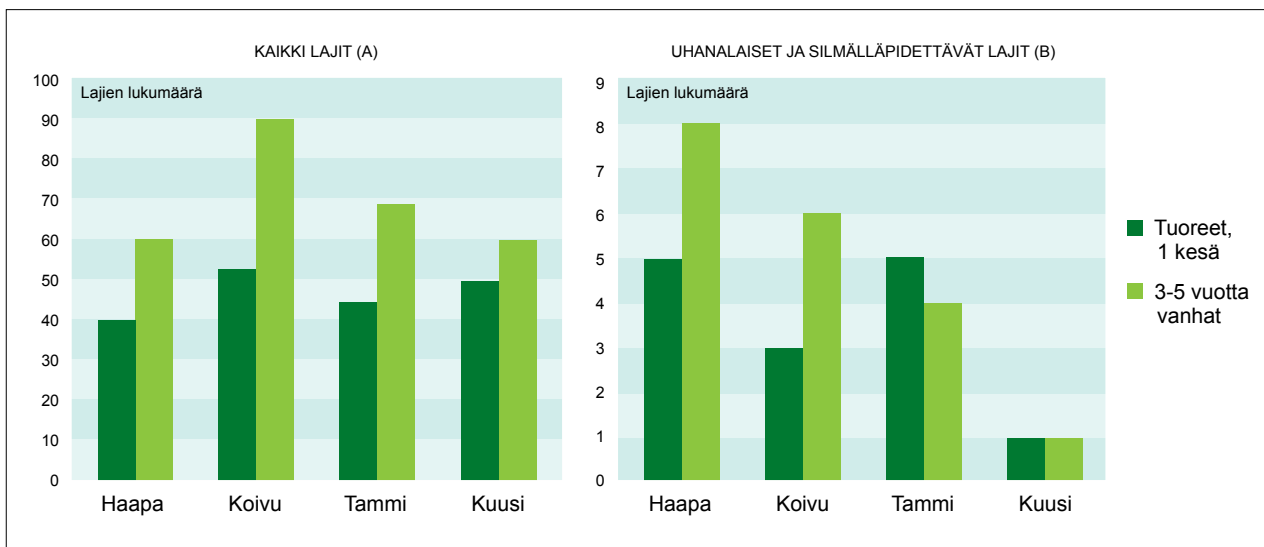




**Kuva 23.** Pieniläpimittaisen ja järeän kuolleen puun keskimääräinen vuosituotanto hehtaaria kohden Ruotsin talousmetsissä ja niiden erilaiset ositteet. Pieniläpimittaisen ja järeän puun vuosituotannon eroa kuvaa diagrammien kokoero. Laskelmissa kantojen tilavuudesta on otettu huomioon vain niiden maanpäällinen osa, noin 60 % kantojen kokonaistilavuudesta (Berglund 2012).



**Kuva 24.** Järeää runkopuuta, pieniläpimittaista runkopuuta ja oksia elinympäristöinä käyttävien kuolleella puulla elävien uhanalaisten ja silmälläpidettävien lajien osuudet Ruotsissa lajiryhmittäin esitettynä. Kunkin lajiryhmän uhanalaisten ja silmälläpidettävien lajien lukumäärä suluissa. (Dahlberg & Stokland 2004).



**Kuva 25.** Kovakuoriaislajien (A) ja uhanalaisten ja silmälläpidettävien kovakuoriaislajien (B) lajimäärä haavan, koivun, tammen ja kuusen tuoreilla sekä 3–5 vuotta vanhoilla hakkuutähteillä. Näytteet kerättiin 60 hakkuualalta Etelä-Ruotsista. (Jonsell ym. 2008)

Jonsell ym. (2008) tutkivat kovakuoriaislajien esiintymistä kuusen, koivun, haavan ja tammen hakkuutähteissä ensimmäisenä kesänä sekä 3–5 vuotta hakkuun jälkeen (kuva 25). Hakkuutähtenäytteitä kerättiin 60 päätehakkuualalta Etelä-Ruotsista. Eniten uhanalaisia ja silmälläpidettäviä kovakuoriaislajeja esiintyi haavan hakkuutähteillä. Myös koivun ja tammen hakkuutähteillä esiintyi useita uhanalaisia ja silmälläpidettäviä lajeja. Kuusen hakkuutähteillä niitä esiintyi selvästi vähiten.

Hakkuualoilta korjattu latvusmassa on pääasiassa kuusen hakkuutähdettä. Ruotsalaisten tutkimusten mukaan pieniläpimittaisella kuusen hakkuutähteellä elää harvoin uhanalaista ja silmälläpidettävää metsälajistoa. Nämä lajit elävät järeämmällä lahoppuulla tai harvinaisemmilla puulajeilla, kuten haavalla ja jalopuilla. (de Jong ym. 2012) Pieniläpimittaisella kuusilahoppuulla elävillä lajeilla on usein laajat elinympäristövaatimukset, ja ne voivat elää eri kokoisella lahoppuulla ja useilla eri puulajeilla. Tämä ilmiö on havaittu kuolleiden puiden sienilajeilla ja jossain määrin myös kuusen lahoppukovakuoriaisilla. Sammalissa ja jäkälissä on hyvin harvoin pieniläpimittaisella kuolleella kuusipuulla tai kuusen hakkuutähteillä eläviä lajeja. (de Jong ym. 2012)

Dahlbergin ym. (2011) suorittaman mallinnustutkimuksen mukaan kuusen latvusmassan korjuu voi aiheuttaa 35–45 % suuruisen pieniläpimittaisen lahoppuun (FWD) määrän vähenemisen ja yli 20 % suuruisen elinympäristöjen määrän vähenemisen noin 50 %:lle kuusen pieniläpimittaisella lahoppuulla eläville lajeille. Tämä elinympäristöjen väheneminen vaikuttaa kantasieniin ja kovakuoriaisiin enemmän kuin jäkäliin. (Dahlberg ym. 2011)

Metsätalous on kuitenkin lisännyt pieniläpimittaisen kuusilahoppuun määrää Ruotsissa tasaisesti viimeisen sadan vuoden ajan, eikä yksikään uhanalainen metsälaji Ruotsissa ole ensisijaisesti sidoksissa kuusen hakkuutähteisiin. Siksi tutkijat päättävät, että nykyinen tilanne Ruotsissa, jossa korjataan 70 % kuusen pieniläpimittaisesta lahoppuusta 50 %:lta avohakkuualoista, lisää hyvin vähän metsälajien häviämisen riskiä. (Dahlberg ym. 2011)

Juutilainen ym. (2014) vertasivat 8 luonnontilaisen ja 8 hakkuun käsitellyn kuusi- ja mäntymetsän eri läpimittaisen lahoppukappaleiden sienilajistoa tosiinsa, mukaanlukien kaikkein ohuimmatkin kuolleet oksat. Tutkijat havaitsivat, että myös pieniläpi-

mittaisen lahoppuun sieniyhteisöt ovat erilaisia luonnontilaisissa ja hoidetuissa metsissä, etenkin kuusivaltaisissa metsissä. Niissä myös pieniläpimittaisella lahoppuulla esiintyi enemmän lajeja kuin hakkuin käsitellyissä metsissä.

Hakkuiden vaikutus oli kuitenkin selvästi voimakkaampi järeällä lahoppuulla elävälle lajistoille ja erityisesti kuusivaltaisissa metsissä. Tutkijoiden johtopäätös on, että päähuomio suojele- ja ennallistamistoimenpiteissä tulee edelleen kohdistaa järeän lahoppuun määrän lisäämiseen talousmetsissä. Samanaikaisesti pitää kuitenkin kiinnittää huomiota riittävän pieniläpimittaisen (FWD) lahoppuuston säästämiseen, jotta sitä hyödyntävien lajien kantoja ei häviä. (Juutilainen ym. 2014)

### **Lehtipuiden latvusmassan korjuu voi köyhdyttää lahoppuulajistoa**

Lehtipuiden ja erityisesti vähälukuisten lehtipuiden kuten haavan, raidan ja jalopuiden, pieniläpimittaisella lahoppuulla on selvästi suurempi merkitys uhanalaisille ja silmälläpidettäville metsälajeille kuin pieniläpimittaisella havulahoppuilla. Siksi lehtipuulajien ja erityisesti vähälukuisten lehtipuulajien latvusmassan korjaamista tulisi välttää.

Pieniläpimittaisella lehtilahoppuulla elää laaja kirjo sienilajeja, myös useita harvinaisia tai ainakin harvoin havaittuja lajeja (Nordén ym. 2004, Juutilainen ym. 2011, Juutilainen ym. 2014, Juutilainen 2016)

Pieniläpimittainen lahoppu on tärkeä elinympäristö erityisesti kotelosienille, mutta myös monille kantasienilajeille. Lahoppuun tilavuusyksikköä kohden mitattuna sekä kotelo- että kantasienilajien lajimäärä oli suurempi pieniläpimittaisella lahoppuulla (Nordén 2004).

Lehtipuiden pieniläpimittaiselta lahoppuulta on löydetty useita specialistilajeja ja myös uhanalaisia lajeja (Nordén ym. 2004, de Jong & Dahlberg 2017) Kuusen hakkuutähteiltä on kuitenkin harvoin tavattu uhanalaisia sienilajeja (Dahlberg ym. 2011).

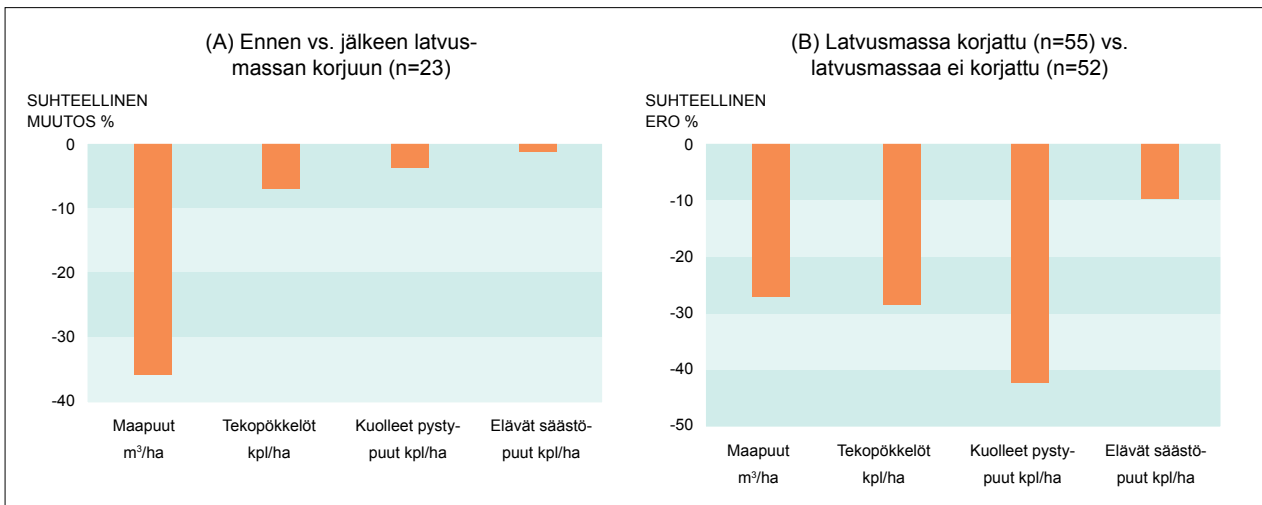
Energiapuukat voivat houkuttaa myös uhanalaisia ja silmälläpidettäviä hyönteisiä munimaan hakkuutähdekasojen lahoppuihin. Niiden munat ja toukat tuhoutuvat haketuksessa ja poltossa, mikäli ne eivät ole ehtineet kuoriutua ennen hakkuutähdekasojen haketusta tai poiskuljetusta.

Tämä pyydysvaikutus heikentää lehtipuilla elävien hyönteislajien kantoja lisäämällä kuolleisuutta ja heikentämällä syntyvyyttä. Pyydysvaikutus on havaittu merkitykselliseksi erityisesti jalopuiden hakkuutähteiden korjuussa Ruotsissa. Siksi on tärkeää, ettei lehtipuiden, etenkin vähälukuisten lehtipuulajien, hakkuutähteitä korjata hakkuualoilta.

### **Latvusmassan korjuun yhteydessä korjataan myös järeitä kuolleita puita**

Latvusmassan korjuuseen liittyvä merkittävä ongelma monimuotoisuuden kannalta on se, että latvusmassan korjuun yhteydessä korjataan myös järeitä kuolleita runkopuita, jotka ovat tärkeitä elinympäristöjä uhanalaisille ja silmälläpidettäville lahoppuulajeille. Tämä bycatch-ongelmana tunnettu ilmiö on tunnistettu sekä Suomessa että Ruotsissa.

Rudolphi ja Gustafsson (2005) havaitsivat 23 avohakkuualan energiapuunkorjuuta koskevassa tutkimuksessaan että 36 % yli 10 cm:n paksuista maapuista, jotka oli jätetty hakkuutähdekasojen ulkopuolelle, korjattiin latvusmassan korjuun yhteydessä (kuva 26). Korjatuista maapuista lähes 70 % oli melko ohuita, 10–15 cm paksuja ja 20 % oli yli



**Kuva 26.** Latvusmassan korjuun aiheuttama kuolleiden puiden ja säästöpuiden määrän väheneminen kahden ruotsalaisen tutkimuksen mukaan. Pylväsdiagrammissa A kuvataan tilavuuden tai lukumäärän suhteellinen muutos latvusmassan korjuun jälkeen 23 avohakkualalla verrattuna tilanteeseen ennen korjuuta (Rudolphi & Gustafsson 2005). Pylväsdiagrammissa B kuvataan suhteellinen ero 55 latvusmassan korjuukohteen ja 52 pelkän ainespuun korjuukohteen välillä (Gustafsson 2004).

20 cm paksuja. Useimmat maapuista olivat hakkuun yhteydessä syntyneitä. Avohakkuualoilla oli keskimäärin vain 6 sellaista yli 15 cm:n paksua maapuuta hehtaarilla, jotka olivat olemassa jo ennen hakkuuta. Niistä energiapuun korjuussa korjattiin pois keskimäärin yksi hehtaaria kohden. (Rudolphi ja Gustafsson 2005)

Toiset tutkimukset ovat osoittaneet, että järeän maapuun määrä on 24–27 % alhaisempi niillä avohakkuualoilla, joilta latvusmassaa on kerätty energiapuuksi (kuva 26) (Gustafsson 2004, Andersson 2005).

Toinen energiapuun korjuuseen liittyvä ongelma on lisääntynyt ajokertojen määrä. Latvusmassan korjuu lisää yhden ajokerran metsätraktorilla, mikä voi lisätä lahoppuun murskaantumisesta ja hautautumisesta aiheutuvaa lahoppuun hävikkiä.

### **Kuolleita puita voi säästää siirtämällä niitä korjuussa**

De Jong ym. (2015) tutkivat mahdollisuutta siirtää lahoppuita energiapuun korjuun yhteydessä, ennen maanmuokkausta, turvallisempiin paikkoihin, joissa ne säilyisivät paremmin. Tällaisia paikkoja ovat esimerkiksi säästöpuuryhmät, tekopökkelöryhmät, luontokohteet ja louhikot.

Tutkimuksessa todettiin, että koneenkuljettajien ei ole aina helppo päätellä, mitkä rungot tulisi korjata ja mitkä tulisi jättää luonnonhoitosyistä. Korjuuketjuissa on useita eri urakoitsijoita, eikä tieto suunnitelluista luonnonhoitotoimenpiteistä välity aina riittävässä määrin korjuuketjun eri vaiheiden toteuttajille. Koneenkuljettajien osaamisella ja kiinnostuksella on suuri merkitys hakkuualalle luonnonhoidollisista syistä jätettyjen lahoppuiden säilymisen kannalta.

Kokeilun lopputuloksena todettiin, että tutkijoiden osoittamien maapuiden siirtely sopiviin paikkoihin oli kuljettajista melko helppoa. Kun puita piti siirrellä aurinkoisiin ja kuiviin paikkoihin, oli aina sopivia paikkoja tarjolla. Joskus säästettävät puut tai maapuiden suuri koko olivat esteenä siirtelylle. (de Jong ym. 2015)

Lahopuiden sijoittelu kosteisiin paikkoihin tulee tehdä varovasti, koska se voi johtaa urapainumiin. Koska puomin pituus on kahdeksan metriä, sekin on kuitenkin joskus mahdollista. Joissakin tapauksissa ehdotettiin koko hakkuutähdekanan säästämistä, jos se sisälsi järeitä männyn latvakappaleita ja paljon lehtipuiden hakkuutähdettä. (de Jong ym. 2015)

Tutkitut avohakkuut olivat 3–10 ha:n kokoisia, ja lahopuiden siirtelyyn ehdotusten mukaisesti kului 30–60 minuuttia enemmän aikaa energiapuun korjuussa. Tämä tarkoitti noin 3 %:n lisäystä korjuuseen käytettyyn aikaan. Toisaalta lahopuiden siirtely nopeuttaa ja helpottaa maanmuokkausta, kun maapuita ei tarvitse kiertää ja viljeltävä pinta-ala kasvaa hieman. (de Jong ym. 2015)

Koneenkuljettajien mielestä kyseiset toimenpiteet ovat täysin mahdollisia suorittaa ilman ennakkoinventointia. Toimintaa voi tehostaa paremmalla yhteistyöllä korjuuketjun aiempien vaiheiden toteuttajien kanssa. (de Jong ym. 2015) Vastaavaa lahopuiden siirtelyä turvaan maanmuokkaukselta olisi epäilemättä mahdollista suorittaa myös ainespuun korjuussa metsäajon yhteydessä.

### **Ravinteiden ja orgaanisen aineen hävikki on latvusmassan korjuun merkittävin ongelma**

Latvusmassan korjuuta tulee tarkastella ennen kaikkea ravinnetalouden, kasvupaikan viljavuuden säilymisen ja metsämaan happamoitumisen näkökulmasta. Laajassa ruotsalaisessa asiantuntija-arviossa (de Jong ym. 2017) latvusmassan korjuun haitallisimpana ympäristövaikutuksena pidettiin metsämaan happamoitumista.

Hakkuutähteiden mukana metsästä poistuu typpeä 200–400 kg/ha. Tämä poistuva määrä vastaa noin kahden typpilannoituskerran typpimäärää, 150 kg/ha/kerta.

Pitkäaikaiset kokeet Ruotsissa, Suomessa ja Norjassa ovat osoittaneet, että kokopuukorjuu (maanpäälliset osat) lisää ravinteiden hävikkiä kaksin- tai kolminkertaiseksi pelkän runkopuun korjuuseen verrattuna. Näin tapahtuu myös typen ja fosforin osalta, jotka rajoittavat puuston kasvua eniten pohjoisissa metsissä.

Kokopuukorjuu voi aiheuttaa myös maaperän happamoitumista, sillä latvusmassan korjuu lisää emäskationien hävikkiä kasvupaikalta. Puuston kasvuun sitoutuneet emäskationit eivät palaudu kasvupaikalle, vaan ne kuljetetaan pysyvästi pois hakkuutähteiden mukana. Mineraalien rapautuminen tuottaa emäskationeja metsämaahan, mutta jos menovirrat kasvavat pitkäkestoisesti suuremmiksi kuin tulovirrat, emäskationien varasto maaperässä pienenee ja maaperä happamoituu.

Ruotsissa tehdyt mallinnustutkimukset ovat osoittaneet, että laskeuma ja rapautuminen eivät riitä korvaamaan kokopuukorjuun aiheuttamaa emäskationien hävikkiä suurissa osissa Ruotsia pitkällä aikavälillä (Sverdrup & Rosen 1998, Akselsson ym. 2007) Samantapaisia johtopäätöksiä on tehty myös suomalaisissa mallinnustutkimuksissa (Joki-Heiskala ym. 2003, Aherne ym. 2008, Aherne ym. 2012, Palviainen & Finér 2012).

Akselssonin (2007) mukaan tulokset osoittavat, että kokopuukorjuu aiheuttaa typen ja emäskationien nettöhävikkiä suurissa osissa Ruotsia, mikä tarkoittaa, ettei metsätalous ole kestävää, ellei käytetä ravinnehävikkiä korvaavaa lannoitusta. Kokopuukorjuun aiheuttaman ravinteiden nettöhävikin estäminen edellyttää korvaavaa lannoituista emäskationeilla lähes koko maassa, kun korvaavaa typpilannoitusta taas

tarvitaan pääasiassa vain Ruotsin pohjoispuoliskossa. Ainetaselaskelmien tulokset ovat kuitenkin herkkiä rapautumisnopeuden arvioissa oleville epävarmuuksille.

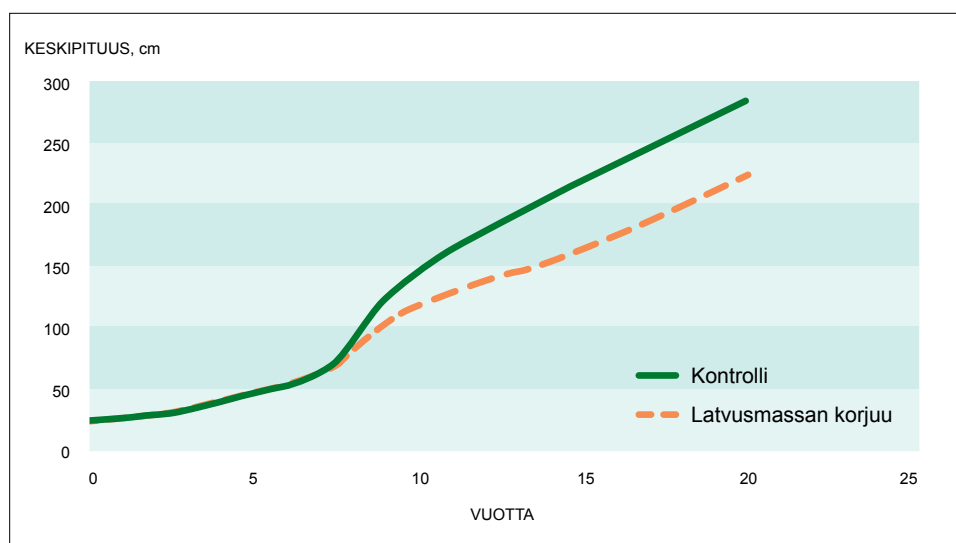
Lammin LTER-tutkimusalueella tehdyn alueellisen mallinnuslaskelman perusteella laskeuman ja rapautumisen tuottamat emäskationit riittävät korvaamaan myös kokopuukorjuun aiheuttaman ravinnehävikin. Tosin myös tämä tutkimus ennusti huomattavaa ravinnehävikkien kasvua ja typen saatavuuden aiheuttamia kasvun rajoituksia. (Joki-Heiskala ym. 2003)

Aherne ym. (2008) toteavat mallinnustutkimuksensa ennusteen perusteella, että laajamittainen siirtyminen kokopuukorjuuseen johtaa maaperän ja vesistöjen happamoitumiskehitykseen pitkällä aikavälillä. Nykyinen runkopuun korjuukäytäntö on lähellä suurinta kestävää korjuun tasoa nykyisellä ilmaperäisellä kuormituksella.

Toisen mallinnustutkimuksensa tulosten perusteella Aherne ym. (2012) toteavat, että vain runkopuun sekä runko- ja oksapuun korjuun ennustettiin olevan kestävää, eikä se ehdyttänyt maan emäskationien varastoa. Kokopuukorjuu, jossa korjataan myös neulaset, lehdet, kannot ja juuret, kuitenkin kaksinkertaistaa poistettavan biomassan, kolminkertaistaa emäskationien hävikin ja nelinkertaistaa typen hävikin metsästä. Mikäli kokopuukorjuuta käytetään, kestävä puuntuotanto edellyttää sen aiheuttamien ravinnemenetysten kompensoimista lannoittamalla typellä ja kaliumilla, vaikka ilmaston lämpenemisen aiheuttama rapautumisen nopeutuminen vaikuttaakin positiivisesti emäskationien tulovirtaan metsämaassa.

### Kantojen korjuu ei heikennä merkittävästi metsämaan ravinnetaloutta

Kantojen korjuu kohdistuu pääasiassa kuusen kantoihin. Kannonnostokohteet ovat tyypillisesti runsaspuustoisten ja viljavien kuusivaltaisten metsien avohakkuualoja, joilta on korjattu myös latvusmassaa. Pinnallisen juuristonsa vuoksi kuusen kantoja on helpompi nostaa kuin männyn.



**Kuva 27.** Kuusentaimien keskipituuden kehitys 20 vuoden ajanjaksolla päätehakuun jälkeen. Katkoviiva kuvaa pituuskehitystä kohteella, jolta latvusmassa korjattiin, yhtenäinen viiva kohteella, jolle latvusmassa jätettiin (Egnell 2011).

## **Kokopuukorjuuna toteutettu harvennushakkuu alentaa puuntuotosta kuusikoissa ja männiköissä**

Tietämys kokopuukorjuun pitkäaikaisvaikutuksista puuntuotokseen perustuu suurelta osin pitkäkestoiisiin pohjoismaisiin kenttäkokeisiin, jotka perustettiin 1970- ja 1980-luvuilla. Uusimpien tutkimusten data kattaa yli 20 vuoden seurantatulokset. Niiden tulosten mukaan harvennushakkuissa kokopuukorjuu alentaa tilavuuden tai pohjapinta-alan kasvua 4–8 % männyllä ja 8–13 % kuusella pelkän runkopuun korjuuseen verrattuna (Helmisaari et al. 2011, Tveite & Hanssen 2013).

Molempien tutkimusartikkelien mukaan tulokset osoittavat kokopuukorjuulla olevan merkittäviä pitkäaikaisvaikutuksia ravinteiden saatavuuteen Pohjoismaiden olosuhteissa. Mikäli lannoitusta käytetään korvaamaan ravinnehävikki, kasvun alenemista ei tapahdu (Helmisaari et al. 2011). Neulasten jättäminen kasvupaikalle on edullista sekä maaperän orgaanisen aineksen muodostumisen että ravinteiden palautumisen kannalta.

## **Latvusmassan korjuu avohakkuulta alentaa puuntuotosta kuusikoissa, mutta ei männiköissä**

Päätehakuissa latvusmassan korjuussa poistetaan metsästä suuria määriä biomassaa ja ravinteita. Uuden kasvavan puusukupolven ravinteiden tarve on kuitenkin pieni parin ensimmäisen vuosikymmenen ajan. Siksi mahdolliset muutokset puiden kasvussa eivät mahdollisesti tule esille ensimmäisenä päätehakkuun jälkeisenä vuosikymmenenä.

Egnell (2011), kuitenkin havaitsi tutkimuksessaan, että kokopuukorjuuna toteutettu päätehakkuu (latvusmassan korjuu) ruotsalaisessa kuusikossa aiheutti merkittävän, mutta väliaikaisen kasvun alenemisen verrattuna pelkän runkopuun korjuuseen 8–12 vuotta päätehakkuun jälkeen (kuva 27). Sama vaikutus havaittiin myös verrattuna runko-, latva- ja oksapuun korjuuseen ilman neulasia. Syyksi esitettiin typen lisääntynyt hävikki kokopuukorjuun seurauksena.

Männiköissä kokopuukorjuuna toteutetun päätehakkuun ei ole havaittu heikentävän seuraavan sukupolven puuston kasvua ruotsalaisissa eikä suomalaisissa tutkimuksissa.

Kansainvälisten kokopuukorjuututkimusten katsausartikkelissa Wall (2012) arvioi, että kokopuukorjuuna

toteutetuissa avohakkuissa negatiivisten vaikutusten ilmenemisen todennäköisyys keskeisiin kasvupaikan viljavuustekijöihin on 31–39 % ja niiden esiintyessä keskimääräinen aleneminen on 13–60 %.

Pohjoismaisissa puuntuotostutkimuksissa kokopuukorjuun negatiivinen vaikutus kasvuun on ollut suurempi harvennushakkuissa kuin päätehakuissa. Tämä johtuu todennäköisesti siitä, että kasvatusvaiheessa puiden typen tarve on suurimmillaan puuston suuremman tilavuuden ja nopean kasvun vuoksi. Kasvun alenemisen harvennus- ja päätehakuissa on arvioitu olevan ohimenevää, typen saatavuuden heikkenemisestä johtuvaa, eikä sen ole arvioitu aiheuttavan kasvupaikan viljavuuden pysyvää heikentymistä.

Kokopuukorjuun kasvua alentavat vaikutukset ovat olleet voimakkaampia kuusikoissa kuin männiköissä. Tämä johtuu todennäköisesti siitä, että kuusikoista poistuu latvusmassan mukana enemmän ravinteita ja kuusikoiden ravinnetarve on suurempi kuin männiköiden. On huomionarvoista, että kasvun aleneminen vähentää myös hiilen sitoutumista puuston kasvuun eli heikentää sen toimimista hiilinieluna.

Ravinnehävikkiä voidaan vähentää jättämällä osa ravinnepitoisimmasta hienojakoisesta oksa- ja neulasmassasta kasvupaikalle. Hakkuutähteiden kiviainemista avohakkuuualalla neulasten varistamiseksi on suositeltu sekä Suomessa että Ruotsissa ravinnehävikin vähentämiseksi. Ravinnemenetyksiä voidaan korvata typpilannoituksella typen osalta ja tuhkalannoituksella kivennäisravinteiden osalta. Kalkituksella voidaan torjua maaperän happamoitumista.

Kalkituksen ja tuhkalannoituksen mielekkyys kivennäismailla voidaan kuitenkin kyseenalaistaa tutkimustulosten perusteella. Kalkituksen on usein havaittu aiheuttavan puuston kasvun heikkenemistä kivennäismailla. Tuhkalannoitus kivennäismailla ei ole lisännyt puuston kasvua tai on jopa heikentänyt sitä. (Wall 2012) Lannoitus ei myöskään korvaa menetettyä orgaanisen aineksen määrää maaperässä, mikä on yksi tärkeä viljavuustekijä metsämaassa.

Skogsstyrelsen suosittelee latvusmassan korjuukohteille tuhkalannoitusta. Käytännössä sitä tehdään vain 5–10 %:lla korjuukohteista. Skogsstyrelsen suosittelee myös latvusmassan korjuuta typpilannoituksista metsiköistä avohakkuun jälkeen typpihuhtouman vähentämiseksi.

Kantojen korjuu lisääntyi Suomessa voimakkaasti 2000-luvun alkuvuosista lähtien. Korjuumäärät ovat kuitenkin vähentyneet nopeasti viime vuosina. Vuonna 2014 kantopuuta ostettiin 287 000 m<sup>3</sup>, vuonna 2015 vain 142 000 m<sup>3</sup> ja vuonna 2016 enää noin 70 000 m<sup>3</sup>. Ruotsissa kantojen korjuu lisääntyi vuoden 2005 Gudrun-myrskyn jälkeen, mutta on nyt käytännössä loppunut kokonaan. Suurin syy tähän kehitykseen on kantoihin jäävä maa-aines ja kivet, jotka aiheuttavat ongelmia polttolaitoksilla, sekä muiden kilpailevien polttoaineiden saatavuus ja hinta.

Kannot sisältävät melko vähän ravinteita, kutakuinkin saman verran kuin runkopuu. Ohuempien juurten ravinnepitoisuudet vastaavat suurin piirtein oksien ravinnepitoisuuksia. Hienajuuret ovat ravinnepitoisimpia. Kantojen korjuun ravinnehävikki riippuu eniten siitä, paljonko kantojen mukana maasta lähtee myös hienujuuria. Tutkimusten perusteella näyttää siltä että kantojen korjuulla ei ole merkittävää vaikutusta metsämaan ravinnetasapainoon korjuun jälkeen (de Jong 2012, Persson ym. 2017).

### **Kantojen korjuu voi lisätä ravinteiden ja kiintoaineksen huuhtoutumista vesistöihin**

Kantojen korjuu aiheuttaa merkittävää maaperähäiriötä ja kivennäismaan paljastumista, mikä voi johtaa lisääntyneeseen ravinteiden ja kiintoaineksen huuhtoutumiseen vesistöihin. Tosin kantojenkorjuualoilta on yleensä aina korjattu myös latvusmassa, mikä vähentää ravinteiden huuhtoutumista.

Strandströmin (2006) mukaan kantojen korjuun seurauksena paljastuu kivennäismaata 65–90 %:lla hakkuualan pinta-alasta, kun mätästyksessä sitä paljastuu vain 20–30 %. Siksi kantojen korjuu aiheuttaa paljon suuremman häiriön pintakasvillisuuteen ja maan pintaan kuin pelkkä maanmuokkaus.

Etä-Ruotsissa tehdyssä tutkimuksessa on havaittu nitraattitypen huuhtouman kasvaminen kantojen korjuun seurauksena. Kantojen noston ei havaittu ruotsalaisessa tutkimuksessa lisäävän metyylielohopean huuhtoutumista vesistöön. (Persson ym. 2017)

Kantojen korjuun vaikutuksia ja sille asetettuja rajoituksia tuleekin tarkastella ennen kaikkea monimuotoisuuden turvaamisen ja vesiensuojelun kannalta.

### **Kantojen korjuun merkittävin haitta on järeän lahoppuun määrän vähentyminen**

Kannot muodostavat noin 80 % talousmetsien järeän (läpimitaltaan yli 10 cm) lahoppuun keskimääräisestä vuosituotannosta (Berglund 2012). Koska kannot muodostavat talousmetsissä näin suuren osan lahoppuuresurssista, on odotettavissa että niillä on suuri merkitys monien metsälajien selviytymiselle talousmetsämaisemassa.

Kaikki järeän lahoppuun määrää vähentävät toimet ovat potentiaalisesti hyvin haitallisia siitä riippuvaisille lajeille, koska ne ovat ainespuun korjuun vuoksi jo menettäneet huomattavan suuren osan elinympäristöistään.

Kantojen korjuu paljastaa kivennäismaata noin kolme kertaa enemmän kuin pelkkä mätästys. Korjuu aiheuttaa laaja-alaista mustikan maavarsien ja juuristojen vaurioitumista, mikä hidastaa mustikanvarvustojen elpymistä avohakkuun jälkeen. Mustikka on metsien avainlaji, joka tarjoaa ravintoa ja elinympäristöjä suurelle joukolle lintuja, nisäkkäitä, hyönteisiä ja sieniä.



## Kuusen kannoilla elää hyvin monipuolinen eliölajisto, mutta melko vähän uhanalaisia lajeja

Ruotsissa tehdyssä laajassa tutkimuskokonaisuudessa selvitettiin, minkälaisia lajeja elää kuusen kannoilla. Nostettujen kuusen kantojen biomassasta noin 30 % on kantopuuta ja 70 % paksujuuria. Kuusen kantojen lajisto osoittautui yllättävän runsaaksi, mutta uhanalaisia ja silmälläpidettäviä lajeja niillä esiintyi aika vähän. (Persson ym. 2017)

DNA-sekvenssien perusteella kuusen kannoista löydettiin 1 355 taksonomista yksikköä (lajia) sieniä. Vertailun vuoksi samalla menetelmällä tutkittiin myös maapuita, joista löytyi 1 500 taksonomista yksikköä. Sienien lajirikkaus oli kannoissa lähes yhtä suuri kuin maapuissa. Uhanalaisten ja silmälläpidettävien lajien havainnoista kuitenkin 97 % tehtiin maapuista. (Persson ym. 2017)

Kannoissa ja järeissä maapuissa elää suurelta osin samaa sienilajistoa, mutta maapuissa esiintyy lisäksi joukko pidemmälle erikoistuneita sienilajeja, mukaan lukien uhanalaisia ja silmälläpidettäviä lajeja (de Jong & Dahlberg 2017).

Kuusen kannoista tavattiin vajaa 500 kovakuoriaislajia, joista 276 oli puusta riippuvaisia lajeja. Tuo 276 lajia on noin puolet kuusen puuaineksella elävistä kovakuoriaislajeista Ruotsissa. Kuusen kannoilta löydettyjen lajien joukossa oli 20 puusta riippuvaista uhanalaista tai silmälläpidettävää lajia. Valtaosa noista lajeista (17) oli silmälläpidettäviksi luokiteltuja (taulukko 5). (Persson ym. 2017)

Yhdessä tutkimuksessa verrattiin kuusen kannon maanpäällisissä ja maanalaisissa osissa elävää kovakuoriaislajistoa. Maanpäällisistä kannon osista löydettiin 57 kovakuoriaislajia ja maanalaisista paksujuurista 27 lajia. Kaikkiaan 60 löydetystä lajista kymmenen havaittiin pelkästään kannon maanalaisista osista. (Persson ym. 2017)

Eri puulajien kantojen kovakuoriaislajistoa vertailevassa tutkimuksessa havaittiin, että kuusen, männyn, koivun ja haavan kannoissa esiintyi kaikissa suurin piirtein yhtä monta kovakuoriaislajia. Männyn ja kuusen kantojen lajisto oli keskenään enemmän samanlaltaista kuin koivun ja haavan kantojen lajisto. (Persson ym. 2017)

Lisäksi kuusen kannoilta löydettiin toisissa tutkimuksissa 273 muihin lajiryhmiin kuuluvaa selkärangatonta eläinlajia, mm. änkyrimatoja, juoksujuokkaisia, hyppyhäntäisiä ja punkkeja. Kuusen kannoilta tavattiin myös 93 jäkälälajia ja 35 sammallajia. Yhteensä tutkimuksissa havaittiin kuusen kannoilta noin 2 200 lajia. Koska monia lajiryhmiä, kuten sääskiä, karpäsiä ja pistiäisiä, ei tutkittu, tutkijat arvioivat todellisen lajimäärän korkeammaksi, noin 2 500 lajiksi. (Persson ym. 2017)

**Taulukko 5.** Kuusen kannoilta Ruotsissa tavattujen kovakuoriaislajien lukumäärät Ruotsissa uhanalaisuusluokittain (Persson ym. 2017).

	Puulla elävät lajit	Muut lajit	Yhteensä
Elinvoimaiset (LC)	256	213	469
Silmälläpidettävät (NT)	17	1	18
Vaarantuneet (VU)	3	1	4
Yhteensä	276	215	491

Eniten sienilajeja tavattiin 11–20 vuotta vanhoissa kannoissa, eniten eläinlajeja noin 10 vuotta vanhoissa kannoissa, eniten jäkälälajeja 12–20 vuotta vanhoissa kannoissa ja eniten sammallajeja 16–18 vuotta vanhoissa kannoissa. (Persson ym. 2017)

Hämäläinen (2016) toteaa Lieksan FIRE-tutkimuksen koemetsiköissä tekemänsä tutkimuksen perusteella, että männyn kannoilta löytyi runsaasti jäkälälajeja, 83 lajia. Niiden joukossa oli myös uhanalaisia sekä lahoppuuhun erikoistuneita lajeja. Laajamittainen kantojen korjuu voi siis olla haitallista jäkälälajistolle, etenkin jos lahoppuun määrä metsissä on muutoin pieni. Hakkuutähteillä, kuten latvuksissa ja oksissa, esiintyi 59 jäkälälajia, ja ne olivat elinympäristövaatimuksiltaan väljiä generalistilajeja. Tutkija pääättelee, ettei latvusmassan korjuulla ole todennäköisesti huomattavaa vaikutusta jäkälälajistoon. (Hämäläinen 2016)

Kannoilla elävät sienet, jäkälät ja sammalet ovat muutamia harvoja poikkeuksia lukuun ottamatta yleisiä lajeja. Kannoilla elävissä kovakuoriaisissa on sen sijaan myös uhanalaisia ja silmälläpidettäviä lajeja, erityisesti lehtipuiden kannoilla.

Yksikään laji ei kuitenkaan ole erikoistunut elämään pelkästään sahakannoilla. Kantojen noston vaikutukset lajiin riippuvatkin paljolti siitä, kuinka paljon muun tyyppistä lahoppuuta lajille on tarjolla maisematasolla.

Paisteisten häiriöympäristöjen lahoppuulla elävät lajit ovat yleensä leviämiskyvyltään hyviä, joten kannonnoston vaikutuksia lajistoon tulee tarkastella yhtä metsikköä laajemmalla maisematasolla. Lukuisat lahoppuukovakuoriaislajit suosivat kuivaa ja paisteisessa pienilmastossa olevaa kantopuuta, kun taas kosteassa kasvupaikassa olevaa kantopuuta ei suosi yksikään kovakuoriaislaji.

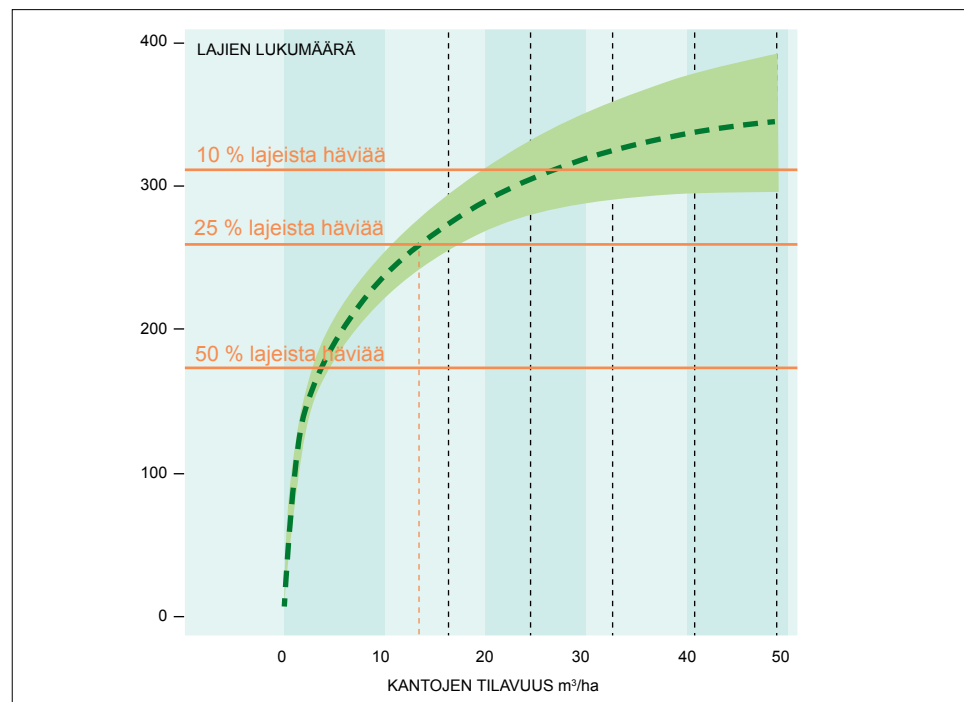
### **Kantojen korjuu lisää paisteisen järeän lahoppuun spesialistilajien häviämistä**

Work ym. (2016) tutkivat kannoilla esiintyviä lahoppuukovakuoriaisten lajimääriä ja yksilömääriä 20 avohakkuualalla Pohjois-Ruotsissa, joista puolella kannot oli korjattu, puolella ei. Kannoista havaittiin 253 lahoppuukovakuoriaislajia, joista 19 oli uhanalaisia tai silmälläpidettäviä Ruotsissa.

Tulosten perusteella tutkijat laativat lajikertymäkäyrän, jonka avulla voidaan arvioida kantojen noston voimakkuuden vaikutusta lajimäärään metsikkötasolla (kuva 28). Kun kannoista korjataan 50 %, metsikkötason lajimäärä pienenee 10 %. Kun kannoista korjataan 75 %, lajimäärä pienenee 26 %, ja kun kannoista korjataan 85 %, lajimäärä pienenee 38 %. (Work ym. 2016)

Kantojen merkitystä jäkälälajeille tutkittiin yhdessä metsämaisemassa Östergötlandissa ja toisessa Taalainmaalla. Molemmilla metsämaisemilla oli pitkä metsätaloushistoria. Tutkituista 20:sta jäkälälajista 11:llä oli yli puolet populaatioista kannoilla ja neljän lajin kaikki populaatiot olivat kannoilla. Metsätaloushistorialtaan selvästi lyhyemmällä metsäalueella Hälsinglandissa taas todettiin, ettei kannoilla ollut suurta merkitystä yhdellekään tutkituista 15 jäkälälajista. (Jonsell ym. 2017)

Tässä tutkimuksessa selvitettiin myös kantojen ja hakkuutähteiden merkitystä sienilajien populaatioille. Sienilajeista 15 %:lla oli yli puolet populaatioista kannoilla. Kannoilla ja latvusmassalla oli suunnilleen yhtä suuri merkitys sienilajeille. Samassa tutkimuksessa todettiin, että tutkituista 39 kovakuoriaislajista 26 %:lla oli yli puolet populaatioista kannoilla. Kahden lajin kaikki populaatiot olivat kannoilla, mitä tutkijat



**Kuva 28.** Lajikertymäkäyrä, joka kuvaa kuinka avohakkuualan (6 ha) lahoppuulla elävä lajisto muuttuu erilaisilla kantojen korjuun voimakkuuksilla. Kun kannoista korjataan 75 %, noin 25 % niillä elävistä lajeista häviää hakkuualalta. Kun kantoja korjataan tätä enemmän, häviävien lajien määrä kasvaa jyrkästi. Vihreä vyöhyke kuvaa käyrän 95-prosentista luotettavuusalueetta. (Work ym. 2016)

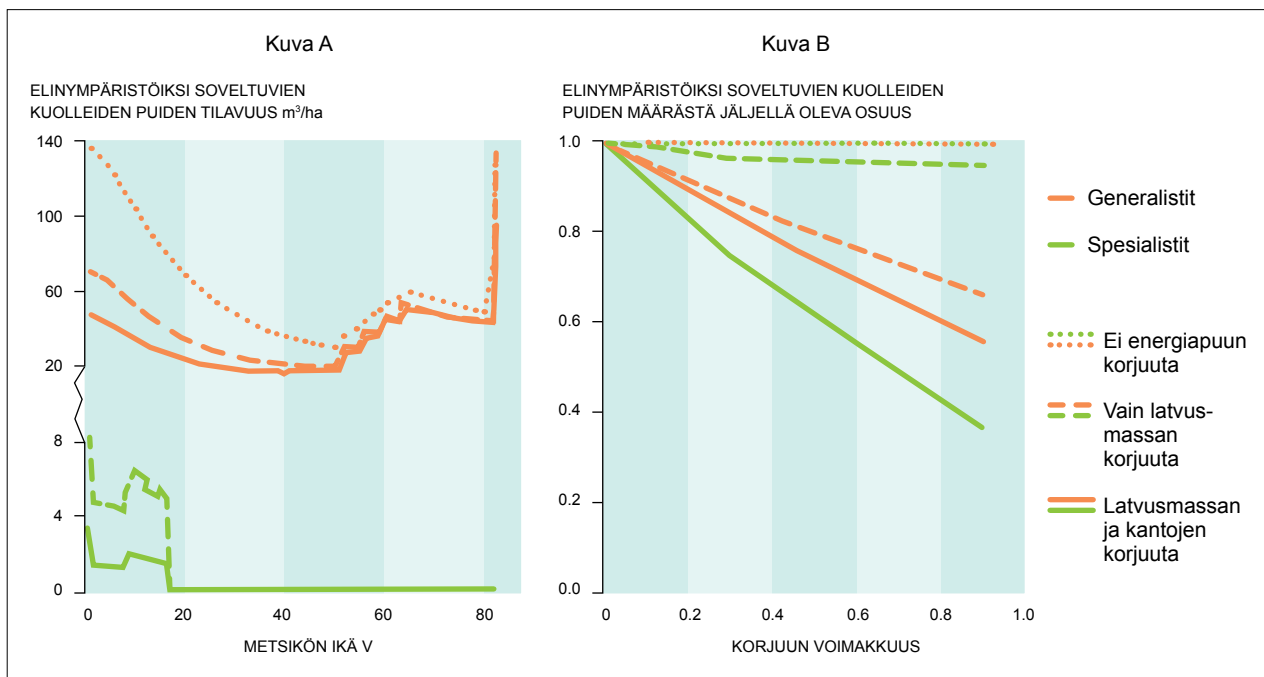
pitivät yliarviona. Samoille lajeille, joilla suuri osuus populaatioista oli kannoissa, myös latvusmassalla oli tärkeä merkitys. Yhdeksällä lajilla 39:stä 46–95 % populaatioista oli energiapuussa. (Jonsell ym. 2017)

Nämä lajit ovat häiriömetsiin sopeutuneita lajeja, jotka ovat erikoistuneet käyttämään paisteisessa ympäristössä olevaa kuollutta puuta. Nykyisessä metsätalouksessa avohakkuualueiden lahoppu on niiden tärkein tarjolla oleva elinympäristö ja energiapuun korjuulla on siksi suuri vaikutus näihin lajeihin. (Jonsell ym. 2017)

Johansson ym. (2016) tutkivat metapopulaatiomallin avulla, miten latvusmassa ja kantojen korjuun erilaiset voimakkuudet vaikuttavat ominaisuuksiltaan erilaisiin teoreettisiin lajeihin pitkällä 200 vuoden aikajänteellä. Mallinnuksen kohteena oli ruotsalainen metsämaisema, joka oli laajudeltaan 11 km x 11 km.

Lajien ominaisuudet vaihtelivat elinympäristöön spesialisoitumisen asteen suhteen sekä leviämiskyvyn ja yleisyyden suhteen. Generalistilajit kykenevät hyödyntämään minkälaista kuollutta puuta vain kaikissa metsän kehitysvaiheissa. Specialistilajit kykenevät elämään vain järeällä kuolleella puulla paisteisessa ympäristössä ja ovat siten esiintymiseltään rajoittuneita alle 17-vuotiaisiin metsiin. Yleiset lajit esiintyvät 80 %:lla niille soveltuvista metsiköistä ja harvinaiset 20 %:lla niille soveltuvista metsiköistä ennen energiapuun korjuun aloittamista. (Johansson ym. 2016)

Energiapuun korjuun vaikutuksia kuolleen puun määriin simuloitiin viidellä eri tasolla: energiapuuta korjataan 10 %:lla, 30 %:lla, 50 %:lla, 70 %:lla ja 90 %:lla avohakkuualueista. Korjuussa poistetaan 80 % hakkuutähteistä ja kannoista. Latvusmassan korjuun sekä latvusmassan ja kantojen korjuun vaikutuksia simuloitiin erikseen. (Johansson ym. 2016)



**Kuva 29.** Generalistilajeille ja järeää paisteista lahpuuta vaativille spesialistilajeille elinympäristöksi soveltuvan kuolleen puun määrän kehitys (A) metsikkötasolla ja (B) maisematasolla energiapuun eri korjuutavoilla ja korjuun voimakkuuksilla (Johansson ym. 2016).

Simuloinnin tuloksissa harvinaiset lajit taantuivat voimakkaammin kuin yleiset lajit korjuun kattavuuden kasvaessa. Pelkän latvusmassan korjuu vaikutti vähemmän spesialistilajeihin (paisteinen järeä lahoppu) kuin generalistilajeihin. Spesialistilajit taantuivat kuitenkin enemmän kuin generalistit, kun myös kantoja korjattiin. (kuva 29) (Johansson ym. 2016)

Harvinaisilla spesialistilajeilla oli häviämiskäsi jo matalimmalla kantojen korjuun kattavuuden tasolla (10 % avohakkuualoista) ja 30 %:n kantojen korjuun tasolla häviämiskäsi olivat korkeita. Häviämiskäsin suuruus oli 77–94 % sattumanvaraisella korjuulla ja 23–68 %, kun kaikki energiapuun korjuu oli keskitetty 50 %:n osuuteen maisemasta. Sen sijaan generalistilajien häviämiskäsin riski oli melko alhainen (<5 %), kun energiapuuta korjattiin 50 %:lta avohakkuualoista. Yleististä lajeista vain spesialistilajeilla oli minkäänlainen häviämiskäsin riski ja sekin vain, kun energiapuun korjuun kattavuus maisematasolla oli korkea, yli 50 % avohakkuualoista. (Johansson ym. 2016)

Lahoppuusta riippuvaisten lajien populaatiot pienenevät energiapuun korjuun kattavuuden suurentuessa. Populaatioiden pieneminen oli epälineaarista. Populaatiot pienenevät nopeammin kuin korjatun lahoppuun määrä kasvoi, ja tämä ero suureni korjuun kattavuuden lisääntyessä. Syy tähän ei ole pelkästään se, että pienempi elinympäristöjen määrä johtaa pienempiin populaatioihin, joilla on suurempi häviämiskäsi, vaan myös elinympäristöjen kytkeytyvyyden heikkenemisellä. Sen seurauksena alentuneella asuttamisnopeudella on merkitystä. (Johansson ym. 2016)

Kantojen ja latvusmassan korjuun keskittäminen kokonaan 50 %:n alalle maisemasta vaikutti positiivisesti kuuteen lajiin kahdeksasta vähentäen niiden häviämiskäsin riskiä. Positiivinen vaikutus oli suurin harvinaisille lajeille, erityisesti niille, joilla on huono leviämiskäsi. Populaatioiden taantumiskäsin ja uuden tasapainon löytymiskäsin on suuri aikaviive, etenkin harvinaisilla lajeilla, ja siksi elinympäristöjen määrän pienemiskäsin vaikutusten täyteen realisointumiskäsin kuluu pitkä aika. (Johansson ym. 2016)

Tutkijoiden johtopäätös mallinnuksen tuloksista on, että energiapuun korjuulla on todennäköisesti haitallisia vaikutuksia monimuotoisuuteen. Ne ovat voimakkaimpia silloin, kun kantoja korjataan laajamittaisesti koko metsämaisan alueella. Jo alhainen kantojen korjuun voimakkuus maisematasolla voi johtaa harvinaisten järeälle paisteiselle lahopuulle erikoistuneiden spesialistilajien uhanalaistumiseen. Latvusmassan korjuulla on todennäköisesti vähemmän vaikutusta, koska harvat lajit ovat erikoistuneet pieniläpimittaiseen lahopuuhun. (Johansson ym. 2016)

Mallinnustutkimuksen tulosta on tulkittu siten, että latvusmassan korjaamisella 50 %:lla kuusivaltaisen metsämaisan pinta-alasta ja kantojen korjaamisella 10–20 %:lla pinta-alasta ei olisi merkittäviä vaikutuksia metsäluonnon monimuotoisuuteen yleensä ja huomattava vaikutus vain harvoihin lajeihin. (de Jong & Dahlberg 2017).

Vaikutukset riippuvat kuitenkin metsämaisan ominaisuuksista. Jotta negatiiviset vaikutukset suojelun tarpeessa oleviin lajeihin voidaan välttää, latvusmassa ja kantojen korjuuta tulee välttää metsämaisemissa, joissa on korkeita suojeluarvoja. Lisäksi havupuuvaltaisissa metsämaisemissa tulisi välttää tai ainakin rajoittaa lehtipuulajien, kuten koivun ja haavan, korjaamista energiapuuksi. (de Jong & Dahlberg 2017).

### **Paljonko säästökantoja pitäisi jättää?**

Kantopuun korjuulla on enemmän merkitystä monimuotoisuuden kannalta kuin latvusmassan korjuulla. Kannot ovat tärkeitä elinympäristöjä esimerkiksi monille jäärelajeille, jotka selviävät niiden ansiosta talousmetsämaisemassa. Varovaisuusperiaatteen mukaisesti samantasoinen säästämisavoite kuin mikä latvusmassalle on asetettu (noin 30 %), voisi olla perusteltua myös kannoille.

Eräjään ym. (2010) kymmenellä kantojenkorjuualalla tekemässä tutkimuksessa energiapuun korjuualoilla oli 81 % vähemmän kantoja kuin kontrollialoilla, joilta kantoja ei ollut korjattu.

Ruotsissa Skogsstyrelsen suosittelee että 15–25 % kuusen ja männyn kannoista jätetään nostamatta. Suomessa Tapio suosittelee, että kannonnostokohteille jätetään 25 tai 50 (hienojakoisilla siltti- ja savimailla) halkaisijaltaan yli 15 cm paksuja säästökantoja. Tämä on vain noin 4 % tai 8 % kantojen tilavuudesta. Lisäksi suositellaan, että halkaisijaltaan alle 20 cm paksut kannot jätetään korjaamatta (Koistinen ym. 2016). Nämä suositukset eivät kuitenkaan perustu suoraan tutkimuksiin, vaan ovat sidoryhmistä koostuvan työryhmän käsittelyn tulos.

Toisaalta kantojen nostolle on suosituksissa määritelty myös muita rajoituksia, jotka johtuvat muun muassa reunametsän, säästöpuiden, luontokohteiden ja vesistöjen suojavyöhykkeiden puuston vaurioittamisen välttämistä. Niiden vuoksi käytännössä yleensä 70–75 % kannoista korjataan. Laajoilla kannonnostokohteilla, joilla on vähän noston ulkopuolelle jääviä reunavyöhykkeitä, nostettavien kantojen osuus voi kuitenkin nousta tätä suuremmaksi. (Pekka Punttila, suullinen tiedonanto)

On myös syytä kiinnittää huomiota siihen, että korjaamatta jätettävät kannot ovat paisteisessa eivätkä kosteissa ympäristöissä, sillä paisteisella lahopuulla on selvästi suurempi merkitys kannoilla elävien spesialistikovakuoriaisten kannalta. Säästökantojen määrän merkitys on sitä suurempi, mitä suuremmalta osalta päätehakuista kantoja korjataan maisematasolla.

## **Luonnonhoidon laadun ratkaisee huolellisuus korjuussa**

Energiapuun lisääntyvä korjuu on herättänyt huolta siitä, että luonnonhoidon taso hakkuissa voi laskea, koska hakkuualalla operoi entistä enemmän koneita. Perinteisessä ainespuun hakkuussa avohakkuualalla ajaa harvesteri, metsätraktori ja maanmuokkauskone. Latvusmassan korjuussa lisäksi metsätraktori ja kannonnostossa lisäksi kaivinkone ja metsätraktori. Mikäli sekä latvusmassa että kannot korjataan, koneiden ja ajokertojen määrä kaksinkertaistuu pelkkään ainespuun korjuuseen verrattuna.

Tutkimustulokset tästä aiheesta ovat olleet vaihtelevia. Rudolphi ja Gustafsson (2005) havaitsivat että latvusmassan korjuussa oli korjattu ja ajettu rikki maapuita. Myös Rabinowitch-Jokisen ja Vanha-Majamaan (2010) tutkimuksessa neljäsnes maapuista tuhoutui energiapuun korjuun seurauksena.

Mlambo ym. (2015) puolestaan havaitsivat 18 hakkuukohteella Keski-Suomessa tehdyssä tutkimuksessa, että avohakkuiden, joilla oli tehty myös energiapuun korjuu, aiheuttamat muutokset puroekosysteemeihin olivat pienempiä kuin avohakkuualoilla, joilta oli korjattu vain ainespuu. Tutkijat tulkitsevat syyksi sen, että energiapuun korjuualoilla oli noudatettu paremmin hakkuiden luonnonhoitosuosituksia muun muassa suojavaiohykkeiden jättämisessä.

Ruotsalaisessa laajassa 122 hakkuualan vertailututkimuksessa ei havaittu merkittäviä eroja tavallisten avohakkuualojen, latvusmassan korjuualojen ja kantojennostoalojen luonnonhoidon laadussa. Rikki ajettujen maapuiden määrissä ei ollut eroa. (Rudolphi & Gustafsson 2017)

Sen sijaan kannonostoaloilla maapuiden maakontakti oli suurempaa kuin muilla hakkuukohteilla, mikä nopeuttaa runkojen lahoamista. Kantojennostoaloilla oli myös merkittävästi vähemmän pystylahopuita kuin tavallisilla avohakkuilla. Ylipäänsä tutkituille kohteille jätetty säästöpuiden ja pystylahopuiden määrä oli vähäinen kaikkien korjuutyypin kohteilla. (Rudolphi & Gustafsson 2017)

Vaikuttaa siltä, että lisääntynyt koneilla ajaminen lisää pystylahopuiden kaatumisen riskiä sekä maalahopuun korjaamisen ja murskaantumisen riskiä. Lopputulokseen vaikuttavat kuitenkin ratkaisevasti korjuun toteuttajien ammattitaito sekä korjuukohteiden suunnittelun ja toteutuksen huolellisuus myös luonnonhoidon näkökulmasta.

## **Haitallisia vaikutuksia voi kompensoida luonnonhoitoa tehostamalla**

Lisääntyvällä energiapuun korjuulla on haittavaikutuksia erityisesti lahoppuusta riippuvaisiin metsälajeihin. Näitä haittavaikutuksia on mahdollista kompensoida muilla luonnonsuojelu-, ennallistamis- ja luonnonhoitotoimenpiteillä, jotka lisäävät lahoppuun määrää maisematasolla. Tällaisia ovat mm. metsien suojelualueiden perustaminen, säästettyjen luontokohteiden määrän lisääminen ja laadun parantaminen ennallistamis- ja hoitotoimenpiteillä, säästöpuiden määrän lisääminen, lahoppuun säästämisen tehostaminen ja lahoppuun tuottaminen.

Ruotsalaisessa tutkimuksessa selvitettiin kuinka paljon tekopötkelöitä pitäisi tehdä, että ne kompensoisivat latvusmassan ja kantojen korjuun haittavaikutuksia lahoppuusta riippuvaisille lajeille. Tutkimuksessa selvitettiin myös tämän kompensatiotoimenpiteen taloudellista kannattavuutta. (Ranius ym. 2017)

Latvusmassan korjuun haittavaikutusten täysi kompensointi edellyttäisi että 9 %:sta hakattavista puista tehdään tekopötkkelöitä. Jos myös kannot korjataan, 14 %:sta hakattavista puista tulisi tehdä tekopötkkelöitä.

Latvusmassan korjuun osalta on kustannustehokkaampaa kompensoida ekologisia haittavaikutuksia tekemällä enemmän tekopötkkelöitä kuin vähentämällä korjatun latvusmassan määrää metsikkötasolla.

Kantojen korjuun osalta on kustannustehokkaampaa vähentää korjattujen kantojen määrää kuin kompensoida niiden korjuuta tekopötkkelöiden määrää lisäämällä. Tämä ero johtuu siitä, että kantojen korjuun kustannukset ovat suuremmat kuin latvusmassan korjuun. (Ranius ym. 2017)

### **Kestävät korjuualat maisematasolla**

Ruotsalaisessa laajassa synteisiraportissa de Jong ym. (2012) arvioivat että energiaapuun perustuvaa energiantuotantoa voidaan kasvattaa Ruotsissa nykyisestä 50 petajoulesta ainakin 87 petajouleen. Latvusmassan korjuu on ympäristövaikutuksiltaan vähiten ongelmallista, kun taas kantojen korjuun vaikutuksiin liittyy enemmän kysymyksiä. Joka tapauksessa rajoitetun kantojen korjuun pitäisi olla mahdollista.

De Jong ym. (2012) arvioivat asiantuntija-arviona tehdyn skenaarioanalyysin perusteella, että 60 % latvusmassasta voidaan korjata 60 %:lta hakkuualoilta sekä 80 % kannoista 10 %:lta hakkuualoista, ilman että energiapuun korjuu vaikuttaa negatiivisesti Ruotsin asettamien ympäristötavoitteiden toteutumiseen. Tässä arviossa hakkuualojen latvusmassasta suositeltiin jätettävän korjaamatta 40 % ja kannoista 20 %. Tulee kuitenkin huomata, että tämän tehdyn arvion perustana olivat poliittisesti asetetut ympäristötavoitteet, eivät suoraan luonnontieteelliset.

Energiapuun korjuun kasvuun liittyy kuitenkin useita reunaehtoja, joiden täytyy täytyä, jotta haitalliset ympäristövaikutukset voidaan välttää:

1. Luonnonhoidon yleinen taso ei saa heikentyä.
2. Korjattava latvusmassa ja kannot ovat kuusta ja mäntyä.
3. Emäskationien hävikki korvataan tuhkalannoituksella tarvittaessa, käyttäen hyvälaatuista tuhkaa.
4. Maaperävaurioita kyetään rajoittamaan latvusmassan ja kantojen korjuussa, vaikka hakkuutähteitä ei voi käyttää ajourien vahvistamiseen (energiapuun korjuuta voidaan tehdä vain hyvin kantavilla maaperillä).
5. Energiapuun korjuuta ei tehdä lähellä avainbiotooppeja tai luonnonsuojelualueita, missä paisteisessa ympäristössä oleva lahopuu on todennäköisesti hyödyllisempää metsäluonnon monimuotoisuudelle kuin muualle metsämaisemaan jätettynä. (de Jong ym. 2012)

Viisi vuotta myöhemmin de Jong ym. (2017) tekivät uudelleen samanlaisen skenaarioanalyysin asiantuntija-arvioihin perustuen. Uuden tutkimustiedon kertymisen myötä siihen katsottiin olevan nyt paremmat tiedolliset edellytykset. Analyysissa päädyttiin hieman erilaisiin lukuihin kuin vuonna 2012, vaikka tulos oli pääpiirteissään hyvin samantapainen.

Kun sekä latvusmassasta että kannoista säästetään hakkuualoilla 30 %, voidaan latvusmassaa korjata 40 %:lta hakkuualoista ja kantoja 20 %:lta hakkuualoista. Tällöin aluetasolla korjattaisiin latvusmassan kokonaismäärästä 28 % ja kannoista 14 %.

Tutkimuksessa arvioitiin, että nykyinen energiapuun korjuun taso on kestävä ja energiapuun korjuumääriä olisi mahdollista lisätä huomattavastikin ilman että korjuu vaikeuttaa Ruotsin eduskunnan asettamien ympäristötavoitteiden saavuttamista. (de Jong ym. 2017)

Tutkijoiden mukaan hakkuualoille jätettävän latvusmassan tai kantojen määrää ei kannata lisätä, koska se heikentää olennaisesti energiapuun korjuun kannattavuutta. Korjuun ympäristövaikutuksia kannattaa mieluummin hallita rajoittamalla aluetasolla niiden hakkuualojen osuutta, joilta latvusmasaa tai kantoja voidaan korjata (de Jong ym. 2017).

### **Johtopäätöksiä ja kehittämissuosituksia**

Tässä tarkasteltiin energiapuun korjuuta luonnon monimuotoisuuden sekä maaperän ja vesistöjen suojelun näkökulmasta. Tämän perusteella ei pidä tehdä päätelmiä mikä on ilmaston kannalta tarkoituksenmukaista energiapuun korjuuta.

Pieniläpimittaiseen lahoppuuhun on tähän mennessä kohdistunut vain vähän sen kokonaismäärää merkittävästi vähentäviä toimenpiteitä. Sen määrä on itse asiassa kasvanut vuosikymmeniä merkittävästi puuston määrän lisääntymisen seurauksena. Havupuiden latvusmassan korjuulla ei ilmeisesti ole kovin haitallisia vaikutuksia metsäluonnon monimuotoisuuteen, ainakaan siinä tapauksessa, että korjuun kattavuus pysyy maltillisena ja hakkuualoille jää hakkuutähdettä myös korjuun jälkeen. Havupuiden latvusmassan korjuu vähentää lähinnä yleisten ja elinvoimaisten lajien elinympäristöjen määrää ja pienentää niiden paikalliskantoja. Hyvin laajamittainen latvusmassan korjuu voi kuitenkin aiheuttaa uusien pieniläpimittaisesta lahoppuusta riippuvaisten lajien uhanalaistumista, mutta aihe on huonosti tunnettu. Uhanalaisille ja silmälläpidettäville kovakuoriaislajeille kuusen hakkuutähte ei näytä olevan merkittävä elinympäristöresurssi, mutta lehtipuiden hakkuutähteen, erityisesti vähälukuisten lehtipuulajien hakkuutähteen merkitys on selvästi suurempi.

Lehtipuiden hakkuutähteen ja kantojen korjuuta on syytä välttää, ja järeää lahoppuuta ei tule korjata energiapuuksi. Järeän lahoppuun tuhoutumista energiapuun korjuun yhteydessä on tärkeää pyrkiä rajoittamaan.

Elinympäristöjen määrän vähentyminen 20–30 %:n alapuolelle niiden alkuperäisestä määrästä aiheuttaa lajien määrän kiihtyvää pienenemistä, koska paikalliskantojen häviämisenopeus kasvaa. Suomessa Tapion energiapuun korjuun suosituksissa suositellaan jättämään 30 % latvusmassasta korjaamatta sekä kuivattamaan hakkuutähdetaloja palstalla niin että neulaset varisevat. Näiden suositusten lähtökohta on ennen kaikkea ravinnetaloudellinen. Niiden avulla pyritään vähentämään ravinteiden hävikkiä ja säilyttämään kasvupaikan viljavuutta. Lisäksi latvusmassan korjuuta ei suositella kasvupaikoille, joille siitä olisi todennäköisesti eniten haittaa kasvupaikan viljavuuden kannalta.

Tapion suositukset ovat metsämaan viljavuuden säilyttämisen näkökulmasta perusteltuja. Niiden mitoitus ei perustu kuitenkaan suoraan tutkimustietoon vaan varovaisuusperiaatteeseen, ja siihen että noin 30 % latvusmassasta jää korjuuteknisistä syistä yleensä korjaamatta. Ruotsissa tilanne on tässä suhteessa hyvin samanlainen. Tapion energiapuun korjuun suosituksia voi pitää hyvänä lähtökohtana metsikkötason kriteerien mitoittamiselle, kunnes tutkimus tuottaa riittävän tietopohjan kriteerien mitoituksen tarkistamiseksi.





**Kuva 30.** Kantojen korjuulla on monia kielteisiä ympäristövaikutuksia.

Kantojen korjuulla ei näytä olevan merkittäviä vaikutuksia metsämaan viljavuuteen eikä puuntuotokseen. Kantojen korjuulla näyttää myös olevan yllättävän vähäinen vaikutus maaperäelämistöön. Kantojen korjuulle asetettavia reunaehtoja tuleekin tarkastella ennen kaikkea metsäluonnon monimuotoisuuden turvaamisen ja ilmaston kannalta. Myös vesiensuojelunäkökulma on tärkeä kantojen korjuussa, koska se aiheuttaa laajamittaisempaa kivennäismaan paljastumista ja pintakasvillisuuden häviämistä kuin maanmuokkaus, ja siksi ravinteiden ja etenkin kiintoaineen huuhtoutumisen riski kasvaa.

Kantojen korjuulla on huomattavasti haitallisempi vaikutus lahoppulajiston monimuotoisuuteen kuin pelkän latvusmassan korjuulla. Näin siksi, että järeää lahoppuuta tarvitsevat lajit ovat ainespuun laajamittaisen korjuun vuoksi jo menettäneet huomattavan suuren osan elinympäristöistään ja monet lajit ovat siksi taantuneet voimakkaasti ja uhanalaistuneet. Siksi kaikki järeän lahoppuun määrää vähentävät toimet ovat potentiaalisesti hyvin haitallisia näille lajeille.

Metsämaiseman tasolla on kohtalaisen suuri joukko lahoppuusta riippuvaisia lajeja, joiden populaatioista suuri osa (yli 50 %) esiintyy kannoilla. On vaikea sanoa, kuinka suuri osa kannoista voidaan korjata ilman että näitä lajeja häviää. Ruotsissa tehdyissä tutkimuksissa kuusen kannoilta on löydetty arviolta 2 500 lajia. Vertailun vuoksi, tämä on noin 10 % kaikista Suomen metsälajeista. Lajimäärän perusteella arvioituna kuusen kannoilla on siis suuri merkitys metsäluonnon monimuotoisuudelle. Uhanalaisia ja silmälläpidettäviä lajeja kuusen kannoilta löydettiin kuitenkin melko vähän, lähinnä silmälläpidettäviä kovakuoriaislajeja.

Kohteilla, joilla pyritään torjumaan juurikäävän leviämistä seuraavaan puusukupolveen, on kuitenkin hyvä pyrkiä poistamaan kaikki juurikäävän infektoimat kannot mahdollisimman tarkkaan. Kokonaan juurikääpä ei pystytä kannonnostolla poistamaan, koska maahan jää joka tapauksessa infektoituneita juuria. Sen avulla voidaan

kuitenkin vähentää seuraavan puusukupolven infektoitumista. Tämä on aiheellista ottaa huomioon, kun säästettävien kantojen määrää suunnitellaan.

Kantojen korjuun negatiiviset vaikutukset ovat suurimmat harvinaisiin paisteisen kuolleen puun spesialistilajeihin. Mallinnustutkimuksen (Johansson ym. 2016) tulosten perusteella näiden lajien häviämiskahva nousee suureksi jo, kun kantoja korjataan 30 %:lta avohakkuualoista. Häviämiskahva jää vähäiseksi, jos kantojen korjuu rajoitetaan 10 %:iin avohakkuuiden alasta. Kovakuoriaislajiston turvaamisen vuoksi olisi hyvä säästää kantoja ennen kaikkea kuivilla ja paahteisilla maastonkohdilla. Nyt säästetyt kannot jäävät usein kosteille kasvupaikoille huonon kantavuuden, maastovaurioiden välttämisen ja vesiensuojeluyiden vuoksi. Kosteilla kasvupaikoilla olevat kannot eivät ole ruotsalaisten tietojen mukaan yhdenkään kovakuoriaislajin suosimia elinympäristöjä.

Kantojen korjuuta onkin monimuotoisuuden turvaamisen vuoksi syytä rajoittaa sekä metsikkötasolla että metsäalueen tasolla. Metsikkötasolla järkevä tavoite voisi olla, että noin 30 % kannoista jätetään korjaamatta, mikä vastaa suunnilleen nykyistä käytännössä toteutuvaa tilannetta. Ruotsin Skogsstyrelsenin suositus on että 15–25 % kannoista säästetään.

Metsikkötason lisäksi kantojen korjuun määrää onkin syytä kontrolloida myös maisematasolla määrittelemällä, kuinka suurella osalla tarkasteltavan metsäalueen avohakkuualoista kantoja voidaan korjata. Kantojen korjuupinta-alan rajoittaminen maisematasolla korkeintaan 10–20 %:iin avohakkuualoista vaikuttaa perustellulta ruotsalaisten mallinnustutkimusten mukaan. Aiemmassa ruotsalaisessa asiantuntija-arviossa suositeltuna tasona kantojen korjuulle Ruotsin asettamien ympäristötavoitteiden saavuttamisen kannalta pidettiin 10 % (de Jong ym. 2012) ja uudemmassa 20 % avohakkuuiden pinta-alasta (de Jong ym. 2017)

Energiapuun korjuuta ei tule tehdä alueilla, joilla on korkeita lahoppuhun sidoksissa olevia luontoarvoja, kuten runsalahoppuustoisia luonnonsuojelualueita, talousmetsien runsalahoppuustoisten luontokohteiden keskittymiä ja/tai uhanalaisten ja silmälläpidettävien lahoppulajien esiintymien alueellisia keskittymiä.

Energiapuun korjuu avohakkuilta voi heikentää hakkuiden luonnonhoidon laatua, koska lisääntynyt koneilla ajaminen lisää säästöpuiden vaurioitumisen, pystylahoppuiden kaatumisen sekä maalahoppuun korjaamisen ja murskaantumisen riskiä. Näin ei kuitenkaan välttämättä tapahdu. Lopputulokseen vaikuttavat ratkaisevasti toteuttajien ammattitaito sekä korjuukohteiden suunnittelun ja toteutuksen huolellisuus myös luonnonhoidon näkökulmasta. Energiapuun korjuun haittavaikutuksia monimuotoisuuden voidaan kompensoida monilla lahoppuun määrää maisematasolla lisäävillä toimenpiteillä, kuten esimerkiksi lisäämällä hakkuualoille jätettävien tekopötkelöiden määrää. Jotta kompensatiovaikutus todella toteutuisi, määrrien pitää kuitenkin olla huomattavan suuria. Esimerkiksi latvusmassan korjuun haittojen ekologinen kompensointi edellyttäisi että 9 %:sta kaadettavista puista tehdään tekopötkelöitä.

Energiapuuharvennuksissa on syytä kiinnittää huomiota siihen, ettei vähälukuisia taloudellisesti vähäarvoisia, mutta monimuotoisuuden kannalta arvokkaita puulajeja, kuten haapaa, raitaa, pihlajaa ja leppiä, poisteta kokonaan harvennuksissa. Energiapuuharvennuksia toteutetaan usein hyvin kaavamaisesti, ja usein kaikki edellä mainitut puulajit poistetaan saannon kasvattamiseksi. Tämän asian parempaan ohjeistamiseen on syytä kiinnittää huomiota. Energiapuuharvennuksilla on myös myönteisiä vaikutuksia monimuotoisuuden ja maiseman kannalta tietyissä paikoissa, kuten



© PETRI KETO, TOKOI

**Kuva 31.** Luonnon monimuotoisuudelle tärkeitä raitoja energiapuukasassa.

perinneympäristöissä ja peltojen reunametsissä, joissa avoimuuden, paisteisuuden ja niittykasvillisuuden lisääminen on tavoite. Näilläkin kohteilla tulee kiinnittää huomiota monipuolisen puulajiston, vanhojen puiden ja kuolleiden puiden säilyttämiseen.

## LÄHTEET

Aherne, J., Posch, M., Forsius, M., Lehtonen, A., Härkönen, K. 2012. Impacts of forest biomass removal on soil nutrient status under climate change: a catchment-based modelling study for Finland. *Biogeochemistry* 107: 471–488.

Aherne, J., Posch, M., Forsius, M., Vuoremaa, J., Tamminen, P., Holmberg, M. & Johansson, M. 2008. Modelling the hydro-geochemistry of acid-sensitive catchments in Finland under atmospheric deposition and biomass harvesting scenarios. *Biogeochemistry* 88: 233–256.

Akselsson, C., Westling, O., Sverdrup, H. & Gundersen, P. 2007. Nutrient and carbon budgets in forest soils as decision support in sustainable forest management. *Forest Ecology and Management* 238: 167–174.

Andersson, A. 2005. Generell naturhänsyn vid slutavverkningar – en jämförelse av slutavverkningar med eller utan grotuttag. Examensarbete, Institutionen för Skogsskötsel. SLU, Umeå.

Dahlberg, A. & Stokland, J.N. 2004. Vedlevande arters krav på substrat – en sammanställning och analys av 3600 arter. Skogsstyrelsen. Rapport 7-2004.

Dahlberg, A., Thor, G., Allmér, J., Jonsell, M., Jonsson, M. & Ranius, T. 2011. Modelled impact of Norway spruce logging residue extraction on biodiversity in Sweden. *Canadian Journal of Forest Research* 41: 1220–1232.

de Jong, J., Akselsson, C., Berglund, H., Egnell, G., Gerhardt, K., Lönnberg, L., Olsson, B. & von Stedingk, H. 2012. Konsekvenser av ett ökat uttag av skogsbränsle. En syntes från Energimyndighetens bränsleprogram 2007–2011. ER 2012: 08. Energimyndigheten, Eskilstuna.

de Jong, J., Akselsson, C., Egnell, G., Löfgren, F. & Olsson, B.A. 2017. Realizing the energy potential of forest biomass in Sweden – How much is environmentally sustainable? *Forest Ecology and Management* 383: 3–16.

de Jong, J. & Dahlberg, A. 2017. Impact on species of conservation interest of forest harvesting for bioenergy purposes. *Forest Ecology and Management* 383:37-48.

de Jong, J., Gerhardt, K., Johannesson, T. & Axbäck, M. 2015. Miljöhänsyn vid uttag av skogsbränsle – en möjlighet att förstärka hänsynen? Slutrapport av projekt 38512-1. Energimyndigheten, Eskilstuna. CBM och Skogforsk, Uppsala.

Egnell, G. 2011. Is the productivity decline in Norway spruce following whole-tree harvesting in the final felling in boreal Sweden permanent or temporary? *Forest Ecology and Management* 261: 148–153.

- Egnell, G., Bergh, J., Dahlberg, A., Rytter, L. & Westling, O. 2006. Miljöeffekter av skogsbränsleuttag och askåterföring i Sverige. En syntes av Energimyndighetens forskningsprogram 1997 till 2004. Rapport ER 2006: 44. Energimyndigheten, Eskilstuna.
- Eräjää, S., Halme, P., Kotiaho, J.S., Markkanen, A. & Toivanen, T. 2010. The volume and composition of dead wood on traditional and forest fuel harvested clearcuts. *Silva Fennica* 44: 201–211.
- Forsius, M., Akujärvi, A., Mattson, T., Holmberg, M., Punttila, P., Posch, M., Liski, J., Repo, A., Virkkal, R. & Vihervaara, P. 2016. Modelling impacts of forest bioenergy use on ecosystem sustainability: Lammi LTER region, southern Finland. *Ecological Indicators* 65: 66–75.
- Gustafsson, L. 2004. Skogsbränsleuttagets påverkan på naturhänsynen – en analys av nuläget. Slutrapport P12779-1. Energimyndigheten, Eskilstuna.
- Helmisaari, H.-S., Hanssen, K.H., Jabobsen, S., Kukkola, M., Luuro, J., Saarsalmi, A., Tamminen, P. & Tveite, B. 2011. Logging residue removal after thinning in Nordic boreal forests: long-term impact on tree growth. *Forest Ecology and Management* 261: 1919–1927.
- Hämäläinen, A. 2016. Retention forestry and intensified biomass harvest: epiphytic lichen assemblages under opposing ecological effects in pine-dominated boreal forests. *Dissertationes Forestales* 218. 33 s.
- Johansson, V., Felton, A. & Ranius, T. 2016. Long-term landscape scale effects of bioenergy extraction on deadwood-dependent species. *Forest Ecology and Management* 371: 103–113.
- Joki-Heiskala, P., Johansson, M., Holmberg, M., Mattsson, T., Forsius, M., Kortelainen, P. & Hallin, L. 2003. Long-term basecation balances of forest mineral soils in Finland. *Water, Air, and Soil Pollution* 150: 255–273.
- Jonsell, M., Hansson, J. & Wedmo, L. 2008. Diversity of saproxylic beetle species in logging residues in Sweden – Comparisons between tree species and diameters. *Biological Conservation* 138: 89–99.
- Jonsell, M., Dahlberg, A., Johansson, V., Hjalten, J. & Victorsson, J. 2017. Stubbkörd och biologisk mångfald. Teoksessa: Persson, T., Palmér, C.H. & Lithell, C. (toim.) 2017. Stubbkörd – hur påverkas klimat och miljö? Sveriges Lantbruksuniversitet. <http://pub.epsilon.slu.se/14216/>
- Juutilainen, K., Halme, P., Kotiranta, H. & Mönkkönen, M. 2011. Size matters in studies of dead wood and woodinhabiting fungi. *Fungal Ecology* 4: 342–349.
- Juutilainen, K., Mönkkönen, M., Kotiranta, H. & Halme, P. 2014. The effects of forest management on wood-inhabiting fungi occupying dead wood of different diameter fractions. *Forest Ecology and Management* 313: 283–291.
- Juutilainen, K., Mönkkönen, M., Kotiranta, H. & Halme, P. 2016. The role of novel forest ecosystems in the conservation of wood-inhabiting fungi in boreal broadleaved forests. *Ecology and Evolution* 6:6943–6954.
- Koistinen, A., Luuro, J-P. & Vanhatalo, K. (toim.) 2016. Metsänhoidon suositukset energiapuun korjuuseen, työopas. Tapion julkaisuja. <http://www.metsanhoitosuosituksset.fi/suosituksset/energiapuu/>
- Mlambo, M.C., Paavola, R., Louhi, P., Soininen, J., Virtanen, R. & Muotka, T., 2015. Bioenergy vs biodiversity, effects of intensive forest biomass removal on stream and riparian communities. *Forestry* 88: 368–375.
- Nordén, B., Ryberg, M., Goetmark, F., Olausson, B. 2004. Relative importance of coarse and fine woody debris for the diversity of wood-inhabiting fungi in temperate broadleaf forests. *Biological Conservation* 117: 1–10.
- Palviainen, M. & Finér, L. 2012. Estimation of nutrient removals in stem-only and whole-tree harvesting of Scots pine, Norway spruce, and birch stands with generalized nutrient equations. *European Journal of Forest Research* 131: 945–964.
- Persson, T., Dahlberg, A., Hjalten, J., Jonsell, M., Lenoir, L., Malmström, A., Rudolphi, J., Svensson, M. & Taylor, A. 2017. Hög artmångfald i granstubbar. Julk.: Persson, T., Palmér, C.H. & Lithell, C. (toim.) 2017. Stubbkörd – hur påverkas klimat och miljö? Sveriges Lantbruksuniversitet. <http://pub.epsilon.slu.se/14216/>
- Persson, T., Palmér, C.H. & Lithell, C. (toim.) 2017. Stubbkörd – hur påverkas klimat och miljö? Sveriges Lantbruksuniversitet. <http://pub.epsilon.slu.se/14216/>
- Rabinowitsch-Jokinen, R. & Vanha-Majamaa, I. 2010. Immediate effects of logging, mounding and removal of logging residues and stumps on coarse woody debris in managed boreal Norway spruce stands. *Silva Fennica* 44: 51–62.
- Ranius, T. & Rudolphi J. 2017. Det går att kompensera för biobränsleuttag genom att ställa fler högstubbar. Teoksessa: Persson, T., Palmér, C.H. & Lithell, C. (toim.) 2017. Stubbkörd – hur påverkas klimat och miljö? Sveriges Lantbruksuniversitet. <http://pub.epsilon.slu.se/14216/>
- Rudolphi J. & Gustafsson L. 2005. Effects of forest-fuel harvesting on the amount of deadwood on clear-cuts. *Scandinavian Journal of Forest Research* 20: 235–242.
- Rudolphi, J. & Gustafsson, L. 2017. Hur påverkas naturhänsynen av grot- och stubbkörd? Julk.: Persson, T., Palmér, C.H. & Lithell, C. (toim.) 2017. Stubbkörd – hur påverkas klimat och miljö? Sveriges Lantbruksuniversitet. <http://pub.epsilon.slu.se/14216/>
- Sverdrup, H. & Rösen, K. 1998. Long-term base cation mass balances for Swedish forests and the concept of sustainability. *Forest Ecology and Management* 110: 221–236.
- Tveite, B. & Hanssen, K.H. 2013. Whole-tree thinnings in stands of Scots pine. (*Pinus sylvestris*) and Norway spruce (*Picea abies*): short- and long-term growth results. *Forest Ecology and Management* 298: 52–61.
- Wall, A. 2012. Risk analysis of effects of whole-tree harvesting on site productivity. *Forest Ecology and Management* 282: 175–184.
- Work, T.T., Andersson, J., Ranius, T. & Hjalten, J. 2016. Defining stump harvesting retention targets required to maintain saproxylic beetle biodiversity. *Forest Ecology and Management* 371: 90–102.

# LANNOITUS

## TARKASTELUSSA:

- Kasvatuslannoituksen vaikutukset luonnon monimuotoisuuteen ja vesistöihin.

Metsää lannoitetaan sen puuntuotoksen ja taloudellisen tuoton parantamiseksi. Ojiteilla turvemailla ja metsitetyillä suopelloilla voi esiintyä myös ravinnehäiriöitä, joiden korjaaminen lannoittamalla on tarpeellista puuston normaalin kasvun ja kehityksen turvaamiseksi.

Kangasmaiden mänty- ja kuusimetsissä tehdään typpilannoitusta puuston kasvun nopeuttamiseksi. Lannoitusta tehdään tuoreiden kankaiden kuusikoissa ja männiköissä sekä kuivahkojen kankaiden männiköissä, sillä näissä metsiköissä typpilannoitukselle saadaan paras kasvun vaste. Kangasmailla tyypillisesti käytetty typpilannoite on urea.

Ruoho-, mustikka-, puolukka- ja varputurvekankailla puuston kasvua rajoittava tekijä on yleensä kaliumin ja fosforin niukkuus, mutta typpeä on riittävästi puuston tarpeisiin. Ojitettuja suometsiä lannoitetaan tyypillisesti tuhalla, joka ei sisällä typpeä. Karuimmista suotyypeistä ojituksen kautta syntyneillä muuttumilla ja turvekankailla on kaliumin ja fosforin lisäksi puutetta myös tpeestä. Näitä kasvupaikkoja voidaan lannoittaa tuhkan lisäksi myös urealla.

Suomessa lannoitettiin metsiä eniten 1970-luvun alkupuoliskolla, jolloin lannoituspinta-alat olivat yli 200 000 ha/v. Viime vuosina lannoituspinta-alat ovat olleet jonkin verran alle 50 000 ha/v, josta noin kolmasosa on ollut ravinnehäiriöitä korjaavia terveyslannoituksia ja noin kaksi kolmasosaa kasvatuslannoituksia.

## Typpilannoitus lisää hiilen sitoutumista metsämaahan

Lannoitus lisää merkittävästi hiilen sitoutumista metsämaahan. Hiilen sitoutuminen maaperään lisääntyy, koska kariesato lisääntyy ja sen hajotus hidastuu. Ligniini-pitoisen havupuukarikkeen hajoamisen on havaittu hidastuvan, kun sen typpipitoisuus nousee. Hajotus hidastuu latvuston tihentymisen vuoksi. Maahan pääsee vähemmän valoa, joten humuskerros pysyy viileämpänä. Lumen pidättyminen latvustoon lisääntyy. Ohuemman lumipeitteen seurauksena maaperä routaantuu voimakkaammin, mikä hidastaa maan lämpenemistä ja karikkeen hajotusta keväällä. (Högberg ym. 2014)

Lannoitteiden valmistus ja levitys kuluttaa energiaa ja aiheuttaa päästöjä ilmakehään. Niiden aiheuttamat päästöt vastaavat vain noin 5 % lannoituksen seurauksena lisääntyneestä hiilen sitoutumisesta puustoon ja maaperään. (Högberg ym. 2014)

Tämän lisäksi maaperässä tapahtuvassa typen nitrifikaatiossa ja denitrifikaatiossa vapautuu ilmakehään pieniä määriä ilokaasua (N<sub>2</sub>O), joka on voimakas kasvihuonekaasu. Tosin typpilannoitukseen soveltuvilla ilmavilla kangasmailla ilokaasua syntyy vain vähän, koska nitrifikaatiota tapahtuu vain vähän ja denitrifikaatiota tuskin ollenkaan. Typpilannoituksessa lisätystä tpeestä muuttuu ilokaasuksi metsämailla useimmiten

vain 0,5–1 %. (Högberg ym. 2014) Nämä tekijät huomioidenkin typpilannoituksen vaikutukset metsien kykyyn sitoa kasvihuonekaasuja ovat selvästi positiiviset (Högberg ym. 2014).

### **Typpilannoitus lisää typen huuhtoutumista – etenkin avohakkuun jälkeen**

Tutkimusten mukaan typpilannoituksessa lisätystä typestä 5–10 % huuhtoutuu metsiköstä (vastaa 7,5–15 kg N/ha) ja voi päätyä vesistöihin. Suurin osa huuhtoutumisesta tapahtuu ensimmäisenä lannoituksen jälkeisenä vuotena. (Högberg ym. 2014) Typpi ei kuitenkaan välttämättä päädy vesistöön, vaan se voi osittain sitoutua lannoitetun alueen ja vesistön välissä oleviin toisiin metsikköihin tai suojavyyhykkeeseen.

Typen eri ionimuotojen huuhtoutumisherkkydessä on suuria eroja. Ammoniumionit ( $\text{NH}_4^+$ ) sitoutuvat hyvin metsämaahan, nitraatti-ionit ( $\text{NO}_3^-$ ) sen sijaan eivät lainkaan. Nitraattityppeä sitoo pelkästään kasvillisuuden typen otto.

Sulkeutuneesta hyvin kasvavasta metsästä huuhtoutuu vain vähän typpeä vesistöihin. Lannoitus lisääkin typpihuuhtoutumaa etenkin metsikön avohakkuun jälkeen eikä niinkään merkittävästi sen kasvatusvaiheessa. Samoin jos vasta lannoitettu metsä harvennetaan tai siihen kohdistuu voimakas myrsky- tai hyönteistuho, niin typen huuhtoutuminen vesistöihin voi lisääntyä merkittävästi.

### **Typpilannoitus happamoittaa maaperää**

Typpilannoitus voi aiheuttaa maaperän happamuuden lisääntymistä. Puuston lisääntyminen sinänsä aiheuttaa maan happamoitumista, koska ammoniumioneja ja emäskationeja maasta ottaessaan puiden juuret vaihtavat ne vetyioneihin.

Jos kaikki lisätty typpi ei pidäty puiden ja pintakasvillisuuden kasvuun tai niiden tuotamaan orgaaniseen ainekseen, sekin lisää maaperän happamuutta. Syynä on nitrifikaatio, jossa nitrobakteerit hapettavat ammoniumioneja ( $\text{NH}_4^+$ ) nitraatti-ioneiksi ( $\text{NO}_3^-$ ). Nitrifikaatio tuottaa maahan vetyioneja. Jos nitraatti-ioneja huuhtoutuu maaperästä vesistöihin, niiden mukana huuhtoutuu myös vastaava määrä kationeja, myös emäskationeja. (Skogsstyrelsen 2007)

Nitrifikaatiota ja nitraatin huuhtoutumista ei tapahdu merkittävästi varttuneessa sulkeutuneessa metsässä, mutta ne voimistuvat huomattavasti avohakkuun jälkeen. Typpilannoitetuissa metsissä nitrifikaatio ja nitraattitypen huuhtoutuminen voi olla voimakkaampaa, koska karikkeiden ja hakkuutähteiden typpipitoisuus on suurempi kuin lannoittamattomissa metsissä. Ongelma on suuri erityisesti alueilla, joilla myös typpilaskeuma on suuri, kuten Etelä-Ruotsissa. Siksi Ruotsissa typpilannoitteena käytetään nykyään vain kalkkiammoniumsalmiakkia, joka sisältää dolomiittikalkkia, joka neutraloi typpilannoitteen maaperää happamoittavaa vaikutusta. (Skogsstyrelsen 2007)

### **Typpilannoitus muuttaa kangasmetsien pintakasvillisuutta – etenkin pätehakkuun jälkeen**

Monet yleiset metsäkasvit ovat sopeutuneet typen niukkuuteen. Typpilannoituksen aiheuttama typen saatavuuden paraneminen voi muuttaa kasvillisuuden lajikoostumusta ja runsaussuhteita. Selvin ja pitkävaikutteisoin muutos on jäkälien määrän väheneminen karummilla kasvupaikoilla. (Högberg ym. 2014) Varvut, kuten mustikka,

puolukka ja variksenmarja, ovat sopeutuneet niukkaan typpitalouteen. Ne ovat kilpailukykyisiä, kun tpestä on niukkuutta. Niiden kilpailuasema voi heikentyä typpilannoituksen seurauksena. Typen saatavuuden paraneminen suosii nopeakasvuisempia ja enemmän typpeä tarvitsevia kasvilajeja, kuten heiniä, vadelmaa ja horsmaa.

Lannoitus vaikuttaa metsän pintakasvillisuuteen vähentämällä valon määrää puuston nopeamman sulkeutumisen ja latvusten tuuheetumisen seurauksena sekä lisäämällä typen saatavuutta maaperässä.

Kertalannoitus 150 kg N/ha aiheuttaa melko vähäisiä muutoksia varttuneen metsän kasvipeitteeseen. Suurin vaikutus on heinien, etenkin metsälauhan, määrän lisääntyminen. Varpujen määrään lannoituksella on vain vähäinen vaikutus. Vaikutukset varttuneiden metsien kasvillisuuteen ovat tilapäisiä ja kestävät noin 10 vuotta, yhtä pitkään kuin vaikutukset puuston kasvuun. (Högberg ym. 2014)

Suurimmat vaikutukset pintakasvillisuuteen ilmenevätkin vasta päätehakkuun jälkeen. Lannoitus aiheuttaa typen kertymistä karikkeseen ja humuskerrokseen. Päätehakkuun jälkeen tätä varastoitunutta typpeä vapautuu kasveille käyttökelpoiseen muotoon. Tämä johtaa pintakasvillisuuden voimakkaampaan rehevöitymiseen kuin pelkän avohakkuun seurauksena ilman lannoitusta tapahtuisi.

Strengbom ja Nordin (2008) vertasivat typpilannoitettujen ja lannoittamattomien metsien pintakasvillisuutta 9–13 vuotta avohakkuun jälkeen. Nämä metsät oli lannoitettu noin 20 vuotta sitten eli noin 10 vuotta ennen avohakkuuta. Tutkimuksen tulosten mukaan heinät yleistyvät varpujen kustannuksella lannoitetuissa metsissä vielä selvästi enemmän kuin lannoittamattomissa.

Lannoittamisella oli selvä vaikutus myös mustikan marjomiseen. Lannoitetun metsän päätehakkuun jälkeen syntyneissä noin kymmenen vuoden ikäisissä nuorissa metsissä mustikan raakileiden määrä oli 70–90 % alhaisempi kuin vastaavanikäisissä nuorissa metsissä, joita edeltävän puusukupolven metsikköä ei oltu lannoitettu ennen sen päätehakkuuta. Myös varttuneissa uudistuskypsissä metsissä mustikan raakileiden määrä oli 65 % alhaisempi lannoitetuissa kuin lannoittamattomissa metsissä. (Strengbom & Nordin 2008)

On epävarmaa kuinka pitkävaikutteisia nämä kasvillisuuden muutokset ovat. Mitä useammin lannoitus tehdään ja mitä suurempia kerta-annoksia käytetään, sitä voimakkaampia ovat lyhyt- ja pitkäaikaiset muutokset kasvillisuudessa. Typpilannoitus lisää typen kertymistä maaperään ja voimistaa siten kasvupaikkojen rehevöitymiskehitystä, joka on muutenkin käynnissä Suomen metsäluonnossa typpilaskeuman ja metsäpalojen torjunnan seurauksena.

### **Typpilannoitus vähentää mykorritsientien sienirihmastojen tuotantoa ja muuttaa lajien runsaussuhteita**

Typen saatavuuden paranemisen seurauksena puut luovuttavat vähemmän sokereita mykorritsientien käyttöön. Tämän seurauksena mykorritsientien sienirihmastojen tuotanto vähenee. Etenkin suurina annoksina annettu typpilannoitus vähentää itiöemien muodostusta.

Mykorritsojen esiintyminen juurten kärjissä säilyy mutta sienilajistossa tapahtuu muutoksia. Toiset lajit hyötyvät ja toiset taantuvat. Jotkin lajit voivat runsastua, kuten pulkkosieni ja kangasrousku. (Högberg ym. 2014)





## Tuhkalannoitus

Tuhkalannoituksen vuotuiseksi pinta-alaksi on arvioitu noin 10 000 ha, mutta tarkkoja tilastotietoja ei ole satavissa. Tuhkalannoitusta tekevät eniten metsäyhtiöt omissa metsissään. Lannoite levitetään tyypillisesti lentolevityksenä.

Tuhkalannoituksen mahdollisina riskeinä vesistöille pidetään tuhkan melko korkeaa fosforipitoisuutta ja sen sisältämiä raskasmetalleja, jotka liuetessaan saattavat huuhtoutua vesistöihin. Vaikka tuhka ei sisällä typpeä, tuhkalannoitus aiheuttaa maan happamuuden vähentymistä ja hajotustoiminnan vilkastumista. Tämä voi lisätä typen vapautumista runsastyyppisillä alueilla, jolloin myös typen huuhtoutumisriski kasvaa. (Huotari 2012)

Tuhka ei sisällä typpeä, mutta se sisältää fosforia ja kaliumia, joista ojitettujen turvemaiden kasvupaikoilla on usein puutetta. Siksi puutuhka on ojitetuille soille hyvin soveltuva lannoite ja sen käyttö on järkevää jätteen hyväksikäyttöä. Turvemaiden tuhkalannoituksen aiheuttamat fosforin huuhtoumat ovat olleet hyvin vähäisiä. Todennäköisenä syynä pidetään fosforin sitoutumista tiukasti tuhkan sisältämiin rauta- ja alumiiniyhdisteisiin. (Nieminen ym. 2007)

Tuhkalannoituksen aiheuttamat muutokset maaperän happamuudessa ja alkuainepitoisuuksissa ovat pitkäaikaisia. Muutokset näkyvät selvästi vielä 40–60 vuotta tuhkan levityksen jälkeen. (Makkonen 2008)

Tuhka on emäksistä. Siksi sen kalkitusvaikutus metsämaahan on voimakas. Pintaturpeen ja kangashumuksen pH-luku voi kohota 1–3 pH-yksikköä. Muutoksen suuruus riippuu kasvupaikasta, tuhkan laadusta ja tuhka-annoksesta. Muutokset rajoittuvat kuitenkin aivan pintamaahan noin 10 cm:n kerrokseen. (Makkonen 2008)

Tuhka lisää maan pintakerroksen alkuainepitoisuuksia huomattavasti lannoitussuosituksen mukaisilla annoksilla (4 000–5 000 kg/ha). Karike- ja humuskerroksessa kalsiumin pitoisuus voi nousta kymmenkertaiseksi, mangaanin ja sinkin pitoisuus viisinkertaiseksi ja kadmiumin kaksinkertaiseksi. Fosforin pitoisuudet pintaturpeessa nousevat noin nelinkertaiseksi verrattuna lannoittamattomaan. (Makkonen 2008)

Pitkäaikaistutkimuksessa tuhkalannoitettujen (5000–6500 kg/ha) pienten valuma-alueiden valumavesistä mitatut S-, K-, Na-, Cl- ja Mg-pitoisuudet olivat vielä 10–11 vuotta lannoituksen jälkeen edelleen korkeampia kuin lannoittamattomien kontrollialojen. Turvetuhkasta huuhtoutuminen oli vähäisempää kuin puutuhkasta alhaisempien ainepitoisuuksien vuoksi. (Piirainen ym. 2013)

Tutkijoiden arvion mukaan 15–52 % tuhkan mukana lisätystä rikin määrästä ja 2–28 % lisätystä kaliumista oli huuhtoutunut puu- ja turvetuhkasta tutkimusjakson aikana. Rikin huuhtoutuminen oli suurinta talvilevityksen jälkeen ja suurempaa rahka- kuin saraturpeisilla valuma-alueilla. Kaliumin huuhtoutuminen oli suurinta kesälevityksen jälkeen ja pienintä valuma-alueilla, joissa puuston määrä oli suurin. Typen, fosforin, liunneen orgaanisen hiilen ja raskasmetallien huuhtoutuminen ei ollut lisääntynyt tuhkalannoituksen seurauksena. (Piirainen ym. 2013)

On huomion arvoista, että vaikka tuhkalannoitus aiheuttaa pitkäkestoista emäskationien ja rikin huuhtoutumista vesistöihin, näistä aineista ei tiettävästi ole vesistöissä erityistä haittaa. Ne eivät esimerkiksi rehevöitä vesistöjä.

Tuhkan talvilevityksen ei ole havaittu lisäävän merkittävästi fosforin ja raskasmetallien huuhtoumia, jos tuhkaa ei joudu lannoituksen yhteydessä suoraan ojiin tai sitä ei sulamisvesien mukana kulkeudu niihin (Makkonen 2008). Lentolevityksessä noin 3 % tuhkasta päätyy ojiin. Tuhkan levityksen normaalissa kerta-annoksessa on noin 40 kg fosforia, josta siis 1,2 kg päätyy ojiin ja todennäköisesti huuhtoutuu vesistöihin. (Silver & Saarinen 2007, Makkonen 2008)

Tuhkalannoituksen ei ole havaittu aiheuttavan raskasmetallien kertymistä marjoihin eikä sieniin lyhyellä (2 kk–4 v) eikä pitkällä (10–52 v) aikavälillä (Moilanen ym. 2006).

### **Johtopäätöksiä ja kehittämissuosituksia**

Lehdot, jäkälävaltaiset kasvupaikat, maakerrokseltaan ohuet tai maalajiltaan hyvin vettä läpäisevät kasvupaikat, kasvi- ja eläinlajistoltaan arvokkaat luontokohteet sekä arvokkaat kulttuuriympäristöt ja virkistysalueet tulee jättää lannoituksen ulkopuolelle. Kalkkiammoniumsalmi on ympäristövaikutusten suhteen arvioitu Ruotsissa vähiten haitalliseksi typpilannoitteeksi ja siellä käytetään yksinomaan sitä metsänlannoituksessa.

Lannoituksen vesiensuojelu toteutuu suojavyöhykkeiden osalta todennäköisesti lannoitteiden maalevityksessä riittävän hyvin, jos suojavyöhyke on kaikkien vesistöjen osalta 20–30 metriä. Suojavyöhykkeitä voi olla tarpeellista edellyttää myös muiden kohteiden ympärille, joissa typpilannoitus voi aiheuttaa ei-toivottuja kasvipeitteen muutoksia. Tällaisia kohteita ovat esimerkiksi luonnonsuojelualueet, avainbiotoopit ja suot. Lentolevityksessä saattaa olla tarpeen käyttää leveämpää 50 metrin suojavyöhykettä vesistöihin.

Latvusmassan korjuu pienentää typen huuhtoutumisen riskiä lannoitetuista metsistä päätehakkuun yhteydessä.

Turvemailla käytetään vain sellaisia lannoitteita, joiden sisältämä fosfori on hidasliukoisessa muodossa, kuten RautaPK-lannoitetta ja tuhkaa. Käytettävien tuhkalannoitteiden tulee täyttää lannoiteasetuksen mukaiset raja-arvot raskasmetallien osalta. Turvemaiden lannoituksessa ei käytetä vesiliukoista fosforia sisältäviä lannoitteita.

Ojitettujen suometsien lentolevityksessä lannoitteita päätyy väistämättä ojiin. Traktorilevityksessä lannoitteiden joutumista ojiin tai vesistöihin on helpompi varoa. Traktorilevitys voi toisaalta aiheuttaa maastovaurioita ja edellyttää esimerkiksi purojen ylityksiä, joten edullisuusvertailua kannattaa tehdä ympäristönäkökohdastakin tapauskohtaisesti. Ojien varsille on syytä jättää kaista, jota ei lannoiteta.

Vesiensuojelun kannalta paras toimintajärjestys kunnostusojitushankkeissa on hakkuu, lannoitus ja viimeiseksi kunnostusojitus. Lannoitus tehdään juuri ennen ojien kaivamista.

Samana vesistön valuma-alueen pinta-alasta ei ole hyvä lannoittaa kerralla hyvin suurta osaa vesistövaikutusten rajoittamiseksi.

## LÄHTEET

---

- Huotari, N. 2012. Tuhkan käyttö metsänlannoitteena. Metsäntutkimuslaitos. 47 s.  
<https://jukuri.luke.fi/bitstream/handle/10024/504366/tuhkan-kaytto-metsalannoitteena%5b1%5d.pdf?sequence=1>
- Högberg, P., Larsson, S., Lundmark, T., Moen J., Nilsson, U. & Nordin, A. 2014. Effekter av kvävegödsling på skogsmark. Kunskapssammanställning utförd av SLU på begäran av Skogsstyrelsen. Rapport 1/2014. Skogsstyrelsen.
- Joensuu, S., Hynninen, P., Heikkinen, K., Tenhola, T., Saari, P., Kauppila, M., Leinonen, A., Ripatti, H., Jämsén, J., Nilsson, S. & Vuollekoski, M. 2012. Metsätalouden vesiensuojelu. Metsätalouden vesiensuojelu -kouluttajan aineisto. TASO.  
[https://www.metsakeskus.fi/sites/default/files/metsatalouden\\_vesiensuojelu\\_kouluttajan\\_aineisto.pdf](https://www.metsakeskus.fi/sites/default/files/metsatalouden_vesiensuojelu_kouluttajan_aineisto.pdf)
- Makkonen, T. 2008. Tuhkalannoitus. Hyvän metsänhoidon opaskirja. Tapio.  
[https://www.metsakeskus.fi/sites/default/files/pictures/tuhkalannoitus\\_tapio\\_2008\\_pakattu.pdf](https://www.metsakeskus.fi/sites/default/files/pictures/tuhkalannoitus_tapio_2008_pakattu.pdf)
- Moilanen, M., Fritze, H., Nieminen, M., Piirainen, S., Issakainen, J. & Piispanen, J. 2006. Does wood ash application increase heavy metal accumulations in forest berries and mushrooms? *Forest Ecology and Management* 226: 153–160.
- Nieminen, M., Moilanen, M. & Piirainen, S. 2007. Phosphorus allocation in surface soil of two drained peatland forests following wood and peat ash application – why effective adsorption on low sorptive soils? *Silva Fennica* 41: 395–407
- Piirainen, S., Domisch, T., Moilanen, M. & Nieminen, M. 2013. Long-term effects of ash fertilization on runoff water quality from drained peatland forests. *Forest Ecology and Management* 287: 53–66.
- Silver, T. & Saarinen, M. 2007. Lentolevityksen tarkkuus ojitusalueiden terveyslannoituksissa. *Suo* 58: 63–70.
- Skogsstyrelsen 2007. Kvävegödsling av skogsmark. *Meddelande 2/2007*. Skogsstyrelsen.
- Strengbom, J. & Nordin, A. 2008. Commercial forest fertilization causes long-term residual effects in ground vegetation of boreal forests. *Forest Ecology and Management* 256: 2175–2181.
- Westling, O. & Nohrstedt, H.-Ö. 1995. Miljökonsekvensbeskrivning av STORA SKOG:s gödslingsprogram. Del 2: Bedömning. Institutet för vatten- och luftvårdsforskning.

# MAANMUOKKAUS

## TARKASTELUSSA:

- Maanmuokkauksen vaikutukset luonnon monimuotoisuuteen ja vesistöihin.

Metsänuudistamisen yhteydessä käytetään yleensä koneellista maanmuokkausta. Maata muokataan metsänviljelytyön helpottamiseksi ja nopeuttamiseksi, taimien kasvuolosuhteiden parantamiseksi ja taimien alkukehityksen turvaamiseksi. Uudistusalojen koneellinen maanmuokkaus yleistyi vallitsevaksi käytännöksi 1960-luvun puolivälistä lähtien. Nykyään käytettyjä maanmuokkausmenetelmiä ovat äestys, säättöauraus, laikutus, kääntömätästys, laikkumätästys, naveromätästys ja ojitusmätästys.

Mätästysmenetelmien käyttö on yleistynyt voimakkaasti 2000-luvulla muiden maanmuokkausmenetelmien kustannuksella ja niistä on tullut yleisin maanmuokkaustapa. Erilaisten mätästysmenetelmien osuus maanmuokkauspinta-alasta on yhteensä noin 60 %. (Metsätilastollinen vuosikirja 2005–2014)

Vastaavasti äestyksen, laikutuksen ja aurauksen pinta-alat ovat pudonneet noin puoleen kymmenen viime vuoden aikana. Metsähallitus ja metsäyhtiöt ovat luopuneet omista metsissään säättöaurauksen käytöstä, mutta yksityismaiden ja yhteismetsien uudistusaloja säättöaurataan noin 2 500 hehtaaria vuodessa, mikä on reilut 2 % maanmuokkauksen kokonaispinta-alasta. (Metsätilastollinen vuosikirja 2005–2014)

Maanmuokkauksen kokonaispinta-ala on reilut 100 000 ha vuodessa. Maanmuokkauspinta-ala on supistunut viimeisen kymmenen vuoden aikana noin 20 000 hehtaarilla. (Metsätilastollinen vuosikirja 2005–2014) Viimeisten 50 vuoden aikana (1964–2013) koko maan päätehakkuaaloja on käsitelty koneellisin maanmuokkausmenetelmin yhteensä 5,3 miljoonaa hehtaaria. Nykyisen maanmuokkaustahdin jatkuessa noin kaksi kolmasosaa talouskäytössä olevista metsämaan kankaista tulisi muokattua yhden hakuuikierron eli noin sadan vuoden aikana.

Eri maanmuokkausmenetelmät eroavat toisistaan jonkin verran ympäristövaikutusten suhteen. Pintakasvillisuuden muutosten ja vesistövaikutusten kannalta on oleellista, paljonko muokkausmenetelmä paljastaa maanpintaa, kuinka syvä muokkausjälki on ja johdetaanko maanmuokkauksessa valumavesiä uudistusosalta vesistöihin.

Äestyksessä ja aurauksessa tehdään jatkuvaa uraa tai vakoa ja paljastetaan enemmän kivennäismaata kuin laikuttaen maata muokkaavissa laikutuksessa ja mätästysmenetelmissä. Mätästysmenetelmistä ojitusmätästys ja naveromätästys paljastavat eniten maanpintaa. Ne ovat vaikutuksiltaan voimakkaita maanmuokkaustapoja. Molemmissa kaivetaan pitkänomaisia naveroita ja ojitusmätästyksessä myös kasvupaikkaa pysyvästi kuivattavia syvempiä kuivatusojia, joilla johdetaan vettä pois uudistusalueelta.

Vähiten maanpintaa paljastavat laikutus ja kääntömätästys, joka paljastaa maanpintaa noin kolmanneksen vähemmän kuin laikkumätästys. Voimakkaimmat vesistövaikutukset on ojitusmätästyksellä, naveromätästyksellä ja aurauksella. Kevyempien maanmuokkausmenetelmien näkyvät jäljet häviävät melko nopeasti muokkausjäljen kasvaessa umpeen.



© PANU KUNTTU

**Kuva 32.** Voimakkaasti muokattu päätehakkuaala Rovaniemellä.

Maanmuokkauksen tunnettuja ympäristövaikutuksia ovat vaikutukset pintakasvillisuuteen, lahoppuun hävikki murskaantumisen ja hautautumisen seurauksena sekä ravinteiden, kiintoaineksen ja metallien huuhtoutuminen uudistusaloilta vesistöihin. Yksi maanmuokkauksen vaikutuksista on podsolimaannoksen pintamaan kemiallisesti erilaistuneiden kerrosten sekoittuminen syvemmissä muokkausjäljissä. Maanmuokkauksen pitkäaikaisvaikutuksista monimuotoisuuteen ei ole juurikaan tietoa.

### **Maanmuokkaus vähentää varpujen, jäkälien ja sammalten peittävyttä**

Päätehakkuu yksinään saa aikaan hyvin suuria muutoksia pintakasvillisuuden lajistossa ja sen peittävydessä. Nopeakasvuisten heinien ja ruohojen lajimäärä ja peittävyys kasvaa voimakkaasti ja sammalten, poronjäkälien ja varpujen peittävyys pienenee murto-osaan ennen hakkuuta vallinneesta tilanteesta.

Maanmuokkaus voimistaa näitä muutoksia paljastamalla kivennäis- ja turvemaapintoja pioneerikasvilajien, kuten heinien ja lehtipuiden siementaimien uudistumiselle ja kasvulle hyvin soveltuviksi, kilpailusta vapaiksi kasvualustoiksi sekä nopeuttamalla orgaanisen aineksen hajotusta ja lisäämällä siten typen ja muiden ravinteiden saatavuutta. Maanmuokkaus onkin vaikuttanut metsien aluskasvillisuuteen merkittävästi. Maanmuokkausjäljessä alkuperäinen lajisto häviää kokonaan ja tilalle kasvaa pioneerilajeja. Kun maanmuokkauksessa käytännössä puolet maanpinnasta käsitellään, ovat metsikkötason lajistolliset vaikutukset voimakkaita. (Vanha-Majamaa 2001)

Metsäntutkimuslaitoksen pintakasvillisuuden muutosten seuranta tutkimuksessa (1985–2006) mustikan peittävyys oli kaksikymmentä vuotta päätehakkuun jälkeen vain 25 % hakkuuta edeltäneestä tasosta. Samassa ajassa puolukan peittävyys palautui lähelle lähtötasoa. (Tonteri ym. 2013)

Avohakkuu ja maanmuokkaus vahingoittavat sekä mustikan että puolukan maavarsi- verkostoja. Niiden maanalaisen biomassan palautuminen hakkuuta edeltävälle tasolle

kestää vuosikymmeniä. Sammalet ja poronjäkalät vähenivät päätehakkuun jälkeen, eivätkä ne ehtineet toipua 20 vuoden seurantajakson aikana. Kahdenkymmenen vuoden kuluttua hakkuusta heinien ja ruohojen peittävyys alkoi pienentyä, mutta lajimäärä pysyi edelleen suurena. Varttuneen metsän lajien lisäksi kasvillisuudessa oli edelleen suksession varhaisvaiheiden lajeja. (Tonteri ym. 2013)

Avohakkuut ja maanmuokkaus ovat haitallisia mustikalle, samoin puustojen tihentyminen. Näiden syiden vuoksi mustikan peittävyys on alentunut puoleen 1950-luvun tilanteeseen verrattuna (Reinikainen ym. 2000). Tämä on ollut suuri ekologinen muutos metsäluonnossa. Mustikka on yksi metsäluonnon avainlaji, josta riippuu monen muun lajin elämä. Mustikka on tärkeä ravintokasvi pölyttäjille. Kimalaiset ja muut pölyttäjät keräävät mettä ja siitepölyä mustikan kukista. Mustikka on pääravintokasvi 77 suurperhoslajille, ja sitä syö 143 lajia. Perhosten toukat ovat tärkeää ravintoa hyönteissyöjälinnuille ja metsäkanalintujen poikasille. Lintulajeista 20 syö mustikoita, mm. rastaat, metsäkanalinnut ja kuukkeli. Metsäkanalinnuille mustikka on tärkein ravintokasvi. Niille maistuvat sen marjat, varret, lehdet ja lehdillä elävät toukat. Tuuheaa mustikan varvusto antaa myös suojan metsäkanalintujen poikasille. Myös monet nisäkkäät syövät mustikan lehtiä tai marjoja.

Ojitusmätästys on uudisojitusta, jos sitä tehdään ennen ojittamattomilla turvemaiilla tai soistuneilla kankailla. Uudisojitusta ei pitäisi Suomessa enää tehdä. Todellisuudessa sitä kuitenkin tehdään edelleen metsänuudistamisen maanmuokkauksen yhteydessä. Sitä ei vain tilastoida ojitukseksi vaan maanmuokkaukseksi. Ekologiset vaikutukset ovat kuitenkin samanlaisia. Ojitusmätästys muuttaa kuivatusvaikutuksen vuoksi pysyvästi korprien ja soistuneiden kankaiden vesitalouden ja kasvillisuuden. Ne muuttuvat kasvillisuudeltaan ja muulta lajistoltaan kangasmaiden kaltaisiksi. Kosteasta kasvupaikasta ja pienilmastosta riippuvaisia lajeja häviää pysyvästi.

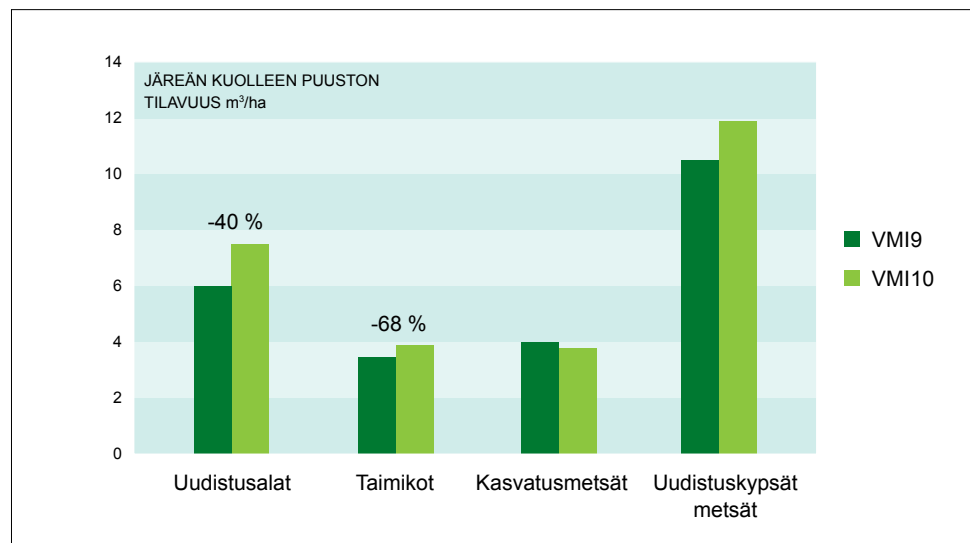
Kuivatus vähentää korprien, rämeiden ja soistuneiden kankaiden hyönteisravinnon määrää ja heikentää siten niiden laatua metsäkanalintujen poikueympäristöinä. Korvissa on hyönteisravintoa moninkertainen määrä kangasmetsiin verrattuna, mikä tekee niistä avainympäristöjä metsäkanalinnuille. Kaikki korpityypit ovat arvokkaita ja uhanalaisia luontotyyppejä.

### **Maanmuokkaus hävittää kuollutta puuta merkittävästi**

Uudistuhakkuut ja maanmuokkaus aiheuttavat kuolleen puun hävikkiä murskaantumisen ja hautautumisen seurauksena. Erityisesti pidemmälle lahonnut pehmeä lahopuu murskaantuu helposti näissä toimenpiteissä. Hävikki voi olla hyvin suurta, 40–80 % järeän kuolleen runkopuuston tilavuudesta.

Päätehakkuuikäisissä talouskuusikoissa tehdyssä tutkimuksessa (Hautala ym. 2004) päätehakkuun ja äestyksen vaikutuksesta lahopuuhun havaittiin, että ennen hakkuuta seuranta varten merkityistä ja mitatuista maapuukappaleista (läpimitta  $\geq 10$  cm) kolmasosa hävisi kokonaan. Maanmuokkauksen jälkeen löydettyjen kappaleiden tilavuus oli pienentynyt osittaisen murskaantumisen tai häviämisen vuoksi 68 %. Kokonaan hävinneet maapuukappaleet huomioiden maapuun tilavuushävikki oli 81 %. Suurinta hävikkiä oli pitkälle lahonneessa ja pienintä tuoreessa lahopuussa.

Myös muissa tutkimuksissa metsänuudistamisen on todettu aiheuttavan merkittävää lahopuun määrän vähenemistä, mutta syitä ei ole tarkemmin eritelty. Sippola ym. (1998) havaitsi Suomen Lapissa tehdyssä tutkimuksessa, että avohakkuualoilla oli vain 40 % siitä kuolleiden järeiden puiden määrästä, joka oli mitattu vanhoista luonnonmetsistä.



**Kuva 33.** Järeiden kuolleiden puiden tilavuus eri kehitysluokkien metsissä VMI9:n ja VMI10:n poikkileikkausaineiston mukaan. Prosenttiluvut kuvaavat kuolleiden puiden hävikin suuruutta uudistuskypsien metsien kuolleiden puiden tilavuuteen verrattuna. (Korhonen ym. 2016)

Myös Ruotsissa Fridman ja Waldheim (2000) havaitsivat lähes 50 % suuruisen järeän kuolleen puun määrän alenemisen päätehakkuiden seurauksena. Tulos perustui Ruotsin VMI-koealojen aineiston analyysiin.

Suomen yksityis- ja yhtiömaiden muokatuilla avohakkuualoilla lahoa maapuuta oli 19 prosenttia vähemmän (keskimäärin 0,5 vs. 0,7 m³/ha) ja muokatuilla siemenpuuhakkuualoilla 39% vähemmän (0,3 vs. 0,5 m³/ha) kuin vastaavilla muokkaamattomilla hakkuualoilla. Tulos perustuu Metsätalouden kehittämiskeskus Tapion luonnonhoidon seurannan 2004 laskentatulokseen, jossa oli mukana 1 151 hakkuualaa, yhteensä 3 057 ha. Lahopuun määrä hakkuualoilla on arvioitu silmämääräisesti. (Punttila 2005)

Myös Suomen VMI-koealojen poikkileikkausaineiston perusteella lahopuun hävikki päätehakkuun yhteydessä on suurta. Uudistuskypsissä metsätalouden maan metsissä lahopuuta on 10–12 m³/ha, mutta taimikoissa enää vajaa 4 m³/ha (kuva 33) (Korhonen ym. 2016). Tämä vastaa noin 70 % nettohävikkiä lahopuun määrässä. Tulos huomioi metsässä jo olleen lahopuun häviämisen päätehakkuussa, mahdollisessa energiapuun korjuussa ja maanmuokkauksessa sekä uuden lahopuun syntymisen.

Luonnonvarakeskuksen skenaariolaskelmien mukaan minimoimalla kuolleen puun hakkuuhävikki kuolleen puun määrää on mahdollista lisätä vuoteen 2054 mennessä puuntuotannon metsämaalla saman verran kuin luonnonpoistuma lisää sitä Etelä-Suomen nykyisen suojelalueverkoston sisällä. Tämä on huomionarvoinen tulos, joka kannustaa kuolleen puun hakkuuhävikin minimoimiseen. (Korhonen ym. 2016) Ekologiset vaikutukset näiden välillä ovat toki erilaiset, sillä talousmetsissä mahdollisesti tapahtuva kuolleen puun määrän lisääntyminen tarkoittaa melko pientä hehtaarikoh-taista lisäystä hyvin laajalla pinta-alalla.

Kevyempiä ja laikuttaista muokkausjälkeä tekeviä maanmuokkausmenetelmiä käytämällä lahopuun tuhoutumista voidaan todennäköisesti pienentää. Rabinowitsch-Jokisen ja Vanha-Majamaan (2010) tutkimuksessa mätätyst vähensi pystylahopuiden

määrää noin 20 %, mutta maapuuston määrän väheneminen oli selvästi pienempi kuin Hautalan ym. (2004) tutkimuksessa, jossa maanmuokkausmenetelmänä oli äestys.

Vähiten lahoppuun tuhoutumista aiheuttavat todennäköisesti laikutus, kääntömätästys ja laikkumätästys, koska ne paljastavat vähiten maanpintaa ja muokkausjälki on laikuttaista.

Lahoppuun murskaantumisen ja hautautumisen täydellinen välttäminen metsän uudistamisen yhteydessä on kuitenkin käytännössä vaikeaa. Uudistusaloilla työskennellään useilla raskailla työkoneilla kuten monitoimikoneella, metsätraktorilla ja maanmuokauskoneella sekä mahdollisesti lisäksi latvusmassan korjuuseen liittyen metsätraktorilla ja kannonnostoon liittyen kaivinkoneella ja metsätraktorilla. Mitä enemmän ajokertoja uudistusosalalla tehdään, sitä enemmän lahoppuustoa todennäköisesti murskaantuu ja hautautuu.

Säästöpuuston ja säästettävien luontokohteiden keskittäminen olemassa oleviin lahoppukeskittymiin vähentää lahoppuuston hävikkiä. Vanha-Majamaa ja Jalonen (2001) suosittelevat säästöpuiden jättämistä korpiin ja soistuneisiin painanteisiin, koska niissä on enemmän lahoppuustoa ja haapoja kuin ympäröivillä kankailla. Kovempia, koossa pysyviä lahoppuita voi myös siirrellä harvesterin tai metsätraktorin kouralla pois ajoreiiltä säilymisen kannalta turvallisempaan paikkaan.

Kuolleita puita kaatuu, murskaantuu ja hautautuu myös harvennushakkuissa puuden kaadon ja kuljetuksen seurauksena. Hävikki on kuitenkin todennäköisesti vähäisempää kuin päätehakkuiden ja maanmuokkauksen seurauksena. Myös harvennushakkuissa voidaan säästää lahoppuustoa jättämällä käsittelemättömiä säästöpuuryhmiä ja riistatiheikköjä lahoppukeskittymiin ja siirtelemällä kuolleita puita pois ajourilta.

### **Maanmuokkaus lisää hiilipäästöjä ilmakehään kangas- ja turvemaidilla**

Päätehakkuu muuttaa metsän hiilinielusta hiilipäästöjen lähteeksi 15–30 vuodeksi. Tämä johtuu siitä, että hiilen sitoutuminen kasvavaan puuston ja puuston karikesyöttö maaperään vähenee voimakkaasti ja toisaalta hakkuutähteiden, karikkeen ja humuksen hajotus lisääntyy. Maanmuokkaus voi lisätä hiilivuotoa maaperästä, sillä se nostaa maan lämpösummaa muokkausjäljessä ja nopeuttaa hajotustoimintaa.

Simola (2018) tutki kangasmetsien avohakkuiden ja maanmuokkauksen vaikutuksia metsämaan hiilivarastoon vertaamalla niitä viereisestä vanhan metsän metsämaasta otettuihin näytteisiin 93 tutkimuskohteella Suomessa. Tutkimuksessa havaittiin, että muokattujen uudistusalojen metsämaan orgaanisen aineen määrä oli vähentynyt yli 10 vuotta vanhoilla muokkausaloilla keskimäärin 1 260 g/m<sup>2</sup>. Tämä vastaa noin 15 %:n suuruista orgaanisen aineen määrän vähenemistä hakkaamattomiin vanhoihin metsiin verrattuna. Auratuilla metsänuudistamisaloilla metsämaan orgaanisen aineksen vähentyminen oli keskimäärin vähän suurempaa kuin äestetyillä uudistusaloilla. Avohakkuualoilla, joita ei ollut muokattu, metsämaan orgaanisen aineen määrä oli vähentynyt keskimäärin vain 300 g/m<sup>2</sup> eli 3,9 %. (Simola 2018)

Nykyisten maanmuokkauspinta-alojen perusteella (1 200 km<sup>2</sup>/v), Simola (2018) arvioi maanmuokkauksen aiheuttamien hiilidioksidipäästöjen olevan suuruusluokkaa 2,8 Tg/v. Tämä merkitsee sitä, että 1960-luvulta lähtien yhteensä 130 Tg on päässyt ilmakehään maanmuokkauksen seurauksena, sillä noin 58 000 km<sup>2</sup> metsämaata on muokattu tähän mennessä. (Simola 2018)



Aikaisemmissa tutkimuksissa Simola ym. (2012) selvittivät orgaanisen aineksen hävikkiä ojitetuilta turvemailta keräämällä uudelleen näytteitä 1980-luvulla tutkituilta 37 näytealalta, täsmälleen samoista kohdista. 1980-luvun ja vuonna 2009 kerättyjen näytteiden vertailu osoitti huomattavaa vaihtelua, vähäisestä orgaanisen aineen määrän lisääntymisestä huomattavaan vähenemiseen. Keskimääräinen orgaanisen aineen määrän väheneminen oli vuonna 2009 suuruudeltaan  $7,4 (\pm 2,5)$  kg/m<sup>2</sup> turpeen kuivamassaa verrattuna 1980-luvun arvoihin. Tulosten mukainen keskimääräinen orgaanisen aineen määrän nettovähennys Suomen keskiosien ojitetuilla turvemailloilla arvioitiin olevan 150 g C m<sup>2</sup>/v. (Simola ym. 2012)

Ojanen (2014) tutki väitöskirjassaan ojitettujen turvemaiden kasvihuonekaasujen taseita maasta tulevien päästöjen ja karikesadon kautta tapahtuvan maaperään sitoutumisen välisenä erotuksena. Hänen tulostensa mukaan rehevien koealojen (ruoho- ja mustikkaturvekankaat) maaperä oli keskimäärin CO<sub>2</sub>-lähde. Näiden kasvupaikkojen CO<sub>2</sub>-päästöjen suuruudeksi arvioitiin keskimäärin  $190 \pm 70$  g/m<sup>2</sup>/v. Karujen koealojen (puolukka- ja varputurvekankaat) maaperä oli puolestaan CO<sub>2</sub>-nielu, jonka suuruus oli  $70 \pm 30$  g/m<sup>2</sup>/v. Typpioksiduulin (N<sub>2</sub>O) lähde osoittautui sitä pienemmäksi, mitä karumpi koeala oli, vaihteluvälin ollessa  $0,185 - 0,029$  g/m<sup>2</sup>/v. Hyvin kuivuneet koealat, joilta suokasvillisuus oli kadonnut, olivat lieviä metaani-nieluja. Nielun suuruus oli keskimäärin  $0,28 \pm 0,04$  g/m<sup>2</sup>/v). Märkinä pysyneet koealat, joilla suokasvillisuutta oli vielä jäljellä, olivat metaanilähteitä, joiden suuruus oli keskimäärin  $1,16 \pm 0,48$  g/m<sup>2</sup>/v.

Kun kasvavan puuston synnyttämä CO<sub>2</sub>-nielu otettiin huomioon, lähes kaikki Ojaseen (2014) tutkimuksen koealat olivat tällä hetkellä kokonaisuutena kasvihuonekaasun-ieluja. Tämä johtui siitä, että puuston kasvuun sitoutui enemmän hiiltä kuin turvemaasta tulee kasvihuonekaasujen päästöjä. On tärkeää huomata, että tämä asetelma muuttuu, kun suopuustoja uudistetaan.

Ojaseen (2014) johtopäätös on, että karut metsäojitusalueet eivät näytä olevan merkittäviä kasvihuonekaasujen lähteitä. Metsätalous voi niillä olla ilmaston suojelelun kannalta yhtä kestävää kuin kivennäismailla. Rehevillä alueilla turve sen sijaan hajoaa vähitellen, ja maaperä toimii CO<sub>2</sub>-lähteenä todennäköisesti siihen asti, kunnes kaikki turve on hajonnut. Pitkällä aikavälillä turpeen hajoamisesta aiheutuvat päästöt ylittävät puuston lisääntymisen nieluvaikutuksen rehevillä ojitetuilla turvemailloilla.

Ojanen (2014) arvioi kaikkien Suomen metsäojitettujen soiden maaperän vuotuisen CO<sub>2</sub>-taseen olevan 10 miljoonan tonnin nielu ja 10 miljoonan tonnin lähteen välillä. Eniten epävarmuutta arvioon aiheuttaa juuristokarikkeen muodossa maaperään vuosittain sitoutuvan hiilen määrän arvioinnin vaikeus ja epävarmuus.

Ojitetuilta turvemailta mitattuja ja arvioituja kasvihuonekaasujen päästöjen tutkimustulosten päälinjoja voitaneen soveltaa myös ojitusmätätetyille turvemaille, sillä ojitusmätätysty aiheuttaa samantapaisia ekologisia muutoksia turvemaassa kuin metsäojitus. Tosin uudistusalan hajotusolosuhteet ovat erilaiset, sillä puuston varjostus puuttuu. Maaperän lämpeneminen avohakkuun jälkeen nopeuttaa turpeen hajotusta. Myös kohoumia muodostava mätätysty nopeuttaa turpeen hajoamista mätätäissä. Nämä tekijät todennäköisesti lisäävät turpeesta vapautuvan hiilidioksidin määrää.

Avohakkuun jälkeen puuston biomassan kasvun ja karikesyötön aiheuttamat nieluvaikutukset vähenevät merkittävästi ja pitkäksi aikaa, joten turvemaiden uudistusalat toimivat selvinä hiilipäästöjen lähteinä.

## **Maanmuokkaus lisää kiintoaineksen ja ravinteiden huuhtoutumista vesistöihin**

Maanmuokkaus lisää ravinteiden huuhtoutumisen riskiä avohakkuualoilta. Maanmuokkaus nopeuttaa hajotusta, tuhoaa pintakasvillisuutta ja muuttaa maan rakennetta, mikä voi vaikuttaa maan vesitaloudellisiin ominaisuuksiin sekä veden virtausreitteihin ja vaikuttaa siten valuman muodostumiseen. (Palviainen ym. 2016)

Maanmuokkaus lisää typen ja fosforin huuhtoutumista vesistöihin. Typpi huuhtoutuu pääasiassa vesiliukoisena nitraattityyppinä. Typen huuhtoutuminen lisääntyy siksi, että maanmuokkaus vähentää typpeä käyttävän pintakasvillisuuden peittävyttä. Kavupaikan rehevyys sekä pintakasvillisuuden määrä hakkuun ja maanmuokkauksen jälkeen ja sen elpymisnopeus ovat keskeisiä typen huuhtoutumiseen vaikuttavia tekijöitä. (Kenttämies & Saukkonen 1996)

Fosfori huuhtoutuu erityisesti kivennäismailta pääasiassa kiintoainekseen sitoutuneena. Siksi eroosion ja kiintoainehuuhtouman määrä on huuhtouman suuruuden kannalta ratkaiseva tekijä. Tämä johtuu siitä, että vesiliukoinen fosfaattifosfori pidättyy kemiallisesti hyvin kivennäismaan rikastumiskerroksen rauta- ja alumiiniyhdisteisiin. (Kenttämies & Saukkonen 1996)

Turvemailla tilanne on toisenlainen. Niissä fosfaatti-ioneja pidättäviä rauta- ja alumiiniyhdisteitä on yleensä paljon vähemmän ja siksi vesiliukoisen fosfaattifosforin huuhtoutuminen avohakkuun ja maanmuokkauksen jälkeen on usein suurempaa. Ojitettujen turvemaiden avohakkuut ja maanmuokkaus aiheuttavatkin huomattavasti suuremman fosforikuormituksen lähteen kuin vastaavat toimenpiteet kangasmailla. (Kenttämies & Saukkonen 1996)

Merkittävin maanmuokkauksen vesistövaikutus ei kuitenkaan ole ravinteiden vaan kiintoaineksen huuhtoutuminen. Pelkkä hakkuu yksinään ei aiheuta merkittävää kiintoainekuormitusta, ellei maanpinta rikkoonnu puunkorjuussa. Maanmuokkaus sen sijaan lisää kiintoaineen huuhtoutumisriskiä sitä enemmän mitä enemmän maata paljastuu ja mikäli muokkaus synnyttää vettä johtavia vakoja tai ojia, jotka voivat syöpyä. Hakkuun ja maanmuokkauksen ainehuuhtoumia lisäävät vaikutukset kestävät 5–15 vuotta. Päätehakkuualoilta mitatut mittausjakson keskimääräiset kiintoaineen huuhtoumat vaihtelevat kohdekohtaisesti todella paljon (0,5–400 kg/ha/v).

Kiintoaineen huuhtoutumista lisäävät maanpinnan rikkoutuminen puunkorjuussa, voimakas maanmuokkaus, ojat ja erityisesti syöpymisherkkään kivennäismaahan ulottuvat ojat, syöpymisherkkä maalaji (hieno hiekka, hieta, hiesu), valuma-alueelta tulevan veden suuri määrä, rinteiden kaltevuus ja vesistön läheisyys. Leveä suojavyöhyke ja etenkin hakkuualueen sijainti kaukana vesistöistä ja ojista vähentää vesistöihin päätyviä ainehuuhtoumia selvästi. (Palviainen ym. 2016)

Kiintoainetta on haitallista vesieläöstölle, koska se samentaa vettä, muuttaa pohjan laatua liettämällä sen, täyttää kivenkoloja ym. suojapaikkoja ja peittää pohjasammalikoita. Lisäksi orgaanisen kiintoaineen hajotus kuluttaa vesistön happivarjoja ja siitä vapautuu ravinteita veteen. (Kenttämies & Saukkonen 1996)

Sorapohjan liettyminen heikentää ravun ja taimenen lisääntymismenestystä. Kiintoainetta pilaa kutusorakoita ja tuhoaa mädin tukahduttamalla sen. Pohjasammalikoita ovat tärkeitä elinympäristöjä pohjaeläimille kuten vesihyönteisille ja äyriäisille. Sammalten peittyminen kiintoainekseen vähentää taimenen ravintoa. (Kenttämies & Saukkonen 1996)

Raudan ja alumiinin huuhtouma kasvaa, kun kivennäismaan rikastumiskerrosta käännetään maan pinnalle voimakkaassa maanmuokkauksessa tai ojituksessa. Hapan sadevesi liuottaa metalleja rikastumiskerroksesta. Rauta ja alumiini ovat ionimuodossa haitallisia kaloille ja pohjaeläimille vesistöissä. Niillä on myrkyllisiä vaikutuksia kalojen poikasiin ja ne mm. saostuvat kiduksiin. Veden happamuus lisää haittavaikutuksia. Veden humuspitoisuus taas vähentää haittavaikutuksia. (Kenttämies & Saukkonen 1996)

Päättehakkuiden ja maanmuokkauksen vaikutusten voimakkuudessa on suuria kohdekohtaisia eroja. Avohakkuualojen keskikoon pieneneminen, maanmuokkausmenetelmässä tapahtuneet muutokset ja suojavyöhykkeiden ja muiden vesiensuojeluratkaisujen käyttö avohakkuiden ja maanmuokkauksen yhteydessä ovat vähentäneet metsänuudistamisen aiheuttamaa ainekuormitusta vesistöihin selvästi.

Palviainen ym. (2014) ovat koostaneet Pohjoismaissa tehtyjen päättehakkuiden ja maanmuokkauksen ainehuuhtoumia selvittäneiden valuma-alue tutkimusten keskeiset tulokset. Neljän Itä-Suomessa toteutetun valuma-alue tutkimuksen perusteella Palviainen ym. (2016) päättelevät että ainehuuhtoumat vesistöihin jäävät minimaalisiksi, kun vain pieni osa ( $\leq 10\%$ ) valuma-alueesta avohakataan ja muokataan ja hakatun alueen ja vesistön väliin jää leveä käsitlemätön suojavyöhyke (tutkimuksessa 10–450 m) Suomen keski- ja pohjoisosissa, joissa ilmaperäinen laskeuma on pieni, maaperät keskiravinteisia ja maasto suhteellisen tasaista.

Suuremmat avohakkuut ( $>30\%$  valuma-alueesta) voivat lisätä kokonaistypen, orgaanisen typen, nitraattitypen, fosfaattifosforin ja kiintoaineksen huuhtoumaa vesistöihin yli kymmenen vuoden ajan. Kohteiden avohakkuut ja maanmuokkaus toteutettiin nykyisten metsänhoitokäytäntöjen mukaisilla tavoilla. Maanmuokkauksena kohteilla oli äestys ja yhdessä kohteessa osalla aluetta mätästys. (Palviainen ym. 2016)

Maanmuokkaus voi lisätä myös aineiden huuhtoutumista pohjavesiin. Kantojen noston, päättehakkuun ja maanmuokkauksen on todettu aiheuttavan nitraattitypen huuhtoutumista pohjavesiin. Nitraattipitoisuudet ovat olleet enimmillään hieman yli 2 mg/l. Nousun merkitys on vähäinen, sillä talousvesien laatuvaatimusten raja-arvo on 25 mg/l (Kubin 2012).

### **Märkien orgaanisten maiden maaperävauriot aiheuttavat metyylielohopean huuhtoutumista**

Päättehakkuiden ja maanmuokkauksen on havaittu lisäävän kokonaiselohopean ja metyylielohopean huuhtoutumista maaperän humuskerroksesta vesistöihin. Ilmakehään mm. fossiilisten polttoaineiden poltosta, kaivostoiminnasta ym. lähteistä pääsystä elohopeaa on pidättynyt metsämaan orgaaniseen kerrokseen.

Vesistöissä haitallisimman metyylielohopean muodostumista tapahtuu hakkuun ja maanmuokkauksen jälkeen erityisesti runsaasti orgaanista ainesta sisältävissä maastonkohdissa, joiden maaperään syntyy märät ja hapettomat olosuhteet. Vesistöön huuhtoutunut metyylielohopea rikastuu vesiekosysteemin ravintoketjuissa kaloihin ja se voi rajoittaa niiden käyttöä ihmisravinnoksi. Euroopan Unioni on terveyssyistä asettanut kalojen käytön ylärajaksi 0,02 mg Hg/kg kalojen tuorepainosta.

Porvari (2003) havaitsi Suomessa tekemässään tutkimuksessa 48 % kasvun kokonaiselohopean huuhtoutumisessa ja 133 % kasvun metyylielohopean huuhtoutumisessa. Porvari (2003) arvioi syiksi maanmuokkauksen aiheuttamat muutokset vesien kulku-

reiteissä sekä orgaanisen kiintoaineksen ja veteen liunneen humuksen huuhtoumien lisääntymisen. Elohopeaa huuhtoutuu vesistöihin niihin sitoutuneena. (Porvari 2003).

Bishop ym. (2009) arvioivat että 9–23 % kaloihin kertyneestä elohopeasta Ruotsin sisävesissä on seurausta metsien hakkuista. Sen jälkeen päätehakuiden, maanmuokkauksen ja kantojen noston vaikutuksia elohopean huuhtoutumiseen on tutkittu lisää ja tulokset ovat hyvin vaihtelevia. Eklöfin ym. (2016) tekemän yhteenvedon mukaan 12 tutkimuksesta viidessä ei havaittu metsätalouden toimenpiteiden lisäävän metyylielohopean kuormituksen kasvua, kolmessa tutkimuksessa se kasvoi noin 1,5-kertaiseksi ja neljässä tutkimuksessa se kasvoi paljon, noin 2–5-kertaiseksi (taulukko 6).

Tulosten suuri hajonta vaikeuttaa tutkijoiden mukaan metsätalouden uudistamistoimenpiteiden kokonaisvaikutusten arviointia. Eklöfin ym. (2016) arvion mukaan metsätalouden toimenpiteiden seurauksena syntyvän elohopeakuormituksen osuus on todennäköisesti pienempi kuin Bishopin (2006) arvioima ja kohdekohtainen hajonta on suurta.

Eklöfin ym. (2016) mukaan elohopean voimakkaan metyloitumisen alueita voidaan vähentää välttämällä ajamista metsäkoneilla, maanmuokkausta ja kantojen nostoa märillä alueilla ja suojelemalla maaperää vaurioilta, kun märkiä alueita ylitetään.

Suojavyöhykkeet purojen, soiden ja järvien varsilla vähentävät suoria valuntayhteyksiä metyylielohopean muodostumisen hot spot -alueiden ja vesistöjen välillä. Tällaisten suorien valuntayhteyksien välttämisen lisäksi tutkijat suosittelevat, että hakkuut tehtäisi lumipeitteen aikana maaperän ollessa jäässä ja että hakkuita, maanmuokkausta ja kantojen nostoa vältetään silloin kun maaperä on hyvin märkää myrskyjen ja voimakaiden sateiden jälkeen. Tutkijat suosittelevat myös, että topografia sekä maaperän märkyys ja kantokyky otetaan huomioon, kun metsäkoneiden ajoreittejä ja suojavyöhykkeitä suunnitellaan.

### **Turvemaiden metsänuudistamisessa suuremmat vesistökuormituksen riskit kuin kivennäismailla**

Turvemaiden päätehakuiden ja maanmuokkauksen vesistövaikutuksia on tutkittu vähemmän ja lyhyemmän aikaa kuin kivennäismaiden.

Fosfaattifosforin huuhtoutumisen riski päätehakkuun ja maanmuokkauksen jälkeen on merkittävä karuilla mäntyä kasvavilla ojitetuilla turvemailla, koska karujen soiden turpeessa on hyvin vähän fosfaattifosforia pidättäviä rauta- ja alumiiniyhdisteitä. Tällöin hakkuutähteistä vapautuva fosfori ei pidäyty turpeeseen vaan huomattava osa siitä huuhtoutuu. (Nieminen & Ahti 2005)

Turvemaan pintakerroksen vettyminen hakkuun jälkeen lisää raudan, fosforin ja liukoisen humuksen (DOC) huuhtoutumista merkittävästi. Nopeasti hakkuun jälkeen tehtävä tehokas ojitus voi vähentää näitä ainehuuhtoumia, mutta ojitus aiheuttaa puolestaan huomattavaa kiintoaineksen ja ravinteiden huuhtoumaa vesistöihin. (Nieminen ym. 2017)

Turvemaiden maanmuokkauksessa kiintoaineksen huuhtoutumisen riski on suuri silloin, kun ojitusmätästystä käytetään maanmuokkausmenetelmänä ohutturpeisilla ojitetuilla soilla ja ojat kaivetaan niin syviksi, että ne ulottuvat turpeen läpi syöpymisherkkään kivennäismaahan saakka.

**Taulukko 6.** Elohopean ja metyylielohopean huuhtoutumista avohakkuun ja maanmuokkauksen jälkeen selvittäneet tutkimukset ja niiden keskeiset tulokset (Eklöf ym. 2016).

Julkaisu	Käsittely	Alue	Elohopean pitoisuuden lisäys	Metyylielohopean pitoisuuden lisäys	Tarkentava kommentti
Kronberg 2014	Hakkuu	Koillis-Ruotsi	-	40–60 %	Laskettu metyylielohopeahuuhtouman lisäys hakkuualueilta, jotka sijaitsevat kumpuilevassa maastossa (60 %) ja maastoltaan tasaisemmillä valuma-alueilla (40 %), perustuen metyylielohopean huuhtoumatietoihin avohakkuualueilta, kasvatusmetsistä ja soilta Ruotsissa.
Eklöf ym. 2014	Hakkuu	Balsjö, Pohjois-Ruotsi	Ei	Ei	Huuhtouman lisäys, kokonaiselohopea ja metyylielohopea (30–50 %).
Eklöf ym. 2014	Maanmuokkaus	Balsjö, Pohjois-Ruotsi	30 %	50 %	Maanmuokkauksella suurempi vaikutus valumavesien pitoisuuksiin kuin sitä edeltäneellä hakkuulla.
de Wit ym. 2014	Hakkuu	Norja	Ei	Ei	Ei vaikutuksia, vaikka hakkuu aiheutti voimakkaita maaperähäiriöitä.
Eklöf ym. 2013	Kannonnosto	Örebro, Ruotsi	Ei	Ei	Kannonnosto ei lisännyt pitoisuuksia. Hakatuilla alueilla oli ylipäänsä korkeammat pitoisuudet kuin hakkaamattomilla verrokkialueilla. Tutkimus ei kuitenkaan kohdistunut hakkuun vaikutuksiin.
Eklöf ym. 2012	Hakkuu ja kannonnosto tai maanmuokkaus	Pohjois- Keski- ja Etelä-Ruotsi	11–60 %	22–76 %	Kannonnosto- ja maanmuokkausalueilta merkittävästi korkeammat pitoisuudet kuin verrokkialueilta, mutta kannonnoston ja maanmuokkauksen välillä ei ollut eroa.
Skyllberg ym. 2009	Hakkuu ja maanmuokkaus	Pohjois-Ruotsi	55 %	250 %	Merkittävää metyylielohopean pitoisuuden kasvua vain kohteilla, jotka sijaittivat korkeimman merenpinnan tason yläpuolisilla alueilla.
Munthe ym. 2007a	Hakkuu	Etelä-Ruotsi	83 %	325 %	Tässä esitetyt luvut ovat ominaiskuormituksia, joita tutkijat käyttivät avohakatuille metsille kasvaviin metsiin verrattuna. Ne perustuvat 4–14 hakatulta ja hakkaamattomalta valuma-alueelta Etelä-Ruotsissa tehtyihin mittauksiin.
Sørensen ym. 2009a, b	Hakkuu	Balsjö, Pohjois-Ruotsi	15 %	Ei	Kokonaiselohopean huuhtouma kasvoi 20–30 % lisääntyneen valuman seurauksena.
Allan ym. 2009	Hakkuu	Kanada	Ei	Ei	Purovesissä ei havaittu kokonaiselohopean eikä metyylielohopean pitoisuuksien kasvua. Joillakin alueilla metsätalouden toimenpiteet aiheuttivat kuitenkin pitoisuuksien kasvua maavedessä ja pohjavedessä.
Munthe & Hultberg 2004	Ajoura	Gårdsjön, Ruotsi	31 %	460 %	Ajoura, joka ylittää aiemmin tutkimuksissa käytetyn verrokkipuron.
Porvari ym. 2003	Hakkuu ja maanmuokkaus	Suomi	48 %	133 %	Kokonaiselohopean ja metyylielohopean huuhtoumat kasvoivat jopa kymmenkertaiseksi.

Ojien välisellä saralla tehtävä maanmuokkaus, kuten mätästys, ei välttämättä aiheuta merkittävää eroosion lisääntymistä. Vanhojen ojien perkaamisessa ja uusien ojien kaivamisessa eroosion lisääntyminen on kuitenkin väistämätöntä. (Nieminen ym. 2017)

Hienojakoiseen kivennäismaahan ulottuvat ojat voivat lisätä kiintoaineksen huuhtoutumista useilla tuhansilla kilogrammoilla hehtaaria kohden. (Joensuu ym. 1999, Nieminen 2003).

Pelkästään turpeeseen ulottuvissa ojissa eroosio on vähäisempää. Sama ilmiö on ennestään tunnettu kunnostusojitusalueilta. Tutkijat esittävätkin, että ohutturpeisilla ojitusalueilla käytettäisiin muita maanmuokkausmenetelmiä kuin ojitusmätästystä. (Nieminen 2004, Nieminen & Ahti 2005)

Tämä kysymys on tulevaisuudessa merkittävä vesiensuojelun kannalta, sillä ojituksen seurauksena turvekerros ohenee lisääntyneen hajotustoiminnan seurauksena. Pitkälle hajonnut turve on myös hienojakoisempaa ja herkempää eroosiolle. Päätehakkuvaiheessa monet ojitetuista korvista ovat ohutturpeisia ja niiden turvekerroksen alla on usein syöpmisherkkiä hienojakoisia kivennäismaalajeja.

### **Maanmuokkausmenetelmien vertailua vesiensuojelun näkökulmasta**

Äestyksen ja laikutuksen vesistövaikutukset ovat yleensä aika lieviä, koska niitä käytetään melko niukkaravinteisten ja hyvin vettä läpäisevien, maalajiltaan karkeiden kivennäismaiden kasvupaikkojen muokkaamiseen. Samoin laikku- ja kääntömätästyksen vesistövaikutukset ovat yleensä lieviä, koska muokkausjälki on epäjatkuvaa.

Voimakkaimmat vesistövaikutukset ovat ojitusmätästyksellä, naveromätästyksellä ja aurauksella, koska niitä käytetään hienojakoisilla, kosteilla ja huonosti vettä läpäisevillä kivennäismaalajeilla. Näillä maalajeilla esiintyy hakkuun jälkeen usein pinta-valuntaa ja sen aiheuttamaa eroosiota. Niissä tehdään myös jatkuvaa pitkänomaista muokkausjälkeä ja ojitusmätästyksessä ojia, jotka ovat syöpmisherkkiä. Lisäksi niiden muokkausjälki on syvempää, paljastuvaa maanpintaa tulee enemmän ja kaivettavat maamäärät ovat suurempia kuin muissa muokkausmenetelmissä.

Suurimmat vesistökuormituksen riskit ovat turvemaiden ojitusmätästysalueilla. Turpeen suurempi maatuneisuusaste ojitetujen turvemaiden päätehakkuvualueilla lisää ainehuuhtoutumien riskiä. Turvemaiden ojitusmätästyksessä kiintoaineen huuhtoutumisriski on suuri ohutturpeisilla alueilla, joissa ojat kaivetaan turpeen alla olevaan syöpmisherkkään kivennäismaahan saakka.

Hakkuiden luontolaadun tarkastuksissa maanmuokkauksen ja erityisesti navero- ja ojitusmätästyksen toteutuksessa on ollut yleensä eniten suosituksista poikkeavia toteutuksia ja puutteita vesiensuojeluratkaisuissa. Vuoden 2016 hakkuiden luontolaadun tarkastuksen tulosten mukaan 28 %:lla kohteista, joissa oli kaivettu ojia tai naveroita tai perattu ojia, ei ollut käytetty vesiensuojelumenetelmiä (Suomen metsäkeskus 2016).

Laskeutusaltaat ja lietekuopat pidättävät tutkimusten mukaan vain karkeaa kiintoainesta, mutta eivät hienojakoista kiintoainesta eivätkä lainkaan veteen liuenneita aineita, kuten ravinteita ja liuennutta humusta. (Joensuu ym. 1999)

Pintavalutuskentät pidättävät tehokkaasti kiintoainesta ja myös osan veteen liuenneista ravinteista. Niiden tekeminen ennallistamalla voi kuitenkin aiheuttaa merkittävää

typen, fosforin ja lienneen humuksen huuhtoutumista. Lisäksi pintavalutuskentät eivät ole osoittautuneet tehokkaiksi pidättämään liennuttua humusta (DOC) ja siihen sitoutuneita orgaanisia ravinteita. Lopputuloksena voi sen vuoksi olla veteen lienneen humuksen (DOC) ja lienneiden orgaanisten ravinteiden kuormituksen lisääntyminen. (Nieminen ym. 2017)

Turvemaiden päätehakkuiden ja maanmuokkauksen vesiensuojeluongelmiin ei näytä olevan selkeää toimivaa ratkaisua. Nieminen ym. (2017) ehdottavat, että jatkossa tutkimusponnistukset tulee suunnata turvemaiden metsien sellaisiin kasvatusvaihtoehtoihin, jotka säilyttävät puuston peitteellisyyttä ja haihdutusta, ehkäisevät pohjavesipinnan nousua, eivätkä edellytä kunnostusojitusta eivätkä voimakasta maanmuokkausta. Tällaisia ovat mm. eri-ikäisrakenteisen metsän kasvattaminen poiminta- ja pienaukko-hakkuin. (Nieminen ym. 2017)

Näitä turvemaiden vaihtoehtoisia metsänkasvatustapoja ja niiden vaikutuksia vesistöihin ja turpeen hiilipäästöihin tutkitaan Luonnonvarakeskuksen aloittamassa Suo-ERIKA-tutkimuskokonaisuudessa.

### Johtopäätöksiä ja kehittämissuosituksia

Jäkälävaltaiset karut kasvupaikat olisi hyvä jättää kokonaan muokkaamatta. Myös työmaan osat, jotka ovat jäkälävaltaisia, jätetään muokkaamatta. Jäkälätyypin metsät ovat uhanalaisia luontotyyppisiä ja maajäkälät ovat yleisessä taantumiskehityksessä Suomessa. Karujen kasvupaikkojen ohuthumuksiset metsät uudistuvat yleensä hyvin luontaisesti ilman maanmuokkaustakin.

Säästöpuiden ja säästöpuuryhmien ympärille tulee jättää vähintään kahden metrin muokkaamaton vyöhyke. Kuolleita pystypuita ei kaadeta muokkauksessa. Maapuiden yli ajamista vältetään, ja ne pyritään kiertämään.



**Kuva 34.** Turvemaiden avohakkuu, maanmuokkaus ja kunnostusojitus aiheuttavat suuren vesistökuormitusriskin.

Lahopuun hävikki päätehakuissa ja maanmuokkauksessa on useimpien tutkimusten mukaan suurta, 40–80 %. Sillä on mallinnustutkimusten mukaan huomattava vaikutus lahopuun keskimääräisiin tilavuuksiin kiertoajan aikana. Lahopuun tuhoutumista aiheuttaa eniten jatkuvaa muokkausjälkeä tekevät auraus ja äestys, ja niissä lahopuiden varominen on vaikeampaa. Laikutus sekä laikku- tai kääntömätästys tuhoavat todennäköisesti vähemmän lahopuuta, ja niissä sen varominen on paremmin mahdollista.

Metsänhoidon ohjeissa olisi mahdollista asettaa raja-arvo sille, paljonko lahopuustoa saa korkeintaan murskaantua ja hautautua puunkorjuussa ja maanmuokkauksessa. Tämä pakottaisi miettimään ratkaisuja, joilla lahopuun hävikkiä voidaan vähentää. Esimerkiksi FSC-standardissa asiaa koskeva kriteeri edellyttää vain metsätaloustoimien suunnittelua siten, että vaurioituvan runkolahopuun määrä jää vähäiseksi. Ilman mittareita ja raja-arvoja tämän kriteerin toteutumista on vaikea todentaa käytännössä. Hautautuminen ja katoaminen on todennettavissa maastossa, jos lahopuuston määrä ennen toimenpidettä on mitattu ja merkitty.

Sekä kangasmaiden että turvemaiden päätehakuut ja maanmuokkaus aiheuttavat merkittäviä hiilidioksidipäästöjä ilmakehään. Maanmuokkaus kangasmailla lisää hiilipäästöjä pelkkään avohakkuuseen verrattuna. Ojitusmätästys turvemailla lisää merkittävästi hiilipäästöjä pelkkään avohakkuuseen verrattuna. Peitteellistä metsänhoitoa harjoittamalla metsämaan hiilipäästöjä voidaan todennäköisesti vähentää.

Maanmuokkauksen vesistövaikutukset ovat todennäköisesti aika hyvin hallittavissa kangasmailla, jos puustoisien suojavyöhykkeen leveys on 30 metriä ja maanmuokkauksessa noudatetaan muuten Tapion vesiensuojelusuosittelujen suosittelemia toteutus-tapoja.

Norojen, märkien painanteiden, vedenkulku-uomien, lähteiden ja tihkupintojen, kosteikkojen ja soiden yli ei ajeta koneilla. Purojen ylitykset minimoidaan. Jos puroja on pakko ylittää, se tehdään mahdollisimman kantavasta, esimerkiksi kivisestä, kohdasta ja ylityskohta vahvistetaan puutavaralla ja hakkuutahteilla tai käytetään tilapäissiltaa maastovaurioiden välttämiseksi. (Immonen ym. 2000)

Ojitus- ja naveromätästysten vesiensuojeluun ja turvemailla tehtävien hakkuiden, ojien perkauksen ja maanmuokkauksen vesiensuojeluun tulee kiinnittää erityistä huomiota. Näihin kohteisiin sisältyy merkittävimmät haitallisten vesistövaikutusten, erityisesti kiintoainekuormituksen riskit. Näissä kohteissa on suositeltavaa harkita sellaisia metsänhoidollisia ratkaisuja, jotka eivät edellytä avohakkuun ja ojitusmätästysten käyttöä.

Ojitusmätästys tulee rinnastaa ojitukseen. Siltä tulee edellyttää pinta-alaan suhteutettuna myös samantasoisia vesiensuojeluratkaisuja kuin kunnostusojitukselta.

Paineellisen pohjaveden alueilla järeä maanmuokkaus, kuten esimerkiksi ojitus- tai naveromätästys, voi aiheuttaa pohjaveden purkautumisriskin. Tästä syystä ojitus- ja naveromätästystä ei suositella käytettävän pohjavesialueilla. Turvemaiden pohjavesialueilla voidaan kuitenkin tehdä naveromätästystä, jos naverot eivät ulotu kivennäismaahan asti. (Joensuu ym. 2012)

Naveroihin ja ojiin tehdään lietekuoppia ja kaivukatkoja. Maanmuokkausta ei uloteta ojiin saakka, vaan muokkauksessa jätetään toimivien ojien reunaan piennar, jota ei muokata. Ojitusmätästysalueilla vedet johdetaan vesistöihin laskeutusaltaiden ja/tai pintavalutuksen kautta. Vesiensuojeluratkaisujen suunnittelussa tulee ottaa huomioon



maalajin syöpymisherkyys, kaltevuus ja valuma-alueen koko ja vesistön luontoarvot. Ratkaisujen mitoitus tehdään näiden tekijöiden perusteella siten, että vesistöhaitat jäävät vähäisiksi.

Ojitus- tai naveromätästystä ei tule tehdä korvissa tai muillakaan uhanalaisilla suotyypeillä, koska ne kuivattavat kasvupaikkaa ja muuttavat sen kasvillisuutta samalla tavalla pysyvästi kuin uudisojituskin. Näin tapahtuu tietysti myös soistuneilla kankailla, mikä sekin kaventaa kasvupaikkojen ja kasvillisuuden monimuotoisuuden vaihtelua. Vesiensuojelun kannalta erityisen arvokkailla ja herkillä alueilla ei tule tehdä turvemaiden avohakkuita, kunnostusojitusta eikä ojitusmätästystä. Vesiensuojelun kannalta riskikohteet tulisi selvittää, kuten vettä kangasmailta keräävät ja sitä vesistöihin johtavat korpinoitkot.

Korvissa, muilla uhanalaisilla suotyypeillä sekä määritellyissä vesiensuojelun riskikohteissa (mukaan lukien myös ojitetut kohteet), tulee harjoittaa puuston peitteellisyttä ylläpitävää metsänhoitoa, kuten erirakenteisen metsän kasvatus poiminta- tai pienaukkohakkuin, kaksijaksoisen metsän kasvatus ja alikasvoksesta uudistaminen tai suojuspuuhakkuu. Tämä edistää myös korprien ja soistuneiden kankaiden luontotyyppien säilymistä. Jos näillä kohteilla tehdään hakkuita, ne tulisi tehdä lumipeitteen aikana maan ollessa kunnolla roudassa.

Puuston peitteellisyttä ylläpitävä metsänhoito ja avohakkuiden, ojitusmätästykseen ja kunnostusojituksen välttäminen tällaisilla kohteilla vähentävät huomattavasti metsätalouden haitallisia vesistövaikutuksia, sillä korpinoitkot keräävät valumavesiä kangasmailta ja johtavat niitä vesistöihin. Korpinoitkojen rikkomattoman kasvipeitteen ja puustoisuuden säilyttäminen ylläpitää niiden toimimista ravinteiden ja kiintoaineksen pidättäjinä kangasmaiden ja vesistöjen välissä. Niiden avohakkuu ja ojitusmätästys taas tekevät niistä yleensä merkittäviä vesistökuormituksen lähteitä.

Tällaiset toimenpiteet tehostaisivat maaperän ja vesistöjen suojelua yli nykyisten metsänhoitosuosituksen ja lainsäädännön. Lehtosen ja von Stedingkin (2017) selvityksen mukaan nykyisen FSC-standardin kriteerit eivät ylitä lakien ja suositusten vaatimustasoa. Velvoite vesiensuojelun riskikohteiden selvittämisestä ja peitteellisen metsänkasvatuksen harjottamisen vaatimus ylittäisivät sen selvästi ja parantaisivat vesien ja maaperän suojelun tasoa ja ojitusten haittojen ehkäisemistä merkittävästi.

Metsän erirakenteisena kasvattaminen ja muut peitteisyyttä ylläpitävät metsänhoitoratkaisut, kuten kaksijaksoisen metsän alikasvoksesta uudistaminen tai suojuspuuhakkuu, ylläpitävät myös mustikanvarvustojen tuuheutta ja marjomista paremmin kuin metsänhoitomenetelmät, joissa tehdään avo- tai siemenpuuhakkuu ja maanmuokkaus. Korprien ja soistuneiden kankaiden vesitalouden ja kasvipeitteen säilyttämisellä tai palauttamisella on myös huomattava riistanhoidollinen merkitys. Ne ovat kangasmaita runsaamman hyönteisravinnon vuoksi tärkeitä metsäkanalintujen poikueympäristöjä.

## LÄHTEET

Bishop, K., Allan, C., Bringmark, L., Garcia, E., Hellsten, S., Högbom, L., Johansson, K., Lomander, A., Meili, M., Munthe, J., Nilsson, M., Porvari, P., Skyllberg, U., Sorensen, R., Zetterberg, T. & Akerblom, S. 2009. The effects of forestry on Hg bioaccumulation in nemoral/boreal waters and recommendations for good silvicultural practice. *Ambio* 38: 373–380.

Eklöf, K., Lidskog, R. & Bishop, K. 2016. Managing Swedish forestry's impact on mercury in fish: Defining the impact and mitigation measures. *Ambio* 45(Suppl 2): 163–174.

- Fridman, J. & Waldheim, M. 2000. Amount, structure and dynamics of dead wood on managed forestland in Sweden. *Forest Ecology and Management* 131: 23–36.
- Hautala, H., Jalonen, J., Laaka-Lindberg, S. & Vanha-Majamaa, I. 2004. Impacts of retention felling on coarse woody debris (CWD) in mature boreal spruce forests in Finland. *Biodiversity and Conservation* 13: 1541–1554.
- Immonen, K., Kauppinen, A., Kuru, K., Tamminiemi, M., Kallonen, J. & Strandström, M. 2000. Maanmuokkauksen koulutusaineisto. Metsäteho. [http://www.metsateho.fi/wp-content/uploads/2015/03/Maanmuokkauksen\\_koulutusaineisto\\_vihko.pdf](http://www.metsateho.fi/wp-content/uploads/2015/03/Maanmuokkauksen_koulutusaineisto_vihko.pdf)
- Joensuu, S., Ahti, E. & Vuollekoski, M. 1999. The effects of peatland forest ditch maintenance on suspended solids in runoff. *Boreal Environment Research* 4: 343–355.
- Joensuu, S., Kauppi, M., Lindén, M. & Tenhola, T. 2012. Hyvän metsänhoidon suositukset - Vesiensuojelu. Metsätalouden kehittämiskeskus Tapion julkaisuja.
- Kenttämies, K. & Saukkonen, S. 1996. Metsätalous ja vesistöt. Yhteistutkimusprojektin ”Metsätalouden vesistöhaitat ja niiden torjunta (METVE) yhteenveto. Maa- ja metsätalousministeriön julkaisuja 4/1996.
- Korhonen, K.T., Auvinen, A.-P., Kuusela, S., Punttila, P., Salminen, O., Siitonen, J., Ahlroth, P., Jäppinen, J.-P. & Kolström, T. 2016. Biotalouskennarioiden mukaisten hakkuiden vaikutukset metsien monimuotoisuudelle tärkeisiin rakennepiirteisiin. Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus 51/2016.
- Kubin, E. 2012. Long-Term Effects of Silvicultural Practices on Groundwater Quality in Boreal Forest Environment. Ss. 192–199. Julk.: Krecek, J., Haigh, M., Hofer, Th. & Kubin, E. (toim.) 2012. Management of Mountain Watersheds.
- Lehtonen, E. & von Stedingk, H. 2017. The contribution of FSC –certification to biodiversity in Finnish forests. FSC Sweden Report 2017.
- Metsätalostollinen vuosikirja. Vuodet 2005–2014. [www.metla.fi/julkaisut/metsatilastollinen/vsk/](http://www.metla.fi/julkaisut/metsatilastollinen/vsk/)
- Nieminen, M. 2003. Effects of clear-cutting and site preparation on wood quality from a drained Scots pine mire in southern Finland. *Boreal Environment Research* 38: 123–132.
- Nieminen, M. 2004. Export of dissolved organic carbon, nitrogen and phosphorus following clear-cutting of three Norway spruce forests growing on drained peatlands in southern Finland. *Silva Fennica* 38: 123–132.
- Nieminen, M. & Ahti, E. 2005. Hakkuun ja maanmuokkauksen vaikutus huuhtoumiin. Julk.: Kaunisto, S., Moilanen, M. & Murtovaara, I. 2005. Suosta metsäksi – Suometsien ekologisesti ja taloudellisesti kestävä käyttö. Tutkimusohjelman loppuraportti. Metsätutkimuslaitoksen tiedonantoja 947: 259–265.
- Nieminen, M., Sarkkola, S. & Laurén, A. 2017. Impacts of forest harvesting on nutrient, sediment and dissolved organic carbon exports from drained peatlands: A literature review, synthesis and suggestions for the future. *Forest Ecology and Management* 392: 13–20.
- Ojanen, P. 2014. Estimation of greenhouse gas balance for forestry-drained peatlands. *Dissertationes Forestales* 176. Department of Forest Sciences. Faculty of Agriculture and Forestry. University of Helsinki.
- Palviainen, M., Finér, L., Laurén, A., Launiainen, S., Piirainen, S., Mattsson, T. & Starr, M. 2014. Nitrogen, Phosphorus, Carbon, and Suspended Solids Loads from Forest Clear-Cutting and Site Preparation: Long-Term Paired Catchment Studies from Eastern Finland. *AMBIO* 43: 218–233.
- Palviainen, M., Laurén, A., Launiainen, S. & Piirainen, S. 2016. Predicting the export and concentrations of organic carbon, nitrogen and phosphorus in boreal lakes by catchment characteristics and land use: A practical approach. *Ambio* 45: 933–945.
- Porvari, P. 2003. Sources and fate of mercury in aquatic ecosystems. *Monographs of the Boreal Environment Research*.
- Punttila, P. 2005. Liite 3. Täydennyksiä metsäelinympäristöjä käsittelevään kappaleeseen 3.2. Julk.: Hildén M., Auvinen A.-P. & Primmer E. (toim.), Suomen biodiversiteetti-ohjelman arviointi. Suomen ympäristö 770. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. Ss. 222–227.
- Rabinowitsch-Jokinen, R. & Vanha-Majamaa, I. 2010. Immediate effects of logging, mounding and removal of logging residues and stumps on coarse woody debris in managed boreal Norway spruce stands. *Silva Fennica* 44: 51–62.
- Reinikainen, A., Mäkipää, R., Vanha-Majamaa, I. & Hotanen, J.-P. 2000. Kasvit muuttuvassa metsäluonnonssa. Kustannus Tammi, Helsinki.
- Simola, H. 2018. Persistent carbon loss from the humus layer of tilled boreal forest soil. *European Journal of Soil Science*, painossa.
- Simola, H., Pitkänen, A. & Turunen, J. 2012. Carbon loss in drained forestry peatlands in Finland, estimated by re-sampling peatlands surveyed in the 1980s. *European Journal of Soil Science* 63: 798–807.
- Sippola, A.-L., Siitonen, J. & Kallio, R. 1998. Amount and quality of coarse woody debris in natural and managed coniferous forests near the timberline in Finnish Lapland. *Scandinavian Journal of Forest Research* 13: 204–214.
- Suomen metsäkeskus. 2016. Talousmetsien luonnonhoidon laadunseuranta. Raportti.
- Tonteri, T., Salemaa, M. & Rautio, P. 2013. Changes of understorey vegetation in Finland in 1985–2006. Julk.: Merilä, P. & Jortikka, S. (toim.). Forest Condition Monitoring in Finland – National report. The Finnish Forest Research Institute. [Online report]. Saatavilla: <http://urn.fi/URN:NBN:fi:metla-201305087583>. Viitattu 20.1.2018.
- Vanha-Majamaa, I. 2001. Metsätalouden vaikutus kasvillisuuteen. *Metsätieteen aikakauskirja* 1/2001, ss. 72–76.
- Vanha-Majamaa, I. & Jalonen, J. 2001. Green Tree Retention in Fennoscandian Forestry. *Scandinavian Journal of Forest Research* 16, suppl. 3: 79–90.

# KULOTUKSET JA ENNALLISTAMISPOLTOT

## TARKASTELUSSA:

- Mikä on päätehakkuualan kulotuksen ja säästöpuuryhmien tai puustoisten kohteiden polttojen ero ekologisen vaikuttavuuden kannalta?
- Mikä olisi paloista riippuvaisen lajiston kannalta riittävä kulotusala?
- Kuinka tiheän paloalueiden verkoston tai kuinka suuren vuosittaisen palopinta-alan palaneesta maasta tai puusta riippuvaiset lajit Suomessa tarvitsisivat?

## Tuli puuttuu lähes kokonaan Suomen metsäluonnosta

Tulen vaikutus on keskeisin metsistämme puuttuva ekologinen tekijä. Perspektiiviksi metsäpalojen ja palaneen puuston määrän vähenemisen mittasuhteista: 300 vuoden keskimääräisellä palokierrolla Suomessa palaisi metsää noin 70 000 hehtaaria vuodessa. Koska paloympäristöjen kesto on useita vuosia, Suomessa olisi luonnontilassa paloympäristöjä, palotiheydestä riippuen, satoja tuhansia hehtaareja. (Lindberg 2017)

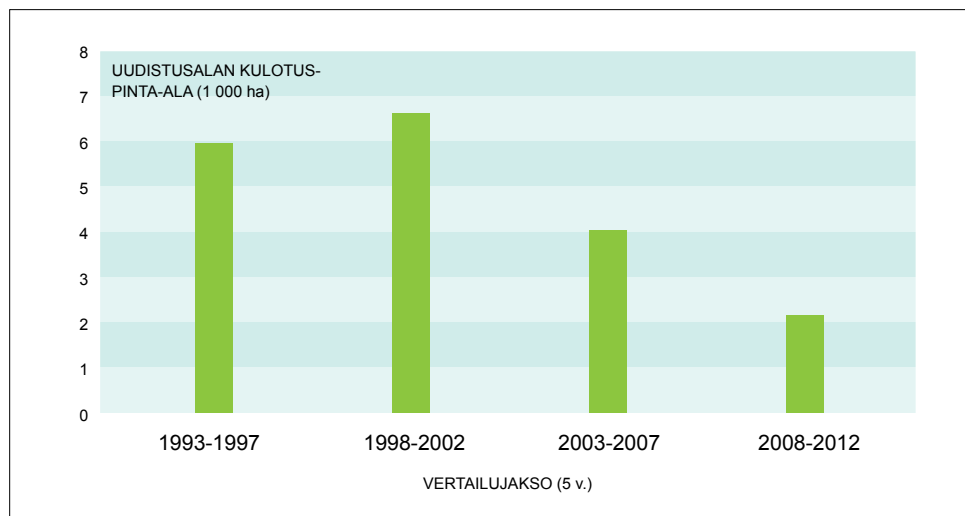
Nyt Suomessa on metsäpaloja 100–1 000 hehtaaria vuodessa, keskimäärin 400–500 hehtaaria. Vuosivaihtelu on hyvin vähäistä ennen 1960-lukua vallinneeseen tilanteeseen verrattuna. Paloympäristöjä on vain prosentteja tai prosenttien osia siitä mitä edeltävinä vuosisatoina on ollut ja muutos on ollut nopea. (Lindberg 2017) Palon vaurioittamaa puustoa on suhteellisesti vielä vähemmän, koska metsäpaloalueilta yleensä korjataan valtaosa puustosta.

Kuloalueiden ja muiden luontaisen sukkession alkuvaiheiden väheneminen on yksi taantumisen syy kahdeksalle prosentille uhanalaisista ja silmälläpidettävistä metsälajeista, 131 lajille 1 590 lajista (Rassi ym. 2010).

## Kulotusten määrä on vähentynyt jyrkästi

Viimeisen vuosikymmenen aikana metsäpalojen, kulotusten ja ennallistamispolttojen vuotuinen kokonaispinta-ala on ollut yhteensä keskimäärin noin tuhat hehtaaria. Tästä palaneesta alasta uudistusalojen kulotusten ja metsäpalojen osuus on ollut samaa suuruusluokkaa eli vajaa puolet ja ennallistamispolttojen vain noin kymmenesosa. Viime vuosina uudistusalojen kulotusten osuus on kuitenkin pienentynyt huomattavasti. (Lindberg 2017)

Monissa asiantuntijaraporteissa on viime vuosina pidetty kulotusten lisäämistä tärkeänä ja tarpeellisena metsäluonnon monimuotoisuuden turvaamisen kannalta (Raunio ym. 2008, Kotiaho ym. 2015, Tukia ym. 2015 ja Korhonen ym. 2016). Todellisuus kulkee kuitenkin toiseen suuntaan. Vaikka luonnonhoidollisen kulotuksen monipuoliset hyödyt on osoitettu tutkimustiedolla selvästi, kulotuksen käyttö on vähentynyt jyrkästi 2000-luvun

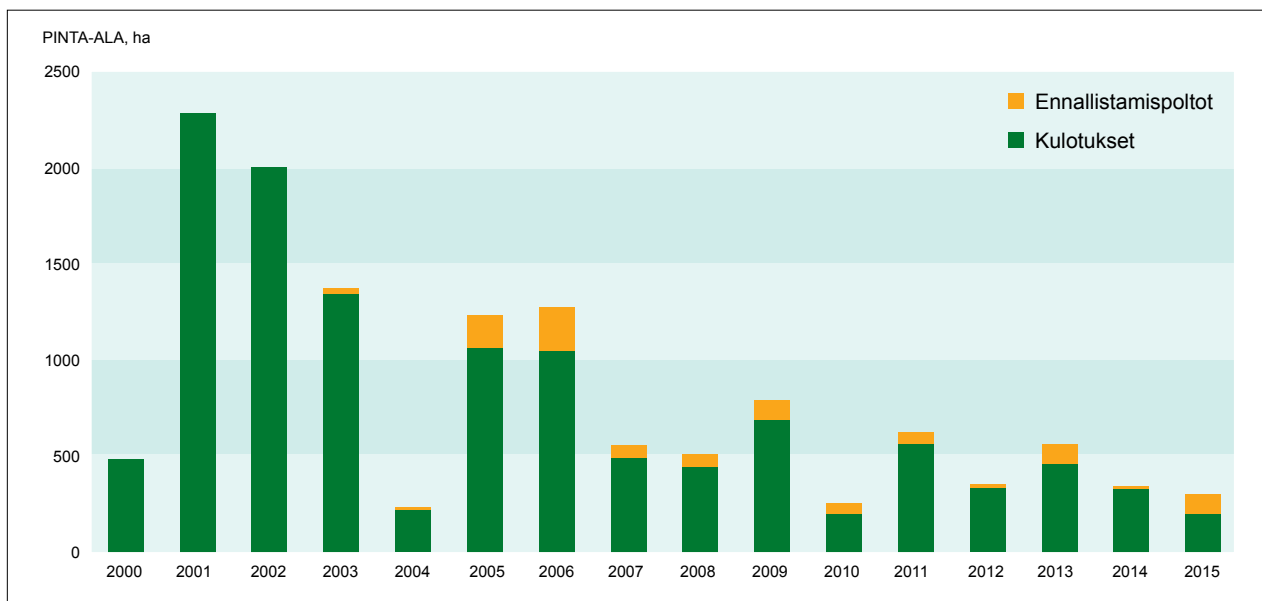


**Kuva 35.** Kulotuspinta-ala yksityisten metsänomistajien, valtion ja metsäteollisuusyritysten metsissä viisivuotiskausittain. (Korhonen ym. 2017)

aikana. Metsätaloudellinen kulutus oli 1960-luvun puoliväliin asti yleinen uudistusalan käsittelymenetelmä. Vuosina 1956–1966 kulotettiin keskimäärin noin 22 000 hehtaaria vuodessa. Sen jälkeen kulotuspinta-alojen määrä väheni jyrkästi muutaman tuhannen hehtaarin tasolle.

Vuosina 2000–2013 kulotuspinta-ala oli enää noin 800 hehtaaria vuodessa, ja pinta-alat ovat edelleen laskeneet pariin kolmeen sataan hehtaariin vuodessa. Muutos on ollut nopea (kuvat 35 ja 36).

Lisäksi säästöpuuryhmien polttoja on tehty viime vuosina vaihtelevasti, todennäköisesti enintään muutamia kymmeniä vuodessa. Harjujen paahderinteiden kulotuksia



**Kuva 36.** Kulotusten ja ennallistamispolttojen yhteenlaskettu pinta-ala vuosittain 2000–2013 (Lindberg 2017).

on tehty yhteensä joitakin kymmeniä kappaletta. Näiden toimenpiteiden vaikutus kulotusten ja ennallistamispoltojen kokonaispinta-alaan on marginaalinen.

Vuonna 2016 tehtiin useita päätöksiä, jotka edelleen vähentävät kulotuksen käyttöä:

1. PEFC-sertifiointin uudet kriteerit, jossa kulotuskriteeri on muotoiltu sellaiseksi, että sen velvoittavuus ja vaikutus kulotusten lisäämiseen on olematon.
2. Kemera-luonnonhoitotuen leikkaukset ja priorisointilinjaukset ovat epäsuotuisia luonnonhoidollisten kulotusten kannalta.
3. Metsähallituksen Metsätalous Oy teki päätöksen lopettaa metsänhoidollinen kulottaminen kokonaan valtion talousmetsissä. (Lindberg 2017)

Näin ollen tällä hetkellä käytännössä FSC-sertifiointi on ainoa tekijä, joka kannustaa ja edellyttää tekemään kulotuksia ja/tai ennallistamispoltoja talousmetsissä.

### **Kulotuksilla voidaan saavuttaa monenlaisia luonnonhoidollisia tavoitteita**

Luonnonhoidollinen kulotus on osoittautunut tehokkaaksi keinoksi turvata metsäluonnon monimuotoisuutta, etenkin nuoriin runsaslahopuustoisiin häiriömetsiin sidoksissa olevaa lajistoa (Kouki 2013).

Lahopuustoisia paloympäristöjä voidaan luoda erilaisilla tavoilla, kuten polttamalla pystymetsää (ennallistamispolto), kulottamalla päätehakkuaaloja, joille on jätetty säästöpuustoa, tai polttamalla pelkkiä säästöpuuryhmiä.

Kulotuksilla saadaan aikaan lämpimiä avoimia alueita ja nuoria lehtipuuvaltaisia palosukessiometsiä. Niiden avulla lisätään lahopuun ja tulen vaurioittaman lahopuun määrää sekä monipuolistetaan metsän puustorakennetta. Poltossa tyypillisesti osa puustosta kuolee heti, osa muutaman vuoden kuluessa ja osa jää eloon.

Kuolleet hiiltyneet tai tulen vaurioittamat puut ovat tärkeitä elinympäristöjä monille uhanalaisille lajeille, erityisesti hyönteisille. Metsäpaloihin liittyvät lajit voidaan jakaa palonvaatijoihin, paloja suosiviin ja paloista hyötyviin lajeihin. Palonvaatijahyönteislajit esiintyvät poltetuilla alueilla vain lyhyen aikaa, 0–5 vuotta palon jälkeen. Noin 30 hyönteislajia on erikoistunut elämään palaneissa metsissä. Tähän joukkoon kuuluu noin 20 kovakuoriaislajia sekä latikoita, kärpäsiä ja yksi koiperhoslaji. (Ennallistamistyöryhmä 2003)

Useimpien palonvaatijahyönteisten ravintoa ovat palaneilla puilla kasvavat kotelosienet (Ascomycetes) tai vaillinaissienet (Deuteromycetes). Paloista riippuvaiset hyönteislajit ovat hyviä leviämään. Ne kykenevät löytämään tuoreet paloalat jopa kymmenien kilometrien päästä. Palonvaatijahyönteisillä on sopeutumia, kuten herkkiä infrapunasensoreita, ja herkät aistimet savun hajulle, joiden avulla ne voivat paikallistaa paloalueet pitkän matkan päästä. Lajien elintapojen vuoksi metsäpalojen esiintymisen välin laajemmalla metsäalueella tulisi olla lyhyt, alle viisi vuotta. (Ennallistamistyöryhmä 2003)

Kulotusten ekologiset vaikutukset ovat kuitenkin paljon laajemmat kuin pelkkien paloa vaativien lajien turvaaminen. Vielä paljon suurempi joukko lajeja hyötyy palon seurauksena syntyvästä runsaslahopuustoisista ja/tai paisteisista olosuhteista.

Palonsuosijahyönteiset ovat pääasiassa sellaisia, jotka ovat evoluutiossaan sopeutuneet elämään luonnontilaisissa nuorissa häiriömetsissä. Ne kykenevät usein hyödyntämään myös muita nuoria, runsaslahopuustoisia ja paisteisia metsiä, kuten myrsky-

tuhoalueita, tulvametsiä ja jopa hakkuuaukeita, mikäli niihin jätetään järeää kuollutta ja kuolevaa puustoa.

Palonsuosijahyönteiset hyödyntävät alueita 5–25 vuotta palon jälkeen. Tämä aukea ja pienilmastoltaan paisteinen sukkessiovaihe päättyy puiden latvusten sulkeutumiseen. Tähän ryhmään kuuluvien kovakuoriaislajien ravintona on useimmiten lahoava puu tai kääväkkäiden (Aphyllophorales) itiöemät ja rihmasto. Paloja vaativat ja paloja suosivat hyönteislajit kolonisoivat polttoalat nopeasti, ja niiden paikallispopulaatiot kasvavat voimakkaasti. (Ennallistamistyöryhmä 2003)

Kääväkäsajisto köyhtyy aluksi polton seurauksena, mutta runsastuu sitten viiveellä. Kuolleen puuston määrän kasvun ja monipuolistumisen vuoksi polttoalojen kääväkkäiden lajimäärä ylittää ennen polttoa vallinneen lajimäärän selvästi noin kymmenen vuoden päästä poltosta. (Penttilä ym. 2013)

Puiden päällysvierassammaliin ja -jäkäliin poltolla on voimakkaasti lajistoa köyhdyttävä vaikutus. Näiden lajiryhmien lajimäärän kehitystä pidemmällä aikavälillä ei vielä tunneta riittävästi. Eräät rupijäkälälajit ovat kuitenkin erikoistuneet elämään hiiltyneillä puupinnoilla.

Hämäläisen (2016) väitöskirjan tutkimusten mukaan hakattujen alojen kulottaminen lisäsi säästöpuiden kuolleisuutta ja vähensi epifyyttijäkälien lajimäärää 11–12 vuotta kuloutuksen jälkeen. Aineisto kerättiin Lieksan FIRE-tutkimuksen koemetsiköistä. Yhdistettynä riittävän suureen säästöpuumäärään kulutus synnytti monipuolisempia lahopuuelinympäristöjä kuin pelkät säästöpuut ilman kulotusta. Kulottamalla osa hakkuualoista voitaisiin mahdollisesti lisätä epifyyttijäkälien lajimäärää maisematasolla, vaikka vaikutus olikin metsikkötasolla negatiivinen tutkitulla aikavälillä. Näin etenkin silloin, kun arvokkaimmat, lajirikkaimmat metsiköt jätetään kuloutuksen ulkopuolelle.

Kulotuksilla voidaan saavuttaa monenlaisia muitakin luonnonhoidollisia hyötyjä. Lievät palot mahdollistavat kasvilajiston uudistumisen siemenpankin avulla. Paloista hyötyviä kasvilajeja ovat muun muassa huhtakurjenpolvi ja hämeenkylmänkukka.

Myös paloista hyötyvät sienilajit uudistuvat itiöpankissa olevien itiöiden avulla ja alkavat tuottaa itiöemiä. Palosienet ovat sienilajeja, jotka ovat erikoistuneet elämään palaneella maalla tai palaneella puulla. Suomessa palosienten ryhmään kuuluu muutamia kymmeniä kotelo- ja kantasienilajeja. (Rahko 2005) Paloista hyötyvät kasvilajit ja suuri osa sienilajeista ei tarvitse palanutta puuta vaan palanutta maapohjaa. Näistä lajeista monet voivat säilyä humuskerroksen siemen- ja itiöpankissa vuosikymmeniä. Ne alkavat kasvaa ja lisääntyä vasta maanpinnan palamisen ja siihen liittyvän kuumenemisen jälkeen. Tällaiset lajit ovat usein leviämiskyvyltään heikompia kuin hyönteiset. Ne tarvitsevat ilmeisesti toistuvia paloja samoilla ja/tai lähekkäisillä kasvupaikoilla.

Luonnonhoidollisilla kulotuksilla ja ennallistamispoltoilla voidaan saavuttaa myös puuston uudistumiseen ja rakenteeseen liittyviä luonnonhoidollisia tavoitteita. Humuskerroksen osittainen tai kokonaan palaminen helpottaa puiden luontaista uudistumista. Kulotuksien avulla voidaankin synnyttää lehtipuuvaltaisia, esim. koivu- ja haapavaltaisia, metsiä.

Tuli vaikuttaa myös palon vaurioittamien puiden ominaisuuksiin. Palon käynnistämä kuolemisprosessi on omanlaisensa. Palon tappamasta puusta kuori irtoaa nopeasti ja sen seurauksena rungot kuivuvat ja kelottuvat nopeasti paahteisessa ympäristössä.

Myös lehtipuut, kuten koivut ja haavat kelottuvat tällaisissa olosuhteissa. Niistä syntyy aivan tietynlaista lahopuuta, jolla on juuri sille erikoistunutta hyönteislajistoa.

Palon vaurioittamien ja heikentämien mutta eloon jääneiden puiden kuoleminen voi jatkua pitkän aikaa palon jälkeen. Tämä synnyttää lahoamisasteeltaan monipuolisempaa kuollutta puustoa kuin jos kaikki puut kuolevat kerralla.

Kulojen toistuvasti vioittamista ja pihka-aineiden kyllästämistä männyistä kehittyi hyvin pitkäikäisiä aihkeja. Palokoroiset männyt ja niistä hitaan kuolemisprosessin seurauksena syntyvät pitkään pystyssä sesovat kelot ovat borealiselle metsäluonnolle ominaisia puustorakenteita, joita ei juuri synny ilman tulen vaikutusta.

Toistuvia kulotuksia voidaankin käyttää palauttamaan ja ylläpitämään usein palaneille mäntymetsille ominaista harvapuustoista ja monijaksoista metsikkörakennetta, jolle ominaisia ovat palokoroiset vanhat männyt ja kelot.

Ruotsissa viime aikoina toteutetut ennallistamispolto on suoritettu etupäässä vanhoissa mäntyvaltaisissa luonnonmetsissä. Niiden tavoitteena on palauttaa ja ylläpitää usein palaneiden mäntymetsien tyypillinen rakenne. Suomessa luonnonsuojelualueilla tehdyt ennallistamispolto ovat kohdistuneet pääasiassa nuoriin viljelymänniköihin. Niiden tavoitteena on ollut yksipuolisen puustorakenteen monipuolistaminen tulen avulla.

Kulotuksia voidaan käyttää myös harjujen paahdeympäristöjen ja perinneympäristöjen hoitoon. Perinneympäristöissä polttoa käytetään hyväksi muun muassa kaskeamisessa ja hakkuutähteiden hävittämisessä puustoa avaavien hakkuuiden jälkeen. Harjujen paahdeympäristöjen poltoilla pyritään luomaan harjujen erikoistuneille kasvilajeille suotuisimmat kasvuolosuhteet ja palauttamaan niitä maan siemenpankista.

Harjujen paahdeympäristöjen kasvi- ja hyönteislajit hyötyvät polton aiheuttamasta humuksen ohentumisesta, mahdollisista hiekkapaljastumista, kilpailevan pintakasvillisuuden vähentymisestä sekä maan pinnan hiiltymisen aiheuttamasta kasvupaikan paahteisuuden lisääntymisestä. Harjujen paahdeympäristöjen lajit eivät sinänsä vaadi tulen vaurioittamaa puuta. Harjujen paahdeympäristöjen polttokohteet tarjoavat kuitenkin elinympäristöjä myös palonvaatijalajeille ja paloista hyötyville lajeille, kun niille jätetään myös palossa vaurioituvia pystypuita, maapuita, kantoja ja hakkuutähteitä.

Luonnonhoidollisia kulotuksia voidaan käyttää myös karukokankaiden säilyttämiseen ohuthumuksisina ja ravinnepöyhinä karuunnuttamispoltojen avulla. Luontotyyppien uhanalaisuus -raportissa (Raunio ym. 2008) asetetaan tavoite seuraavasti: ”Ehkäistään karujen metsätyyppien rehevöitymistä ja vähennetään sitä hoitotoimin. Karuimmilla tyypeillä pitää välttää sellaisia toimia, jotka lisäävät ravinteisuutta tai voimistavat ravinnekiertoa. Metsäpalojen puuttuessa karujen luontotyyppien ominaisuudet muuttuvat. Tästä syystä karuunnuttavia hoitotoimia, etupäässä poltoja tulee kiirehtiä”.

Granström (2001) jäsenteli paloista hyötyvät lajit ja luontotyypit ryhmiin sen mukaan ovatko ne sijainniltaan muuttuvia vai paikoillaan pysyviä ja ovatko ne sidoksissa sukcession varhaisiin vai myöhäisiin vaiheisiin:

- Sijainniltaan muuttuvia varhaisen sukcessiovaiheen lajeja ovat kovakuoriaiset.
- Sijainniltaan muuttuvia myöhäisen sukcessiovaiheen luontotyyppisiä ovat vanhat lehtipuuvalliset metsät ja niihin sidoksissa olevat lajit.
- Paikoillaan pysyviä varhaisen sukcessiovaiheen lajeja ovat siemenpankissa esiintyvät kasvilajit.

- Paikoillaan pysyviä myöhäisen sukessiovaiheen luontotyyppejä ovat monijaksoiset mäntymetsät.

Luonnonhoidollisilla kulotuksilla voi siis olla hyvin monia erilaisia tavoitteita, jotka vaikuttavat sekä kohdevalintaan että kulotuksen toteutustapaan.

### Lieksan ja Evon FIRE-tutkimushankkeiden tulokset

Kulotus lisää uhanalaisten ja harvinaisten lajien esiintymistodennäköisyyttä merkittävästi verrattuna avohakkuualoihin, joille vain jätetään säästöpuustoa, mutta joita ei polteta. Aiheesta on tehty Suomessa paljon tutkimusta. Tietämys on karttunut parin viime vuosikymmenen aikana metsäpaloaloilla, ennallistamispolttoaloilla ja hakkuu-alojen kulotuskohteilla tehdyistä tutkimuksista.

Keskeisessä roolissa tutkimustiedon tuottamisessa ovat olleet kaksi laajaa kokeellista tutkimusta: FIRE-tutkimushanke mäntyvaltaisissa metsissä Lieksassa ja Evon asetelmaltaan samankaltainen kuusivaltaisissa metsissä toteutettu tutkimushanke (Kouki 2013, Vanha-Majamaa ym. 2007). Etenkin Lieksan FIRE-tutkimushanke on tuottanut hyvin runsaan ja monipuolisen sadon tutkimusartikkeleita.

Luonnonhoidollisten kulotusten vaikutuksista lajistoon on julkaistu Suomessa kolme väitöskirjaa (Hyvärinen 2006, Toivanen 2007, Heikkala 2016). Ne osoittavat kiistattomasti luonnonhoidollisten kulotusten hyödyt monimuotoisuuden turvaamisen kannalta.

Luonnonhoidollisista kulotuksista hyötyvät erityisesti kuolleilla puilla elävät lajit. Säästöpuiden määrä vaikuttaa ratkaisevasti kulotuksista saataviin monimuotoisuus-hyötyihin. Järeiden säästöpuiden määrän kasvaessa kasvaa myös kuolleella puulla elävien lajien määrä. Erityisen jyrkästi kasvaa uhanalaisten ja silmälläpidettävien lajien lajimäärä. (Toivanen & Kotiaho 2007).



© PANU KUNTTU

**Kuva 37.** Ennallistamispolttoalue Tammelassa muutama kuukausi polton jälkeen.



Hyvärinen (2006) tutki väitöskirjassaan säästöpuiden jättämisen ja kulotuksen lyhytaikaisia vaikutuksia kovakuoriaisten monimuotoisuuteen Lieksassa toteutetun FIRE-tutkimushankkeen mäntyvaltaisissa tutkimusmetsissä. Tutkimuksen seurantajakso oli kolme vuotta: vuosi ennen hakkuita ja polttoja ja kaksi vuotta niiden jälkeen. Uhanalaisten ja harvinaisten lahopuukovakuoriaisten lajimäärä oli paljon suurempi verrattuna kulottamattomiin säästöpuuhakkuisiin. Poltto lisäsi keskimäärin noin neljä uhanalaista tai harvinaista lajia kullekin kulotetulle alueelle (Hyvärinen ym. 2006).

Tutkituissa lajiryhmissä, kovakuoriaisissa ja muissa hyönteisissä näyttää olevan enemmän nuorissa runsaslahopuustoisissa metsissä eläviä lajeja kuin muissa lajiryhmissä, joten tulosta ei voi suoraan yleistää muihin lajiryhmiin. Suurempi säästöpuiden määrä näytti lisäävän lahopuulajien, mukaan lukien harvinaisten ja uhanalaisten kovakuoriaislajien määrää toisena kulotuksen jälkeisenä vuotena. Poltettujen alojen kovakuoriaisyhteisöt olivat hyvin erilaisia kuin hakattujen alojen, joita ei ollut poltettu. Tämä ei johtunut pelkästään palonvaatijalajien runsastumisesta, vaan suuresta joukosta muitakin kovakuoriaislajeja, jotka runsastuivat tai vähenivät polton seurauksena. (Hyvärinen 2006)

Hakkuut ja poltot vaikuttivat voimakkaasti yhteisöjen lajikoostumukseen, mutta korkeammilla säästöpuutasoilla (50 m<sup>3</sup>/ha) ne pysyivät lähempänä käsittelyjä edeltäneitä lajiyhteisöjä. (Hyvärinen 2006)

Pystyyn poltettujen metsien lajiyhteisöt olivat erilaisia kuin hakattujen ja kulotettujen kohteiden. Siksi hakkuualojen kulotusten lisäksi olisi tärkeää tehdä ennallistamispoltoja myös hakkaamattomissa metsissä. (Hyvärinen 2006)

Tutkimuksen perusteella ei ollut mahdollista esittää kynnyksarvoa lahopuuston määrälle, koska se on laadullisesti ja määrällisesti erilainen eri lajeilla. Se johtopäätös voitiin tehdä, että kaikki lisäykset lahopuuston määrään ovat hyödyllisiä vaikutuksiltaan ja 10 m<sup>3</sup>/ha voi jo tuottaa selviä myönteisiä vaikutuksia, erityisesti yhdistettynä kulotukseen. (Hyvärinen 2006)

Polto tulisi suorittaa sinä aikana, jolloin metsäpalojen syttymistodennäköisyys on luonnostaan suurin, eli toukokuun lopulta heinäkuun alkupuolelle (Hyvärinen 2006).

Samoilla tutkimuskohteilla selvitettiin myös avohakkuun ja kulotuksen vaikutuksia maakiitäjäisiin. Lajimäärä oli korkeampi hakatuilla kuin hakkaamattomilla aloilla ja poltto lisäsi lajimäärää edelleen. Poltto lisäsi palonsuosijalajien ja avoimien ympäristöjen lajeja ja niiden yksilömääriä. Yhden uhanalaisen maakiitäjäislajin, palosysikiitäjäisen, yksilö tavattiin alemman säästöpuutason polttokohteelta. Tutkimuksen johtopäätöksenä tutkijat toteavat, että maakiitäjät ovat hyvin sopeutuneita häiriöihin ja että kulotusten riittävä käyttö on olennaista luontaisten maakiitäjäyhteisöjen ylläpitämiselle borealisissa metsissä. (Martikainen ym. 2006)

Pienet säästöpuuryhmät eivät pysty säilyttämään hakkaamattomien metsien maakiitäjäisyhteisöjen lajikoostumusta, mutta ne voivat tarjota ravintoa, suojaa ja lisääntymispaikkoja monille lajeille, etenkin kulotetuilla alueilla. (Martikainen ym. 2006)

Heikkala (2016) tutki väitöskirjassaan samojen Lieksan FIRE-tutkimuksen kohteiden kovakuoriais- ja latikkalajiston kehitystä pidemmällä, yli kymmenen vuoden aikajännteellä. Yhdessä väitöskirjan tutkimuksessa selvitettiin myös säästöpuiden kuolleisuutta kulotetuilla ja kulottamattomilla hakkuualoilla. Tämän tutkimuksen tulokset on referoitu tämän raportin Säästöpuut-luvussa.

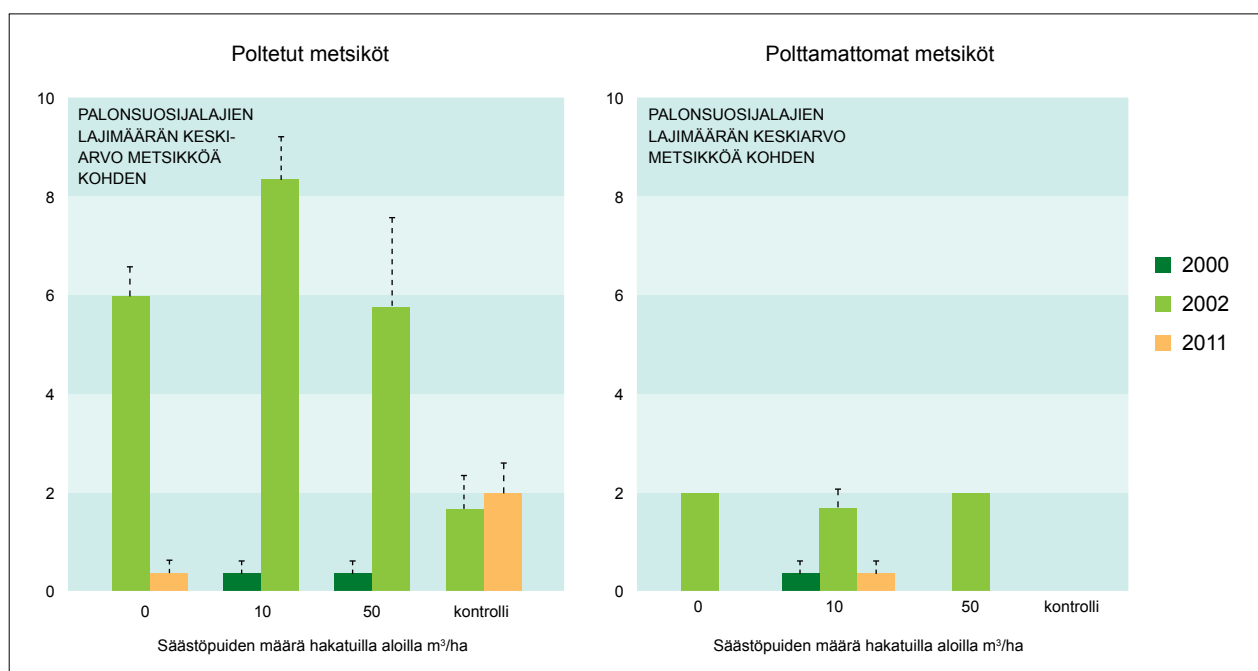
Kulotus ja kaikki hakkuukäsittelyt lisäsivät lahoppuukovakuoriaisten lajirikkautta ensimmäisenä käsittelyjen jälkeisenä vuotena. Tämä oli kuitenkin ohimenevä ilmiö kaikilla hakatuilla aloilla, sillä lajirikkaus oli alentunut samalle tasolle kuin ennen käsittelyjä säästöpuukohteilla ja sitäkin alemmalle tasolle avohakkuualoilla kymmenessä vuodessa. (Heikkala 2016)

Hakkaamattomilla kulotetuilla kohteilla poltto sen sijaan aiheutti pitkäkestoisen lahoppuukovakuoriaislajiston lajirikkauden lisääntymisen. Kymmenen vuoden jälkeen lahoppuukovakuoriaisten lajimäärä pysyi edelleen selvästi korkeampana kuin ennen polttoa, tosin se myöhemmin aleni lievästi. (Heikkala 2016)

Nopea lajimäärän kasvu käsittelyjen jälkeen oli odotettavissa ja sen aiheutti todennäköisesti kovakuoriaislajien lisääntymisresurssien määrän, kuten vastakuolleen puunaiheksen, etenkin kantojen, hakutähteiden ja tulen tappamien säästöpuiden, äkillinen kasvu. (Heikkala 2016)

Kulotus lisäsi palonvaatijalajien sekä harvinaisten ja uhanalaisten kovakuoriaisten lajimäärää ensimmäisenä käsittelyjen jälkeisenä vuonna. Kymmenen vuoden päästä niiden lajimäärä oli kasvanut hakkaamattomilla polttokohteilla, mutta pienentynyt hakatuilla kohteilla verrattuna tilanteeseen ennen käsittelyjä (kuva 38). Tulokset selittyvät pitkälti puiden kuolleisuuden ja lahoamisen dynamiikalla ja sen eroilla eri tavalla käsiteltyjen kohteiden välillä. Tutkimusalojen kuollut puu lahosi selvästi 10 vuoden aikana ja kuori oli irronnut puusta. Jakson lopussa avohakkuualoilla ei ollut enää tarjolla vastakuollutta puuta. (Heikkala 2016)

Myös kulotetuilla hakkuualoilla säästöpuiden korkea ja nopea kuolleisuus johti vastakuolleiden puiden puuttumiseen pitkällä aikavälillä. Jopa korkeamman, 50 m<sup>3</sup>/ha



**Kuva 38.** Palonsuosijalajien lajimäärä Lieksan FIRE-tutkimuksen erilaisilla käsittelyaloilla. Hakkuut tehtiin talvella 2000–2001, ja poltot tehtiin kesällä 2001. Uudistushakkuualoille jätettiin säästöpuuta 0, 10 tai 50 m<sup>3</sup>/ha. Kontrollialat ovat hakkaamattomia metsiköitä. (Heikkala ym. 2016)

säästöpuutason polttokohteilla valtaosa säästöpuista oli kuollut ja kaatunut tutkimusjakson aikana. Siksi yllättäen mitään eroa kovakuoriaisten lajimäärissä ei havaittu matalan ja korkean säästöpuutason polttokohteiden välillä missään toiminnallisessa kovakuoriaisryhmässä. (Heikkala 2016)

Hakkaamattomissa poltetuissa metsiköissä puiden kuolleisuus oli sen sijaan jatkunut ja vastakuollutta puuta oli ollut jatkuvasti tarjolla. Tämä varmisti hyvin monipuolisen lahopuiden esiintymisen, ja tarjosi siten elinympäristöjä monenlaisille lajeille, ja myös uhanalaisille lajeille paremmat selviytymisen mahdollisuudet. (Heikkala 2016)

Palonvaatijakovakuoriaislajit kykenevät käyttämään palaneita puuta vain muutaman vuoden ajan, jonka jälkeen ne häviävät palaneesta metsästä. Nämä lajit vaativat jatkuvaa vasta palaneen puun tarjontaa, joka voi toteutua vain maisematasolla. (Heikkala 2016)

Kovakuoriaislajien lisäksi poltto lisäsi paloja vaativien latikkalajien laji- ja yksilömäärää. Kaksi uhanalaista ja hyvin harvinaista palonvaatijalajia, palolatikka ja tuhkalatikka, esiintyivät runsaina polton jälkeen. Paloja vaativat latikkalajit kykenevät löytämään ja asuttamaan palavat tai äskettäin palaneet metsät hyvin tehokkaasti. Tulen näille lajeille synnyttämät elinympäristöt ovat kuitenkin hyvin lyhytkestoisia metsikkötasolla, sillä paloja vaativat latikkalajit katosivat lähes kokonaan kahdessa vuodessa. Näiden lajien säilyttäminen edellyttää sitä, että vasta palaneita metsiä on jatkuvasti tarjolla maisematasolla. (Heikkala 2016)

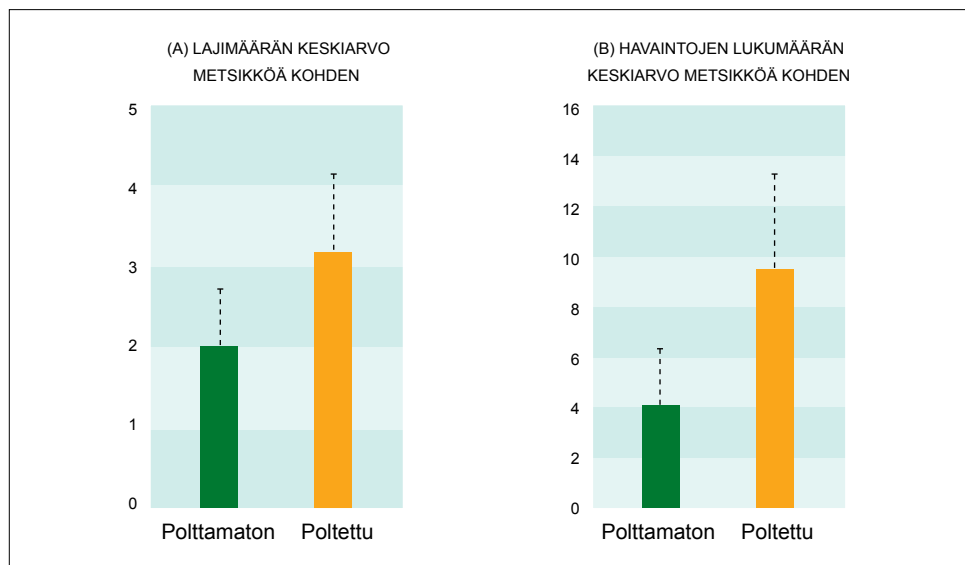
Paloista riippumattomat latikkalajit hävisivät kokonaan polton seurauksena, mutta palasivat yksilömääriltään runsaampina poltetuilla kuin polttamattomilla kohteilla. Nämä lajit ovat sientensyöjiä, jotka käyttävät ravinnokseen puilla kasvavia sieniä.

Hakkuu lisää latikkalajien yksilömääriä vain, kun jätetään säästöpuuta. Korkeamman ja matalamman säästöpuutason välillä ei havaittu tässä olevan eroa lyhyellä aikavälillä, mutta erot voivat tulla esiin pidemmällä aikavälillä, koska suurempi säästöpuiden määrä ylläpitää kuolleiden puiden syntymisen jatkuvuutta paremmin. Avohakkuualoilta, joille ei jätetty säästöpuuta, puuttui näille lajeille riittävä järeän kuolleen puun resurssi. (Heikkala 2016)

Säästöpuiden jättäminen ja kulutus eivät runsaasta kuolleen puun määrästä huolimatta aiheuttaneet merkittävästi lisääntyneitä ytimennävertäjien aiheuttamia hyönteistuhoja ympäröivissä metsissä. Vaikka käsittelyt lisäsivät jonkin verran ytimennävertäjien aiheuttamaa männyn latvakasvainten syöntiä, vaikutukset rajoittuivat pääasiassa metsänreunan reunimmaisiin puihin, eikä ulottunut syvemmälle metsään. (Heikkala 2016)

Suominen ym. (2015) tutkivat kääpälajien esiintymistä Lieksan FIRE-tutkimusmetissä 10 vuoden ajanjaksolla hakkuiden ja kulotusten jälkeen. Kääpälajien lajimäärä ja havaintojen lukumäärä kasvoi aluksi hitaasti, mutta lisääntyi sitten huomattavasti 10-vuotisjakson lopulla (kuva 39). Kahden vuoden päästä käsittelyistä korkeamman säästöpuutason (50 m<sup>3</sup>/ha) kohteilla oli keskimäärin 8,5 kääpälajia ja alemman säästöpuutason (10 m<sup>3</sup>/ha) kohteilla 4,5. Neljän vuoden päästä vastaavat lajimäärät olivat 14 ja 9 lajia ja 10 vuoden päästä 26 ja 19 lajia. Uhanalaisia lajeja ei löydetty rungoilta usein aikaisemmin kuin 10 vuotta käsittelyjen jälkeen. (Suominen ym. 2015)

Kulutus lisäsi kääpälajien määrää ajan kanssa. 13 kääpälajia suosi kulotettuja aloja ja kuusi kulottamattomia alueita. Kääpähteisöjen lajikoostumus oli selvästi erilainen



**Kuva 39.** Uhanalaisten kääpälajien lajimäärä (A) ja niiden havaintojen lukumäärä (B) 10 vuoden päästä hakkuusta ja kulotuksesta Lieksan FIRE-tutkimuksen koemetsiköissä (Suominen ym. 2015).

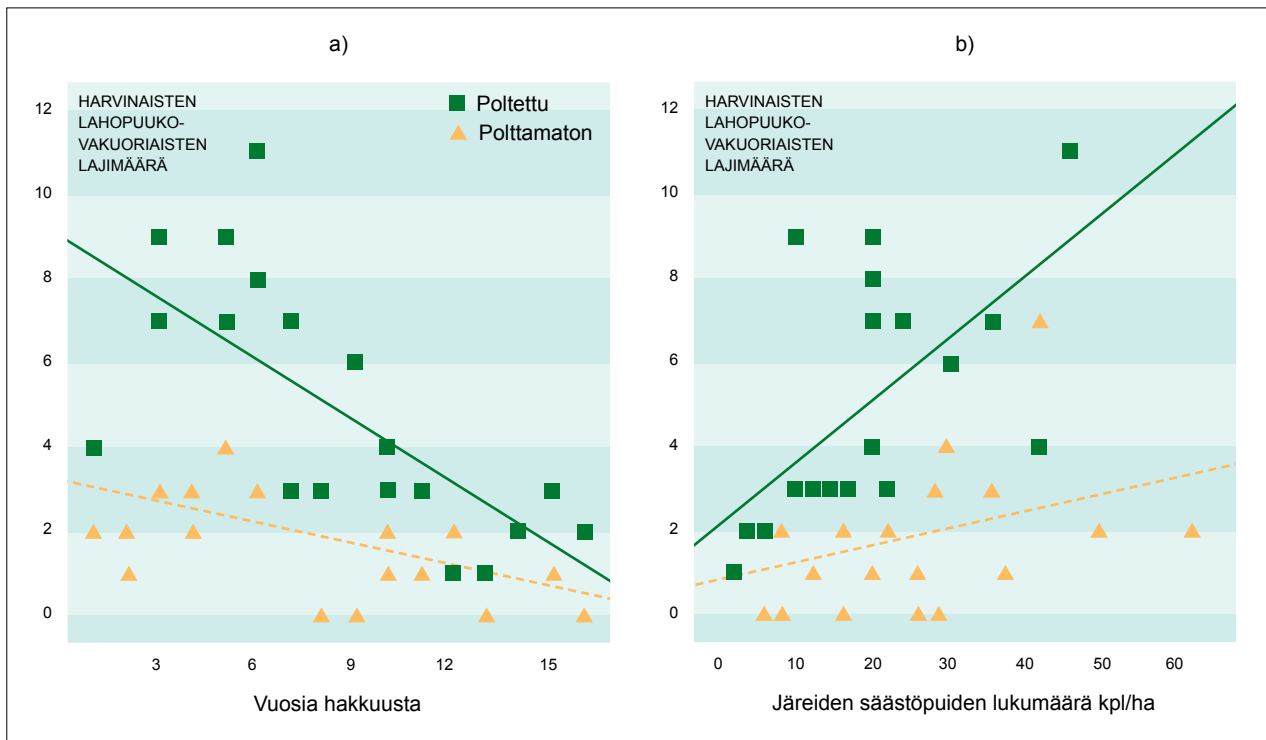
kulotetuilla ja kulottamattomilla aloilla 10 vuoden päästä käsittelyistä. Tutkimus osoitti, että säästöpuut voivat ylläpitää lajirikkaita kääpäyhteisöjä ja jopa joitakin uhanalaisia lajeja. Ne voivat olla siten hyödyllisiä suojelualueiden ulkopuolella tehtävässä monimuotoisuuden turvaamisessa. Suuremmat säästöpuiden määrät ylläpitävät lajirikkaampia kääpäyhteisöjä. Kulotus lisää säästöpuiden positiivisia vaikutuksia monimuotoisuuteen synnyttämällä elinympäristöjä, jotka ovat tyypillisiä nuorille luonnontilaisille metsille. (Suominen ym. 2015)

Suominen ym. (2018) tutkivat Lieksan FIRE-tutkimuksen tutkimusaloilla myös kantojen ja hakkuutähteiden kääpälajistoa 10 vuotta polton jälkeen. Tutkijat havaitsivat, että kulotus lisäsi kääpälajien esiintymistä kannoilla, mutta ei hakkuutähteellä, polttamattomiin hakkuualoihin verrattuna. Kannoilta ja hakkuutähteiltä löytyi yhteensä 74 kääpälajin itiöemiä. Kannoilta ja hakkuutähteiltä löytyi myös muutamia uhanalaisia kääpälajeja, enemmän jos ne olivat palaneet.

Tutkijoiden johtopäätös on, että kannot ja hakkuutähteet voivat olla arvokkaita elinympäristöjä puuta lahottaville sienille, myös harvinaisille ja uhanalaisille lajeille. Tutkijat suosittelivat uudistusalojen kulotuksia kääpälajien monimuotoisuuden vahvistamiseksi. (Suominen ym. 2018)

Toivanen ja Kotiaho (2007) tutkivat kulotuksen ja kulotusaloille jätetyn säästöpuuston vaikutusta hyönteislajistoon eri ikäisillä kulotusaloilla Evolla. Tutkimus tehtiin 40 hakkuualalla, joille oli jätetty vaihtelevia määriä säästöpuuta. Metsikköjen koko oli 2–9 ha, ja ne oli hakattu 1–16 vuotta sitten. 20 hakkuualoista oli kulotettu, 20 oli kulottamattomia.

Kovakuoriaislajien laji- ja yksilömäärät olivat suurempia poltetuilla kuin polttamattomilla säästöpuukohteilla. Erityisen voimakkaasti lisääntyi harvinaisten kovakuoriaislajien määrä. Säästöpuiden suurella määrällä oli selvä positiivinen vaikutus harvinaisten kovakuoriaislajien lajimäärään. Niillä alueilla, joille säästöpuustoa ei ollut jätetty tarpeeksi, kulotus ei merkittävästi lisännyt harvinaisten kovakuoriaislajien lajimäärää (kuva 40).



**Kuva 40.** Harvinaisten lahoppukovakuoriaisten lajimäärä kulotetuilla (yhtenäinen viiva) ja kulottamattomilla hakkuualoilla (katkoviiva) suhteessa a) hakkuusta kuluneeseen aikaan ja b) säästöpuiden määrään. (Toivanen & Kotiaho 2007)

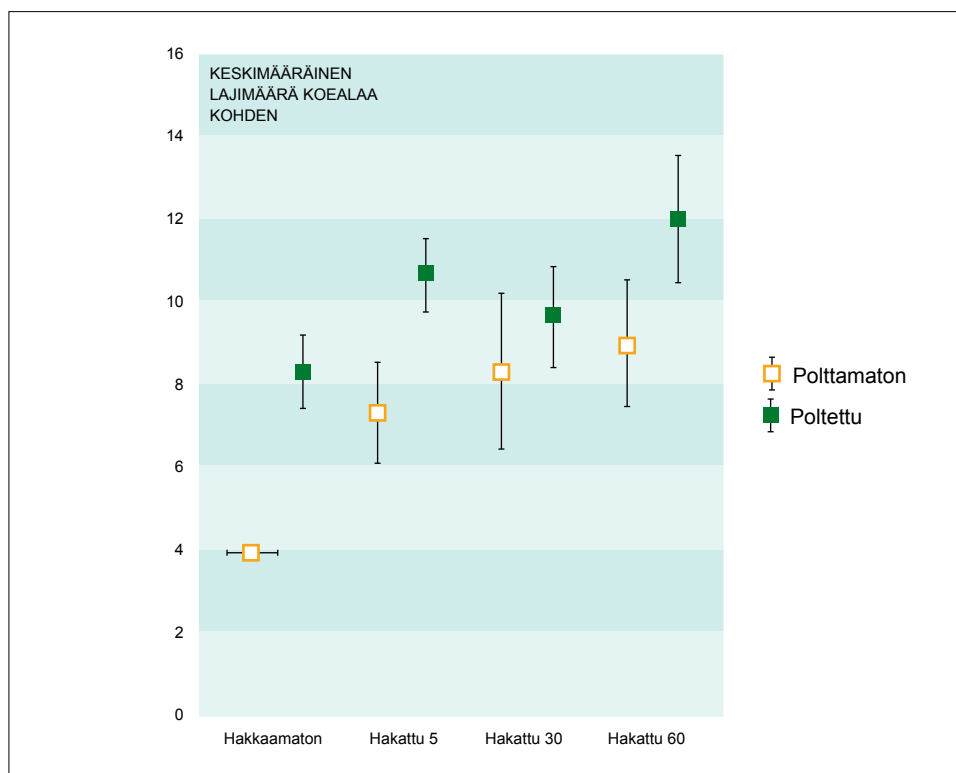
Poltton vaikutus kestää noin 10 vuotta. Kovakuoriaisten lajimäärät olivat korkeimmillaan välittömästi hakkuun tai polton jälkeen ja vähenivät ajan myötä. Poltetuilla aloilla lajisto säilyi kuitenkin polttamattomia aloja runsaampana (kuva 40). (Toivanen & Kotiaho 2007)

Pelkät säästöpuut ilman polttoa lisäsivät vain vähän harvinaisten kovakuoriaislajien lajimäärää. Tämä johtui siitä, että kuolleiden säästöpuiden määrä oli hyvin pieni polttamattomilla hakkuualoilla eikä niillä siksi ollut tarjolla paljon elinympäristöjä saproksyylikovakuoriaisille.

Kulottamattomien alojen säästöpuut tuottavat kuitenkin lahoppuuta metsään tulevaisuudessa. Siksi vaikka niiden vaikutus harvinaisten kovakuoriaislajien määrään on ollut vähäinen ensimmäisten 16 vuoden aikana, ei voida päätellä että säästöpuut ilman polttoa olisivat merkityksettömiä. (Toivanen & Kotiaho 2007, Toivanen 2007)

Toisessa Evolla, Lammilla, toteutetussa tutkimushankkeessa Toivanen (2007) tutki puuston osittaisen hakkuun ja kulotuksen vaikutuksia hyönteislajistoon kuusivaltaisissa metsissä. Koejärjestely koostui 24:stä noin kahden hehtaarin laajuudesta kuusivaltaisesta metsiköstä. Kuusi metsikköä jätettiin hakkaamattomiksi kontrollimetsiksi, kuuteen jätettiin 50 m<sup>3</sup>/ha säästöpuustoa pystyyn ja 60 m<sup>3</sup>/ha maapuiksi, kuuteen 50 m<sup>3</sup>/ha pystyyn ja 30 m<sup>3</sup>/ha maapuiksi ja kuuteen 50 m<sup>3</sup>/ha pystyyn ja 5 m<sup>3</sup>/ha maapuiksi.

Puolet kunkin luokan kohteista kulotettiin ja puolet jätettiin kulottamatta. Kohteet hakattiin helmi-maaliskuussa 2002, ja poltot toteutettiin kesä-elokuussa 2002. Hakkaamattomat kuusimetsät paloivat lievästi, ja puiden kuolleisuus oli vähäistä. Hakatuilla kohteilla palon voimakkuus kasvoi sen mukaan mitä enemmän maahan kaadettua säästöpuustoa oli jätetty.



**Kuva 41.** Harvinaisten, uhanalaisten ja silmälläpidettävien kovakuoriaislajien esiintyminen Evon ennallistamispolttokokeen koealoilla. Kaikkiin hakattuihin metsiköihin jätettiin 50 m<sup>3</sup>/ha säästöpuustoa. Lisäksi jätettiin 5, 30 tai 60 m<sup>3</sup>/ha maahan kaadettua puustoa. Metsiköt olivat kuusivaltaisia. Kustakin käsittelytavasta oli kolme toistoa. (Toivanen & Kotiaho 2007)

Kovakuoriaisten laji- ja yksilömäärät olivat suurempia poltetuilla ennallistamiskohteilla, ja poltto muutti selvästi kovakuoriaisyhteisöjen rakennetta (kuva 41). Myös pelkkä metsän hakkuu ilman polttoa lisäsi kovakuoriaislajien laji- ja yksilömääriä. Tämä johtui paisteisuutta suosivista ja hakkuutähteellä elävistä lajeista. Maahan kaatamalla tuotetun maalahopuun määrällä ei sen sijaan ollut selkeää vaikutusta laji- ja yksilömääriin. Näyttää siltä, että kuolleet pystyput (joiden määrässä ei ollut vaihtelua), jotka kuolevat palossa tai vähän sen jälkeen, ovat tärkeimpiä elinympäristöjä kovakuoriaislajeille. (Toivanen 2007)

Poltto paransi lahoppuressurssin laatua lisäten yksittäisten kuolleiden puiden kovakuoriaislajiston monimuotoisuutta. Polton vaikutus oli kuitenkin erilainen eri puulajeilla. Lahoavia koivuja käyttävä lajisto hyötyi selvästi poltosta. (Toivanen 2007)

Polton vaikutukset lahoavilla kuusilla eläviin lajeihin eivät olleet yhtä selkeitä. Erityisesti monet pioneerilajit suosivat palamattomia kuusia. Se, että kuusella elävät lajit eivät hyötäneet poltosta, saattaa johtua siitä, että kuusimetsissä metsäpalot ovat luontaisesti harvinaisia ja satunnaisia. Siksi huomattava osa kuolleilla kuusilla elävistä kovakuoriaislajeista ei ole ehkä sopeutunut paloalueisiin. (Toivanen 2007) Siksi tulen palauttamista kuusivaltaisiin metsiin tuleekin arvioida kriittisesti. Tosin ennallistamisen onnistumista ei pidä arvioida vain sen perusteella, miten se vaikuttaa yhteen resurssiin ja lajiryhmään.

Maalahopuun tuoton lopullisten vaikutusten selvittäminen vaatii ehdottomasti pitkäaikaista seuranta. Lahopuun synnyttämisen lisäksi tuli edistää lehtipuuvalltaisten

sukessiovaiheiden syntymistä kuusimetsiin ja synnyttää rakenteita ja resursseja, jotka ovat todennäköisesti tärkeitä monimuotoisuudelle metsän myöhemmissä sukessiovaiheissa. (Toivanen 2007)

Toivanen (2007) tekee myös johtopäätöksen, että metsien ennallistamisella ei voida korvata vanhojen luonnonmetsien suojelua, koska näistä toimenpiteistä hyötyvät aivan eri lajit. Kaarnakuoriaisten määrät lisääntyivät ennallistamiskohteilla, mutta poltto huononsi kuolleiden puiden laatua näiden lajien kannalta. Kaarnakuoriaisten leviäminen ympäröiviin metsiin oli vähäistä, joten ennallistaminen ei näyttäisi lisäävän metsätuhoariskia talousmetsissä. Kirjanpainajia ei levinnyt ympäröiviin metsiin. Poltto vaikuttaa turvallisimmalta tavalta tuottaa suuria määriä kuollutta puuta, sillä tuli heikentää niiden laatua tuholaisien lisääntymismateriaalina. (Toivanen 2007)

### **Polttoalojen on oltava useita hehtaareja**

Viime vuosina metsäyhtiöt ovat kiinnostuneet säästöpuuryhmien poltosta uudistusalojen kuluttamisen sijaan, koska se on toteutukseltaan helpompaa ja kustannuksiltaan edullisempaa. Säästöpuuryhmien polttoja toteutetaan jälkivartioinnin helpottamiseksi myös aikaisin keväällä tai syksyllä, jolloin niiden ekologinen vaikutus palosta hyötyville hyönteisille jää todennäköisesti vähäiseksi. Kokonaisten uudistusalojen, joilla on runsaasti säästöpuuta, tai kokonaisten metsiköiden ennallistamispoltoilla voidaan saavuttaa kuitenkin selvästi suurempia ja monipuolisempia hyötyjä metsäluonnon monimuotoisuudelle. Tämän vuoksi kehityssuuntaa ei voi pitää myönteisenä luonnonhoidon kannalta.

Polttoalueen koolla on monenlaisia vaikutuksia. Suurempi polttoalue aiheuttaa voimakkaamman savu- ja lämpösignaalin. Se voi siten houkuttaa paloista riippuvaista ja hyötyvää hyönteislajistoa paikalle laajemmalla alueella. Koska nämä lajit ovat hyvin leviäviä ja kykenevät aistimaan palot kaukaa, tällä voi olla merkitystä. Poltettaessa useiden hehtaarien kokoisia hakkuualoja pelkästään hakkuukannoissa on enemmän järeää puuainesta kuin pienissä poltettavissa säästöpuuryhmissä on järeää puuta. Lisäksi hakkuutähteistä jää runsaasti osittain palanutta pieniläpimittaista puuta kulosaloille.

Suominen ym. (2018) havaitsivat Lieksan FIRE-koemetsiköissä tehdyssä tutkimuksessa, että sekä kannoilla että hakkuutähteillä esiintyi myös harvinaisia ja uhanalaisia kääpälajeja ja poltto lisäsi niiden määrää. Toisin sanoen myös kulosalojen palaneilla kannoilla ja hakkuutähteillä on merkitystä monimuotoisuuden turvaamisen kannalta. Säästöpuuryhmien poltossa tätä resurssia syntyy vain hyvin vähäinen määrä uudistusalojen kulotuksin verrattuna.

Poltetulla maapinta-alalla on suuri merkitys niille paloista hyötyville kasvi- ja sienilajeille, jotka tarvitsevat palanutta maata, mutta eivät palaneita puita. Todennäköisyys sille, että alueella on humuksen siemen- ja itiöpankissa lajeja, joiden siemenet tai itiöt aktivoituvat kasvuun ja lisääntymiseen, kasvaa, kun kulotuksella käsitelty pinta-ala suurenee.

Laajemman uudistusalueen polttaminen synnyttää paisteisemman ympäristön. Laajalta alueelta mustunut maa imee auringon säteilyä ja synnyttää hyvin paahteiset olosuhteen muutamien polton jälkeisten vuosien ajaksi, ennen kuin pintakasvillisuus peittää mustan maanpinnan täysin.

Poltto vaikuttaa myös moniin maaperän ominaisuuksiin, happamuus vähenee ja hajotustoiminta nopeutuu. Tuli ohentaa humuskerrosta, saattaa synnyttää hiekkapaljas-

tumia, lisää hiilen määrää maassa ja niin edelleen. Ne lajit hyötyvät, jotka suosivat emäksisiä olosuhteita, ohutta humuskerrosta ja hiekkapaljastumia.

Koko uudistusalan poltto vaikuttaa pintakasvillisuuden sukkessioon laajemmalla alalla ja lisää esimerkiksi haavan ja rauduskoivun uudistumista siementaimista. Kaikkia tällaisia tulen ekologisia vaikutuksia ja niiden merkityksiä lajistolle ei varmasti vielä edes tunneta. Tällaisia vaikutuksia ei saavuteta merkittävässä määrin pelkällä säästöpuuryhmien poltolla, sillä ne ovat pikemminkin riippuvaisia palaneen maapohjan pinta-alasta kuin palaneen puuston määrästä.

Edellämainittujen maaperävaikutusten kannalta kulotukset ovat palovoimakkuudeltaan yleensä liian heikkoja, koska ne toteutetaan yleensä paloturvallisuussyistä aivan liian kosteissa olosuhteissa suuriin luonnonkuloihin verrattuna. Heikon palovoimakkuuden vuoksi palon vaikutukset ulottuvat vain karike- ja humuskerroksen aivan pintaosiin, eivätkä polta humusta tarpeeksi syvältä merkittävien maaperäolosuhteiden muutosten aikaansaamisen kannalta. (Wikars 2006)

Suomalaisissa hakkuualojen kulotustutkimuksissa poltettujen alueiden koko on ollut 2–9 ha. FIRE-tutkimuksessa Lieksassa noin 4 ha, Evon ennallistamispolttotutkimuksessa noin 2 ha ja Evon kulotusalojen tutkimuksessa 2–9 ha. Näillä kohteilla kulotuksen ja runsaan säästöpuuston yhdistelmä on tuottanut selviä myönteisiä monimuotoisuusvaikutuksia.

Kulotusten positiivisista vaikutuksista on selviä tutkimusnäyttöjä, kun kulotetaan kokonaisia hehtaarien kokoisia hakkuualoja ja alueelle jätetään myös säästöpuustoa. Säästöpuuryhmien polton ekologisesta vaikuttavuudesta ei sen sijaan ole vielä tutkimustietoa eikä näyttöä. Ekologisen tiedon ja sen pohjalta tehdyn päättelyn perusteella säästöpuuryhmien polton ekologinen vaikuttavuus on todennäköisesti selvästi pienempi kuin uudistusalojen kulotusten tai puustoisten alojen polttojen. Säästöpuuryhmien koko on 0,2–0,3 ha tai pienempi. Jos poltetaan koko hakkuuala säästöpuineen, niin polton ekologinen vaikuttavuus on todennäköisesti suurempi. (Lindberg, suullinen tiedonanto 2017)

Luonnonkulot jäävät tehokkaan palontorjunnan vuoksi keskimäärin hyvin pieniksi. 1960-luvulla luonnonkulojen keskikoko oli 2,8 ha, 1970-luvulla 1,3 ha, 1980-luvulla 0,7 ha, 1990-luvulla 0,6 ja 2000-luvulla enää 0,4 ha. On siis paljon hyvin pienikokoisia paloja. Säästöpuuryhmien poltolla synnytetään samanlaisia hyvin pieniä polttokohteita. Olisi hyvä, että luonnonhoidollisilla kulotuksilla saataisiin aikaan tätä suurempia palaneita alueita, mielellään joidenkin hehtaarien laajuisia. (Lindberg suullinen tiedonanto 2017)

Samaan johtopäätökseen on päätyttyä myös ennallistamistyöryhmä ennallistamispolttojen osalta, joka totesi, että suositeltava paloalue voisi olla kooltaan muutamasta hehtaarista kymmeneen hehtaariin ja suositeltava polttojen väli aluetasolla voisi olla 2–3 paloaluetta vuosikymmenessä (Ennallistamistyöryhmä 2003).

### **Kulotettaville aloille tulee jättää runsaasti puustoa**

Mitä enemmän säästöpuustoa jätetään sitä parempi elävän ja kuolleen puuston jatkuvuus kohteelle voidaan saada pitkällä aikavälillä. Koska kulotettavilla aloilla puuston kuolleisuus on suurta, säästöpuuta pitäisi olla todella paljon tämän tavoitteen saavuttamiseksi.



Lyhyellä aikavälillä 10 m<sup>3</sup>/ha säästöpuita yhdessä kuloutuksen kanssa voi tuottaa selviä monimuotoisuushyötyjä. (Hyvärinen 2006) Ne jäävät kuitenkin lyhytaikaisiksi, koska poltto tappaa pienestä säästöpuumäärästä hyvin suuren osan lyhyessä ajassa, eikä kuolleen puuston muodostumiselle synny jatkuvuutta.

Pitkän aikavälin monipuolisen lahoppuuston ja elävien puiden jatkuvuus edellyttää paljon suurempaa säästöpuuston määrää. Heikkala ym. (2016) ovat esittäneet, että kulotettaville aloille tulisi jättää 10–20 % puuston tilavuudesta säästöpuiksi.

Pitkäkestoisesti monipuolisin kuolleen puun hyönteis- ja kääpälaajisto on havaittu hakkaamattoman metsän poltto-kohteilla. Syynä on ennen kaikkea niihin syntyvä pitkäaikainen lahoppuuston syntymisen jatkuvuus ja sen seurauksena laadullisesti monipuolisin kuollut puusto. Puut eivät ainakaan mäntyvaltaisissa metsissä lopu kesken suuren kuolleisuuden takia samalla tavalla kuin avohakkuu-alojen säästöpuut. (Heikkala 2016, Penttilä ym. 2013)

Koska palaneisiin pystymetsiin muodostuu erilaisia eliöyhteisöjä kuin kulotetuille säästöpuukohteille, myös pystymetsien ennallistamispoltoja tulisi tehdä. Nyt niitä tehdään vain suojelualueilla. Samasta syystä tulisi suojella luontaisesti syntyneitä metsäpalo-kohteita hakkuilta. Tämä olisi hyvinkin kustannustehokasta, koska luonnonpa-loissa poltto ei aiheuta kustannuksia ja puuston taloudellinen arvo palaneissa metsissä on puiden kuoleman, hiiltymisen ja nokeentumisen vuoksi yleensä varsin alhainen. Metsäpaloalueet olisi hyvin perusteltua suojella arvokkaina luontokohteina.

### **Kuinka tiheä polttoalueiden verkoston pitäisi olla?**

Vastaus kysymykseen riippuu siitä, minkä lajiryhmien kannalta asiaa tarkastellaan ja mitä tavoitteita poltoille asetetaan.



**Kuva 42.** Ennallistamispoltoissa syntyy runsaasti lahoppuuta lyhyessä ajassa. Kuva Inarista yhdeksän vuotta polton jälkeen.

Suomen FSC-standardin kulotuskriteerin (6.2.8) mukaan vuosittain tehtyjen kulutusten pinta-ala on vähintään 3 % soveltuvien kohteiden (MT ja karummat kasvupaikat) päätehakkuupinta-alasta 5-vuotiskaudella.

### **Kriteerin pohjalta tehtiin seuraava esimerkkilaskelma kulotuspinta-alasta:**

20 km x 20 km suuruisen alueen pinta-ala on 40 000 ha

Talousmetsän metsämaan osuus koko Suomen maapinta-alasta 18 432 000 ha / 33 843 000 ha = 54 %

40 000 ha:n alueesta keskimäärin 54 % on talousmetsän metsämaata = 21 600 ha.

Tästä 75 % on kangasmaata = 16 200 ha

Tästä kulotukseen soveltuvia kasvupaikkoja on 82 % = 13 284 ha.

Josta päätehakataan 0,88 %/v = 117 ha.

Tästä 3 % = 3,5 ha.

Eli 40 000 hehtaarin alueella keskimääräistä suomalaista metsätalousmaata kulloitettaisi vuodessa 3,5 ha, jos FSC:n nykyinen kulotuskriteeri toteutuisi.

Tämä tarkoittaa yhtä muutaman hehtaarin kokoista kulotusaluetta vuodessa, mitä voi pitää ihan kelvollisena tavoitteena ainakin leviämiskyvyltään hyvien palonvaatijahyönteisten turvaamisen näkökulmasta.

Paloja vaativia ja niistä hyötyviä lajeja on hyvin monenlaisia. Palot voivat hyödyttää ympäristöstä kulotusalueelle leviäviä lajeja (kuten esim. palonvaatijahyönteiset) tai kasvupaikalla siemen- tai itiöpankissa jo olevia paikallisia lajeja (kuten esim. paahdeympäristöjen kasvilajit ja monet palosienet).

Paloalueiden verkoston tarvittavasta tiheydestä on esitetty niukasti arvioita ja ne on melkein kaikki tehty lähinnä palonvaatijahyönteisten leviämiskyvyn ja ekologisten vaatimusten näkökulmasta. Wikars (2006) on esittänyt palonvaatijahyönteisten suojelun kannalta tavoitteeksi 100 hehtaaria polttokohteita lääninä kohden vuodessa ja Etelä-Ruotsin pienemmissä lääneissä 50 hehtaaria vuodessa. Polttokohteista puolet tulisi olla pystymetsän ennallistamispoltoja luonnonsuojelulueilla. Poltot tulee keskittää 5 000–50 000 hehtaarin lajuisiin metsämaisemiin, joissa tiedetään esiintyvän tai hyvin suurella todennäköisyydellä esiintyy suojelutoimenpiteiden kohteena olevia palonvaatijahyönteisiä. (Wikars 2006)

Palonvaatijahyönteisillä on hyvä leviämiskyky. Ne kykenevät paikallistamaan palot kymmenien kilometrien päästä. Joidenkin lajien leviämiskyvyn on arvioitu olevan jopa 40–50 kilometriä. Polttokohteet soveltuvat palonvaatijahyönteisille vain hyvin lyhyen aikaa, palonvaatijalatiikoille vain 1–2 vuotta ja palonvaatijakovakuoraisille noin viisi vuotta. Minimitavoitteena palonvaatijahyönteisten turvaamisen kannalta voisi pitää esimerkiksi että 20 km x 20 km:n laajuisella alueella poltetaan muutama hehtaari joka toinen vuosi. Näille kohteille tulee jättää runsaasti säästöpuustoa. (Lindberg, suullinen tiedonanto 2017)

## **Kulotusten ekologinen vaste on erilainen Suomen eri osissa**

Luonnonhoidollisten kulotusten ja ennallistamispoltojen vaste on erilainen eri osissa Suomea. Kouki ym. (2012) ovat osoittaneet näitä eroja havainnollisesti suur- aluetasolla. Itä-Suomessa poltetuissa metsissä havaittiin palon jälkeen keskimäärin kahdeksan uhanalaista kovakuoriaislajia, kun Länsi-Suomen vastaavilla kohteilla havaittiin vain kaksi, vaikka poltetut metsiköt olivat ennen polttoa samanlaisia. Selitykseksi eroon Kouki ym. (2012) arvioivat, että Itä-Suomessa ja hyvin todennäköisesti Venäjällä on vielä jäljellä monien sellaisten lajien lähdepopulaatioita, jotka ovat Länsi-Suomesta jo hävinneet.

Alueilla, joissa on tulen vaikutuksen jatkuvuutta metsäpalojen, metsänhoidollisten kulotusten, luonnonhoidollisten kulotusten ja ennallistamispoltojen muodossa, on suurempi todennäköisyys sellaisten harvinaisten ja uhanalaisten palonvaatija- tai palonsuosijalajien läsnäololle, jotka hyötyvät kulotuksista. Tällaisilla alueilla kulotuksilla saadaan monimuotoisuuden turvaamisen kannalta paras ekologinen vaste ja siksi kulotukset kannattaa keskittää näille alueilla. Se lisää kulotusten käytön kustannustehokkuutta verrattuna siihen, että niitä tehtäisi suunnittelematta sattumanvaraisesti.

Tätä tarkoitusta varten ennallistamistyöryhmä (2003) määritteli ja kuvasi Suomen alueelta 50 potentiaalista palojatkumoaluetta. Kartta ja lyhyet kuvaukset alueista löytyy ennallistamistyöryhmän mietinnöstä. Näiden alueiden historiallista palojatkumoa ja paloista hyötyvää lajistoa on syytä edelleen selvittää ja varmentaa tarkemmilla tutkimuksilla.

## **Johtopäätöksiä ja kehittämissuosituksia**

Luonnonhoidollisten kulotusten suurin ongelma on se, ettei niitä tehdä. Vaikka tutkimukset ovat selkeästi osoittaneet polttojen monipuoliset hyödyt monimuotoisuuden turvaamiselle, kulotuspinta-alat ovat vain jatkaneet supistumistaan. Luonnonhoidollisesta kulotuksesta puhutaan paljon, mutta niitä tehdään hyvin hyvin vähän.

FSC-standardin kulotuskriteerin tärkeyttä korostaa se, että se on tällä hetkellä käytännössä ainoa tekijä, joka kannustaa ja edellyttää tekemään kulotuksia ja/tai ennallistamispoltoja metsätalouksikäytössä olevilla alueilla. Suomen FSC-standardin kulotuskriteerin tavoitetaso on suuruusluokaltaan järkeväntuntuinen hyvin leviämiskykyisten palonvaatijahyönteisten turvaamisen näkökulmasta. Ottaen huomioon muutkin kuloista hyötyvät lajiryhmät ja tulen vaikutuksen äärimmäisen niukkuuden Suomen metsissä, vaatimustason nostaminen sekä poltettavan pinta-alan että puuston määrän osalta on ekologisesti hyvin perusteltua. Kulotuksen vuotuinen pinta-alavaatimus Ruotsin FSC-standardissa on 5 % päätehakkuiden pinta-alasta. Tämä olisi perusteltua Suomessakin.

Kulotukset soveltuvat hyvin suurten metsänomistajien monimuotoisuuden turvaamisen erityiseksi työkaluksi, koska niiden toteuttaminen on monista syistä vaikeampaa pienille metsänomistajille. Suurilla metsänomistajilla päätehakkuiden keskikoko on suurempi, joten kulotettavat alueet voivat olla pinta-alaltaan suurempia. Tämä alentaa kulotuksen käytön kustannuksia. Suurilla metsänomistajilla on myös paremmat mahdollisuudet ylläpitää kulotukseen tarvittavaa kalustoa ja tietotaitoa.

Säästöpuiden kuoleamisen ja lahoamisen dynamiikka selittää pitkälti polton jälkeen tapahtuvat hyönteis- ja kääpäälajiston muutokset kulotusalueilla. Mitä suurempi säästöpuuston määrä on, sitä laajempi on yleensä myös puulajivalikoima, ja sitä laajempi

joukko hyötyviä hyönteis- ja sienilajeja. Suurempi säästöpuiden määrä synnyttää edellytyksiä pidempikestoiselle kuolleen puuston muodostumisen jatkuvuudelle ja sen seurauksena monimuotoisemmalle sieni- ja hyönteislajistolle. Samoin, mitä järeämpää puustoa polttoalalle jätetään, sitä parempi.

Heikkala (2016) esittää, että kulotusaloille tulisi jättää 10–20 % puustosta paremman lahopuujatkumon turvaamiseksi. Keskimääräisen etelä- tai keskisuomalaisessa harvennuksin käsitellyn päätehakuukypsän metsän tilavuus on noin 250–300 m<sup>3</sup>/ha ja runkoluku 400–500 runkoa/ha. Tällaisen uudistuskypsän metsän puustosta 10–20 % tarkoittaa 40–100 runkoa ja 25–60 m<sup>3</sup>/ha. Tämä on moninkertainen määrä kriteerin nykyiseen säästöpuuston vaatimustasoon verrattuna. Tämän suuruusluokan säästöpuumäärillä on Suomessa tehdyissä tutkimuksissa saavutettu merkittäviä ja pitkäkestoisia hyötyjä hyönteis- ja sienilajien monimuotoisuudelle. Lisäksi kulotettaville tai ennallistamispolnettaville aloille tulee jättää kaikki ennen hakkuuta ja polttoa kuolleet puut.

Koska vuosittain FSC-kriteerin perusteella kulotettava pinta-ala on nyt vain 200 hehtaaria, ja se jakautuu useille hyvin suurille metsänomistajille, ei kulotusaloille jätettävän puuston määrän huomattavakaan nosto aiheuta kohtuuttoman suurta taloudellista taakkaa niille metsänomistajille, joita kulotuskriteeri koskee. Säästöpuumäärän nostaminen parantaisi huomattavasti työkustannuksiltaan melko kalliiden ja toteutukseltaan vaativien kulotusten ekologista vaikuttavuutta.

Kulotuksia kannattaa tehdä ensisijaisesti ennallistamispolttoina ja kokonaisten päätehakuualojen kulotuksina säästöpuuryhmien polton sijaan. Päätehakuualojen kulotuksissa palanutta maapohjaa ja puuainesta syntyy paljon enemmän, koska hakkuutähdettä ja kantoja palaa säästöpuiden lisäksi. Kulotusalojen koon olisi hyvä olla ainakin 1–10 ha:n suuruusluokkaa.

Isompien hakkuualojen metsänhoidollisissa kulotuksissa syntyy suurempi savu- ja lämpösignaali, joka mahdollisesti houkuttelee laajemmalla alueella hyönteislajistoa. Poltot tulee toteuttaa palonvaatijahyönteisten lentoaikaan eli mieluiten alkukesällä. Ei liian aikaisin keväällä eikä loppukesällä-syksyllä. Säästöpuuryhmiä on poltettu myös aikaisin keväällä ja syksyllä jälkivartiointin tarpeen vähentämiseksi. Tällaisina ajankohtina toteutetut poltot jäävät ekologisilta vaikutuksiltaan heikoiksi, koska palovoimakkuus jää alhaiseksi ja poltto tapahtuu ajankohtana, jolloin paloista hyötyvät hyönteislajit eivät lennä.

Säästöpuuryhmien polton ekologisesta vaikuttavuudesta ei ole julkaistua tutkimustietoa ja monet asiantuntijat suhtautuvat niiden vaikuttavuuteen epäilevästi. Pääsyyt säästöpuuryhmien polton yleistymiseen ovat alhaisemmat kustannukset ja helpompi, vähemmän työvoimaa vaativa toteutus.

Alueellinen suunnittelu polttojen sijoittamisen ja ajoittamisen ohjaamisessa olisi hyvä keino parantaa polttojen ekologista vaikuttavuutta. Poltettavien kuvioiden sijoittaminen lähekkäisille kuvioille parantaisi pitkällä aikavälillä metsäpaloista riippuvaisten lajien mahdollisuuksia selviytyä ja kolonisoida uusia paloaloja.

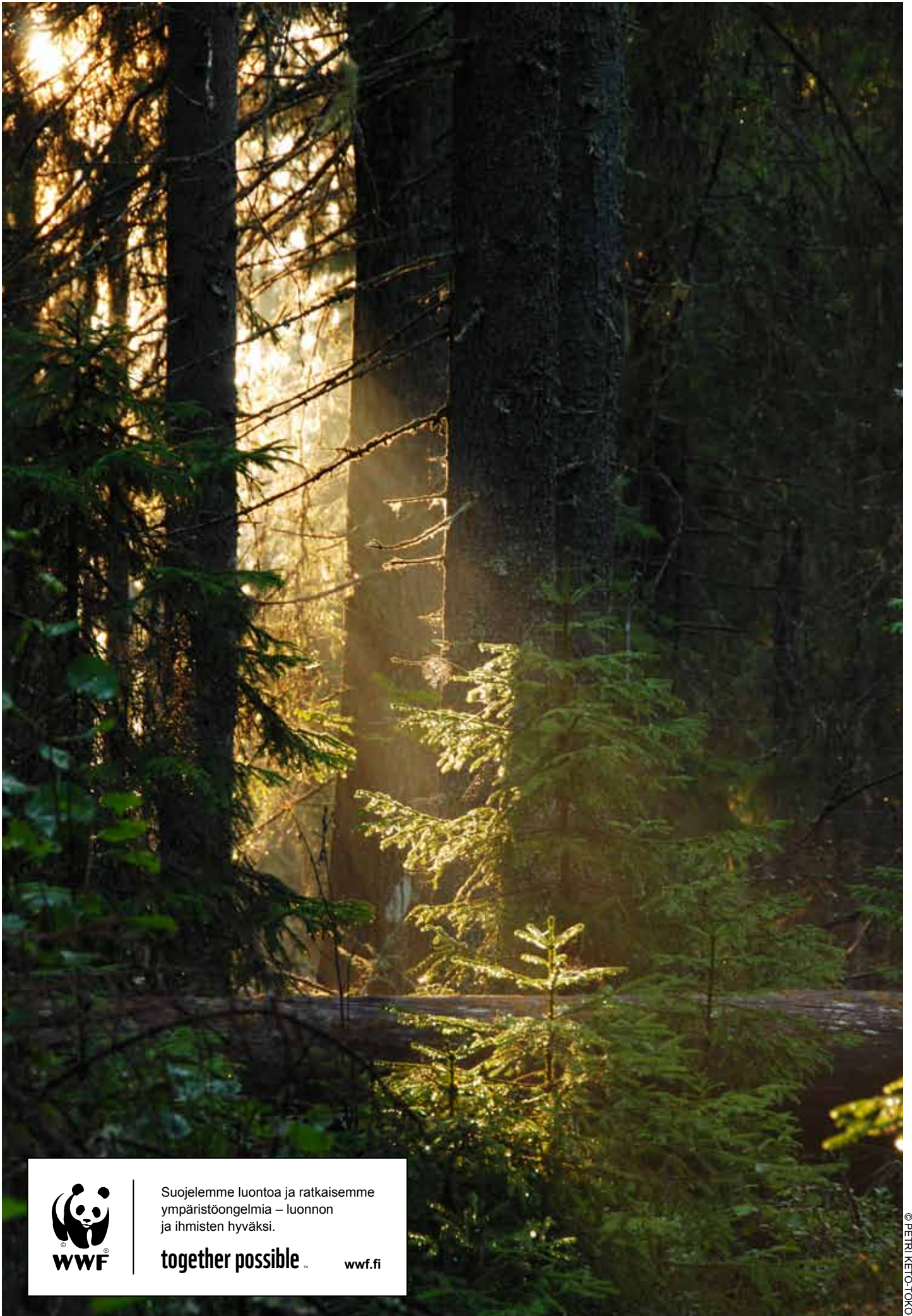
Tämä edellyttää palojatkumoalueiden huolellista suunnittelua vuosiksi eteenpäin. Yhteistyö eri toimijoiden välillä kulotusten ja ennallistamispolttujen suunnittelussa ja toteutuksessa edistäisi myös tämän tavoitteen toteutumista.

# LÄHTEET

- Ennallistamistyöryhmä 2003. Ennallistaminen suojuelualueilla. Ennallistamistyöryhmän mietintö. Suomen ympäristö 618.
- Heikkala, O. 2016. Emulation of natural disturbances and the maintenance of biodiversity in managed boreal forests: the effects of prescribed fire and retention forestry on insect assemblages. *Dissertationes Forestales* 222: 1–46.
- Heikkala, O., Martikainen, P. & Kouki, J. 2016a. Decadal effects of emulating natural disturbances in forest management on saproxylic beetle assemblages. *Biological Conservation* 194: 39–47.
- Heikkala, O., Seibold, S., Koivula, M., Martikainen, P., Müller, J., Thorn, S. & Kouki, J. 2016b. Retention forestry and prescribed burning result in functionally different saproxylic beetle assemblages than clear-cutting. *Forest Ecology and Management* 359: 5158.
- Heikkala, O., Suominen, M., Junninen, K., Hämäläinen, A. & Kouki, J. 2014. Effects of retention level and fire on retention tree dynamics in boreal forests. *Forest Ecology and Management* 328: 193201.
- Hyvärinen, E. 2006. Green-tree retention and controlled burning in restoration and conservation of beetle diversity in boreal forests. *Dissertationes Forestales* 21: 155.
- Hyvärinen, E., Kouki, J. & Martikainen, P. 2006. Fire and green-tree retention in conservation of red-listed and rare dead-wood dependent beetles in Finnish boreal forests. *Conservation Biology*. 20: 17111719.
- Hämäläinen, A. 2016. Retention forestry and intensified biomass harvest: epiphytic lichen assemblages under opposing ecological effects in pine-dominated boreal forests. *Dissertationes Forestales* 218. 33 s.
- Korhonen, K.T., Auvinen, A.-P., Kuusela, S., Punttila, P., Salminen, O., Siitonen, J., Ahlroth, P., Jäppinen, J.-P. & Kolström, T. 2016. Biotalouskenaarioiden mukaisten hakkuiden vaikutukset metsien monimuotoisuudelle tärkeisiin rakennepiirteisiin. Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus 51/2016.
- Kotiaho, J.S., Kuusela, S., Nieminen, E. & ja Päivinen, J. (toim.) 2015. Elinympäristöjen tilan edistäminen Suomessa. ELITE-työryhmän mietintö elinympäristöjen tilan edistämisen priorisointisuunnitelmaksi ja arvio suunnitelman kokonaiskustannuksista. Suomen ympäristö 8/2015.
- Kouki, J. 2013. Nuoret luonnonmetsät metsien hoidon ja suojelun mallina – Uusia mahdollisuuksia metsäluonnon suojeluun talousmetsissä. *Luonnon tutkija* 117(12): 419.
- Kouki, J., Hyvärinen, E., Lappalainen, H., Martikainen, P. & Similä, M. 2012. Landscape context affects the success of habitat restoration: large-scale colonization patterns of saproxylic and fire-associated species in boreal forests. *Diversity and Distributions* 18: 348355.
- Lehtonen, E. & von Stedingk, H. 2017. The contribution of FSC -certification to biodiversity in Finnish forests. FSC Sweden Report 2017.
- Lindberg, H. 2017. Kangasmetsien paloainesten luokittelu ja kosteusvaihtelu metsäpaloontorjunnan ja kulotusten kehittämisen kannalta. Lisensiaattitutkimus. Helsingin yliopisto, metsätieteiden laitos.
- Martikainen P., Kouki J. & Heikkala O. 2006. The effects of green tree retention and subsequent prescribed burning on ground beetles (Coleoptera: Carabidae) in boreal pine-dominated forests. *Ecography* 29: 659–670.
- Penttilä R., Junninen K., Punttila P. & Siitonen J. 2013. Effects of forest restoration by fire on polypores depend strongly on time since disturbance – a case study from Finland based on a 23-year monitoring period. *Forest Ecology and Management* 310: 508–516.
- Rahko, T. 2005. Palaneen maan sienet. Julk.: Salo, P., Niemelä, T., Nummela-Salo, U. & Ohenoja, E. (toim.) 2005. Suomen helttä-sienten ja tattien ekologia, levinneisyys ja uhanalaisuus. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. Suomen ympäristö 769: 5054.
- Rassi, P., Hyvärinen, E., Juslén, A., Mannerkoski, I. (toim.) (2010). Suomen lajien uhanalaisuus – Punainen kirja 2010. Ympäristöministeriö & Suomen ympäristökeskus, Helsinki. 685 s.
- Raunio, A., Schulman, A. & Kontula, T. (toim.) 2008. Suomen luontotyyppien uhanalaisuus – Osa 1. Tulokset ja arvioinnin perusteet. Suomen ympäristö 8/ 2008.
- Suominen M., Junninen K., Heikkala O. & Kouki J. 2015. Combined effects of retention forestry and prescribed burning on polypore fungi. *Journal of Applied Ecology* 52: 1001-1008.
- Suominen, M., Junninen, K., Heikkala, O. & Kouki, J. 2018. Burning harvested sites enhances polypore diversity on stumps and slash. *Forest Ecology and Management* 414: 47-53.
- Toivanen, T. 2007. Short-term effects of forest restoration on beetle diversity. *Jyväskylä studies in biological and environmental science* 175: 1–33.
- Toivanen, T. & Kotiaho, J. 2007. Burning of Logged Sites to Protect Beetles in Managed Boreal Forests. *Conservation Biology* 21: 15621572.
- Tukia, H., Hämäläinen, J. & Rytteri, T. (toim.) 2015. Harjumetsien paahde-elinympäristöverkostot. Metsien luonnonhoidon vaikutukset harjuluontoon, maisemaan ja paahdelajiston monimuotoisuuteen. Suomen ympäristökeskuksen raportteja 2/2015.
- Vanha-Majamaa, I., Lilja, S., Ryömä, R., Kotiaho, J.S., Laaka-Lindberg, S., Lindberg, H., Puttonen, P., Tamminen, P., Toivanen, T. & Kuuluvainen, T. 2007. Rehabilitating boreal forest structure and species composition in Finland through logging, dead wood creation and fire: The EVO experiment. *Forest Ecology and Management* 250: 7788.
- Wikars, I.-O. 2006. Åtgärdsprogram för bevarande av boreala brandinsekter. Rapport 5610. Naturvårdsverket. Stockholm. <http://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/620-5610-7.pdf>







Suojelemme luontoa ja ratkaisemme  
ympäristöongelmia – luonnon  
ja ihmisten hyväksi.

**together possible™**

[wwf.fi](http://wwf.fi)