



Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus 60/2022

Talousmetsien luonnonhoidon ekologisten vaikutusten synteesi

Matti Koivula, Pauliina Louhi, Janne Miettinen, Mika Nieminen, Sirpa Piirainen, Pekka Punttila ja Juha Siitonen

Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus 60/2022

Talousmetsien luonnonhoidon ekologisten vaikutusten synteesi

Matti Koivula, Pauliina Louhi, Janne Miettinen, Mika Nieminen, Sirpa Piirainen,
Pekka Punttila ja Juha Siitonen

Luonnonvarakeskus, Helsinki 2022

TAPIO

Viittausohje:

Koivula, M., Louhi, P., Miettinen, J., Nieminen, M., Piirainen, S., Punntila, P. & Siitonen, J. 2022. Talousmetsien luonnonhoidon ekologisten vaikutusten synteesi. Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus 60/2022. Luonnonvarakeskus. Helsinki. 83 s.

Matti Koivula ORCID ID, <https://orcid.org/0000-0001-6415-4904>



ISBN 978-952-380-471-5 (Painettu)

ISBN 978-952-380-472-2 (Verkkójulkaisu)

ISSN 2342-7647 (Painettu)

ISSN 2342-7639 (Verkkójulkaisu)

URN <http://urn.fi/URN:ISBN:978-952-380-472-2>

Copyright: Luonnonvarakeskus (Luke)

Kirjoittajat: Matti Koivula, Pauliina Louhi, Janne Miettinen, Mika Nieminen, Sirpa Piirainen, Pekka Punntila ja Juha Siitonen

Julkaisija ja kustantaja: Luonnonvarakeskus (Luke), Helsinki 2022

Julkaisuvuosi: 2022

Kannen kuva: Matti Koivula

Painopaikka ja julkaisumyynä: PunaMusta Oy, <http://luke.omapumu.com/fi>

Tiivistelmä

Matti Koivula¹, Pauliina Louhi², Janne Miettinen², Mika Nieminen¹, Sirpa Piirainen³, Pekka Punttila⁴ ja Juha Siitonen¹

¹Luonnonvarakeskus (Luke), PL 2, 00791 Helsinki

²Luonnonvarakeskus (Luke), Paavo Havaksentie 3, 90570 Oulu

³Luonnonvarakeskus (Luke), Yliopistokatu 6 B, 80100 Joensuu

⁴Suomen ympäristökeskus (SYKE), Latokartanonkaari 11, 00790 Helsinki

Talousmetsien luonnonhoito on yleisnimitys toimille, joilla toteutetaan puuntuotannolle rinnakkaisia tavoitteita metsänkäsittelyssä. Luonnonhoidon minimivaatimukset perustuvat metsä- ja luonnonsuojelulakiin ja metsäsertifioinnin kriteereihin, mutta metsänomistaja voi näiden lisäksi tehdä vapaaehtoisesti lisätoimia. Tavallisimpia luonnonhoitotoimia ovat monimuotoisuuden kannalta arvokkaiden luontokohteiden säästäminen, toimet pien- ja pohjavesien laadun turvaamiseksi – kuten suojavyöhykkeiden jättäminen purojen varsille –, säästöpuiden jättäminen, lahoppuun säästäminen ja tekopötkelöiden tuottaminen, sekapuustoisuuden suosiminen, riistatiheikköjen tuottaminen sekä kulutus. Tapio Oy tarkistaa muun muassa näitä toimia koskevia metsänhoitosuosituksia noin viiden vuoden välein, mitä työtä tukemaan tämä raportti on laadittu. Tiivistämme mainittuja luonnonhoitotoimia tarkastelevan ekologisen tutkimuskirjallisuuden pyrkien huomioimaan eri tarkasteluajavälien ja metsätyyppien vaikutukset johtopäätöksiin. Koska luonnonhoidosta käytävässä keskustelussa nousee usein esille jatkuvapeitteinen metsänkasvatus, esitämme tiivistetysti myös nykytiedon sen lajistovaikutuksista perustuen Luonnonvarakeskuksen tuoreeseen raporttiin. Jatkuvapeitteinen kasvatus on jaksolliselle kasvatukselle vaihtoehtoinen tapa tavoitella hyvää taloudellista tuottoa metsistä, eikä se tässä mielessä täytä luonnonhoidon määritelmää.

Pääosa luonnonhoitoa koskevasta tutkimuksesta on tehty kivennäismailla. Niin luonnonhoito kuin jatkuvapeitteinen kasvatuskin ovat metsänkäsittelymenetelminä niin uusia, ettei niistä ole kertynyt pitkäaikaisia seuranta-aineistoja tai eri aikoina käsiteltyjen kohteiden verrokkeja, joten pääosa raportoitavista tuloksista koskee välittömiä tai korkeintaan lyhytaikaisia vaikutuksia.

Luontokohteet (avainbiotoopit) ovat rakennepiirteiltään ja lajistoltaan tavanomaista talousmetsää arvokkaampia, mutta pienialaisuutensa takia ne ovat alttiita reunavaikutuksille ja niissä esiintyvien lajien pienten paikallispopulaatioiden häviämiskäsitteille. Näin ollen ne tulisi jättää kokonaan metsätaloustoimien ulkopuolelle. Lehtoympäristöissä voidaan tarvittaessa poistaa havupuustoa pienilmasto-olojen ja lehtolajiston säilyttämiseksi. Luontokohteen tehollista pinta-alaa voidaan lisätä esimerkiksi käsittelemällä siihen rajautuvia kuvioita poiminta- ja pienaukko-hakkuilla tai keskittämällä säästöpuusto luontokohteiden läheisyyteen.

Pienvesien ekosysteemiin vaikuttaa merkittävästi siihen rajautuvan metsän käsittely. Riittävän leveillä hakkaamattomilla tai vain poimintahakkuin käsitellyillä suojavyöhykkeillä pienilmasto pysyy muuttumattomana. Lehtipuuden suosiminen elävinä säästöpuina sekä lahoppuun säästäminen puroissa hyödyttävät puroeliöstön monimuotoisuutta. Pohjavesien laadun turvaamiseksi suositaan kevyitä maanmuokkausmenetelmiä. Lähteiden lajistoa suojellaan riittävän leveillä suojavyöhykkeillä.

Taloudellisesti vähäarvoiset lehtipuut sekä vanhat järeät puut ovat lajiston kannalta erinomaisia säästöpuita, ja niitä kannattaa jättää kaikissa metsänhoidon vaiheissa pysyvästi. Yli puolen hehtaarin metsikköinä säästöpuut voivat säilyttää myös sulkeutuneen metsän olosuhteita ja lajistoa.

Arvokkaan kohteen (esimerkiksi puro, ranta, muu luontokohte) pienilmasto ja eliölajisto voivat säilyä lähes muuttumattomina, jos uudistusalan ja kohteen väliin jätetään 25–35 m leveä hakaamaton suojavyöhyke.

Jatkuva kasvatusta hyödyttää puuston peitteisyyttä ja varjostusta vaativaa lajistoa. Se ei kuitenkaan itsessään tuota uhanalaisten metsälajien vaatimia rakennepiirteitä, kuten vanhoja lehti- ja havupuuta eikä järeää lahoppuuta, vaan niistä on erikseen huolehdittava luonnonhoidolla.

Olemassa olevan lahoppuuston säästäminen hakkuussa lienee kustannusvaikuttavin keino lisätä lahoppuun määrää talousmetsissä. Uudistamisessa kannattaa välttää järeän kuolleen puuston korjuuta energiapuuksi ja käyttää mahdollisimman kevyttä maanmuokkausta. Hakkuun jälkeinen lahoppumäärä vaikuttaa lahoppulajistoon enemmän kuin hakkuutapa. Elävät säästöpuut kuolevat aikanaan ja varmistavat osaltaan lahoppuujatkumoa. Esimerkiksi 10 m³/ha lahoppuun tilavuus voitaisiin pitkällä aikavälillä saavuttaa jättämällä noin 30 m³/ha elävää, pysyvää säästöpuustoa, jos se olisi yksinomainen keino. Lahoppuun lisäämisen keinoja ovat mm. (i) luontokohteiden rajaaminen käsittelyiden ulkopuolelle, (ii) uudistusaloille pysyvästi jätetyt säästöpuut ja tekopökkölet, (iii) kulottaminen, (iv) uudistamisen kiertoajan pidentäminen ja (v) kasvatustien harvennushakkuiden vähentäminen.

Lehtipuilla elää lajistoa, jota ei tavata havupuilta; lisäksi lehtipuut ovat merkittävä osa havupuuvältaistenkin metsien dynamiikkaa ja rakennetta ja voivat osaltaan helpottaa ilmastonmuutoksen vaikutuksia metsiin. Lehtipuuvältaisten metsien ja vanhojen, järeiden lehtipuujen vähyys ovat merkittävimpiä syitä metsälajien uhanalaisuudelle ja metsäluontotyyppien laadun heikentymiselle. Lehtipuujen lisääminen talousmetsissä onnistuu suosimalla lehtipuita metsän eri hoitovaiheissa ja säästämällä taloudellisesti vähäarvoiset, isot lehtipuut. Lehtipuuston uudistamisen kannalta ongelmallista hirvieläinlaidunnusta ei käytännössä pystytä nopeasti vähentämään muutoin kuin kannansäätelyn keinoin. Hirvieläimille vaikeakulkuisten tuulenskaatortöjen ja metsäpaloalojen säästäminen luontokohteina hyödyttäisi lahoppulajiston lisäksi myös lehtipuujen uudistamista, sillä laidunnuspaine on tällaisissa kohteissa pienempi kuin helppokulkuisilla paikoilla.

Riistatiheiköistä on hyötyjä metsäkanalinnuille, muulle pienriistalle ja varjostusta vaativille kasveille, ja vaikutukset näihin lajeihin heijastuvat edelleen laajempaan metsälajien joukkoon. Lyhyellä aikavälillä metsärakenteet monipuolistuvat, metsäelinympäristöjen kytkettyvyys kohennee ja peitteisen alan osuus kasvaa. Pidemmällä aikajänteellä tiheiköt saattavat olla hyödyksi myös lahoppuun muodostumisessa ja puulajikoostumuksen ylläpitämisessä.

Metsäpalot ovat aikoinaan olleet keskeinen havumetsien dynamiikan ja rakenteen määrääjä, mutta nykyään Suomessa palaa metsää murto-osa luontaisesta. Tämän seurauksena luontaisesti usein palavat luontotyyppit sekä niiden myötä paloista riippuvainen lajistoa ovat uhanalaiset; paloista hyötyisivät niiden lisäksi myös sadat lahoppulajit. Metsäpaloalueet puustoitteineen voitaisiin säästää luontokohteina tai perustaa niistä suojelualueita. Tavanomaisista metsätaloudellisista kulutuksista olisi hyvä siirtyä luonnonhoitokulutuksiin, joissa poltetaan hyvinkin järeää säästöpuustoa. Toimet on hyvä keskittää palojatkumoalueille.

Puustoisista turvemaista erityisesti kuusivaltaisia korpia on tutkittu verraten paljon, ja niillä on merkitystä paitsi eräiden korpiin erikoistuneiden lajien, myös kangasmetsien lahoppulajien elinympäristöinä. Sitä vastoin esimerkiksi metsäojitettuja soita on monimuotoisuuden näkökulmasta tutkittu erittäin vähän. Metsäojitettujen soiden lajistoa on pääasiassa tavanomaista metsälajistoa. Uhanalaisia lajeja on yleensä verraten vähän. Kasvillisuus turvekankailla reagoi jatkuvan ja jaksollisen kasvatuksen hakkuisiin yleisesti ottaen melko samalla tavoin kuin

kivennäismaillakin. Turvemaidella jatkuvapeitteinen kasvatus näyttää jaksollista kasvatusta selvästi paremmalta vaihtoehdolta ravinnehuuhtouman ja hiilitaseen kannalta.

Synteesin laadinnassa tunnistettiin seuraavia tiedonpuutteita: luonnonhoitotoimien pitkäaikaiset lajistovaikutukset; luonnonhoitotoimien laajamittaisen (alueellisen tason) soveltamisen lajistohyödyt; luonnonhoitotoimien selvästi nykytasoa korkeamman panostuksen vaikutukset; luonnonhoitotoimien tarkastelu muilla kuin kivennäismailla sekä harvinaisemmissa metsätyypeissä; sekä jatkuvapeitteisen kasvatuksen yli kiertoajan ulottuvat vaikutukset.

Asiasanat: kulotus, lahopuu, luontokohde, pienvesi, pohjavesi, riistatiheikkö, sekapuustoisuus, suojavyöhyke, säästöpuu, tekopökkelö

Abstract

Matti Koivula¹, Pauliina Louhi², Janne Miettinen², Mika Nieminen¹, Sirpa Piirainen³, Pekka Punttila⁴ ja Juha Siitonen¹

¹Natural Resources Institute Finland (LUKE), P. O. Box 2, FI-00791 Helsinki

²Natural Resources Institute Finland (LUKE), Paavo Havaksentie 3, FI-90570 Oulu

³Natural Resources Institute Finland (LUKE), Yliopistokatu 6 B, FI-80100 Joensuu

⁴Finnish Environment Institute (SYKE), Latokartanonkaari 11, FI-00790 Helsinki

Nature-oriented management (NOM) is used here as a general term for measures that aim at objectives parallel to wood production in forest management. The minimum requirements for NOM are based on the Forest and Nature Conservation Acts and the criteria for forest certification, but the forest owner may take additional measures on a voluntary basis. The most common NOM operations are protection of key biotopes (notably Forest Act habitats), operations aiming at securing small water beds and water table – such as retention of brook-side forests –, retention of living trees, retention of deadwood, production of artificial snags, preference for mixed forests, production of game thickets, and prescribed burning.

Tapio Ltd. reviews, among other things, forest management recommendations for NOM measures about every five years, and this report is intended to support that work. We summarize the ecological literature on NOM measures and aim at accounting for different time periods since NOM operations and for different forest types. Because continuous-cover forestry is often included in NOM discussions, we also summarize current knowledge on its biodiversity effects based on a recent report from the Natural Resources Institute Finland (LUKE). Continuous-cover forestry is an alternative to conventional (clear-cutting based) forestry, both aiming at a good economic return from forests; hence, it does not meet the definition of NOM in this respect.

Most of the research on NOM has been done in forests growing on mineral soils. Both NOM and continuous-cover forestry are new methods so long-term monitoring or chronosequence data are scarce. Hence, most of the reported results concern immediate or at most short-term effects.

Key biotopes are considered more valuable in structure and species than conventional commercial forests. In Finland, these are demarcated mostly as being on average much smaller than one hectare, so they are vulnerable to edge effects and their species populations face elevated risks of extinction due to small population sizes. Hence, management operations, including selection cutting, should not be done in these sites in order to preserve their natural characteristics and naturalness in terms of old trees and dead wood. However, coniferous wood can be removed from grove habitats if necessary to maintain microclimate conditions and grove-specialist species. Furthermore, the effective area of a key biotope can be increased, for example, by treating adjacent forests with selection and gap felling, or by aggregating retention trees to the vicinity of the key biotope.

Small water ecosystems are significantly affected by the management of the adjacent forest. With shelterbelt forests (buffer zones) that are sufficiently wide and unlogged, or only treated with selection cutting, the microclimate may remain unchanged. Favoring deciduous trees in retention and retaining dead trees in brooks and streams benefit the diversity of their biota. In order to ensure the quality of ground water, only light soil preparation (if any) should be used. The species of spring habitats can be protected with sufficiently wide buffer zones.

Deciduous trees of low economic value and old and large deciduous trees are excellent retention trees for epiphytic (and, after tree death, deadwood-dependent) species and should be retained permanently at all stages of forest management. If trees are retained in patches larger than 0.5 hectares, they can efficiently preserve microclimatic conditions and most closed-forest species.

The microclimate and species of a key-habitat patch (e.g., brook, riparian, other natural site) can remain almost unchanged with a 25–35 m wide unlogged buffer zone between the regeneration site and the patch.

Continuous-cover forestry benefits species that require tree cover and shade. However, it does not in itself produce the structural features required by threatened forest species, such as old deciduous and coniferous trees and coarse dead wood. Hence, these features must be taken care of separately by NOM.

Retention of existing dead wood in logging operations is probably the most cost-effective way to increase the volume of dead wood in commercial forests. In regeneration, it is advisable to avoid harvesting large-sized dead trees and to use as light soil preparation as possible. The amount of dead wood remaining after logging affects saproxylic species more than the applied logging method. Living retention trees die in time and contribute to the continuity of dead wood. For example, the volume of 10 m³/ha of dead wood could be secured in the long run by retaining permanently about 30 m³/ha of living trees, should this be the sole means of producing dead wood. Means of adding dead wood are, e.g., (i) setting aside key biotopes and excluding them from logging, (ii) retaining trees and production of artificial snags permanently in regeneration sites, (iii) prescribed burning, (iv) increasing the length of logging rotation, and (v) reducing the use of precommercial thinning.

Deciduous trees harbor a high number of species not found in conifers. In addition, deciduous trees are an important part of the dynamics and structure of coniferous forests, and they can contribute to mitigating the effects of climate change on forests. The scarcity of deciduous forests and old, large deciduous trees are among the major causes threatening forest species and the deteriorating the quality of forest habitats. Increasing the share of deciduous trees in commercial forests may succeed by favoring deciduous trees at different stages of forest management and by retaining economically insignificant, old, large deciduous trees. Attempts should also be made to reduce deer and moose grazing, which is problematic for the regeneration of deciduous trees.

Game thickets benefit forest grouse, other small game species and shade-requiring plants. The effects on these species are further reflected in a wider range of forest species. Due to these thickets, in the short term, forest structures will diversify, the connectivity of forest habitats will improve, and the tree cover will increase. In the long term, thickets may also be useful in the formation of small-sized dead wood and in maintaining a diverse composition of tree species.

Forest fires have once been a key determinant of the dynamics and structure of coniferous forests, but today only a small fraction of the forests burns annually in Finland. Consequently, fire-driven habitats and many fire-dependent species have become threatened. Fire-affected wood supports these fire specialists and hundreds of saproxylic species. Wooded burned forests could be retained as key biotopes or be formally protected. From biodiversity perspective, it would also be good to move on from conventional prescribed burning to burn standing large retention-cut areas with large trees (instead of small retention tree groups), mostly in fire-continuity areas.

Among wooded mires, especially spruce mires have been studied extensively and found to be important for mire specialists and for a variety of saproxylic species that occupy heath forests. In contrast, e.g., mires drained for forestry have received little research from the point of view of biodiversity. The species of mires drained for forestry are mostly common forest species, with usually relatively few threatened species. Vegetation in these mires seems to respond to conventional and continuous-cover forestry largely the same way as on mineral soils. On peatlands, continuous-cover forestry may be a better option than conventional forestry in terms of nutrient leaching and carbon balance.

The following knowledge gaps were identified in the preparation of this synthesis: long-term effects of NOM on species; the species benefits of large-scale (regional) application of NOM measures; the effects of a considerably higher level of NOM measures than at present; consideration of NOM measures in non-mineral and less common forest types; and the effects of continuous-cover forestry over the rotation period.

Key word: artificial snag, buffer zone, deadwood, game thicket, ground water, key biotope, prescribed burning, small waterbed, tree-species mixture

Sisällys

1. Tapio Oy:n esipuhe	11
2. Johdanto	12
2.1. Luonnonhoidon merkitys ja tietopohja.....	12
2.2. Talousmetsien luonnonhoidon ekologisista perusteista.....	13
2.3. Monimuotoisuuden turvaamisen edellyttämien resurssien määrät: esimerkkinä lahopuun määrä ja monipuolisuus	14
2.4. Synteesin tavoitteenasettelu	16
3. Luontokohteet.....	17
3.1. Mitä luontokohteet ovat?	17
3.2. Miksi luontokohteita säästetään?	17
3.3. Luontokohteet saarekkeisina ympäristöinä	18
3.4. Luontokohteiden hoitosuositukset	19
4. Pienvedet	21
4.1. Pienvesien merkitys monimuotoisuudelle.....	21
4.2. Vesistöjen suojavyöhykkeet.....	21
4.2.1. Suojavyöhykkeiden ekologinen merkitys pienvesille	21
4.2.2. Pienveden suojavyöhykkeen leveys	22
4.2.3. Lehtipuut ja lahopuu pienveden suojavyöhykkeessä.....	23
4.3. Poimintahakkuut ja luonnonhoito pienvesiympäristöissä	23
4.4. Pohjavesi	24
4.5. Pienvesisuositukset	25
5. Elävä säästöpuusto	26
5.1. Elävien säästöpuiden laatu.....	26
5.1.1. Puulajin merkitys.....	26
5.1.2. Järeiden ja iän merkitys.....	26
5.2. Säästöpuiden häiriönsieto ja tilajakauma.....	27
5.3. Yksittäiset puut ja puuryhmät	28
5.4. Suojavyöhykkeet	29
5.5. Jatkuvapeitteinen kasvatus.....	30
5.6. Säästöpuiden jättämisen ja jatkuvapeitteisen kasvatuksen suositukset.....	31
6. Lahopuu	32
6.1. Miksi lahopuu on tärkeää metsäluonnon monimuotoisuudelle?.....	32
6.2. Millä keinoilla lahopuun määrää voidaan lisätä talousmetsissä?	33

6.2.1.	Olemassa olevan lahoppuuston säästäminen	33
6.2.2.	Elävien säästöpuiden jättäminen uudistusaloille	34
6.2.3.	Luontokohteet ja lahoppu	36
6.2.4.	Tekopökkelöiden katkaiseminen elävistä puista uudistus- ja harvennushakkuiden yhteydessä.....	36
6.2.5.	Säästöpuuryhmien poltto.....	38
6.3.	Lahoppuusositukset.....	38
7.	Lehtipuut ja sekapuustoisuus.....	39
7.1.	Lehtipuiden ja sekapuustoisuuden merkitys monimuotoisuuden ylläpidossa	39
7.2.	Lehtipuista riippuvaisen lajiston huomioiminen metsätaloudessa.....	41
7.3.	Hirvieläinten laidunnus ja lehtipuiden uudistuminen.....	42
7.4.	Lehtipuusositukset.....	43
8.	Riistatiheiköt ja kerroksellisuus	45
8.1.	Metsätalouden keinot metsäkanalintujen ja muun lajiston huomioimiseksi.....	45
8.2.	Metsäkanalintujen suosimien metsäympäristöjen laatu.....	45
8.3.	Luonnonhoito metsäkanalintujen elinympäristössä.....	46
8.4.	Riistatiheikköjen kustannukset ja mitoitus.....	47
8.5.	Luonnonhoitosuosituksat riistaeläinten kannalta.....	47
9.	Kulotus	49
9.1.	Tulen merkitys ja kulottamisen tarve monimuotoisuuden ylläpidossa.....	49
9.2.	Kulotuksen lajistovaikutukset.....	50
9.3.	Kulotussuosituksat.....	52
10.	Turvemaanäkökulma luonnonhoitoon ja jatkuvapeitteiseen metsätalouteen	53
10.1.	Metsäisten turvemaiden monimuotoisuus.....	53
10.2.	Vesiensuojelutoimien vaikutus monimuotoisuuteen.....	54
10.3.	Jatkuvapeitteinen kasvatus turvemailla.....	54
10.4.	Turvemaasuosituksat.....	55
Viitteet.....		56

1. Tapio Oy:n esipuhe

Metsänhoidon suositusten uudistaminen ekologisen kestävyden osalta toteutetaan vuosina 2022–2024. Suosituksissa tullaan kuvaamaan ajantasaiseen tutkimukseen perustuen metsänomistajille suunnattuja ratkaisuja talousmetsien monimuotoisuuden ja vesien hyvän tilan edistämiseen. Suositustyötä koordinoi Tapio ja sen rahoittaa maa- ja metsätalousministeriö osana kansallisen metsästrategian tavoitteiden toteutusta.

Metsänhoidon suosituksissa kuvataan, miten luonnonhoidon ratkaisut soveltuvat metsänomistajilla olevien erilaisten tavoitteiden painotukseen päätöksentekotilanteissa. Metsänomistajat voivat hyödyntää suosituksia sekä metsätilan kokonaisuutta että yksittäisellä kuviolla tehtävää menetelmävalintaa koskeviin päätöksiin.

Tapio tilasi alkuvuonna 2022 Luonnonvarakeskukselta tutkimustietokoosteen ja raportin, jonka keskeisin tavoite on koostaa yhteen ajantasainen tutkimustieto talousmetsien metsän- ja luonnonhoidon vaikutuksista metsälajiston monimuotoisuuteen ja vesien tilaan. Tavoitteeksi asetettiin, että raportissa kuvataan, silloin kun mahdollista, toimenpiteiden määrällisiä vaikutuksia niin, että niistä voidaan johtaa käytäntöön soveltuvia suosituksia. Työhön haluttiin sisällyttää keskeiset metsänhoidon suositusten talousmetsien luonnonhoidon työoppaassa kuvatut luonnonhoidon teemat, kuten vesiensuojeluratkaisut, luontokohteet ja monimuotoisuudelle tärkeät rakennepiirteet.

Kiitämme kaikkia työhön osallistuneita Luken ja SYKEN tutkijoita hyvin tehdystä työstä ja sisältörikkaasta raportista!

Hannes Pasanen
luonnonhoidon asiantuntija
Tapio

Lauri Saaristo
johtava asiantuntija
Tapio

2. Johdanto

2.1. Luonnonhoidon merkitys ja tietopohja

Talousmetsien luonnonhoito on yleisnimitys toimille, joilla toteutetaan puuntuotannolle rinnakkaisia tavoitteita metsänkäsitteilyssä (Saaristo & Vanhatalo 2019). Nämä tavoitteet voivat olla metsien virkistyskäyttöä, esteettisiä arvoja, vesien suojelua tai monimuotoisuutta tukevia. Luonnonhoitoa alettiin laajalti toteuttaa yksityismetsissä vuodesta 1994, ja eräitä luonnonhoidon toimenpiteitä – esimerkiksi uudistusalojen säästöpuut ja tekopökkelöt – on tutkittu kokeellisesti Pohjoismaissa jo pitkään. Luonnonhoito nojautuu pitkälti Tapion metsänhoitosuosituksiin sekä PEFC- ja FSC-metsäsertifiointijärjestelmien kriteereihin. Asetettujen tavoitteiden toteutumista on seurattu alusta lähtien vuosittain, ensin Tapion ja myöhemmin Suomen metsäkeskuksen luonnonhoidon laadun arvioinnilla. 1980-luvun alkuun verrattuna useat monimuotoisuudelle tärkeät rakennepiirteet ovat valtakunnan metsien inventointien (VMI) mukaan 2000-luvulla kehittyneet suotuisasti, kuten eteläisen Suomen laho- ja lehtipuun määrät (Korhonen ym. 2020). Tämä on ainakin osittain luonnonhoidon ansiota. Luontolaatu-hankkeessa koottiin vuosien 1995–2018 aikana kertynyt seurantatieto talousmetsien luonnonhoidon laadusta (Siitonen ym. 2020). Seurantatulosten mukaan luonnonhoidon taso ei suosituksista ja neuvonnasta huolimatta ole seurantajaksolla parantunut, vaan taso on päinvastoin laskenut. Tarkastelujakson viimeisten viiden vuoden aikana (2014–2018) luonnonhoidon taso oli keskimäärin noin 20 % heikompi kuin mitä se oli 2000-luvulla, ja lähes 30 % heikompi kuin mitä se on ollut parhaalla viisivuotisjaksolla aikavälillä 1998–2009 (Siitonen ym. 2020). Luonnonhoidon tehostamisen tarve on laajalti tunnustettu, ja sen kustannustehokkuutta on mahdollista edelleen lisätä. Tämä kuitenkin edellyttää metsänomistajalähtöistä toteuttamista ja toimenpiteiden keskittämistä kohteille, joilla onnistumisen edellytykset ovat parhaat (Hallinger ym. 2018, Kärkkäinen ym. 2021). Monimuotoisuuden näkökulmasta toimenpiteiden on hyödytettävä erityisesti sitä lajiston osaa, joka säilyäkseen kiireellisimmin vaatii tukea: metsätalouden takia taantunut ja elinympäristöjensä suhteen vaateliajisto.

Luonnonhoidon ekologisista vaikutuksista on viime vuosina julkaistu useampia katsauksia. Näistä Keto-Tokoi (2018), Gustafsson ym. (2020) sekä Koivula ja Vanha-Majamaa (2020, 2021) tarkastelevat metsänhoitoa pohjoismaisesta näkökulmasta. Näiden katsausten luonnonhoitoa koskevat keskeiset tulokset erityisesti uhanalaisen ja vaateliaan lajiston kannalta voidaan tiivistää seuraavasti. (1) Monen lajiryhmän yleinen vaste hakkuuseen on lyhytaikainen lajimäärän nousu, mikä johtuu hakkuutähteistä vapautuneista ravinteista, vapautuneesta kasvutilasta, valoisuuden lisääntymisestä ja lahoppuusta hakkuutähteiden ja kantojen muodossa. Tähän joukkoon kuuluu myös eräitä häiriöihin sopeutuneita, erityisesti lahoppuulla eläviä, uhanalaisia lajeja. (2) Varjostusta vaativa lajisto kärsii hakkuista, mutta pienialainenkin puuston säästäminen auttaa niiden säilymistä. (3) Jos poiminta- tai pienaukkohakkuussa säästetään puuston tilavuudesta 50–70 %, paikalla ennen hakkuuta elänyt lajisto säilyy lähes muuttumattomana; herkimät epifyyttijäkälät ja maksasammalet voivat kuitenkin hävitä paikalta. (4) Hakkuiden aiheuttamat lajiston muutokset näkyvät vähintään joitakin vuosikymmeniä, mutta useissa lajiryhmissä, kuten esimerkiksi käävillä, jopa sata vuotta. (5) Kulutus voi hieman vähentää olemassa olevan lahoppuun määrää, mutta se toisaalta lisää sitä säästöpuuston kuolleisuuden kautta. (6) Luonnonhoidollinen säästöpuustoisten alojen kulottaminen parantaa esimerkiksi kovakuoriaisten, luteiden ja kääväkkäiden elinolosuhteita. Positiiviset vaikutukset ovat erityisen selviä taantuneen ja uhanalaistuneen lajiston kohdalla, usein jo välittömästi palon jälkeen (esim. palonvaatijalajisto) tai jo muutamien vuosien kuluttua poltosta (esim. uhanalaistunut kääväkälälajisto). (7) Lahoppuun säästäminen kaikissa metsänhoidon vaiheissa hyödyttää uhanalaista lajistoa eikä

nosta metsätuhoriskiä lukuun ottamatta juurikäävän pahasti vaivaamia kohteita. (8) Tekopökelöt hyödyttävät uhanalaista kovakuoriaislajistoa. (9) Metsikön sisäisen ympäristövaihtelun (esimerkiksi kosteat korpipainanteet) säilyttäminen hakkuissa on metsälajiston säilymiselle tärkeää.

On syytä huomata, että (a) pääosa julkaistusta tutkimuksesta kattaa vain joitakin vuosia toimenpiteistä, koska menetelmät ovat verraten uusia ja pitkän aikavälin seurannoille on vaikea saada rahoitusta; (b) keskipitkän ja pitkän aikavälin (26–50 ja yli 50 vuotta toimenpiteistä) lajisto-vaikutuksia ei juurikaan ole tutkittu; ja (c) tutkimus keskittyy tavallisimmille kangasmaiden metsätyypeille, joten turvemailta sekä lehtojen ja harjujen tapaisista erityisympäristöistä ei juuri ole tutkimustietoa. Voidaan kuitenkin olettaa, että uhanalaiselle lajistolle hyödyllisiksi todetut toimet ovat hyödyllisiä myös vähemmän tutkituissa ympäristöissä, vaikka monimuotoisuushyötyjen määrällinen vertailu metsätyyppien välillä ei yleensä olekaan mahdollista. Näin ollen esimerkiksi luonnonhoidon suuntaamisen kustannustehokkuutta suhteessa metsätyyppiin on vaikeaa arvioida. Metsätalouden suunnittelun helpottamiseksi ja ympäristökonfliktien välttämiseksi on lisäksi arvokasta löytää työkaluja uhanalaisten lajien keskittymien tunnistamiseksi ilman kalliita lajistoselvityksiä. Esimerkiksi luontokohteiden perustamisessa ja rajaamisessa käytetään vanhojen puiden ja järeän lahoppuun määrää ja monipuolisuutta, mille on vahva empiirinen tuki (katso alempana). Kuitenkin uhanalaisia lajeja löytyy joskus sellaisistakin talousmetsistä, joissa mainitut rakennepiirteet eivät välttämättä ole kovin runsaita; syiden löytäminen tällaisiin havaintoihin olisi hyödyllistä esimerkiksi luonnonhoitosuosituksen kehitystyössä.

2.2. Talousmetsien luonnonhoidon ekologisista perusteista

Metsälajisto on evoluutionsa aikana sopeutunut metsien luontaiseen häiriödynamiikkaan. Metsätalouden vaikutusaika lajien elinolosuhteisiin on tähän verrattuna hyvin lyhyt. Luonnontilainen metsämaisema on koostunut suurelta osin vanhoista metsistä, joissa on vanhojen, elävien puiden lisäksi paljon erilaista kuollutta puuta. Myös luontaisten häiriöiden, kuten metsäpalojen, jälkeen syntyneet avoimet, runsaslahoppuustoiset häiriöalat sekä niille sukkession myötä kehittyneet lehtipuuvaltaiset metsät ovat olleet yleisiä. Näiden luonnonmetsän piirteiden vähentyminen talousmetsissä on johtanut siihen, että osa metsälajistosta on taantunut ja uhanalaistunut. Merkittävimmin taantumisen syinä ovat olleet nimenomaan vanhojen metsien ja vanhojen puiden, kuolleen puun sekä lehtisekapuuston osuuden väheneminen verrattuna luonnontilaisiin metsiin. Talousmetsien luonnonhoidon kehittämisen kannalta olennaista on ymmärtää metsäluonnon monimuotoisuuden taantumisen syyt ja myös se, kuinka paljon taantuneelle lajistolle välttämättömät metsän rakennepiirteet ovat vähentyneet luontaisesta. Tämän jälkeen talousmetsien luonnonhoidolle pystytään asettamaan lajiston ekologiaan perustuvia tavoitetasoja esimerkiksi kuolleen puun tai vanhojen elävien puiden määrän suhteen.

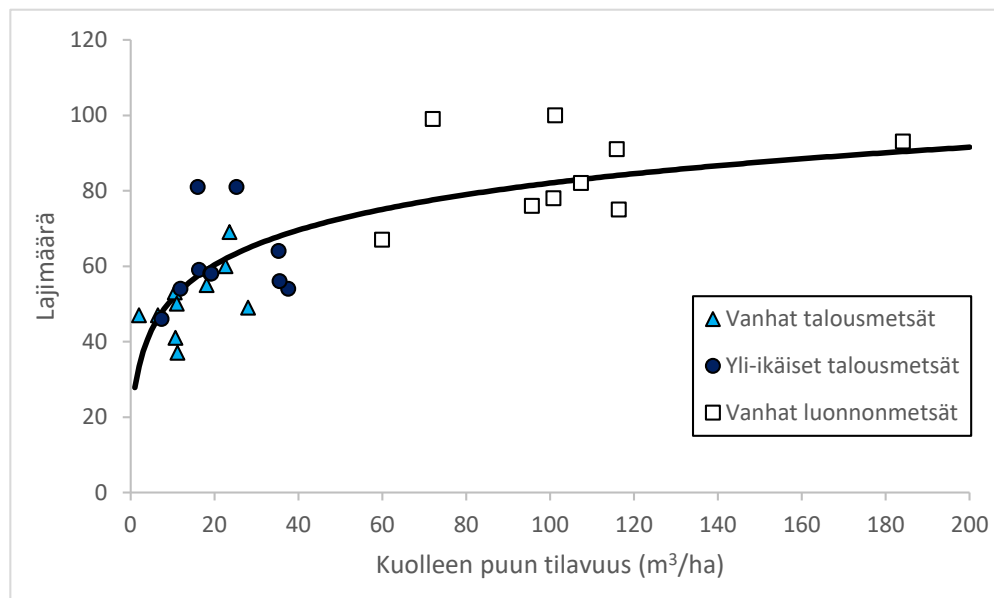
Nykyiseen tutkimustietoon pohjautuva käsitys on, että luonnontilassa, ennen merkittävää ihmisvaikutusta, 50–95 % metsistä olisi ollut vanhoja, vähintään 150-vuotiaita metsiä, ja loput erilaisten laajempien häiriöiden kuten metsäpalojen synnyttämiä nuorempia ikäluokkia (Berglund & Kuuluvainen 2021). Metsäluontotyyppien uhanalaisuuden arvioinnissa koostettiin tutkimustietoon perustuvat arviot eri kasvupaikkatyyppien ja niiden ikäluokkien metsien kuolleen puun ja järeän, elävän puun määrästä luonnontilassa Etelä- ja Pohjois-Suomessa (Kouki ym. 2018a). Näiden tietojen pohjalta laskettuna ja kangasmetsien eri kasvupaikkatyyppien ja niiden kehitysvaiheiden pinta-alalla painotettuna kuolleen puun tilavuus luonnontilassa olisi runsaat 90 kuutiometriä hehtaarilla ja järeiden elävien puiden tiheys olisi reilut 40 runkoa hehtaarilla koko Suomen tasolla (Mönkkönen ym. 2022).

Sekä ekologian teorian että empiiristen aineistojen mukaan monien metsälajien esiintyminen vaarantuu ja runsaus vähenee selvästi, kun näille lajeille sopivan elinympäristön – esimerkiksi vanhojen luonnonmetsien – määrä vähenee alle 10–20 %:iin luontaisesta määrästä. Tätä periaatetta tarkastellaan lähemmin kuolleen puun (seuraava alaluku) ja myöhemmin elävän, vanhan säästöpuuston lajistönäkökulmista.

2.3. Monimuotoisuuden turvaamisen edellyttämien resurssien määrät: esimerkkinä lahoppuun määrä ja monipuolisuus

Metsän- ja luonnonhoidon suosituksien laatimisen kannalta olisi hyödyllistä tietää, paljonko esimerkiksi luonnonhoitotoimissa täytyisi kasvattaa tarkasteltavaa resurssia – kuten säästöpuuryhmän tai luontokohteen kokoa tai kuolleen puun määrää – jotta uhanalainen ja vaatelias lajisto paikalla säilyisi. Täsmällisten minimi- tai kynnyksarvojen antamiseen kuitenkin liittyy merkittäviä ongelmia, joista esimerkkinä tarkastelemme lahoppuuta ja siitä riippuvaista nk. saproksyyllilajistoa. Saproksyytit ovat jossain elinkiertoensa vaiheessa riippuvaisia kuolleista tai kuolevista puista, puuta lahottavista sienistä, tai toisista lahoppuulla elävistä lajeista (Speight 1989).

Lajimäärän ja lahoppuun määrän välillä on useissa tutkimuksissa osoitettu olevan metsikkötasolla logaritminen suhde (Martikainen ym. 2000, Hottola ym. 2009, Siitonen ym. 2012, Ylisirniö ym. 2016, Jokela ym. 2019). Kun lahoppuun tilavuus kymmenkertaistuu, niin lajimäärä noin kaksinkertaistuu (Kuva 1). Tämä tarkoittaa sitä, että suurin vaikutus tietyn suuruisella lahoppuun määrän lisäämisellä saavutetaan silloin, kun lahoppuun määrä lähtötilanteessa on alhainen. Esimerkiksi lahoppuun määrän lisääntyminen 3 m³/ha tilavuudesta (suunnilleen nykyinen keskiarvo talousmetsissä) 13 m³/ha tilavuuteen lisää saproksyylikovakuoriaisten lajimäärää metsikkötasolla noin 50 %, mutta yhtä suuri lisäys 13 m³/ha tilavuudesta 23 m³/ha tilavuuteen lisää edelleen lajimäärää vain noin 10–20 % (Martikainen ym. 2000). Suhteen täsmällinen muoto ja lahoppuun tilavuuden vaikutus lajimäärään riippuvat siitä, mitä lajiryhmää ja millaisia metsiä tarkastellaan.



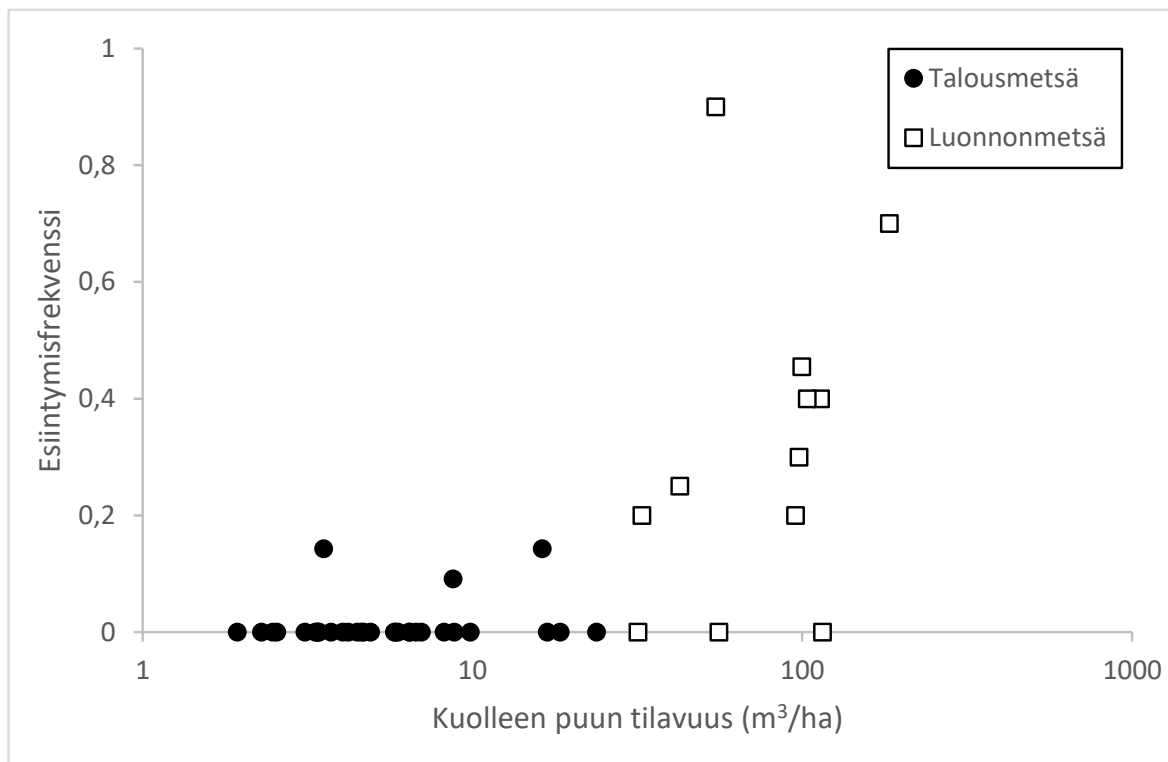
Kuva 1. Esimerkki lahoppuusta riippuvaisten lajien ja lahoppuun metsikkötason tilavuuden suhteesta: saproksyylikovakuoriaisten lajimäärä vanhoissa kuusikoissa Hämeessä (Martikainen ym. 2000).

Saproksyyililajien lajimäärä metsikkötasolla riippuu pääasiassa kolmesta tekijästä: sopivien isäntäpuiden saatavuudesta, isäntäpuiden määrästä sekä isäntäpuiden ajallisesta ja paikallisesta jatkuvuudesta (Siitonen 2001). Jos tietyt isäntäpuutyypit (esimerkiksi kuolleet haavat) puuttuvat, myös tällaisiin isäntäpuihin erikoistuneet lajit puuttuvat. Lahopuun metsikkötason tilavuus vaikuttaa lajimäärään kahdesta syystä. Ensinnäkin suurempi lahopuun tilavuus tarkoittaa yleensä enemmän erilaisia lahopuulaatuja (puulajin, läpimittaluokkien, lahoasteiden jne. yhdistelmiä). Koska useimmilla saproksyyililajeilla on hyvin tarkat isäntäpuuvaatimukset, lahopuun diversiteetti mahdollistaa isäntäpuuvaatimuksiltaan monenlaisten lajien esiintymisen samassa metsikössä. Metsikön lajimäärä kasvaa usein suorassa suhteessa lahopuulaatujen diversiteettiin (Siitonen ym. 2012).

Toiseksi suurempi lahopuun tilavuus, vaikka lahopuulaatujen määrä ei kasvaisikaan, voi lisätä metsikkötason lajirikkuutta siksi, että lajien paikalliset populaatiot ovat suurempia ja niillä on pienempi häviämiskyky. Kolmanneksi saproksyyililajien täytyy asuttaa uusia sopivia isäntäpuita keskimäärin samalla nopeudella kuin vanhat isäntäpuut lahoavat sopimattomiksi. Jos sopivia isäntäpuita on liian harvassa lajien leviämiskykyyn nähden, vaateliaat lajit puuttuvat metsikkötasolla tai alueellisella tasolla (Laaksonen ym. 2020).

Yksittäisille lajeille tai lajiryhmille voidaan joissain tapauksissa osoittaa nk. kynnsarvoja lahopuun tilavuuden suhteen. Metsiköissä, joissa lahopuun määrä alittaa tietyn kriittisen tilavuuden, lajien esiintymistodennäköisyys alkaa pienentyä voimakkaasti (pirstoutumiskynnsarvo) tai lajit puuttuvat kokonaan (häviämiskynnsarvo). Tällaisia kynnsarvoja on tutkimuksissa havaittu mm. erälle lahopuukovakuoriaisille (Kuva 2; Punttila 2000) sekä uhanalaisille kääville (Penttilä ym. 2004, Hottola ym. 2009, Ylisirniö ym. 2016, Nordén ym. 2018), joilla lahopuun tilavuuden kynnsarvo on ollut noin 20–40 m³/ha (Kuva 2).

Mitään yleisesti pätevää, kaikille uhanalaisille lajeille ja kaikenlaisiin metsiin sopivaa kynnsarvoa ei kuitenkaan ole (Ranius & Fahrig 2006). Tämä johtuu mm. siitä, että kynnsarvoon vaikuttaa yksittäisen metsikön lahopuun määrän lisäksi myös metsikön pinta-ala ja ympärillä olevien metsiköiden laatu (esim. Hedenås & Ericson 2008). Hyvälaatuisessa maisemassa ja suurissa metsiköissä kynnsarvot ovat alempia kuin heikkolaatuisessa maisemassa ja pienissä metsiköissä. Lisäksi yksittäisten uhanalaisten lajien isäntäpuuvaatimukset sekä leviämiskyky vaihtelevat suuresti.



Kuva 2. Viiruliekolyhytsiiven (*Olisthaerus substriatus*, uhanalaisarvioinnissa luokiteltu elinvoimaiseksi [LC]), esiintyminen kuusimaapuissa: esiintymisfrekvenssin suhde lahopuun määrään vanhoissa kuusikoissa Pirkanmaalla (Punttila, Siitonen & Lindström, julkaisematon aineisto; kuva julkaisusta Punttila 2000). Aineisto käsittää 32 talousmetsikköä (mustat pallot) ja 12 luonnonmetsätilausta tai sen kaltaista metsikköä (valkoiset neliöt).

2.4. Synteesin tavoitteenasettelu

Seuraavissa luvuissa käsittelemme tutkimustiedon perusteella yleisimpien luonnonhoitotoimien monimuotoisuusvaikutuksia seuraavista näkökulmista: (i) mitä menetelmiä ko. luonnonhoitotoimen toteutuksessa käytetään; (ii) mitä lajisto- tai vesistöhyötyjä ko. menetelmillä on todettu, pyrkimyksenä kuvata ja vertailla eri menetelmillä tai eri suuruisilla panostuksilla saavutettavia hyötyjä määrällisesti; (iii) millaisia vaikutukset ovat suhteessa hoitotoimessa käsiteltävään resurssiin, pyrkimyksenä tunnistaa lajiston esiintymisen suhde resurssin määrään tai laatuun (esim. kynnyсарvo); ja (iv) erotetaan välittömät (enintään 5 vuotta toimenpiteestä) vaikutukset lyhyen, keskipitkän ja pitkän aikavälin vaikutuksista (vastaavasti 6–25, 26–50 ja yli 50 vuotta toimenpiteestä). Lisäksi, kun mahdollista, tarkasteluissa kiinnitetään huomiota siihen, (v) mitä tiedetään ko. toimien kohdentamisen hyödyistä eri metsätyypeissä tai metsän eri ikäluokissa; sekä siihen, (vi) missä määrin nykytiedoilla metsikkötason (tavanomainen kokeellisen tutkimuksen mittakaava) vaikutukset ovat erotettavissa laajemmista (metsätila, alue tai maisema, eteläinen tai pohjoinen Suomi). Käytettävissä olevan tutkimustiedon perusteella pyrimme myös ehdottamaan metsänomistajalle keinoja monimuotoisuuden paremmaksi huomiointiseksi. Pohjoismaisen luonnonhoidon vaikutuksiin liittyvän tutkimuksen systemaattisen läpikäynnin yhtenä tavoitteena oli lisäksi osoittaa luonnonhoito-ohjeiden kehittämisen kannalta merkittäviä tutkimustiedon puutteita.

3. Luontokohteet

3.1. Mitä luontokohteet ovat?

Suomessa luontokohde on yleisnimitys erilaisille monimuotoisuuden kannalta arvokkaille elinympäristöille, jotka ovat ravinteisuudeltaan, topografialtaan, vesitaloudeltaan tai puuston rakenteeltaan tavanomaisesta talousmetsästä poikkeavia, yleensä pienialaisia kohteita (Saaristo & Vanhatalo 2019). Osan säilyttämistä hakkuiden ulkopuolella edellyttää lainsäädäntö tai metsäsertifiointi, osa on maanomistajan vapaaehtoisesti tavanomaisen metsätalouden ulkopuolelle rajaamia. Luontokohteisiin luetaan siten metsä- ja luonnonsuojelulaeissa määritellyt elinympäristötyypit, sertifiointikriteerien perusteella turvattavat kohteet, muut määräaikaista tai pysyvästi suojellut kohteet ja sellaiset kohteet, jotka eivät täysin täytä näiden kohdeluokkien ehtoja, mutta joilla maanomistaja on luonto- tai muiden arvojen takia päättänyt olla korjaamatta puuta tai käyttää enintään varovaisia poimintahakkuita. Metsähallituksen valtion maita koskeissa luonnonhoidon ohjeissa määritellään myös laaja joukko erilaisia luontokohdetyyppjä (Kaukonen ym. 2022). Yksityismaiden talousmetsien luonnonhoidon laadunseurannassa arvokkaat luontokohteet on jaettu luonnonsuojelulain 29 §:n mukaisiin puustoisiin kohteisiin, metsälain 10 §:n mukaisiin erityisen tärkeisiin elinympäristöihin, metsäsertifiointin tarkoituksiin luonnonsuojelullisesti arvokkaisiin elinympäristöihin sekä muihin huomionarvoisiin luontokohteisiin (Siitonen ym. 2020). Lähes kaikkien arvokkaiden luontokohteiden käsittelyä koskeva suositus on se, että ne jätetään kokonaan metsätalustoimenpiteiden ulkopuolelle, ellei käsittelylle ole erityisiä luonnonhoidollisia perusteita. Näin meneteltäessä puustoisilla luontokohteilla kehittyy monimuotoisuudelle arvokasta iäkstä, järeää, elävää puustoa sekä myöhemmin järeää lahopuuta, joiden määrät voivat pitkällä aikavälillä vastata luonnonmetsissä tyypillisiä määriä. Luontokohteet voivat siten turvata niille erityisen lajiston (esim. vaateliaan lehtokasvilajiston tai harvinaisten purosammallajiston) lisäksi myös muuta uhanalaista metsälajistoa, erityisesti vanhoista elävistä puista ja järeästä lahopuusta riippuvaista lajistoa (katso Luvut 5 [Elävä säästöpuusto], 6 [Lahopuu] ja 7 [Lehtipuut ja sekapuustoisuus]).

Luontokohteilla metsänkäsittely ei tavallisesti ole tarpeen, mutta sitä voidaan joskus käyttää ylläpitämään kohteen ominaisuuksia tai suojeluarvoja. Esimerkiksi lehdossa kuusten poistaminen voi olla tarpeen lehtokasvillisuuden ja hyönteislajiston ylläpitämiseksi (Götmark ym. 2005, Nordén ym. 2012, Gran & Götmark 2019, 2021, Hedwall ym. 2019). Metsähallitus käsittelee varovaisin hakkuin valtion mailla kohteita, jotka eivät ole lainsäädännön tarkoittamia arvokkaita elinympäristöjä, mutta joilla voi esimerkiksi olla tavanomaista enemmän järeää elävää ja kuollutta puustoa. Tätä käytäntöä tarkastellaan parhaillaan (kevällä 2022) Metsähallituksen Lajidemo-projektissa, jossa talousmetsät jaetaan laji- ja rakennepiirretiedon perusteella kolmeen luokkaan: kokonaan säästettävät, varovaisen metsänkäsittelyn ja tavanomaisen metsänkäsittelyn kohteet (Anonyymi 2021). Projekti ei tätä kirjoitettaessa ole vielä toteutusvaiheessa.

3.2. Miksi luontokohteita säästetään?

Lainsäädäntö ja metsäsertifiointin kriteerit edellyttävät metsänomistajalta tietynlaisten luontokohteiden säästämistä. Perustelu tälle on se, että nämä kohteet edustavat harvinaisia tai metsätalouden takia taantuneita elinympäristötyyppejä. Tällaisissa elinympäristöissä elää myös sellaista harvinaista ja uhanalaista lajistoa, jolla on merkittävä riski hävitä alueellisesti tai valtakunnallisesti. Suomen luontotyyppien uhanalaisarvioinnissa käsiteltiin 40 metsäluontotyyppiä, joista uhanalaisiksi arvioitiin noin kolme neljännessä (Kouki ym. 2018a). Määrän vähenemisen

osalta erityisesti lehtoluontotyyppit nousivat esille, mutta heikentyneen laadun takia myös kangasmetsätyyppisiä päätyi listalle huomattavan paljon.

Luontokohteiden merkityksestä lajiston monimuotoisuudelle on Pohjoismaissa tehty yhteensä noin 20 sellaista tutkimusta, joissa on vertailtu puuston rakennetta tai tietyn lajiryhmän lajimäärää luontokohteilla ympäröivän vastaavanlaisen talousmetsän puuston rakenteeseen tai lajistoon (Gustafsson ym. 1999, 2004a, 2004b, Gustafsson 2000, 2002, Johansson & Gustafsson 2001, Pykälä 2004, 2007, Sippola ym. 2005, Jönsson ym. 2006, 2007, Pykälä ym. 2006, Junninen & Kouki 2006, Perhans ym. 2007, Djupström ym. 2008, Hottola & Siitonen 2008, Wikberg ym. 2009, Selonen ym. 2011, Lundgren Lodetti 2019, Häkkilä ym. 2021). Yksittäisten tutkimusten tulokset vaihtelevat tutkitusta lajiryhmästä ja alueesta riippuen, mutta tutkimusten tuloksista yhdistettynä voidaan kuitenkin tehdä yleistäviä johtopäätöksiä meta-analyysin avulla (Timonen ym. 2011). Tulosten mukaan luontokohteilla (joita muissa Pohjoismaissa käytetyssä terminologiassa kutsutaan avainbiotoopeiksi) on keskimäärin merkittävästi suurempi lahoppuuston tilavuus ja diversiteetti sekä elävän lehtipuuston tilavuus kuin verrokkitalousmetsissä. Samoin useimmissa tutkituissa lajiryhmissä (putkilokasvit, sammalet, jäkälät ja käävät) lajimäärä on merkittävästi korkeampi luontokohteilla kuin verrokkitalousmetsissä.

Muissa Pohjoismaissa tehtyjä, luontokohteita koskevia tutkimustuloksia ja johtopäätöksiä ei kuitenkaan voida suoraan yleistää Suomeen. Tämä johtuu siitä, että luontokohteiden (tai avainbiotooppien) määritelmät, rajausperusteet ja koko vaihtelevat huomattavasti maiden välillä. Erityisesti on syytä huomata, että Ruotsissa suuri osa avainbiotoopeiksi määritellyistä kohteista on vanhoja kangasmetsiä, ja Ruotsin avainbiotoopit ovat keskimäärin lähes kertaluokkaa suurempia (keskikoko noin 5 ha) kuin Suomen metsälakikohteet, joiden keskikoko on noin 0,7 hehtaaria (Timonen ym. 2010).

Kun Timosen ym. (2011) meta-analyysissä tarkasteltiin erikseen uhanalaisia lajeja sekä erikseen Ruotsissa, Norjassa ja Suomessa tehtyjä luontokohdetutkimuksia, tulosten mukaan uhanalaisten lajimäärä oli merkittävästi korkeampi luontokohteilla kuin verrokkitalousmetsissä sekä Ruotsissa että Norjassa, mutta Suomessa uhanalaisten lajimäärä ei poikennut merkittävästi luontokohteiden ja verrokkitalousmetsien välillä. Merkittävin syy tähän lienee juuri luontokohteiden keskimäärin pieni koko Suomessa, mahdollisesti myös muut rajausperusteet. Ruotsissa avainbiotooppien rajaamisen yhtenä keskeisenä kriteerinä käytetään kyseisiin luontotyyppisiin erikoistuneiden lajien esiintymistä, ja osa näistä on uhanalaisia lajeja.

Suomessa tehtyjen tutkimusten mukaan kääpäälajisto on keskimäärin runsaampi luontokohteilla kuin verrokkitalousmetsissä, mikä selittyy pääasiassa luontokohteiden suuremman lehtilahoppuun määrän ja lahoppuuston diversiteetin perusteella (Hottola & Siitonen 2008, Junninen & Kouki 2006). Uhanalaisten kääpien lajimäärät eivät kuitenkaan eronneet merkittävästi luontokohteiden ja verrokkitalousmetsien välillä. Harvinaisten ja uhanalaisten epifyyttijäkälien tiheys on huomattavasti suurempi luontokohteilla kuin talousmetsissä (Pykälä 2004). Harvinaisille epifyyttijäkälille keskeinen elinympäristön piirre ovat vanhat kasvualustapuut, joita esiintyy erityisesti kallioilla ja niiden alusmetsissä (Pykälä 2004, 2007).

3.3. Luontokohteet saarekkeisina ympäristöinä

Luontokohteisiin pätevät samat reunavaikutusta koskevat havainnot kuin säästöpuuryhmiin ja suojavöhykkeisiin: hyvin pienialaiset tai muodoltaan nauhamaiset kohteet voivat naapurikuvion avohakkuun seurauksena muuttua pienilmastoltaan ja lajistoltaan merkittävästi (Hanhimäki 2003, Hartikainen 2008; katso myös Luku 5 [Elävä säästöpuusto]). Pienialaiset kohteet ovat herkkiä myös puuston tuulituhoille. Pienikokoiset kohteet voivat elättää vain pieniä paikallis-

populaatioita, jotka häviävät helposti (Pykälä ym. 2006). Koko lajiyhteisö voi kohteen pienuuden vuoksi olla vähälajisempi. Myös puiden poistaminen itse kohteelta vaikuttaa lajistoon ja pienilmastoon sitä enemmän, mitä intensiivisemmästä toimenpiteestä on kysymys (katso Luku 5 [Elävä säästöpuusto]). Tämä vaikutus voi kuitenkin olla luonnonsuojelullisesti toivottava lehto- ja paahdeympäristöissä (Saaristo & Vanhatalo 2019).

Luontokohteita ympäröivät useimmissa tapauksissa eri ikäiset talousmetsät. Juuri tietyn tyyppisen luontokohteen olosuhteisiin erikoistuneille lajeille luontokohteet muodostavatkin elinympäristölaikkujen ”saariston”. Etenkin pienillä laikuilla laji voi hävitä sattumalta, esimerkiksi sen mahdollisesti vaatiman lahoppuujatkumon katketessa tai pienilmasto-olojen muuttuessa. Tällöin lajin säilymiselle aluetasolla on ratkaisevaa se, kuinka lähellä lähin samanlainen laikku on. Ruotsin Norrbottenin luontokohteita mallintaneessa tutkimuksessa selvisi, että useiden vuosikymmenien aikavälillä luontokohteelle erikoistunut laji todennäköisesti säilyi, jos se kykeni siirtymään yli kaksi kilometriä (Aune ym. 2005). Tällainen siirtymä ei ole ongelma monille hyvin leviävillä lajeille, olipa laikkujen välillä melkein pä minkä ikäistä metsää hyvänsä, mutta huonommalla levittäytymiskyvyllä varustetut lajit voivat olla vaikeuksissa. Siirtymistä helpottaa, jos puulaji- ja ikäkontrastit ovat pieniä, eli ympäröivä metsä on rakenteeltaan mahdollisimman samankaltaista kuin itse luontokohdelaikkukin. Myös muulla luonnonhoidolla – säästöpuuryhmät, tekopökkölet ja suojavyöhykkeet – maisematasolla on merkitystä luontokohteissa esiintyvälle lajistolle, sillä se voi tuottaa ja ylläpitää kulkureittejä puuston peitteisyyttä vaativille lajeille, kuten liito-oravalle (Selonen ym. 2001, Reunanen ym. 2000, 2002, 2004, Hurme ym. 2007, Santangeli ym. 2013) tai epifyyttijäkälille (Hedenås & Ericson 2008).

Alle hehtaarin kokoisia luontokohdelaikkuja on pidetty lajiston ja luontotyyppien suojelun kannalta tehottomina (Mönkkönen ym. 2011, Johansson ym. 2013). Mallinnuksien mukaan pienetkin luontokohdelaikut kuitenkin voivat parantaa laajempien luontokohteiden ja suojelualueiden kytkeytyvyyttä, helpottaen lajien liikkumista tarkastelualueella (Laita ym. 2010; katso myös Luku 5 [Elävä säästöpuusto]). Reunavaikutus voi olla myös hyödyllistä joillekin lajiryhmille. Esimerkiksi lehtokasvien lajimäärä ja peittävyys olivat suuremmat metsälakilehdoissa kuin niille verrokkina tutkituissa suojelualueiden lehdoissa (Hartikainen 2008). Useimmat lehtokasvit suosivat puoliavoimia, valoisia ympäristöjä. Laikkujen tehollista pinta-alaa voitaisiin kasvattaa ja kohteeseen kohdistuvaa reunavaikutusta pienentää esimerkiksi välttämällä kuvion rajaan ulottuvia avohakkuita ja säästämällä sitä enemmän alikasvosta ja puita, mitä lähempänä kuvion rajaa ollaan. Myös luontokohteiden lähellä olevien uudistusalojen säästöpuiden keskittäminen luontokohteiden yhteyteen kasvattaa luontokohteen tehollista pinta-alaa.

Luontokohteen rajaamisessa ja muiden luonnonhoitotoimien suuntaamisessa ilmeisen tärkeä mutta toistaiseksi vähän tutkittu aihe on metsätyypin merkitys toimenpiteiden ekologiselle vaikuttavuudelle. Metsätyyppi linkittyy esimerkiksi puulajisuhteisiin ja lahoppuun määrään (Esseen ym. 1997, Siitonen 2001) ja tätä kautta niistä riippuvaan lajiyhteisöön.

3.4. Luontokohteiden hoitosuosituks

Suomessa luontokohteet on rajattu keskimäärin pienialaisiksi, mikä itsessään altistaa kohteen voimakkaille, lajistoa ja pienilmastoa muuttaville reunavaikutuksille. Lisäksi pienialaiset kohteet ylipäätään mahdollistavat vain pienet paikallispopulaatiot. Nämä tekijät yhdessä nostavat kohteen populaatioiden häviämisen riskiä.

Arvokkaat luontokohteet on suositeltavaa rajata niiden luonnollisten rajojen mukaisesti, ja – mikäli mahdollista – säilyttää kohteiden ympärillä puustoinen puskurivyöhyke, jota käsitellään vain poimintahakkuin tai johon keskitetään ympäröivien kuvioiden säästöpuusto.

Arvokkaat luontokohteet on suositeltavaa jättää kokonaan kaikkien käsittelyjen ulkopuolelle, ellei käsittelyille ole erityisiä luonnonhoidollisia perusteita, kuten kuusten poisto lehtipuuvältaisistä lehdoista tai harjujen paahderinteiden avaaminen poistamalla varjostava puusto sekä niiden karuunnuttamiskulutukset (katso Luku 9.1 [Tulen merkitys ja kulottamisen tarve monimuotoisuuden ylläpidossa]). Joissain lehtoympäristöissä voi olla tarpeen esimerkiksi 15–25 vuoden välein poistaa havupuustoa valo- ja muiden pienilmasto-olojen säilyttämiseksi sekä niistä ja kasvupaikkatyypistä riippuvaisen lajiston auttamiseksi.

4. Pienvedet

4.1. Pienvesien merkitys monimuotoisuudelle

Lähteet, purot ja niitä pienemmät virtaavavetiset norot sekä myös alle 0,5 hehtaarin kokoiset lammet ovat lähiympäristöineen metsälain 10 §:n mukaisia erityisen arvokkaita elinympäristöjä. Pienvedet ylläpitävät erityistä pienilmastoa niiden rantavyöhykkeillä, ja alueet ovatkin erityisen arvokkaita lajistollisia avainbiotooppeja sekä maalla että vesistöissä eläville lajeille (Finn ym. 2011, Kuglerová ym. 2014, Richardson 2019, Tolkkinen ym. 2020). Pienvedet toimivat myös lajien leviämislähteinä alapuolisille vesistöille sekä lajien leviämisreitteinä, ja ne tarjoavat suojaisia elinympäristöjä eliöstölle (Wipfli ym. 2007). Esimerkiksi taimenen poikaset suosivat vesistöissä pohjaveden purkautumiskohtia – jotka ovat tavallisesti muuta ympäristöä viileämpiä kohtia vesistöissä – etenkin, jos ympäristö on muutoin suotuisa taimenille (Romakkaniemi ym. 2020).

Pienvesien tarkkaa määrää Suomessa ei tiedetä, mutta määrällisesti niitä on erittäin paljon. Esimerkiksi puroja on arvioitu olevan noin 120 000 km ja lähteitä noin 100–200 000 kappaletta. Ruotsissa alle 15 km² valuma-alueen omaavien purojen on arvioitu muodostavan jopa noin 90 % sisävesien pituudesta, joten niiden merkitys vesistöjen monimuotoisuudelle voi olla huomattava (Bishop ym. 2008). Näistä valtaosa sijaitsee metsävaltaisilla alueilla (Hämäläinen 2015), joten metsätaloudella on niihin merkittävä vaikutus. Pienvesien suojelu- ja kunnostusstrategian (Hämäläinen 2015) tavoitteena on turvata jäljellä olevien luonnontilaisten pienvesien säilyminen ja parantaa heikentyneiden pienvesien tilaa sopivilla kunnostustoimenpiteillä. Vesistöt ovat luonteeltaan jatkumoa ylävirrasta alavirtaan, joten pienvesien tila vaikuttaa myös niiden alapuolisiin suurempiin jokiin, järviin ja meriin sekä niiden eliöstöön.

Tämän luvun alkuosassa käsitellään pienvesistä lähinnä puroja ja noroja. Lähteitä käsitellään Luvussa 4.5 (Pohjavesi). Lähteet ovat tärkeitä vaihtumisvyöhykkeitä pinta- ja pohjaveden sekä terrestrisen ja akvaattisen ekosysteemien välillä, kuten purot ja norotkin (Lehosmaa ym. 2017).

4.2. Vesistöjen suojavyöhykkeet

4.2.1. Suojavyöhykkeiden ekologinen merkitys pienvesille

Purot eivät ole pelkästään vedenkulku-uomia, vaan purot ja niitä ympäröivät rantavyöhykkeet ovat jatkuvassa vuorovaikutuksessa keskenään. Virtaveden ja sen rantavyöhykkeen välinen ekologinen yhteys vähenee siirryttäessä puroista kokoluokaltaan isompiin jokiin niiden oman biomassatuotannon ja veden virtaaman kasvaessa (Wallace & Eggert 2015, Doretto ym. 2020). Noroissa taas ajoittaisen kuivuuden häiriövaikutus varsinaiseen vesiekosysteemin toimintaan on suuri, mutta niitä ei ole meillä juurikaan tutkittu.

Suojavyöhykkeet ylläpitävät lukuisia pohjaveden ja vesistön välisiä biogeokemiallisia yhteyksiä (Kreutzweiser ym. 2008, Futter ym. 2010, Lidman ym. 2017, Tolkkinen ym. 2020). Suojavyöhykkeiden kasvillisuus juuristoineen vähentää suoraa eroosioriskiä rannoilta sekä pidättää myös kauempaa kulkeutuvaa kiintoainesta ja muuta vesistökuormitusta (Kreutzweiser ym. 2009, Ledesma ym. 2018). Suojavyöhykkeet voivat toimia tulvasuoja-alueina esimerkiksi lumensulamisaikaan.

Suojavyöhykkeiden merkitystä vesistöille on tarkasteltu yleensä vesistöjä ympäröivien alueiden hakkuiden vaikutusten kautta. Rantavyöhykkeiden hakkuut lisäävät maaperän eroosioriskiä, muuttavat pienvesiä ympäröivää mikroilmastoa ja edelleen vesiympäristön lämpö- ja valaistusolosuhteita, maan kosteusolosuhteita sekä vesistöön suodattuvien ja siihen kulkeutuvien ravinteiden ja raskasmetallien (esimerkiksi elohopea) sekä orgaanisen aineen määrää ja laatua (Kreutzweiser ym. 2009, Richardson & Béraud 2014, Maher Hasselquist ym. 2021). Myös lähteiden ympäristöille on ominaista kostea ja viileä pienilmasto, minkä pysyvyyttä lähiympäristön varjostava puusto ja muu kasvillisuus ylläpitävät (Tolonen ym. 2019). Rantavyöhykkeen ja pienilmaston vaikutuksista, katso myös elävää säästöpuustoa käsittelevän Luvun kohta 5.4 (Suojavyöhykkeet).

Ilmaston lämmitessä suojavyöhykkeiden rantapuuston ja pensaiden varjostuksella on yhä tärkeämpi merkitys, sillä se tasaa veden lämpötilavaihteluita ja viilentää vettä etenkin pitkänä helajaksoina (Kreutzweiser ym. 2009, Turunen ym. 2021). Liian lämmin vesi vaikuttaa haitallisesti suoraan kalaston esiintymiseen tai se voi aiheuttaa kaloille fysiologista stressiä (Groom ym. 2017, Pörtner ym. 2017). Suojavyöhykkeiden leveys vaikuttaa myös purojen selkärangattomien lajimäärään ja yhteisörakenteeseen (Jyväsjärvi ym. 2020). Riittävä suojavyöhyke on edellytys taimenten ja jokihelmisimpukoiden esiintymiselle metsätalousvaltaisten alueiden puroissa (Österling & Högberg 2014; katso alempana), mutta tästä kaivattaisiin lisää tutkimustietoa.

4.2.2. Pienveden suojavyöhykkeen leveys

Suojavyöhykkeen toimivuuteen vaikuttavat kohteen vesitalous ja mahdollinen pohjavesiyhteys, maalaji, maaperän kaltevuus, vyöhykkeen kasvillisuus sekä purouoman koko. Suojavyöhykkeen leveys tulisikin määritellä kohdekohtaisesti vaihtelevan levyisenä. Purovarsien kosteimmilla alueilla leveämmät suojavyöhykkeet voisivat olla sekä metsälajiston (Kuglerová ym. 2014, Mykrä ym. 2022) että purolajiston (Suomen ympäristökeskus 2022) suojelun kannalta tehokkaita.

Vesistöjen ja pienvesien varsille suositellaan metsänhoitosuosituksissa jättämään yhtenäisen, vähintään viisi metriä leveä suojavyöhyke (Äijälä ym. 2019). Vyöhykkeen leveys voi vaihdella mm. maanomistajan toiveista, pienvesityypistä, luonnontilaisuudesta, virtaamasta, kaltevuudesta ja maalajista riippuen. Vähimmäisvaatimus ei kuitenkaan ole optimaalisin vaihtoehto ekologisesta eikä taloudellisestakaan näkökulmasta (Lundström ym. 2018, Mäenpää ym. 2020, Chellaiah & Kuglerová 2021, Mykrä ym. 2022). Kapeiden suojavyöhykkeiden puusto on myös herkkää tuulituhoille. Yleisesti noin 30 metrin suojavyöhykkeen on arvioitu suojaavan riittävästi puroympäristöä ja sen eliöstöä, vaikka esimerkiksi kiintoaineskuorman vähentämiseksi kapeampikin suojavyöhyke voi olla riittävä (Sweeney & Newbold 2014). Leveämmän 30 metrin suojavyöhykkeen sisällä olevissa puroissa myös taimenten esiintyminen on todennäköisempää kuin 15 metrin suojavyöhykkeen ympäröimissä puroissa (Jones ym. 2006).

Pohjoisen metsäisimmillä alueilla (Suomi, Ruotsi ja Brittiläinen Kolumbia Kanadassa) välillä on huomattavia eroja suojavyöhykkeiden soveltamisessa (Kuglerová ym. 2020). Ongelmana toimivan suojavyöhykkeen määrittämiselle on mm. kokonaisvaltaisen tutkimustiedon puute, osin johtuen perinteisestä tutkimuksen eriytymisestä terrestriseen ja akvaattiseen elinympäristötutkimukseen (Jyväsjärvi ym. 2020), mutta työkaluja on kehitteillä esimerkiksi "Paikkatietoon ja luontoarvoihin perustuva pienvesien suojavyöhykkeiden suunnittelu (GIS-SUS)" -hankkeessa (Mykrä ym. 2022).

4.2.3. Lehtipuut ja lahopuu pienveden suojavyöhykkeessä

Valtaosa vesistöihin päätyvästä orgaanisesta aineksesta on syksyisin puista puroihin varisevaa lehtikariketta, mikä on puroekosysteemien tärkein ravinnonlähde. Purojen varsilla lehvästössä elävät mikrobit ja selkärangattomat voivat myös päätyä selkärangattomien ja kalojen ravinnoksi. Kapeilla suojavyöhykkeillä (alle 15 m) lehtikariketta tulee puroihin vähemmän kuin leveämmillä suojavyöhykkeillä (yli 15 m; Jyväsjärvi ym. 2020). Mikrobit ja osa selkärangattomista pilkkovat lehtikariketta muille eliöryhmille sopivampaan muotoon. Ravintoverkossa hyödyt tai haitat kertautuvat lopulta kalastoon ja siten virkistyskäyttömahdollisuuksiin asti. Lehtipuiden suosiminen puroja ympäröivillä suojavyöhykkeillä parantaakin vesiekosysteemin toimintaa (Lidman ym. 2017). Lisäksi lehtipuiden lehtikarike tarjoaa mikrobeille runsashiilisen energialähteen, joka voi nopeuttaa mikrobien typen sitomista ja denitrifikaatiota (Gundersen ym. 2006, Duan ym. 2014), mikä puolestaan voi lisätä hakkuualalta suotautuvan typen pidättymistä suojavyöhykkeelle. Tutkimustuloksia eri puolajien merkityksestä suojavyöhykkeiltä suotautuvan veden laatuun ei kuitenkaan ole.

Vesistöjen varsilla lehtipuilla on suuri merkitys vesistöjen lajistolle. Tämä johtuu siitä, että lehtipuut tuottavat huomattavasti havupuita enemmän hyönteisravintoa esimerkiksi purojen petoselkärangattomille ja kaloille. Purokalojen käyttämästä ravinnosta 30–90 % onkin peräisin maaelinympäristön puolelta. (Tolkkinen ym. 2020.)

Metsäalueiden puroihin kuuluvat luontaisesti myös kaatuneet puunrungot, joiden esiintymistä puroissa metsätalous on vähentänyt (Dahlström & Nilsson 2004, 2006). Metsätalousvaltaisilla alueilla etenkin kapean suojavyöhykkeen (alle 15 m) puroissa on vähemmän niihin luontaisesti kuuluvaa kuollutta puuta kuin leveämmän suojavyöhykkeen puroissa (yli 15 m; Jyväsjärvi ym. 2020). Kaatuneella luonnonpuulla on tärkeä merkitys puron ekosysteemille muun muassa veden ja orgaanisen aineksen pidätyskyvyn sekä elinympäristön monimuotoisuuden lisääjänä (Dahlström & Nilsson 2004). Purouomaan kaatunut puunrunko tarjoaa suoja- ja piilopaikkoja eliöstölle sekä pidättää tehokkaasti puroille tärkeää partikkelimaista orgaanista ainesta (lehtikariketta) jopa tehokkaammin kuin kivet, etenkin tulvatilanteissa (Koljonen ym. 2012), sekä liukoista orgaanista ainesta (Frainer ym. 2018). Se myös tarjoaa monimuotoisia elinympäristöjä mikrobeille, selkärangattomille, vesisammalille ja kalastolle. Aiheen tutkimuskirjallisuudesta on tehty hiljattain suomenkielinen yhteenveto (Salmelin ym. 2020).

4.3. Poimintahakkuut ja luonnonhoito pienvesiympäristöissä

Purojen reunat täytyy olosuhteiden ja purolajiston turvaamiseksi säilyttää puustoisina. Parhailaan kansainvälisessä PEFC-arvioinnissa oleva, PEFC-kriteerien tarkistustyössä 2019–2022 valmistunut uusi PEFC-standardiluonnos edellyttää vesistöjen ja avosoiden reunaan jätettävää 10 metrin puustoista suojavyöhykettä; suojavyöhyke voi olla viisi metriä ojamaisten, suoristettujen ja perattujen purojen varsilla. Voimassa oleva FSC edellyttää 10–15 metrin mutta uomiltaan luonnontilaisten tai luonnontilaisen kaltaisten jokien ja purojen varsille vähintään 20 metrin puustoista suojavyöhykettä (poikkeuksena mm. taimikot). Kumpikin sertifikaatti sallii suojavyöhykkeillä vain varovaiset poiminta- tai ennallistavat hakkuut. Näiden hakkuiden toteutuksessa on hyödyllistä huomioida puronvarsiympäristöissä tehdyt havainnot koskien säästettävää puustoa. Ensiksikin puustoa on parempi jättää tiheisiin ryhmiin kuin tasaisesti ja harvempaan (Mallik ym. 2014). Etenkin kuuset kaatuvat herkästi yksinpuin esiintyessään (Kuglerová 2020, Mäenpää ym. 2020). Jäävän puuston ryhmittäisyys voi myös monipuolistaa metsänpohjaa ja edistää lehtipuiden ja -pensaiden leviämistä (Jonsson ym. 2017).

Kulotuksen vaikutuksia puroekosysteemien monimuotoisuuteen ei ole selvitetty. Laajamittaisina kulotukset tai metsäpalot voivat kuitenkin nostaa vesistöihin huuhtoutuvan orgaanisen typen ja hiilen määriä jopa yli 10 vuoden ajaksi (Rhoades ym. 2019).

Etenkin virtavesien haasteena on, että ne usein virtaavat metsien ohella esimerkiksi maatalous- tai rakennettujen maiden läpi. Näistä ympäristöistä veteen kohdistuvat päästöt voivat olla varsin merkittäviä eikä veden laatua näin ollen voida ylläpitää pelkästään metsätalouden keinoin, vaan valuma-alueajattelulla: kokonaisvaltaisella suunnittelulla ja yhteistyöllä.

4.4. Pohjavesi

Pohjaveden laatu ja määrä ovat lainsäädännöllisen suojelun piirissä. Suojelusta ja pohjavesialueiden määrittämisestä säädetään ensisijaisesti vesienhoidon ja merenhoidon järjestämisestä annetulla lailla (1299/2004, VMJL), ympäristönsuojelulla (527/2014 YSL) sekä vesilailla (587/2011 VL). Pohjavettä suojaa siis pilaamiskielto. Luokiteltujen pohjavesialueiden pääasiallinen maankäyttö on metsätalous ja eri metsätaloustoimenpiteet ovat niillä sallittuja, lukuun ottamatta lannoitusta ja kasvinsuojeluaineiden käyttöä (Britschgi ym. 2022). Ohjeistuksissa ja metsäsertifiointijärjestelmien kriteeristöissä on kuitenkin eroja: tiukimmissa kriteeristöissä ja ohjeissa myös kulotus, kantojen nosto, maanmuokkaus ja ojien kunnostus ovat kiellettyjä ilman ympäristöviranomaisten hyväksyntää. Metsätalouden pohjavesivaikutuksista on hiljattain ilmestynyt kattava tietopaketti (Britschgi ym. 2022) Suomen ympäristökeskuksen, Luonnonvarakeskuksen, Tapio Oy:n ja Oulun yliopiston tutkijoiden tekemänä, joten tähän raporttiin nostetaan vain keskeisimmät tulokset.

Pohjavesi purkautuu lähteisiin, tihkupintoihin, lähdesoihin tai suoraan vesistöön sen pohjan kautta, ja esimerkiksi lähteet voivat olla alkuja puroille. Nämä pohjavesivaikutteiset ekosysteemit ovat yleensä herkkiä veden laadun ja määrän muutoksille niissä elävän erityisen eliöstön takia (Barquín & Scarsbrook 2008, Ilmonen ym. 2012, Lehosmaa ym. 2018). Puroissa pohjavesivaikutus voi näkyä jopa kilometrien päässä purkautumispaikasta (Isokangas ym. 2019).

Metsätaloustoimet pohjavesialueella muuttavat alueen hydrologiaa, kun päätehakuussa poistetaan haihduttavaa puustoa. Tästä seurauksena pohjaveden määrä lisääntyy (Ala-Aho ym. 2015, Kubin ym. 2017). Lisääntyminen voi näkyä myös kasvavina pohjavesipurkaumien virtaamina, mutta tämän ei oleteta olevan haitallista, toisin kuin virtaaman vähenemisen (Britschgi ym. 2022). Päätehakuuta seuraavat metsänuudistamistoimet, kuten maanmuokkaus tai pinta-vesien ohjailu esimerkiksi naveroin, voivat aiheuttaa sekä orgaanisen että epäorgaanisen kiintoaineksen liikkeelle lähtöä, ja veden mukana voi liikkua myös liukoisia ravinteita tai metalleja kohti pohjavedestä riippuvaisia ekosysteemejä. Varjostavan kasvillisuuden poisto voi näkyä pohjaveden lämpiämisenä (Henriksen & Kirkhusmo 2000).

Pohjavesivaikutteisten ekosysteemien suojelussa puustoiset suojavyöhykkeet ovat ensiarvoisen tärkeitä. Hakkuuohjeistuksissa lähteiden ympärille jätetään valtapuuston pituuden levyinen hakkaamaton suojavyöhyke. Tutkimustuloksia siitä, onko leveys riittävä lähdelajiston suojeluun ei ole, mutta vaikutuksia eliöstöön voi osittain arvioida purojen suojavyöhyketutkimuksista (katso Luvut 4.2.2 [Pienveden suojavyöhykkeen leveys] ja 5.4 [Suojavyöhykkeet]). Näissä tutkimuksissa 30 m suojavyöhykkeen on havaittu olevan riittävän leveä turvaamaan puroekosysteemiä, joten lähteitä koskevan tutkitun tiedon puuttuessa tätä tietoa voi soveltaa myös lähteisiin. Leveä puustoinen suojavyöhyke pidättää myös hakkuuaukolta liikkeelle lähtenyt kiintoainesta ja liukoisia ravinteita.

Harvennushakkuiden tai jatkuvapeitteisen metsänkasvatuksen hakkuiden vaikutuksia pohjavesivaikutteisiin ekosysteemeihin ei ole tutkittu. Varjostuksen vähenemisen aiheuttama lämpötilan nousu tai hakkuutähteistä vapautuvien ravinteiden kulkeutuminen voivat aiheuttaa niissä muutoksia, joten hakkaamattomilla suojavyöhykkeillä ehkäistään myös erilaisten hakkuiden vaikutusta. Pohjavesi on hyvin niukkaravinteista, ja esimerkiksi jo pieni typpipitoisuuden nousu voi aiheuttaa lajistomuutoksia. Lehosmaan ym. (2021) tutkimuksessa nitraattityppipitoisuus $0,1 \text{ mg L}^{-1}$ oli raja-arvo, jonka yläpuolella lähdelajisto muuttui. Hakkuiden pohjavesivaikutustutkimuksista tiedetään, että nitraattityppipitoisuuden nousu korkeammaksi kuin $0,1 \text{ mg L}^{-1}$ on tyypillistä ja voi jatkua vuosia varsinkin alueilla, joilla hakkuita tehdään säännöllisesti (Rusanen ym. 2004, Britscghi ym. 2022). Lähteiden ja muiden pohjavesivaikutteisten ekosysteemien vedenlaadun muutosten ehkäisyyn ja niissä elävän lajiston turvaamiseen pitäisikin kiinnittää metsätaloustoimissa entistä enemmän huomiota.

Aikaisemmissa metsäojituksissa ja avohakkuita seuraavissa maanmuokkauksissa on tuhoutunut paljon pohjavesivaikutteisia ekosysteemejä. On arvioitu, että esimerkiksi luonnontilaisen kaltaisia lähteitä on Suomessa jäljellä enää 9 % (Lammi ym. 2018). Lähteiden tai muidenkaan pohjavesivaikutteisten ekosysteemien ennallistamisesta metsänhoidon keinoin ei ole tutkittua tietoa. Ennallistamistoimenpiteet vaativat yleensä ympäristöviranomaisen luvan.

4.5. Pienvesisuositukset

Rantavyöhykkeiden hakkuut kasvattavat eroosioriskiä sekä muuttavat pienveden mikroilmastoa, lämpö- ja valaistusolosuhteita, maaperän kosteusoloja sekä vesistöön kulkeutuvien ravinteiden, raskasmetallien ja orgaanisen aineksen määrää ja laatua. Suojavyöhykkeet ovatkin välttämättömiä pienvesien monimuotoisuus- ja monikäyttöarvojen turvaamiseksi.

Jotta puron, noron tai lähteen mikroilmasto sekä ranta- ja vesieliölajisto säilyisivät pääosin muuttumattomina, olisi uudistusalan ja pienveden väliin jäävän käsittelemättömän suojavyöhykkeen oltava leveydeltään 25–35 metriä. Tätä kapeammatkaan tai varovasti poimintahakatut vyöhykkeet eivät ole monimuotoisuuden kannalta turhia, mutta esimerkiksi herkimät sulkeutunutta latvusta vaativat rantalajit voivat hävitä ja taimenen lisääntyminen heikentyä tällaisella kohteella. Suojavyöhykkeen leveys on hyvä määritellä olosuhdekohtaisesti esimerkiksi pienvesityypistä, luonnontilaisuudesta, virtaamasta, kaltevuudesta ja maalajista riippuen. Aiheesta kaivataan kuitenkin lisätutkimuksia.

Rantavyöhykkeen lehtipuilla on erityinen merkitys vesiekosysteemin toiminnalle ja vesieliöstölle. Myös puroumiin kaatuneet puunrungot ovat tärkeitä ravinnelähteitä ja suojapaikkoja vesieliölajistolle. Suojavyöhykkeen poimintahakkuissa nämä puut pitäisi säästää.

Pohjavesi purkautuu lähteisiin, tihkupintoihin, lähdesoihin tai suoraan vesistöön. Metsätalous vaikuttaa pohjavesialueen hydrologiaan; esimerkiksi maanmuokkaus voi lisätä kiintoaineksen, ravinteiden tai metallien joutumista vesiekosysteemeihin. Näin ollen suojavyöhykkeet ovat tärkeitä myös pohjavesivaikutteisten ekosysteemien suojelussa. Toisaalta näiden ekosysteemien ennallistamisesta tarvitaan lisää tutkimusta.

5. Elävä säästöpuusto

5.1. Elävien säästöpuuiden laatu

5.1.1. Puulajin merkitys

Mikään puulajeistamme ei ole lajiston kannalta tarpeeton, sillä kaikilla puulajeilla elää juuri niihin erikoistunutta lajistoa. Suomessa kasvaa luonnonvaraisena neljä havupuulajia sekä lähes 30 lehtipuulajia ja puuvartista pensasta, mutta metsien puuston kokonaistilavuudesta hieman yli 80 % koostuu havupuista – männystä (50 %) ja kuusesta (30 %) – ja vajaat 20 % koostuu lehtipuista, pääasiassa koivuista (16,6 %), muiden lehtipuuden osuuden ollessa 3,3 % (VMI12, Luonnonvarakeskuksen metsätilastot). Verraten pieniin tilavuusosuuksiinsa nähden lehtipuulajeilla elää kuitenkin hyvin suuri eliölajijoukko, josta suuri osa ei pysty hyödyntämään havupuuta eikä siten elämään sellaisissa metsissä, joista niiden vaatimat lehtipuulajit puuttuvat. Keto-Tokoi & Siitonen (2021) kokosivat kattavat tiedot puilla elävistä kasvinsyöjä- eli herbivorilajeista. Tulosten mukaan ylivoimaisesti eniten kasvinsyöjälajeja tavataan lehtipuilta. Kaikkein eniten näitä lajeja elää koivulla ja raidalla, tarkastelluissa lajiryhmissä yli 400 lajia kummallakin, tammella noin 300 lajia, haavalla ja lepillä yli 250 lajia. Havupuilla elää edellisiin nähden puolta vähemmän lajeja, männyllä ja kuusella kummallakin noin 150 kasvinsyöjälajia. Jaloista lehtipuista lehmuskella, jalavilla, pähkinäpensaalla ja omenapuulla (ml. tarhaomenapuu) elää noin 100 lajia kullakin, vaahteralla ja saarnella noin 50 lajia. Eniten herbivorilajeja elättävillä puulajeilla on myös eniten vain juuri niille erikoistuneita spesialistilajeja, koivulla ja raidalla molemmilla yli 130, tammella noin 110, haavalla 80, kuusella 70, männyllä ja lepillä yli 50, pihlajalla noin 40 ja muilla puulajeilla 10–20 lajia. (Keto-Tokoi & Siitonen 2021.)

Puustorakenteiden monipuolistaminen ja lehtipuuden osuuden nostaminen uudistushakkuissa onnistuu hyvin pienin kustannuksin säästämällä taloudellisesti vähäarvoiset puut, kuten pihlajat, raidat, lepät ja haavat. Metsänomistaja voi edistää puulajiston monipuolistamista jo taimikonhoito- ja harvennusvaiheissa. Vaikka lehtipuista tehdyissä tekopökölöissä voikin elää uhanalaista lajistoa, on suotavaa jättää järeät lehtipuut uudistettavaan kohteeseen elävinä, sillä ne ylläpitävät puuston monipuolisuutta ja joka tapauksessa kuolevat joidenkin vuosikymmenien kuluessa, turvaten näin myös lahoppuujatkumoa (katso Luku 6 [Lahoppuu]).

5.1.2. Järeiden ja iän merkitys

Järeillä ja vanhoilla puilla on erityinen merkitys toisaalta heikosti levittäytyville lajeille ja toisaalta järeyttä pesäpuultaan edellyttäville selkärankaisille. Pykälän (2019) katsauksen mukaan epifyyttijäkälien esiintymiselle puuston ikä on tärkeintä, ja monet vaateliaat lajit kasvat vain yli 100–200-vuotiailla puilla, joiden kuori on jo syvän uurteista (Uliczka & Angelstam 2000, Stenroos ym. 2016). Tällaisia ei tavanomaisiin talousmetsiin tyypillisen kiertoajan puitteissa juuri ehdi varttua, ellei näihin erityisesti panosteta esimerkiksi säästöpuukäytäntöjen avulla ja pidättäytymällä erilaisten arvokkaiden luontokohteiden puuston poimintahakkuista. Esimerkiksi Virossa toteutetussa tutkimuksessa uhanalaisia ja silmälläpidettäviä epifyyttijäkäläiä ei löydetty ollenkaan alle 110-vuotiailta puilta (Marmor ym. 2011). Pykälän (2019) katsauksen mukaan jäkälien lajimäärä kasvaa puiden iän kasvaessa, ja lajimäärän kasvu on erityisen selvää uhanalaisilla lajeilla. Myös talousmetsien kolopesijä- ja paikkalintulajisto hyötyy paitsi isommista metsiköistä, myös järeämmästä puustosta (Jokimäki & Solonen 2011).

Vanhat puut ovat tavallisesti myös suuria, jolloin niiden järeys ja vankkaoksaisuus mahdollistavat isojen petolintujen pesänrakennuksen. Esimerkiksi maa- tai merikotkan oksista puuhun rakentama pesä painaa useita satoja kiloja (Cramp ym. 1980). Säästöpuiden järeyden lajistohyöty on sekin, että niistä aikanaan muodostuu järeää lahoppuuta, jollaisesta mm. sadat uhanalaiset kääpä- ja hyönteislajit ovat riippuvaisia (Hyvärinen ym. 2019).

Useimmat puulajimme, myös lehtipuut, voivat elää hyvin vanhoiksi. Esimerkiksi keskiboreaalisella havumetsävyöhykkeellä Kuhmossa sijaitsevilla suojelualueilla varttuneiden haapojen keski-ikäksi havaittiin 177 vuotta (enimmillään 213 vuotta) ja raitojen vastaavasti 111 vuotta (enimmillään 173 vuotta) (Lankia ym. 2012). Myös Latva-Karjanmaan ym. (2007) tutkimuksessa saman alueen luonnontilaisissa vanhoissa metsissä varttuneiden (≥ 15 cm) haapojen keski-ikä oli 154 ja enimmillään 204 vuotta; aineiston haapojen mediaani-ikä oli 157 vuotta, eli puolet puista oli vähintään sen ikäisiä. Hofgaardin (1993) pohjoisborealisella vyöhykkeellä tekemässä tutkimuksessa vanhassa luonnonmetsässä määritettiin myös pihlajien ikäjakauma, ja vaikka pihlajien keski-ikä olikin alhainen (32 vuotta), niin aineiston kymmenen vanhimman pihlajan keski-ikä oli noin 120 vuotta, vanhimman ollessa peräti 151-vuotias. Pykälän (2019) mukaan lyhytikäisinä pidettyjen pihlajan ja harmaalepänkin kohdalla uhanalaiset epifyyttilajit löytyvät useimmiten vanhan näköisiltä, huonokuntoilta puuyksilöiltä.

Jos Johdannossa kuvailtua resurssin vähenemisen periaatetta (väheneminen 10–20 %:iin luonnontaisesta johtaa resurssista riippuvaisen lajiston nopeaan köyhtymiseen) sovelletaan vanhoista, järeistä puista riippuvaisiin lajeihin, näiden lajien esiintyminen vaarantuisi vanhojen, järeiden puiden kappalemäärän laskiessa talousmetsissä noin 5–10 kappaleeseen hehtaarilla valtakunnallisella tasolla tarkasteltuna. Valtakunnan metsien 11. inventoinnin (VMI) tulosten mukaan järeitä (rinnankorkeusläpimitaltaan vähintään 40 cm) ja samalla vanhoja (vähintään 150-vuotiaita) puita on 1,0 kappaletta hehtaarilla. Näistä puista 43 % kasvaa suojelualueilla, 6 % on talousmetsien säästöpuina ja loput 51 % siis tavanomaisena puuntuotannon puustona (Henttonen ym. 2019). Järeiden puiden määrä metsissä on kasvanut huomattavasti VMI:n satavuotisen mittaushistorian aikana (Henttonen ym. 2019), minkä selittää puiden lisääntynyt kasvunopeus, joka puolestaan on erityisesti tehokkaan metsänhoidon mutta myös ilmaston lämpenemisen, kohonneen hiilidioksidipitoisuuden ja typpilaskeuman aiheuttaman rehevöitymisen ansiota (Henttonen ym. 2017). Vaateliaan metsälajiston kannalta merkittävää sitä vastoin on vanhojen puiden määrän kehitys, mikä poikkeaa huomattavasti järeiden puiden määrän kehityksestä. Vanhojen ja järeiden puiden kokonaismäärä on vähentynyt 3 %, vähintään satavuotiaiden puiden kokonaismäärä on vähentynyt 12 % ja vähintään 150-vuotiaiden lehtipuiden kokonaismäärä on vähentynyt 35 % verrattuna 1970-luvun tilanteeseen (Henttonen ym. 2019). Järeiden ja samaan aikaan vanhojen lehtipuiden osuus järeiden, vanhojen puiden kokonaismäärästä on ollut pitkään häviävän pieni (Henttonen ym. 2019).

5.2. Säästöpuiden häiriönsieto ja tilajakauma

Uudistusalan säästöpuiden sijoittelussa täytyy huomioida myös puiden tuulen ja paahteisuuden sieto, koska nämä tekijät vaikuttavat esimerkiksi lahoppuujatkumoon. Nopeasti kuolevat puut tuottavat nopeasti lahoppuuta, mutta tuoreen kuolleen puun jatkumo katkeaa elävien puiden loputtua. Tuulta ja muita stressitekijöitä paremmin sietävät puut puolestaan tuottavat uutta lahoppuuta pitemmällä ajalla, jopa satoja vuosia – edellyttäen, että ne säästetään pysyvästi ja että tuulenkaatoja ei korjata esimerkiksi polttopuiksi (esim. Keto-Tokoi ym. 2021). Heikkala ym. (2014) ja Hämäläinen ym. (2016) selvittivät säästöpuiden kuolleisuutta uudistusaloilla lyhyellä aikavälillä ja havaitsivat, että puut selviytyivät paremmin elossa ryhminä kuin yksittäin, pienet puut sietivät tuulta isoja paremmin, ja mänty ja koivut selviytyivät paremmin kuin kuusi.

Uudistusalan yksittäiset tai pieniin ryhmiin jätetyt kuuset kuolevat herkästi myös paahteen ja kirjanpainajan takia (Anonyymi 2014), jolloin niiden lajistohyödyt voivat jäädä lyhytkestoiseksi ja lahopuu laadultaan yksipuoliseksi. Pienempien puiden parempi tuulensieto on ristiriidassa säästöpuilta toivottavan järeyden kanssa, mutta tuuliongelmia voi vähentää esimerkiksi säilyttämällä järeiden puiden ympärillä pienempiä puita. Kuusella elävän jäkälälajiston säilymisen edellytyksiä voi parantaa säästämällä kuuset ryhmissä, jolloin lajien vaatima varjostus säilyy, kun taas lehtipuiden jäkälälajisto sietää hakkuun aiheuttamaa valoisuuden lisääntymistä paremmin (Esseen & Renhorn 1998, Rheault ym. 2003, Ranlund ym. 2018).

Seuraavassa käsittelemme eläviä säästöpuita kolmesta näkökulmasta: (i) uudistusalalle jätettävät yksittäiset puut tai puuryhmät, (ii) suojavyöhykkeet, jollaisia jätetään mm. arvokkaiisiin ympäristöihin ja pienvesien reunoille hillitsemään viereiseltä uudistusosalta kohdistuvia pienilmasto- ja lajistovaikutuksia sekä vesistökuormitusta, ja (iii) jatkuvapeitteinen metsänkasvatus (jatkuva kasvatus). Viime mainittua ei lueta luonnonhoitotoimeksi, vaan se on jaksolliselle kasvatukselle vaihtoehtoinen tapa tuottaa ainespuuta. Käsittelemme sitä kuitenkin tässä lyhyesti, koska se usein esitetään monimuotoisuuden kannalta jaksollista kasvatusta parempana vaihtoehtona. Säästöpuita voidaan hakkuissa jättää tasaisesti, ryhmiin tai vaihdellen. Niitä on uudistusaloille jätetty säännönmukaisesti vasta 1990-luvun puolivälistä lähtien, ja myös suojavyöhykkeet (suojakaistat) ovat tulleet pysyväksi käytännöksi vasta metsäsertifiointien myötä. Säästöpuita tarkastelevat pohjoismaiset tutkimukset kattavat parhaimmillaan 10–20 ensimmäistä hakkuun jälkeistä vuotta.

5.3. Yksittäiset puut ja puuryhmät

Uudistusalalle jätetyt suuret puut (rinnankorkeuslähimitaltaan esimerkiksi 40–50 cm tai enemmän) voivat ainakin lyhyellä aikavälillä elättää epifyyttijäkäläiä (Hämäläinen ym. 2014), ja ne hyödyttävät päiväpiiloina lepakoita (Thorn ym. 2018, Apoznański ym. 2021). Järeät, vanhat puut ovat myös monen vaateliaan ja harvinaisen jäkälän ja käävän asuttamia (katso 5.1.1 [Puulajin merkitys] ja 5.1.2 [Järeyden ja iän merkitys]). Nämä lajit ovat usein hitaita levittäytymään, joten järeiden puiden säästäminen pysyvästi on yksi keskeisimmistä luonnonhoitotoimista (Hämäläinen ym. 2014, Suominen ym. 2018, 2019). Hyödyllisyys jatkuu mutta sen luonne muuttuu, kun tällaiset säästöpuut vähitellen kuolevat vuosikymmenien aikana: ne muodostavat jatkuvasti lahopuuta (Kaila ym. 1997, Martikainen 2001, Junninen ym. 2007, 2008, Berglund ym. 2011, Heikkala ym. 2014, Suominen ym. 2015, Hämäläinen ym. 2016).

Säästöpuita jätetään uudistusalalle tavallisimmin ryhminä. Pääsyyt käytännölle ovat puunkorjuun ja maanmuokkauksen helppous sekä parempi tuulensieto (esim. Jönsson ym. 2007, Heikkala ym. 2014). Käytännöllä on myös lajistohyötyjä: pohjoissuomalaisten kuusikoiden puilla elävien jäkälän lajimäärä oli korkeampi niissä uudistuskuusikoissa, joissa säästöpuut olivat ryhmissä, kuin sellaisissa uudistuskuusikoissa, joissa puuta oli säästetty yhtä paljon mutta jätetty tasaisesti (Ylisirniö & Hallikainen 2018). Tavanomaiset 10–20 puun ryhmät (joitakin kuutiometrejä hehtaarilla) uudistusaloilla muuttuvat eliölajikoostumukseltaan voimakkaasti ja nopeasti hakkuun jälkeen – niiden lajisto on vuosikaudet yleisesti ottaen melko samanlaista kuin puutoman avohakkuun –, mutta monet sulkeutuneen metsän olosuhteita vaativat tavalliset lajit voivat säilyä niissä ainakin lyhyellä aikavälillä. Nämä tulokset koskevat maaperän selkärangattomia (Siira-Pietikäinen & Haimi 2009), putkilokasveja (Johnson ym. 2014, Vanha-Majamaa ym. 2017) ja maakiitäjäisiä (Koivula ym. 2019).

Tavanomaiset 10–20 puun ryhmät uudistusalalla eivät säilytä sulkeutuneen metsän pienilmasto-oloja (Gustafsson ym. 2010, Fedrowitz ym. 2014). Pienikin säästöpuuryhmä voi silti

esimerkiksi suojata pötkelöitä tai korpilaikkua paahteelta ja estää maanmuokkauksen ja koneellisen korjuun aiheuttamaa maalahopuun pirstaloitumista (Hautala ym. 2004, Rabinowitsch-Jokinen & Vanha-Majamaa 2010). Säästöpuuryhmät voivat myös auttaa jotkin lajit avoimen uudistamisvaiheen yli (nk. pelastusvenevaikutus), joskin niiden pitkäaikaista lajistohyötyä heikentää säästöpuuryhmien pienuus: säästöpuuta jätetään uudistusaloille liian vähän esimerkiksi lahoppuujatkumon varmistamiseksi (Johansson ym. 2013, Santaniello ym. 2017, Keto-Tokoi ym. 2021). Uudistusalan puuston varttuessa pienilmasto ja varjostus muuttuvat säästöpuuryhmissä jälleen edullisiksi sulkeutuneen metsän oloja vaativille lajeille; tällöin keskeinen kysymys on, ovatko vaateliaan ja uhanalaisen lajiston edellyttämät rakennepiirteet kohteessa säilyneet. Keto-Tokoi ym. (2021) laskivat lahoppuujatkumoiden edellyttämiä elävien säästöpuiden määriä tilavuuksina tilanteissa, joissa kaikki lahoppu tuotettaisiin säästöpuiden avulla. Laskelmissa oletettiin, että säästöpuut säästetään pysyvästi, kuolleita puita ei tuhoutu hakkuissa, puuston kiertoaika on 100 vuotta ja kuolleen puun lahoamisnopeus on 3 % vuodessa. Näiden laskelmien mukaan esimerkiksi 10 m³/ha lahoppuujatkumo vaatisi 30 m³/ha eläviä säästöpuuta joka päätehakkuussa, ja vastaavasti 20 m³/ha jatkumo edellyttäisi 60 m³/ha, mikäli säästöpuiden jättäminen olisi ainoa tapa tuottaa kuollutta puuta.

Hyödyt sulkeutuneen metsän lajistolle – joukossa runsaasti uhanalaisia lajeja – kasvavat uudistusalan säästöpuumäärän tai säästöpuuryhmän koon nostamisen myötä. Säästöpuun määrän nosto kymmenestä esimerkiksi 50–60 kuutiometriin hehtaarilla on yleisesti ottaen sulkeutuneen metsän lajistolle hyödyllistä (esim. Hyvärinen ym. 2005, 2006, 2009, Hämäläinen ym. 2014, 2015, Johnson ym. 2014, Toivanen ym. 2014, Rodríguez & Kouki 2015, Suominen ym. 2015, Heikkala ym. 2016a, 2016b, 2017, Granath ym. 2018, Basile ym. 2019, Jokela ym. 2019, Rodríguez ym. 2019). Yli puolen hehtaarin säästöpuuryhmän (-metsikön) ydinosa lajisto näyttää ainakin lyhyellä aikavälillä säilyvän lähes muuttumattomana, mikä on osoitettu esimerkiksi sammalilla ja jäkälillä (Jalonen & Vanha-Majamaa 2001, Perhans ym. 2007, 2009, Hautala ym. 2011) sekä maakiitjäisillä ja hämähäkeillä (Matveinen-Huju ym. 2006, 2009, Koivula ym. 2019). Puolen hehtaarin säästöpuuryhmä on kuitenkin vielä liian pieni säilyttääkseen koko maksasammallajiston ja puiden rungoilla elävän jäkälälajiston (Perhans ym. 2009, Hautala ym. 2011). Tämä voi olla seurausta muuttuneesta lajien välisestä kilpailuasetelmasta (runsastuvat yleislajit syrjäyttävät erikoistuneita lajeja), muuttuneista pienilmasto-oloista ja/tai pieneksi ja eristyneeksi jääneiden paikallispopulaatioiden häviämisestä sattuman takia.

5.4. Suojavyöhykkeet

Suojavyöhykkeillä pyritään turvaamaan halutun kohteen eliölajistoa tai olosuhteita. Vesistöjen äärellä suojavyöhykkeen avulla voidaan pyrkiä turvaamaan rannan puustoa ja maisemaa, rantavyöhykkeen eliölajistoa tai veden laatua (katso Luku 4 [Pienvedet]). Metsäympäristössä taas suojavyöhyke voi turvata uhanalaisen lajin esiintymää, suojeltua metsikköä tai luontokohdetta. Metsätaloukskontekstissa suojavyöhyke on puustoinen, millä pyritään vähentämään pienilmasto- ja lajistovaikutuksia, joita kohteeseen avoimesta ympäristöstä – kuten avohakkuulta – muutoin kohdistuisi. Tämä nk. reunavaikutus tarkoittaa kahden toisiinsa rajautuvan ympäristön toisiinsa kohdistamaa pienilmasto- ja lajistovaikutusta. Vaikutus näkyy ehkä konkreettisimmin sulkeutuneen metsän lajien vähentymisenä lähempänä reunaa tai avomaan lajien tunkeutumisena varttuneen metsän sisään. Luonnonympäristöjen rajapinnoilla lajistomuutos voi ulottua jopa 60 m varttuneen metsän sisäosiin, mikä on havaittu esimerkiksi vesistöön rajautuvan metsän linnustolla (Hågvar ym. 2004) ja käävillä (Komonen ym. 2008) sekä suo- ja kosteikkoympäristöön rajautuvan metsän jäkälillä (Moen & Jonsson 2003, Esseen 2006). Näissä tilanteissa osa muutoksista johtuu varsinaisesta reunavaikutuksesta, osa taas abiottisten olosuhteiden – esimerkiksi maaperän kosteuden – asteittaisesta vaihtumisesta ympäristöstä toiseen.

Taloustmetsissä reunavaikutusta on tutkittu eniten avohakkuun ja siihen rajautuvan varttuneen metsän reunavyöhykkeissä. Kivennäismailla avohakkuun lajistovaikutus ulottuu ainakin 25 m varttuneen metsän sisäosiin maakiitjäisillä (Heliölä ym. 2001) ja jopa 50 m etäisyydelle käävillä (Siitonen ym. 2005, Ylisirniö ym. 2016). Keski-Suomessa avohakkuu vaikutti 25–35 m etäisyydelle puronvarsien suojavyöhykkeiden sisälle, mikä näkyi muutoksina pienilmastossa (Oldén ym. 2019a) sekä putkilokasvien (Selonen & Kotiaho 2013, Oldén ym. 2019b) ja kääpien lajistossa (Peura ym. 2020). Suojellun vanhan metsän rajalle tehty avohakkuu voi näkyä suojelumetsän reunaosien (esim. 20–30 m metsän sisään) indikaattorikäypälajistossa ainakin 50 vuotta (Ruete ym. 2016). Yleisesti ottaen näyttää siltä, että sulkeutuneen metsän vaateliaskin lajisto muuttuu vain vähän, jos suojavyöhyke on vähintään 30 m, mutta tällaisella vyöhykkeellä 20–30 % tilavuuden poisto poimintahakkuin muuttaa olosuhteita ja lajistoa jonkin verran (Oldén ym. 2019a, 2019b). Reunavaikutus on syynä myös pienten säästöpuuryhmien ja -metsiköiden lajistomuutoksiin (katso Luku 5 [Elävä säästöpuusto]). Puustoisia suojavyöhykkeitä voisi jossakin määrin hyödyntää myös ekologisina käytävinä metsiköiden välillä, jos leveys on riittävä reunavaikutuksen ehkäisemiseksi.

5.5. Jatkovapeitteinen kasvatus

Jatkovapeitteinen kasvatus on jaksolliselle kasvatukselle vaihtoehtoinen tapa tuottaa korjuukelpoista puuta, eikä sitä sellaisenaan katsota luonnonhoidoksi, vaikka siihen saattaisi motiivoida esimerkiksi virkistys-, maisema- tai lajistoarvojen säilyttäminen kohteena olevassa metsässä. Jatkovapeitteisen kasvatuksen kohteella on useimpina ajanhetkinä niin taimia, parhaassa kasvuiässä olevia nuoria puita kuin lähellä tavanomaista päätehakkuuikää olevia kookkaita puitakin. Hakkuussa korjataan halutun (päätehakkuu)ien saavuttaneet puut esimerkiksi 25–35 vuoden välein tehtävissä poimintahakkuissa tai, jos puita kasvatetaan samanikäisten puiden ryhmänä, uudistamisikäisten puuryhmien pienaukkohakkuissa. Emme tässä käsittele jatkovapeitteistä kasvatusta yksityiskohtaisesti, koska sekä Luontopaneeli että Luonnonvarakeskus ovat hiljattain laatineet aiheesta kattavat raportit (Peura ym. 2022, Routa & Huuskonen 2022). Esittelemme kuitenkin lyhyesti Luonnonvarakeskuksen raportin monimuotoisuutta (Siitonen & Koivula 2022) ja eri puulajien uudistumista (Valkonen ym. 2022) koskevat päätulokset.

- Jatkovapeitteinen kasvatus hyödyttää varjostusta tarvitsevia lajeja, kuten mustikkaa, sekä niiden seuralaislajistoa. Myös puuston ajassa ja tilassa jatkuvaa peitteisyyttä vaativat lajit, kuten liito-orava tai jotkin epifyyttijäkälät, saattavat hyötyä.
- Poiminta- ja pienaukkohakkuuta koskeva lajistotutkimus tarkastelee lähinnä varttuneessa, alun perin melko tasaikäisessä metsässä tehtyjä toimenpiteitä parhaimmillaan 10–15 vuotta hakkuista. Koko kiertoajan (60–100 vuotta) kattavia jatkovapeitteisen kasvatuksen seurantoja tai eri ajankohtina toistuvasti poiminta- tai pienaukkohakattuja kohteita (kronosekvenssejä) ei ole tutkittu.
- Poimintahakkuu, jossa puustosta poistetaan enimmillään puolet, säilyttää pääosan varttuneen metsän eliölajistosta. Kuitenkin herkimmat epifyyttijäkälä- ja maksasammallajit vähentyvät tai jopa häviävät paikalta. Myös pienaukkohakkuu vaikuttaa metsälajistoon verraten vähän, mutta lajiston runsaudet aukoissa muuttuvat sitä enemmän, mitä isompia aukot ovat. Säästetyissä varttuneen metsän osissa varttuneita puita ja/tai puuston varjostusta vaativa lajisto näyttää säilyvän, jos koko metsikössä korjuuintensiteetti on esimerkiksi 30–50 %.
- Ne lajit, jotka ovat taantuneet metsätalouden vuoksi, vaativat useimmiten vanhaa elävää ja järeää kuollutta puustoa säilyäkseen kohteella. Tätä säilymistä jatkovapeitteinen kasvatus itsessään ei turvaa, vaan monimuotoisuudelle tärkeiden rakennepiirteiden säilymisestä on erikseen huolehdittava luonnonhoidolla.

- Eri-ikäiskuusikoissa valoa vaativat puulajit, kuten mänty, koivut, haapa, lepät ja jalot lehtipuut, uudistuvat hyvin hitaasti eivätkä menesty alikasvoksena. Jos näitä puita halutaan säilyttää tai lisätä, on poimintahakkuiden lisäksi tai niiden asemesta käytettävä pienaukkohakkuuta.
- Metsänkasvatus- tai luonnonhoitosuositusten antaminen kaikille tavallisimmille puulajin ja kasvupaikan yhdistelmille ei ole nykytiedoilla mahdollista: pitkäaikaiset kokeet puuttuvat ja lyhytaikaisistakin on vasta vähän tuloksia. Uudistumisen onnistumisen kannalta kuitenkin jo tiedetään, että kivennäismailla poimintahakkuu soveltuu parhaiten kuusikoille, valoa vaativien puulajien menestyessä paremmin pienaukkohakkuumetsiköissä. Sekapuustoisuuden ylläpito näyttää vaikeammalta jatkuvapeitteisessä kuin jaksollisessa metsänkasvatuksessa.

5.6. Säästöpuiden jättämisen ja jatkuvapeitteisen kasvatuksen suositukset

Säästöpuiksi kannattaa valita erityisesti järeitä ja vanhoja puuyksilöitä. Taloudellisesti vähäarvoiset, vanhat ja isot lehtipuut on hyvä jättää elävinä uudistusalalle. Säästöpuita on hyödyllistä jättää kaikissa metsänhoidon vaiheissa ja yleensä ryhmittäin ennemmin kuin yksinpuin.

Koska säästöpuut muodostavat ikääntyessään ja järeytyessään tärkeitä kasvualustoja esimerkiksi monille epifyyttijäkälille ja muodostavat aikanaan kuollessaan järeää lahoppua, ne täytyy jättää uudistusalalle pysyvästi.

Tavanomaiset uudistusalan pienet säästöpuuryhmät eivät pitkällä aikavälillä hyödytä uhanalaista lajistoa. Tätä lajistoa auttaakseen voi esimerkiksi kaksin- tai kolminkertaistaa uudistus- alalle jätettävien säästöpuiden määrän ja/tai yhdistellä useamman uudistushehtaarin säästö- puut isommiksi, mielellään yli puolen hehtaarin säästöpuuryhmiksi (metsiköiksi). Näin toimien järeää elävää ja kuollutta puuta on kohteella pitemmän aikaa lajiston saatavilla.

Riittävän levyisillä suojavyöhykkeillä voidaan tehokkaasti säilyttää luontokohteen, rannan tai puronvarren pienilmastoa ja eliölajistoa. Säilyttääkseen kohteen olosuhteet ja lajiston sellaisina kuin ne olivat ennen hakkuuta, olisi vyöhykkeiden oltava vähintään 25–35 m leveitä. Tätä ka- peammatkaan vyöhykkeet eivät silti ole olosuhteiden ja metsälajiston säilyttämisen kannalta hyödyttömiä. Varovaiset (esimerkiksi 20–30 % intensiteetin) poimintahakkuut suojavyöhyk- keellä vaikuttavat lajistoon yleisesti ottaen vähän, mutta esimerkiksi herkimvät epifyyttijäkälät saattavat vähentyä.

Jaksolliseen kasvatukseen verrattuna jatkuvapeitteinen kasvatus hyödyttää varjostusta vaativia lajeja, kuten mustikkaa ja sen seuralaislajeja, sekä oletettavasti esimerkiksi puiden jäkälä se- ralaislajeineen. Jatkuvapeitteinen kasvatus ei kuitenkaan itsessään tuota uhanalaisten metsäla- jien vaatimia rakennepiirteitä, kuten vanhaa elävää ja järeää kuollutta puustoa, vaan niistä on erikseen huolehdittava luonnonhoidolla, kuten jaksollisessakin kasvatuksessa.

6. Lahopuu

6.1. Miksi lahopuu on tärkeää metsäluonnon monimuotoisuudelle?

Suomessa on noin 4000–5000 saproksyyililajia (Siitonen 2001). Lajimääräarvion vaihteluväli johdetaan eräistä runsaslajisista ja suhteellisen huonosti tunnetuista lajiryhmistä, joissa lahopuusta riippuvaisten lajien määrää ei ole pystytty laskemaan tarkasti (mm. loispistiäiset, kaksisiipiset ja kotelosienet). Uudet tutkimustulokset eri saproksyyiliryhmistä viittaavat siihen, että lajimääräarvio on todennäköisesti lähempänä 5000 lajia kuin tätä pienempi. Huonosti tunnetuissa lajiryhmissä on paljon saproksyylejä. Esimerkiksi tutkimuksessa, jossa selvitettiin luonnontilaisen vanhan kuusivaltaisen metsän lahopuusta ja karikkeesta esiintyvää sienilajistoa molekyylibiologisin menetelmin, lajeja löytyi yhteensä noin 2000, joista karikkeista löytyi noin 800, sekä karikkeista että lahopuusta noin 600 ja pelkästään lahopuusta noin 600 lajia (Mäkipää ym. 2017).

Lahopuun tilavuus vanhoissa luonnonmetsissä Fennoskandian alueella vaihtelee metsäkasvillisuusvyöhykkeestä, kasvupaikkatyypistä sekä luontaisten häiriöiden voimakkuudesta ja niistä kuluneesta ajasta riippuen. Lehtomaisilla–kuivahkoilla kankailla tilavuus on yleensä välillä 60–120 m³/ha (Siitonen 2001, Ranius ym. 2004, Aakala 2010, Shorohova & Kapitsa 2015). Eniten lahopuuta on hemiboreaalisessa vyöhykkeessä ja rehevillä kasvupaikoilla, keskimäärin jopa noin 140 m³/ha vanhoissa metsissä (Ranius ym. 2004, Löhmus & Kraut 2010), ja vastaavasti vähiten pohjoisboreaalisessa vyöhykkeessä ja karuilla kasvupaikoilla, metsämaalla vähimmillään noin 20 m³/ha (Sippola ym. 1998). Puuston uudistumiseen johtavien voimakkaiden häiriöiden jälkeen lahopuun määrä voi olla paljon suurempi, periaatteessa yhtä suuri kuin metsikön elävän puuston ja kuolleen puuston tilavuus yhteensä ennen häiriötä eli enimmillään satoja kuutiometrejä hehtaarilla.

Valtakunnan metsien kahdennentoista inventoinnin (VMI12, vuodet 2014–2018) tulosten mukaan kuolleen puun tilavuus puuntuotannon metsämaalla on Etelä-Suomessa keskimäärin 3,9 m³/ha ja Pohjois-Suomessa 4,8 m³/ha (Korhonen ym. 2021). Kaikissa metsissä yhteensä (mukana sekä puuntuotannon metsät että suojellut metsät metsämaalla) lahopuun tilavuus on kasvanut Etelä-Suomessa 1990-luvun lopulta lähtien, mutta vastaavasti vähentynyt Pohjois-Suomessa. Koko mittausjaksolla 1990-luvun lopulta 2020-luvun alkuun lahopuun määrä on kasvanut Etelä-Suomessa keskitilavuudesta 2,8 m³/ha tilavuuteen 4,8 m³/ha ja vastaavasti vähentynyt Pohjois-Suomessa keskitilavuudesta 9,5 m³/ha tilavuuteen 7,7 m³/ha (Luke, tilastotietokanta). Koko maan keskiarvo on pysynyt suunnilleen samana, noin kuudessa kuutiometrissä hehtaarilla.

Lahopuun määrän väheneminen on ensisijainen uhanalaisuuden syy 153 uhanalaiselle metsälajille (19 % uhanalaisista metsälajeista) ja yksi uhanalaisuuden syy 280 uhanalaiselle metsälajille (34 % uhanalaisista metsälajeista). Lahopuun väheneminen uhanalaisuuden syynä tarkoittaa käytännössä runsaslahopuustoisten metsien hakkuita sellaisilla alueilla ja paikoilla, missä uhanalaisten lajien paikallispopulaatioita edelleen esiintyy, ei lahopuun keskimääräisen määrän muutosta kaikissa metsissä. Lahopuun määrän väheneminen on toiseksi tärkein metsälajien uhanalaistumisen syy heti vanhojen metsien ja kookkaiden, vanhojen puiden vähenemisen jälkeen (Hyvärinen ym. 2019).

6.2. Millä keinoilla lahopuun määrää voidaan lisätä talousmetsissä?

Lahopuuston keskimääräistä tilavuutta talousmetsissä voidaan lisätä useilla toisiaan täydentävillä luonnonhoidon keinoilla, joita ovat seuraavat:

- Olemassa olevan lahopuuston säästäminen hakkuussa ja maanmuokkauksessa
- Elävien, järeiden säästöpuiden jättäminen uudistusaloille
- Arvokkaiden luontokohteiden säästäminen ja rajaaminen käsittelyn ulkopuolelle
- Tekopökölöiden katkaiseminen elävistä puista uudistus- ja harvennushakkuuden yhteydessä
- Säästöpuuryhmien poltto

6.2.1. Olemassa olevan lahopuuston säästäminen

Olemassa olevan lahopuuston säästäminen hakkuussa on volyymiltaan merkittävin ja todennäköisesti myös kustannusvaikuttavin keino vaikuttaa lahopuun tilavuuteen talousmetsissä. Lahopuun keskimääräinen tilavuus on uudistuskypsissä talousmetsissä selvästi korkeampi kuin nuoremmissa ikäluokissa (Korhonen ym. 2021). Vanhoissa talousmetsissä lahopuuta on ehtinyt muodostua edellisen harvennuksen jälkeen yksittäisten puiden tai puuryhmien kuollessa erilaisten luontaisten häiriöiden seurauksena. Kuolleet puut ovat järeitä ja ne ovat ehtineet lahota vaihtelevassa määrin. Uudistuskypsien puuntuotannon metsämaan talousmetsien keskimääräinen lahopuun tilavuus VMI12:n tulosten mukaan on lähes 10 m³/ha, mikä on yli kaksinkertainen tilavuus kaikkien kehitysluokkien keskiarvoon verrattuna (Taulukko 1). Vähiten lahopuuta on harvennusikäisissä kasvatusmetsissä.

Taulukko 1. Lahopuun keskimääräinen määrä kehitysluokittain puuntuotannon metsämaalla valtakunnan metsien 12. inventoinnin tulosten mukaan (Korhonen ym. 2021).

Alue	Uudistusalat	Taimikot	Kasvatusmetsät	Uudistuskypsät	Yhteensä
Etelä-Suomi	4,9	3,5	3,0	9,6	3,9
Pohjois-Suomi	5,3	5,7	3,7	9,8	4,8
Koko maa	5,1	4,4	3,3	9,7	4,3

Uudistushakkuu vähentää olemassa olevan lahopuun määrää kahdesta syystä: kovaa polttokelpoista kuollutta puuta korjataan energiapuuksi ja lahoja maapuita häviää korjuussa ja maanmuokkauksessa. Valtakunnan metsien inventointitulosten (VMI10 ja VMI12) mukaan lahopuun määrä kasvoi kymmenvuotisjaksolla keskimäärin 1,5 m³/ha sellaisissa varttuneissa ja uudistuskypsissä talousmetsissä, joita ei tällä jaksolla uudistushakattu, mutta väheni 2 m³/ha vastaavissa metsissä, jotka uudistushakattiin – nettomääräinen vähennys oli siis keskimäärin 3,5 m³/ha (Siitonen ym. 2020). Olemassa olevan lahopuun väheneminen uudistushakkuussa johtaa siihen, että lahopuun keskimääräinen tilavuus on selvästi pienempi taimikoissa kuin uudistuskypsissä metsissä luonnonhoitotoimista huolimatta (Taulukko 1). Kuolleen maapuuston tilavuuden havaittiin vähenevän noin 70 % säästöpuuhakkuussa ja maanmuokkauksessa MONTA-koejärjestelyssä (Hautala ym. 2004; katso myös Rabinowitsch-Jokinen ym. 2012). Pilottihankkeessa, jossa selvitettiin elävän säästöpuuston ja lahopuun määriä samoista uudistuskypsistä metsistä ennen uudistushakkuuta ja sen jälkeen satunnaisesti valituista talousmetsistä, kuolleen maapuuston

määrä väheni keskimäärin tilavuudesta 12,7 m³/ha ennen hakkuuta tilavuuteen 3,9 m³/ha eli lähes 70 % (Saaristo ym. 2020). Lahopuun hakkuuhävikkiä koskevat tulokset ovat siten yhtäpitäviä.

Hakkuussa säästetty, jo ennen hakkuuta muodostunut lahopuu sekä hakkuun jälkeen kuolleista säästöpuista muodostunut lahopuu avoimilla uudistusaloilla on tärkeä elinympäristö monille saproksyyililajeille, jotka luonnonmetsissä ovat sopeutuneet luontaisiin häiriöihin, kuten metsäpaloihin tai myrskytuhoihin. Uudistusaloilla olevan lahoppuun määrän vaikutuksia saproksyyililajistoon on tutkittu useissa laajoissa koejärjestelyissä, joissa on yleensä tarkasteltu joko lahoppuun kokonaismäärän (vanha ja uusi lahopuu yhdessä) tai sitten elävistä säästöpuista muodostuneen lahoppuun vaikutuksia lajistoon (Hyvärinen ym. 2005, 2006, 2009, Toivanen & Kotiaho 2007a, 2007b, Berglund ym. 2011, Suominen ym. 2015, Heikkala ym. 2016a, Jokela ym. 2019, Pasanen ym. 2019). Olemassa olevan lahoppuun säästämisen vaikutuksia ei ole yleensä tarkasteltu erikseen. Poikkeuksena tästä on FIRE-hankkeen kymmenen vuoden kääpaseuranta, jossa selvitettiin lajiston kehitystä hakkuun jälkeen erikseen vanhalla lahoppuulla, säästöpuista muodostuneella lahoppuulla, kannoilla ja hakkuutähteillä (Suominen ym. 2019).

Lajiston monimuotoisuuden kannalta tärkeää on se, että ennen hakkuuta muodostuneet lahopuut voivat olla vaihtelevissa lahoamisen vaiheissa, kun taas hakkuun jälkeen kaatuneet säästöpuut tai hakkuussa katkaistut puut ovat kaikki aluksi tuoreita (Pasanen ym. 2019). Tämä vaikuttaa puiden sopivuuteen eri lajien isäntäpuiksi. Kymmenen vuotta hakkuun jälkeen vanhalla lahoppuulla havaittiin vähemmän kääpälajeja kuin säästöpuista muodostuneella uudella lahoppuulla tai hakkuutähteillä (Suominen ym. 2019). Tutkimuksessa ei kuitenkaan standardoitu lajimäärää suhteessa eri lahoppuulaatujen tutkittuun tilavuuteen.

Luken käynnissä olevassa tutkimuksessa (METSÖ-seurantahanke) on selvitetty kääpä- ja lahoppuukovakuoriaislajistoa satunnaisesti valituilla talousmetsien uudistusaloilla, joissa lahoppuun määrä vaihtelee, 5–20 vuotta hakkuun jälkeen. Alustavien tulosten mukaan sekä kääpien että saproksyylikovakuoriaisten kokonaislajimäärä kullakin uudistusalalla riippui voimakkaasti järeän lahoppuun hehtaariohtaisesta tilavuudesta (Siitonen & Penttilä 2022). Myös uhanalaisten kääpälajien määrä uudistusaloilla riippui järeän lahoppuuston tilavuudesta. Uhanalaisen lajiston kannalta tutkituilla uudistusaloilla voitiin erottaa kaksi tärkeää, keskenään erilaista isäntäpuutyyppiä, joilla esiintyi kokonaan erilainen lajisto. Erityisesti uhanalaisen kääpälajiston kannalta tärkeä isäntäpuutyyppi olivat ennen hakkuuta kuolleet kuuset, jotka olivat olleet maapuita tai jotka oli säästetty hakkuussa pystyyn kuolleina puina ja jotka olivat kaatuneet myöhemmin. Toinen, sekä kääpä- että erityisesti kovakuoriaislajiston kannalta tärkeä isäntäpuutyyppi, olivat kuolleet haapasäästöpuut tai elävänä jätetyt haapasäästöpuut, jotka olivat kuolleet vasta hakkuun jälkeen.

Lahoppuun kokonaismäärä hakkuun jälkeen vaikuttaa saproksyylien lajimäärään enemmän kuin hakkuutapa, joko avohakkuu säästöpuustolla tai jatkuvapeitteinen käsittely (Jokela ym. 2019, Pasanen ym. 2019). Tämä osoittaa, että tärkeiden rakennepiirteiden säästämiseen tulee kiinnittää huomiota niin jatkuvapeitteisessä kuin jaksollisessakin metsänkäsittelyssä.

6.2.2. Elävien säästöpuiden jättäminen uudistusaloille

Säästöpuuston monimuotoisuusvaikutuksia käsitellään tarkemmin Luvussa 5 (Elävä säästöpuusto). Säästöpuiden avulla on tarkoitus sekä lisätä vanhojen ylispuiden että järeän lahoppuun määrää. Kun säästöpuut aikanaan kuolevat, ne tuottavat uutta järeää lahoppuuta läpi metsikön kiertoajan.

Säästöpuiden säilymisestä, järeytymisestä ja pitkän aikavälin kuolleisuudesta keskimääräisillä talousmetsien uudistusaloilla ei ole tehty seurantatutkimuksia pohjoismaissa. Koejärjestelyistä on kuitenkin saatavissa kuolleisuutta koskevia tietoja. FIRE-hanke on laajin Suomessa tehty tutkimus, jossa on selvitetty säästöpuiden kuolleisuutta. Hankkeen koealoilla seurattiin lähes 3000 säästöpuun kuolleisuutta ja säilymistä 10 vuoden jakson aikana. Eläviä säästöpuita oli jätetty koealoille joko 10 m³/ha tai 50 m³/ha – siis selvästi suurempia määriä kuin keskimääräisillä uudistusaloilla – ja puolet koealoista kulotettiin. Seurantajaksoilla 95 % poltettujen koealojen ja 32 % polttamattomien koealojen säästöpuista kuoli. Puiden kuolleisuusriski riippui puulajista ja läpimitasta siten, että männyllä ja koivulla läpimitan kasvu vähensi kuolleisuusriskiä, kun taas kuusella isojen puiden kaatumisriski oli suurempi kuin pienten puiden (Hämäläinen ym. 2016). Polttamattomilla koealoilla puiden kuolleisuus pysyi varsin tasaisena 10 vuoden seurantajakson aikana (Heikkala ym. 2014).

Säästöpuiden pitkällä aikavälillä tuottamaa lahoppuun määrää voidaan arvioida mallittamalla varsin yksinkertaisten oletusten avulla. Pitkällä aikavälillä säästöpuiden kuolleisuuden tuottaman lahoppuun keskimääräinen vuotuinen tilavuus on suorassa suhteessa säästöpuuston tilavuuteen (Santaniello ym. 2017). Esimerkiksi noin 50 järeän säästöpuun (elävän tai kaulatun) jättäminen tuotti keskimäärin noin 1 m³/ha lahoppuuta vuodessa mäntyvaltaisissa metsissä Etelä-Ruotsissa (Santaniello ym. 2017). Kuolleet puut häviävät lahoamalla, ja niiden lahoamisnopeutta voidaan samoin arvioida yksinkertaisen lahoamismallin avulla. Puiden keskimääräisestä kuolleisuusnopeudesta ja lahoamisnopeudesta muodostuu pitkällä aikavälillä lahoppuun nk. tasapainotilavuus (Siitonen 2001). Jos säästöpuita jätetään 5 m³/ha kaikille uudistusaloille, niistä muodostuu pitkällä aikavälillä keskimäärin 1,7 m³/ha lahoppuuta. Jättämällä 10 m³/ha säästöpuita lahoppuun tilavuudeksi muodostuu vastaavasti 3,3 m³/ha, ja jättämällä 30 m³/ha säästöpuita lahoppuun tilavuudeksi muodostuu 10 m³/ha (Keto-Tokoi ym. 2021).

Säästöpuusto yhdistettynä polttoon lisää voimakkaasti uhanalaisten ja harvinaisten saproksyylikovakuoriaisten lajimäärää ja yksilömääriä (paikallispopulaatioiden kokoa) kulotetuilla uudistusaloilla (Hyvärinen ym. 2005, 2006, 2009, Toivanen & Kotiaho 2007a, 2007b). Poltettujen ja polttamattomien uudistusalojen lajirikkaus eroaa sitä enemmän, mitä enemmän kohteille on jätetty säästöpuustoja (Toivanen & Kotiaho 2007b). Polton seurauksena säästöpuita kuolee, mikä lisää nopeasti lahoppuun määrää kulotetuilla aloilla. Poltettujen säästöpuuhakkuiden lajimäärä pysyi korkeampana kuin polttamattomien noin 15 vuoden jakson ajan (Toivanen & Kotiaho 2007b), mutta toisessa tutkimuksessa laske hakkuuta edeltäneelle tasolle jo kymmenessä vuodessa (Heikkala ym. 2016a). Tämä koski myös uhanalaista lajistoa.

Säästöpuuston sekä säästöpuuston ja polton yhdysvaikutukset kääpälaajistoon ovat selvästi pitkävaikutteisempia kuin vaikutukset hyönteislajistoon. Kääpien kokonaislajimäärä kuolleilla säästöpuilla oli suurimmillaan kymmenen vuoden seurantajakson lopussa, ja uhanalaisia lajeja ei yleensä löytynyt ennen kuin kymmenen vuotta hakkuusta (Suominen ym. 2015). Runsaslahoppuustoisella polttokohteella uhanalaisten kääpälaajien määrä lisääntyi vasta yli kymmenen vuoden kuluttua ja oli edelleen korkea yli 20 vuotta poltosta (Penttilä ym. 2013).

Kuolleiden haapasäästöpuiden on osoitettu olevan erityisen tärkeitä uhanalaisille kovakuoriais- ja kääpälajeille useissa tutkimuksissa (Martikainen 2001, Sverdrup-Thygeson & Ims 2002, Junninen ym. 2007, Runnel ym. 2013). Koska kaikilla puulajeilla on kuitenkin omaa, niille erikoistunutta saproksyyllilajistoaan (Keto-Tokoi & Siitonen 2021), on tärkeää jättää kaikkien puulajien puuta säästöpuiksi. Koska jokaisella hakkuuaukealla ei voida ylläpitää vaateliaille lajeille riittävää määrää säästöpuita kaikista puulajeista, on järkevämpää keskittää säästöpuupanostus kullakin uudistusosalalla ja alueella riittävän runsaina esiintyviin puulajeihin (Rubene ym. 2014).

Esimerkiksi mäntyvaltaisilla kankailla säästöpuut voivat olla mäntyjä, ja mikäli haapoja on vähän, säästettävät lehtipuut voivat olla koivuja ja muita lehtipuita.

6.2.3. Luontokohteet ja lahopuu

Metsälakikohteiden edellytetään olevan luonnontilaisia tai luonnontilaisen kaltaisia, ja myös muut arvokkaat luontokohteet ovat yleensä puustoltaan luonnontilaisempia kuin tavanomainen talousmetsä. Metsälakikohteissa lahoppuun määrä ja diversiteetti ovat korkeampia kuin varttuneissa talousmetsissä keskimäärin (Siitonen ym. 2009). Tästä syystä metsälakikohteissa kääpien lajimäärä on korkeampi kuin varttuneissa talousmetsissä keskimäärin (Junninen & Kouki 2006, Hottola & Siitonen 2008). Tämä koskee todennäköisesti myös muita saproksyyli-lajiryhmiä.

Jos luontokohteiden puuston annetaan kehittyä kokonaan ilman käsittelyitä, lahoppuuston määrä lisääntyy itseharvenemisen ja luontaisten häiriöiden kautta. Puuston kuolleisuudesta ja lahoppuun määrän kehittymisestä luontokohteilla on joitain koejärjestelyihin perustuvia seurantatutkimuksia. Tuulenskaatokuusien muodostumista metsälakipuronvarsissa seurattiin tutkimuksessa, jossa puron varteen oli jätetty joko 15 tai 30 metriä leveä käsittelemätön tai poimintahakattu vyöhyke. Kahdentoista vuoden seurantajakson aikana keskimäärin 4–16 % kuusista kaatui käsittelystä riippuen (Mäenpää ym. 2020). Puuston kuolleisuus oli keskimäärin suurinta kapeaksi rajatuissa ja poimintahakatuissa kohteissa ja pienintä leveäksi rajatuissa ja käsittelemättömissä kohteissa. Toisessa tutkimuksessa, jossa hakkuussa säästettiin kooltaan 0,1–0,5 ha kosteat, kuusivaltaiset painanteet (luonnonhoidon seurannassa arvokas elinympäristö, pienkosteikko), kuusten kuolleisuus oli keskimäärin noin 50 % jo kolmessa vuodessa (Hautala & Vanha-Majamaa 2006). Puuston kuolleisuus on todennäköisesti kuitenkin suurinta heti hakkuun jälkeen, ja pidemmällä aikavälillä se todennäköisesti pienenee (Jönsson ym. 2007). Lahoppuun määrän lisääntyminen on saproksyyli-lajiston kannalta hyödyllistä, mutta voimakas puuston kuolleisuus voi toisaalta vaarantaa luontokohteiden muun lajiston säilymisen.

Luontokohteiden kehittymisen kohti luonnontilaa on arveltu lisäävän ajan mittaan niiden lajimäärää ja uhanalaisten lajien esiintymistä. Toisaalta voidaan olettaa, että uhanalaisten ja vaartelioiden lajien paikallispopulaatioilla pienissä luontokohteissa on suuri häviämiskahva, mistä syystä uhanalaisten lajien esiintymistodennäköisyys luontokohteissa saattaisi laskea (esim. Hanski 2008). Käpälajien pitkän aikavälin kolonisaatio-häviämisdynamiikkaa luontokohteilla selvitettiin tutkimuksessa, jossa aiemmin inventoiduilta kohteilta inventoitiin lajisto uudestaan 9–16 vuoden jakson kuluttua (Moor ym. 2021). Kun tunnettiin lajien häviämisenopeus asutuista laikuista ja toisaalta aiemmin tyhjien laikkujen asutusnopeus, lajien pitkän aikavälin esiintymistä voitiin mallittaa. Tulosten perusteella asuttujen laikkujen ennustettu osuus kasvoi pitkällä aikavälillä myös kaikilla mallitetuilla uhanalaisilla lajeilla.

6.2.4. Tekopökköiden katkaiseminen elävistä puista uudistus- ja harvennushakkuiden yhteydessä

Tekopökköiden lajistovaikutuksista on tehty runsaasti tutkimuksia erityisesti Ruotsissa. Uudistushakkuille jätettyjen tekopökköiden on osoitettu olevan toimiva ja hyödyllinen luonnonhoitokeino erityisesti lahoppuella elävän kovakuoriaislajiston kannalta. Tekopökköissä elävään lajistoon voivat vaikuttaa puulaji, pökköiden läpimitta, pökköiden ikä sekä ympäristön paahteisuus-varjoisuus.

Kaikkien näiden tekijöiden vaikutuksia selvitettiin ruotsalaisessa tutkimuksessa, jossa tekopökköissä lisääntyvää kovakuoriaislajistoa selvitettiin kasvatusten avulla seitsemän vuoden

seurantajakson aikana (Lindhe & Lindelöw 2004). Noin 60 % kaikista tutkimusalueella tavatuista, lahoppuulla elävistä kovakuoriaislajeista käytti tekopötkkelöitä lisääntymiseensä. Eri puulajien (kuusi, koivu, haapa ja tammi) tekopötkkelöissä kehittyi suureksi osaksi erilainen lajisto; puulajeille yhteisten lajien osuus vaihteli noin 40–60 %:n välillä. Eniten uhanalaisia lajeja tavattiin haapatekopötkkelöistä. Uhanalaisten lajien määrä oli haavalla suurimmillaan 3–4 vuotta hakkuusta, muilla puulajeilla vasta tutkimusjakson lopussa seitsemän vuotta hakkuusta. Noin kaksi kolmasosaa lajeista suosi paahteessa tai puolivarjossa olevia pötkkelöitä ja noin yksi kolmasosa varjossa olevia pötkkelöitä (Lindhe ym. 2005). Läpimitta vaikutti lajimäärään vähemmän kuin varjoisuus, ja suunnilleen sama määrä lajeja suosi keskiläpimittaisia ja järeitä tekopötkkelöitä.

Toisessa ruotsalaistutkimuksessa verrattiin eri ikäisissä koivu- ja haapatekopötkkelöissä esiintyvää kovakuoriaislajistoa luonnonpötkkelöissä esiintyvään lajistoon (Jonsell ym. 2004). Koivutekopötkkelöiden kokonaislajimäärä ei eronnut merkitsevästi haapatekopötkkelöiden kokonaislajimäärästä; myöskään uhanalaisten lajien määrä ei eronnut näiden kahden puulajin välillä. Luonnonpötkkelöiden lajimäärä oli hiukan korkeampi kuin tekopötkkelöiden, ja myös lajiston koostumuksessa oli eroja. Monet lajit ja myös useat uhanalaiset lajit kuitenkin suosivat tekopötkkelöitä.

Uudistushakkuiden ohella tekopötkkelöitä voidaan tehdä harvennushakkuissa. Harvennuspötkkelöissä esiintyvistä lajistosta on toistaiseksi vain yksi pohjoismainen tutkimus (Lindbladh & Abrahamsson 2008). Tässä tutkimuksessa verrattiin yksi ja kolme vuotta vanhoissa tekopötkkelöissä esiintyvää kovakuoriaislajistoa ensiharvennusmetsissä, harvennusmetsissä ja uudistushakkuilla. Tulosten mukaan tekopötkkelöiden lajirikkaus ei eronnut näiden käsittelyiden välillä, mutta lajikoostumuksessa oli eroja. Tutkimuksen heikkoutena voidaan pitää sitä, että tutkitut tekopötkkelöt olivat kaikki tuoreita ja näytekoko oli varsin pieni. Tutkimuksessa havaitut lajit olivat yleisiä lajeja, jotka tulevat toimeen monenlaisilla isäntäpuilla.

Tekopötkkelöiden merkitystä pitää myös tarkastella suhteessa muihin talousmetsämaisemassa saatavilla oleviin lahoppuuresursseihin. Erityisesti tekopötkkelöiden lajistoa olisi tarpeen verrata tavallisten hakkuukantojen lajistoon, joiden määrä harvennushakkuissa on monikymmenkertainen ja uudistushakkuussa jopa monisatakertainen (ellei kantoja ole korjattu) tekopötkkelöiden määrään verrattuna. Myös tekopötkkelöiden ja hakkuukantojen kovakuoriaislajistoa on verrattu ruotsalaisissa tutkimuksissa. Yksi ja kolme vuotta vanhoissa tekopötkkelöissä lajimäärä oli merkitsevästi suurempi kuin saman ikäisissä hakkuukannoissa (Abrahamsson & Lindbladh 2006). Monet runsaammista lajeista suosivat joko tekopötkkelöitä tai hakkuukantoja. Toisessa tutkimuksessa selvitettiin yhden vuoden ikäisissä tekopötkkelöissä ja hakkuukannoissa esiintyvää kovakuoriais- ja loispistiäislajistoa (Hedgren 2007). Valtaosa lajeista tavattiin molemmista isäntäpuutyypeistä, mutta loispistiäisiä kuoriutui enemmän tekopötkkelöiden yläosista.

Kahdessa tutkimuksessa on selvitetty tekopötkkelöiden merkitystä lahoppukovakuoriaisten populaatioiden koon kannalta. Ruotsissa uhanalaiseksi luokitellun isopehkiäisen (*Peltis grossa*) merkittävimmäksi lisääntymispaikaksi maisematasolla osoittautuivat kuusitekopötkkelöt (Djupström ym. 2012). Toisessa tutkimuksessa 29 lahoppukovakuoriaislajista yhdelle (kääpiälaji *Hadreule elongatula*) tekopötkkelöt olivat merkittävin lisääntymispaikka (Schroeder ym. 2006).

Lahottajasienille maapuut ovat yleensä tärkein kasvualusta. Tekopötkkelöt ovat tyviosiaan lukuun ottamatta useimmille sienille liian kuiva ja kosteusoloiltaan vaihteleva kasvualusta maapuihin verrattuna. Tästä syystä tekopötkkelöillä esiintyy lähinnä tavallista, monenlaisilla kasvualustoilla kasvavaa lahottajasienilajistoa (Lindhe ym. 2004, Pasanen ym. 2019).

6.2.5. Säästöpuuryhmien poltto

Säästöpuuryhmien poltto kasaamalla hakkuutähteitä säästöpuuryhmiin ja polttamalla ne keväällä maan ollessa vielä märkää ja ennen metsäpalariskiä on eräiden metsäalan toimijoiden pilotoima luonnonhoitokeino (katso Luku 9 [Kulutus]). Tällä tavoin saadaan aikaan sekä lahoppukeskittymiä että pienialaisia paloalueita. Poltetuissa säästöpuuryhmissä palon ankaruutta ja puuston kuolleisuutta voidaan säädellä hakkuutähteiden määrän avulla. Poltetuissa säästöpuuryhmissä esiintyvää lajistoa ja tämän toimenpiteen potentiaalista merkitystä erityisesti paloista riippuvaisille lajeille tai yleisesti ottaen lahoppuusta riippuvaisille lajeille ei ole selvitetty.

6.3. Lahoppuusuositukset

Olemassa olevan lahoppuuston säästäminen hakkuussa on määrittäen merkittävin ja luultavasti myös kustannusvaikuttavin keino ylläpitää lahoppuun tilavuutta talousmetsissä. Uudistushakkuu ja maanmuokkaus tuhoavat pääosan varsinkin maalahoppuustosta. Myös energiapuun korjuu vaikuttaa lahoppumääriin haitallisesti (Ranius ym. 2014a). Säästynyt lahoppuusto on merkittävä resurssi lukuisille uhanalaisille lajeille, mistä syystä tätä lajistoa tavataan myös uudistusaloilta. Erityisen merkittävä tekijä tästä näkökulmasta on luonnonlahoppuun suuri heterogeenisuus verrattuna ihmisen tuottamaan lahoppuuhun.

Hakkuun jälkeinen lahoppumäärä vaikuttaa saproksyylien lajimäärään enemmän kuin hakkuutapa (jaksollinen tai jatkuvapeitteinen kasvatus).

Elävät säästöpuut tulevat aikanaan osaksi lahoppuujatkumoa; kun säästetään esimerkiksi 30 m³/ha säästöpuuta, lahoppuun tilavuudeksi pitkällä aikavälillä muodostuu pelkästään näistä säästöpuista 10 m³/ha.

Luontokohteiden rajaaminen käsittelyiden ulkopuolelle lisää pitkällä aikavälillä niiden lahoppumäärää, mikäli niihin ei kohdistu metsänhoitotoimia.

Uudistushakkuille jätetyt tekopötkelöt hyödyttävät erityisesti lahoppuulla elävää kovakuoriaislajistoa. Eri puulajeilla elää omaa lajistoaan, ja myös tekopötkelön ikä, varjostus ja järeyys vaikuttavat saproksyyllilajiston koostumukseen.

Lahoppuun määrää voidaan nostaa myös polttamalla säästöpuuryhmiä tai kulottamalla säästöpuustoisia uudistusaloja. Muita keinoja ovat lisäksi kiertoajan pidentäminen ja harvennushakuiden vähentäminen (esim. Tikkanen ym. 2007, Jönsson ym. 2010, Felton ym. 2017).

Luonnonhäiriökohteiden, kuten metsäpalo- ja myrskynkaatoalojen, säästämisen tukikeinoja metsänomistajille voidaan kehittää niin, että kohteiden säästäminen olisi metsänomistajalle kannattavampaa kuin niillä syntyneen, metsäteollisuudelle muutoin kelpaamattoman tuho puuston myynti alhaiseen hintaan haketettavaksi energiapuuna.

7. Lehtipuut ja sekapuustoisuus

7.1. Lehtipuiden ja sekapuustoisuuden merkitys monimuotoisuuden ylläpidossa

Metsäpalot ovat olleet luonnontilassa tärkein metsien rakenteelliseen monimuotoisuuteen vaikuttanut tekijä, ja metsäpalojen jälkeen syntyneet lehti- ja lehtisekametsät ovat olleet yleisiä. Nykykäsityksen mukaan luonnontilassa metsistä 50–95 % on ollut vähintään 150-vuotiaita (Berglund & Kuuluvainen 2021). Näissä metsissä on ollut kasvupaikkatyyppistä riippuen runsaastikin vanhoja lehtipuita, ja nuoremmissa alle 150-vuotiaissa metsissä lehtipuiden määrä on ollut erityisen suuri, mikä on ylläpitänyt niissä suurta lajimäärää (Esseen ym. 1997).

Palojen vähennettyä lähes olemattomiin (katso Luku 9 [Kulutus]) metsäpalojen seurauksena syntyneet lehtipuumetsät ovat lähes hävinneet. Samaan suuntaan ovat vaikuttaneet metsätalouuskäytännöt, jotka määräävät metsissä kasvatettavien puulajien valikoiman. Käytännössä talousmetsien puulajivalikoima ja puulajisuhteet määräytyvät metsän uudistus- ja kasvatusketjujen tuloksena, ja nykyään myös lisääntyneet energiapuuharvennukset vähentävät lehtipuiden määrää.

Suomen lajien uhanalaisuuden arvioinnin mukaan lehtipuiden väheneminen ja lehtojen kuusettuminen on yksi taantumisen syy 27 %:lle uhanalaisista ja silmälläpidettävistä metsälajeista (426 lajille 1 587 lajista) ja yhtenä tulevaisuudessa vaikuttavana uhkatekijänä 28 %:lle näistä lajeista (Hyvärinen ym. 2019). Metsäluontotyyppien uhanalaistumisen syynä metsien puulajisuhteiden muutokset on painoarvoltaan kolmanneksi merkittävin uhanalaistumisen syy laho- puun vähenemisen sekä vanhojen metsien ja vanhojen, järeiden puuyksilöiden vähenemisen jälkeen. Lisäksi lehtipuuston uudistumiseen vaikuttava voimakas laidunnuspaine on viidenneksi merkittävin uhanalaistumisen syy (Kouki ym. 2018a, ks. myös Taulukko 13 julkaisussa Punttila 2020a).

Valtakunnan metsien inventoinnin (VMI) mukaan lehtipuuston määrä on lisääntynyt viimeisen sadan vuoden aikana samalla tavoin kuin puuston kokonaistilavuuskin, ja kokonaispuuston määrä on tuoreimman inventoinnin (VMI12, 2014–2018) mukaan 1,7-kertainen ensimmäiseen (VMI1, 1921–1924) inventointiin nähden (Korhonen ym. 2021). Lehtipuuston osuus puuston tilavuudesta ei ole vaihdellut kovin paljoa, vaan se on ollut noin 20 %:n molemmin puolin koko VMI:n mittaushistorian ajan, ollen suurimmillaan kolmen ensimmäisen inventoinnin aikoihin (VMI1–3) eli 1950-luvun alkuun asti ja pienimmillään VMI6–8:n aikoihin eli 1970–1980-luvuilla (Luonnonvarakeskuksen metsätilastot, <https://www.luke.fi/fi/tilastot>). Myös järeiden (≥ 40 cm) puiden määrä on kasvanut huomattavasti: VMI1:n mukaan järeitä puita oli 16,6 miljoonaa runkoa, ja VMI11:n mukaan 70,6 miljoonaa runkoa. Järeiden puiden määrä on siis yli nelinkertaistunut, ja järeiden lehtipuiden kehitys on ollut samanlainen. Myös niiden määrä on samassa ajassa yli nelinkertaistunut 2,0 miljoonasta rungosta 8,3 miljoonaan runkoon (Henttonen ym. 2019). Valtakunnan metsien inventointiaineistojen pohjalta on selvitetty myös vanhojen puiden määrän kehitystä 1970-luvulta (VMI6) 2010-luvulle (VMI11). Vanhojen (≥ 150 -vuotiaiden, rinnankorkeuslähimitaltaan ≥ 4 cm) puiden kokonaismäärä on vähentynyt noin 3 % (828,7 miljoonasta 800,3 miljoonaan runkoon), mutta vanhojen lehtipuiden määrä on vähentynyt paljon voimakkaammin, noin 35 % (157,9 miljoonasta rungosta 102,3 miljoonaan runkoon; Henttonen ym. 2019). Järeiden (≥ 40 cm) ja samaan aikaan vanhojen (vähintään 150-vuotiaiden) puiden tiheys on kasvanut kaikilla metsäkasvillisuusvyöhykkeillä 1970-luvulta, ja on VMI11:n mukaan koko maassa keskimäärin 1,0 puuta hehtaarilla (Henttonen ym. 2019). Suhteellisesti

voimakkainta kasvu on ollut eteläborealisella vyöhykkeellä, jossa vanhojen, järeiden puiden tiheys on kymmenkertaistunut 0,06 puusta 0,61 puuhun hehtaarilla. Lehtipuiden osuus näistä vanhoista, järeistä puista on kuitenkin ollut ja on edelleen häviävän pieni kaikilla metsäkasvillisuusvyöhykkeillä sekä 1970-luvun että 2010-luvun tulosten mukaan (Henttonen ym. 2019). Vanhoissa luonnonmetsissä järeitä puita on yleensä noin 20–60 kappaletta hehtaarilla eli vähintään 50-kertainen määrä (Linder & Östlund 1998, Siitonen ym. 2000, Nilsson ym. 2002, Lilja & Kuuluvainen 2005).

Lehtipuista riippuvaiset taantuneet ja uhanalaistuneet lajit ovat nimenomaan vanhoista, elävistä lehtipuista ja järeistä lehtilahopuusta riippuvaisia lajeja (Hyvärinen ym. 2019, Huuskonen ym. 2021). Näin ollen uhanalaisten lehtipuusta riippuvaisten lajien kannanmuutokset riippuvat ennen kaikkea siitä, annetaanko lehtipuiden tulevaisuudessa ikääntyä ja järeytyä ja edelleen muodostaa järeää lehtilahopuuta, mikä onkin yksi talousmetsien luonnonhoidon tärkeimmistä tehtävistä. Mallinnustutkimuksen mukaan luonnonhoitokäytäntöjen vertailussa (luontokohteet vanhaa puustoa painottaen vs. yksittäiset säästöpuut tai säästöpuuryhmät) yli 50 vuoden aikavälillä runsas lehtisäästöpuiden jättäminen on ainoa keino lisätä järeiden lehtipuiden määrää talousmetsissä lajiston kannalta riittävän tehokkaasti (Roberge ym. 2015).

Uhanalaistumiskehitys on tärkein perustelu sille, että sekä talousmetsien luonnonhoitosuosituksissa että metsäsertifiointistandardeissa vanhojen, järeiden lehtipuiden säästäminen on esitetty tärkeänä luonnonhoitokeinona 1990-luvulta lähtien. Lisäksi lehtipuusekoituksen ja sekapuustoisuuden suosiminen tai edistäminen nähdään nykyään keinona metsätalouden sopeuttamisessa ilmastonmuutokseen, ja se myös parantaa taloudellista kannattavuutta rehevillä paikoilla, vähentää hyönteis- ja sienituhojen riskiä verrattuna yhden puulajin metsikköön, sekä vähentää markkinariskiä, kun samasta metsiköstä voidaan korjata eri puutavaralajeja. Sekapuustoisuudella on lisäksi maisemallista arvoa, lehtikarikeri vähentää maan happamuutta ja vaikuttaa myönteisesti metsien terveyteen ja ravinnekiertoon, ja myös luonnon- ja riistanhoitoa painotavassa metsänhoidossa lehtipuusekoituksen ja sekapuustoisuuden suosiminen on erityisen tärkeällä sijalla. (Felton ym. 2016, Äijälä ym. 2019, Huuskonen ym. 2021.) Metsänhoidon suosituksissa onkin jo pitkään suositeltu vähintään 10 % lehtipuusekoituksen ylläpitoa havupuuvälisissä talousmetsissä, ja luonnon- ja riistanhoitoa painotettaessa 20–30 % lehtipuusekoitusta tai sekapuuston osuutta. Kuitenkaan Suomessa yli 90 %:ssa talousmetsistä käytössä olevassa PEFC-metsäsertifioinnin kriteeristössä ei määrällistä lehtipuukriteeriä ole ollut, ja pienemmällä pinta-alalla (noin 10 % Suomen talousmetsän pinta-alasta) käytössä olevassa FSC-metsäsertifioinnin kriteeristössä on ollut 10 % lehtipuusoisuuden vaatimus, mikä ei poikkea metsänhoitosuositusten esittämästä perustasosta.

Kustannusvaikuttavia keinoja metsäluonnon monimuotoisuuden köyhtymisen pysäyttämiseksi selvittäneessä hankkeessa (Kärkkäinen ym. 2021) lehtipuustosta riippuvaisen uhanalaistuneen lajiston tilanteen parantamiseksi esitettiin seuraavat keinot: (1) luontaisen sukkessiodynamiikan ylläpito suojelualueiden ennallistamisella, (2) lehtipuuden osuuden kasvattaminen talousmetsien puustossa välttämällä lehtipuuden poistoa harvennuksissa ja energiapuuhakkuissa sekä (3) lehtipuuden suosiminen säästöpuina. Lisäksi (4) lehtipuuden uudistumisen turvaamiseksi keskeistä on hirvieläinkantojen pitäminen riittävän alhaisella tasolla ja (5) metsäluontotyyppien ekologisen laadun ylläpitäminen ja parantaminen luonnonhoidon avulla, kuten kuusettumisen ehkäiseminen arvokkaan jalopuumetsän tai muun lehtimetsän ylläpitämiseksi.

7.2. Lehtipuista riippuvaisen lajiston huomioiminen metsätaloudessa

Lehtipuuston ja etenkin jalopuiden suosiminen lisää sekä monimuotoisuutta että edistää sopeutumista ilmastonmuutokseen. Lajien uhanalaisuuden arvioinnissa on jo nyt havaittu, että suuri osa myönteistä kehitystä osoittaneista lajeista on pääasiassa eteläisiä ja lounaisia lehtimetsien jalopuihin sitoutuneita hyönteislajeja, erityisesti perhosia ja kovakuoriaisia, joiden yleistymisen ilmeinen syy on ilmaston lämpeneminen (Hyvärinen ym. 2019).

Koska lehtipuista riippuvaiset, taantuneet ja uhanalaistuneet lajit ovat usein nimenomaan vanhojen, elävien puiden ja järeiden lahopuiden lajeja (katso Luku 6 [Lahopuu]), myös talousmetsien luonnonhoidossa on syytä keskittyä näihin. Esimerkiksi haavan varassa elävät herbivorilajit on uhanalaisarvioinnissa arvioitu yleisesti elinvoimaisiksi, mutta taantuneet ja uhanalaistuneet haavan lajit ovat vanhojen puiden rungoilla eläviä epifyytilajeja ja lahoppuulla eläviä lajeja (Siitonen 1999).

Pykälän (2019) tutkimuskatsauksen mukaan Suomen jäkälälajistosta kolmannes (545 lajia, 32 % kaikista lajeista) on epifyytilajeja, jotka elävät pääasiassa tai ainoastaan puiden kaarnalla tai puuaineksella. Valtaosa epifyyteistä kasvaa elävien puiden kaarnalla, ja suuri osa vain vanhoilla puilla. Useimmat uhanalaiset epifyytilajit elävät vanhoilla puilla (Pykälä 2019). Koska puuyksilöiden elinikä on rajallinen, vanhoilla puilla elävien epifyytilajien esiintymisen mahdollinen aikaikkunakin on rajallinen, ja näiden lajien on pystyttävä leviämään uusille vanhoille puille vähintään samaa vauhtia kuin vanhat kasvualustapuut kuolevat, jotta lajin paikallispopulaatio ei häviäisi. Tällaisten lajien populaatioita kutsutaan laikkuja jäljittäviksi metapopulaatioiksi (patch-tracking metapopulation; Snäll ym. 2003). Täten näiden lajien turvaamiseksi ei riitä se, että niille juuri tällä hetkellä sopivat puut säästetään, vaan populaatioiden pitkän aikavälin säilymisen turvaamiseksi on huolehdittava myös siitä, että lähialueilla pääsee varttumaan riittävästi uusia samojen puulajien vanhoja yksilöitä ennen edellisten kuolemista. Hirvieläinten voimakkaasti kasvaneet kannat heikentävät lehtipuiden uudistumista, ja voimakas laidunnuspaine heikentää siten näistä puulajeista riippuvaisen lajiston menestymistä entisestään (Punntila 2020a, Kunttu ym. 2021). Suojelualueiden merkitys vanhoista lehtipuista riippuvaisen lajiston säilyttämisessä voi vähentyä, kun olemassa olevat vanhat puut kuolevat ja hirvieläinten laidunnus estää uudistumisen. Tämä voi vaikuttaa myös talousmetsien lajistoon, jos suojelualueet eivät enää tulevaisuudessa toimi tämän vaateliaan lajiston lähdealueina (Kouki ym. 2004, Latva-Karjanmaa ym. 2007, Junninen 2012, Hardenbol ym. 2020, Korhonen ym. 2020). Avohakkuun jälkeen lehtipuusto uudistuu usein voimakkaasti, ja lehtipuuston jatkuva uudistuminen ja tulevaisuuden vanhojen puiden muodostuminen on mahdollista turvata talousmetsissä, mikä kuitenkin edellyttää riittävän lehtipuusekoituksen säästämistä kaikissa käsittelyvaiheissa sekä hirvieläinkantojen säätelyä (katso Luku 7.3 [Hirvieläinten laidunnus ja lehtipuiden uudistuminen]).

Pääosa useimpien epifyyttijäkälälajien populaatioista kasvaa vain yhdellä tai muutamalla puulajilla, ja yleensä lehtipuut ovat vaateliaille lajeille tärkeämpiä kuin havupuut. Uhanalaisia jäkäläitä kuitenkin esiintyy kaikilla puulajeilla, kunhan puut ovat riittävän vanhoja (Pykälä 2019). Haapa ja raita ovat vanhan metsän uhanalaisille epifyyttijäkälälajeille tärkeimmät puulajit (Kuusinen 1994a, 1996a), ja haavalla on monia erityisesti juuri sillä kasvavia lajeja (Kuusinen 1996b). Yleisistä puulajeista myös pihlajalla on suuri merkitys epifyytilajiston kannalta (Kuusinen 1994b).

Yleisesti ottaen lehtipuuvallaiset metsän sukkessiovaiheet ovat hyvin lajirunsaita (Esseen ym. 1997). Esimerkiksi tavanomaisia kangasmetsiä lehtipuustoisempien puronvarsien (Siitonen ym. 2009, Tolonen ym. 2019) ja järvenrantametsien lahoppuusta riippuvaisten kääväkäläjien lajimäärä on runsaan lehtipuulajiston ansiosta korkeampi kuin verrokkina käytetyissä

talousmetsissä (Hottola & Siitonen 2008, Komonen ym. 2008). Samoin eteläsuomalaisissa koivuvaltaisissa metsissä havaittiin suuri joukko lehtipuusta riippuvaista kääväkälajistoa (Markkanen & Halme 2012). Lehtipuilla on erityinen merkitys myös pienvesien lajistolle (katso Luku 4 [Pienvedet]).

Siinä missä vanhat, elävät lehtipuut ja järeät lehtilahopuut ovat ensiarvoisen tärkeitä erityisesti taantuneelle ja uhanalaistuneelle epifyytti- ja lahoppulajistolle, jo pelkkä lehtipuusekoitus hyödyttää talousmetsien lajistoa tarjoamalla mikroympäristöjä, ravintoa sekä suoja- ja pesimäpaikkoja monille eliöryhmille aina karikkekerroksessa elävistä lajeista linnustoon ja riistalajeihin (esim. Koivula ym. 1999, Suominen ym. 2003, Lindén ym. 2014, Huuskonen ym. 2021; katso myös Cavard ym. 2011). Feltonin ym. (2010) kirjallisuusselvityksessä koivusekoituksen lisäämisestä viljelykuusikoihin tärkein päätelmä oli, että vaikka lehtipuusekoitus näyttää lisäävän monokulttuurikuusikoiden monimuotoisuutta joidenkin (muttei kaikkien) selvityksessä käsiteltyjen lajiryhmien kohdalla, uhanalaisten ja taantuneiden lajien tilanteen parantamiseksi tarvitaan myös muita muutoksia metsien rakenteeseen liittyvissä käsittelyissä – kiertoajan pituudessa, elävän ja kuolleen puun säästämässä ja harvennuksissa. Vastaavasti kirjallisuuskatsauksessa, jossa tarkasteltiin rantametsien rakenteen vaikutusta puroympäristöihin, havaittiin monilajisen, useista latvuserroksista koostuvan metsän tuottamien ekologisten hyötyjen olevan huomattavan suuret verrattuna rakenteeltaan tavanomaisiin talousmetsiin (Maher Hasselquist ym. 2021).

Riistalajeista sekametsäisyys on erityisen tärkeää metsäkanalinnuille, sillä mänty ja lehtipuut tarjoavat metsolle, teerelle, pyylle ja riekolle talviravintoa (esim. Miettinen 2011). Ne myös päästävät enemmän valoa metsän pohjalle ja parantavat näin varpukasvillisuuden elinoloja. Erityisesti tästä hyötty mustikka, joka on tärkeä ravintokasvi metsäkanalinnuille ja sitä ravintonaan käyttävälle runsaalle ja monimuotoiselle herbivorihyönteislajistolle, joka edelleen tarjoaa hyönteisravintoa kanalintupoikueille (Kvasnes & Storaas 2007). Valon pääsy metsän pohjalle edesauttaa monipuolisen pensas- ja alikasvoksen syntymistä. Kuusi puolestaan tarjoaa metsäkanalinnuille suojaa petojen saalistukselta (katso Luku 8 [Riistatiheiköt ja kerroksellisuus]). (Kärkkäinen ym. 2021.)

7.3. Hirvieläinten laidunnus ja lehtipuiden uudistuminen

Kasvinsyöjänisäkkäiden eli myyrien, jäniseläinten ja erityisesti hirvieläinten laidunnus on merkittävä lehtipuuston uudistumiseen vaikuttava tekijä. Se vaikeuttaa monien lehtipuiden, myös jalojen lehtipuiden, uudistumista (esim. Puntila 2005, Kunttu ym. 2021, Matala ym. 2021, Wall ym. 2021). Hirvi suosii ravintonaan erityisesti pihlajaa, haapaa ja raitaa (Heikkilä & Raulo 1987, Löyttyniemi & Lääperi 1988, Heikkilä 1997, Härkönen ym. 1998, Heikkilä ym. 2003). Hirvikannan ollessa korkea talviravintona suositut lehtipuulajit eivät pääse kasvamaan pensaskerrosta korkeammiksi talvilaidunmailla. Korkeiden hirvikantojen alueella lehtipuuston ylläpitäminen ja uudistaminen on siten vaikeaa (Angelstam ym. 2000). Hirvieläinkantojen alueellinen ja vuosien välinen vaihtelu ja siten ravintopuulajeihin kohdistuvan vaikutuksen voimakkuuden vaihtelu on kuitenkin suurta (Löyttyniemi & Lääperi 1988, Heikkilä 1997, Hirvivahinkotyöryhmä 2000, Tomppo & Joensuu 2003, Nikula ym. 2021). Siksi myös suosittujen ravintopuiden taimet ovat voineet päästä eri aikoina eri alueilla kasvamaan taimivaiheen lävitse alhaisen hirvieläinkannan vuosina. Hirvien tiedetään vaikuttavan haavan uudistumiseen hakkuiden jälkeen, koska hirvi syö haapaa erityisesti silloin, kun sitä on tarjolla vähän. Kun haapaa on paljon, hirvi käyttää eri ravintokasveja tasaisemmin ja täten hirvilaidunnus voi lisätä haavan esiintymisen laikuittaisuutta (Ericsson ym. 2001, Edenius ym. 2002). Myös vieraslaji valkohäntäpeura (valkohäntäkauris) syö talviravintonaan mäntyä, kuusta ja lehtipuita, ja suosii haapaa ja pihlajaa (Andersson &

Koivisto 1980). Sen talvikanta on kuusinkertaistunut 1980-luvun noin 20 000:sta vuoden 2020 ennätykseen, noin 120 000 eläimeen, ja lajin tiheimmät talvikannat ovat maan etelä- ja lounaisosissa (Aikio & Pusenius 2022). Myös metsäkauris käyttää lehtipuita talviravintonaan, ja myös sen kanta on kasvanut huomattavasti, 1980–1990-lukujen muutamista tuhansista yksilöistä 2020-luvun noin 70 000–80 000 yksilöön. Metsäkauriskanta on tihein Ahvenanmaalla, Lounais-Suomessa ja Uudellamaalla (Kunttu ym. 2021). Valkohäntäpeura- ja metsäkauristiheydet ovat siis korkeimmillaan alueella, joka on kaikkien uhanalaisten ja silmälläpidettävien lehtoluontotyyppien esiintymisen ydinaluetta (Kouki ym. 2018b). Laidunnuspaine onkin näiden luontotyyppien merkittävä tulevaisuuden uhkatekijä (Kouki ym. 2018a; katso myös Kunttu ym. 2021).

Hirvieläinten suoria ja epäsuoria haitallisia vaikutuksia metsien rakenteeseen ja monimuotoisuuteen ei käytännössä pystytä nopeasti vähentämään muuten kuin hirvieläinkannan säätelyn kautta. Käytännössä tämä tapahtuu pitämällä kannan koko riittävän alhaisena metsästyksen avulla (esim. Matala ym. 2021). Säätely on mahdollista myös suurpetojen avustuksella ja hirvieläinten talviruokintaa rajoittamalla. Esimerkiksi metsäkauriin ja valkohäntäpeuran vahvimilla alueilla niitä saalistavan ilveksen metsästyksellä olisi hyvä pitää vähäisenä. Toisaalta hirvieläinkantojen tuottavuutta ja yksilöiden selviämistä talvioloissa tuetaan merkittäväällä talviruokinnalla: esimerkiksi valkohäntäpeuran metsästäjät vievät vuosittain noin 17,6 miljoonaa kg lisäravintoa metsästyksessä käytetyille ruokintapaikoille (Pellikka ym. 2020). Ruokinnan vähentäminen pienentäisi hirvieläinkantojen tuottavuutta ja helpottaisi näin kantojen hallintaa. Lisäksi ruokinnan vähentäminen alentaisi siitä aiheutuvaa hirvieläinten keskittymistä sekä keskittymisen voimistamaa herbivoriaa ja metsätuho- ja eläintautiriskejä (Kauhala & Isomursu 2020).

Taloustmetsien luonnonhoidon kannalta tärkeä havainto on se, että kuolleiden puiden muodostamien rytöjen suojissa haavat voivat pystyä uudistumaan korkeasta hirvieläinkannoista huolimatta (de Chantal & Granström 2007). Täten isojen, kuolleista puista muodostuneiden rytöjen säästämistä saadaan suuri monimuotoisuushyöty, kun puiden säästäminen hyödyttää sekä välittömästi että tulevien vuosikymmenten ajan lahoppuun varassa elävää lajistoa, ja pidemmällä aikavälillä myös rydön suojissa uudistumaan pääsevien lehtipuiden varassa elävää lajistoa vielä yli sadan vuoden päästä. Tällaisista esimerkiksi myrskyjen tai metsäpalojen satunnaisesti synnyttämistä laajemmista kuolleen puun keskittymistä kannattaa muodostaa pysyvästi metsätaloustoimien ulkopuolelle jätettäviä luontokohteita.

7.4. Lehtipuusuositukset

Lehtipuustosta saatavat hyödyt monimuotoisuudelle kannattaa tuottaa siellä, missä siihen on parhaat edellytykset. Esimerkiksi runsashaapaisilla kohteilla kannattaa säästää mahdollisimman runsaasti vanhoja, eläviä haapoja ja kuollutta haapaa ja pyrkiä näin turvaamaan haapajatkumo – eri ikäisten elävien ja kuolleiden haapojen jatkuva esiintyminen – paikalla.

Kaikilla lehtipuulajeilla elää niille erikoistunutta lajistoa, joka voidaan turvata taloustmetsissä vain ylläpitämällä monilajista lehtipuustoa.

Lehtipuuston säästämässä tavoitteena on lisätä taloustmetsien vanhojen, elävien lehtipuiden sekä järeän, kuolleen lehtipuun määrää – juuri näiden rakennepiirteiden väheneminen on johtanut lehtipuulajiston taantumiseen ja uhanalaistumiseen. Uusien lehtipuiden syntyminen ja varttuminen on turvattava kaikissa vaiheissa metsää uudistettaessa, taimikonhoidossa ja harvennushakkuissa. Ylitiheät hirvieläinkannat ehkäisevät monilla alueilla lehtipuuston uudistumista. Tästä syystä hirvieläinkantojen alentaminen metsästyksellä on välttämätöntä. Paikallisesti suuri vaikutus voi olla myrskyjen tai metsäpalojen synnyttämien kuolleen puun

keskittymien rajaaminen luontokohteiksi, joissa hirvieläimet eivät mielellään laidunna ja uusi lehtipuusukupolvi voi päästä kehittymään.

Jatkuvan kasvatuksen piirissä olevissa metsissä järeimmät puut poistetaan poimintahakkuissa, lehtipuut eivät pysty uudistumaan ilman riittävän kokoisia aukkoja, eikä järeää lahoppuuta synny eri-ikäisrakenteisen kasvatuksen talousmetsiin sen enempää kuin tasarakenteisessakaan metsänkasvatuksessa, ellei asiaan kiinnitetä erikseen huomiota säästöpuukäytännöillä (Siitonen & Koivula 2022). Ilman näiden tekijöiden huomioimista vanhoja, eläviä lehtipuita ja järeää lehti-lahoppuuta vaativa lajisto ei hyödy jatkuvapeitteisestä metsänkasvatuksesta. Katso myös Luvut 5.5 (Jatkuvapeitteinen kasvatus) ja 6 (Lahopuu).

8. Riistatiheiköt ja kerroksellisuus

8.1. Metsätalouden keinot metsäkanalintujen ja muun lajiston huomioimiseksi

Tehokas metsänhoito avo- ja harvennushakkuineen vähentää metsäkanalintukantoja (Borchtschevski ym. 2003, Lande ym. 2014, Huhta ym. 2017). Jos hakkuut ovat vuosikymmenien ajan korkeimmalla puuntuotannollisesti kestäväällä tasolla, pudotus metsäkanalinnuille soveliaan elinympäristön määrässä voi olla yli 50 % (Haakana ym. 2020). Viimemainittu tutkimus perustui MELA-ohjelmalla laadituille metsätalouden eri intensiteettien skenaarioille. Pohja-aineistoina olivat Luonnonvarakeskuksen riistakolmioaineiston kanalintupoikuehavainnot sekä VMI-aineistosta saatu, kutakin havaintopistettä ympäröivän metsän puustorakenne. Tiedot yhdistämällä arvioitiin hakkuiden vaikutus kanalintupoikueiden esiintyvyyteen, ja simuloinnit perustuvat tähän arvioon. Tehostamalla luonnonhoitoa metsiemme riistalajien olosuhteita voitaisiin parantaa paljonkin talousmetsissä; tämä edellyttää tietoja siitä, millaisia näiden lajien kannalta parhaat ympäristöt ovat.

Puuston rakenteeltaan monipuolisissa metsissä on tarjolla runsaasti suojaa maanpinnan läheisyydessä sekä puuston tiheysvaihtelua, jotka hyödyttävät metsäkanalintuja ja useita muita lajeja. Harvennusten myötä metsikön puusto- ja pensaskerroksen rakenne tyypillisesti yksipuolistuu (Uttera ym. 1997, Lilja & Kuuluvainen 2005). Varsinkaan suurten mäntyjen tai koivujen latvukset eivät ulotu riittävän lähelle maanpintaa tarjotakseen suojaa maassa ruokaileville ja pesiville metsäkanalinnuille. Vastaava suojan tarve koskee todennäköisesti myös monia pedoilta suojaa tarvitsevia lajeja, kuten metsäjänistä ja muita maassa pesiviä lintulajeja (esim. Hiltunen ym. 2004). Kaavamaiset alaharvennukset ja ennakkoraivaus aiheuttavat suojan puutetta. Tätä kehityskulkua voidaan välttää hoitamalla alikasvosta eri tavoin, esimerkiksi säästämällä riistatiheikköjä (Miettinen 2011). Muita mahdollisia menetelmiä voivat olla jatkuvapeitteinen kasvatus ja pidemmät kiertoajat, väyläharvennus (Nuutinen ym. 2020, 2021) ja vyöhykeharvennus (Ovaskainen ym. 2021). Maailmalla on esitetty myös muita mahdollisia metsän rakennetta monipuolistavia vaihtoehtoja, kuten alikasvoksen säästäminen vaihtelevina tiheyksinä metsikön sisällä ("skips and gaps"; Brodie & Harrington 2020).

Riistatiheikköjen ja puuston eri-ikäisrakenteisuuden oletetaan hyödyttävän muutakin metsälajistoa ja ylläpitävän muita monikäyttöarvoja (esim. Silvennoinen 2013, Brodie & Harrington 2020). Samankaltaista rakenteellista monimuotoisuutta ja hyötyjä voivat tarjota myös puiden koko- ja lajikoostumuksen vaihtelu sekä vaihtelu puuston tilajärjestyksessä. Kaikkia näitä tekijöitä koskeva tutkimus on kuitenkin vielä melko vähäistä.

Suurempi latvusrakenteen vaihtelu nostaa useiden eliöryhmien yksilötiheyksiä ja lajimääriä (Gao ym. 2014, Maher Hasselquist ym. 2021). Puuston toiminnallinen monimuotoisuus kasvaa puiden laji- ja kokovaihtelun myötä; tämä monimuotoisuus on tärkeää metsälinnustolle esimerkiksi runsaamman saalislajiston ja pesäpaikkojen kannalta (Barbaro ym. 2019; katso myös Luku 7 [Lehtipuut ja sekapuustoisuus]). Rungas alikasvos on erityisen hyödyllistä metsälinnuille, mutta voi haitata joitakin metsäjäkälä (Klein ym. 2020).

8.2. Metsäkanalintujen suosimien metsäympäristöjen laatu

Soidinpaikallaan metson on havaittu suosivan kohtalaisen lyhyttä, keskimäärin 20–50 metrin horisontaalista näkyvyyttä (Valkeajärvi ja Ijäs 1986), mikä tarkoittaa kohtalaisen runsasta suoja-

maanpinnan läheisyydessä. Soitimien ja muiden elinympäristöjen osalta metson suosimien maisemaluokkien puuston määrän alaraja on tyypillisesti noin 50–60 kuutiota hehtaarilla (Miettinen ym. 2005, 2010, Rolstad ym. 2007, Sirkiä ym. 2010, 2011a, 2011b). Puuston tiheysvaihtelu on metsolle tärkeä metsän rakennetekijä (Rolstad 1989). Metsokukat oleskelevat usein sellaisten tiheikköjen reunaosissa, jotka rajautuvat pakenemiseen soveltuvaan avoimempaan maastoon (Rolstad & Wegge 1989, Helle ym. 1990, Gjerde 1991). Sen sijaan vähäinen suoja maanpinnan läheisyydessä voi lisätä metsäkanalintujen pesätappioita (Ludwig 2007).

Metsäkanalinnuistamme sekä pyy, teeri että metso suosivat pensaskerroksen ja alemman puustokerroksen tarjoamaa suojaa 0–5 metrin korkeudella maanpinnasta poikueympäristöinä, minkä lisäksi metso ja pyy suosivat poikuevaiheessaan korkeaa puuston latvuspeittoa (Melin ym. 2016, Klein ym. 2020). Lajien eroista kertoo se, että pyy viihtyy melko nuorissa ja tiheissä metsissä, metson suosiossa hieman avoimempia ja järeäpuustoisempia metsiä (Melin ym. 2020). Pyyntä suosiossa ovat harventamattomat keski-ikäiset ja vanhat metsät, joissa on 5–40 % lehtipuusekoitusta (etenkin leppää) ja runsas kenttäkerroskasvillisuus (Åberg ym. 2003). Metso taas selviytyy metsissä, joissa tehdään harvennuksia – isokokoisen linnun on helpompi lentää harvemmassa puustossa – ja joista löytyy keskivertometsää enemmän korpia, jotka ovat elintärkeitä metsopoikueiden ruokailumaastoja (Miettinen ym. 2010). Metsän ei välttämättä tarvitse olla puustoltaan erityisen vanhaa, vaan oleellista on tiettyjen rakennepiirteiden, kuten suojaavien puustorakenteiden, löytyminen (Miettinen ym. 2008, 2010, Miettinen 2011).

8.3. Luonnonhoito metsäkanalintujen elinympäristössä

Hakkuiden tiedetään vaikuttavan mustikan peittävyteen negatiivisesti (esim. Bergstedt & Milberg 2001), mikä vuorostaan heikentää metsäkanalintujen poikastuottoa (Kvasnes & Storaas 2007). Säästöpuusto tarjoaa mustikan tarvitsemää varjostusta, joten säästöpuuston jättäminen tai jatkuvapeitteinen metsänkasvatus on kanalintujen tukemiseksi hyödyllistä. Mustikan lisäksi säästöpuusto hyödyttää myös muita ohutlehtisiä, paahteisuudesta kärsiviä varpukasveja (esim. Vanha-Majamaa ym. 2017). Myös jatkuvapeitteisen kasvatuksen käyttö (Kvasnes & Storaas 2007) ja käytettävien kiertoaikojen pituus (Miina ym. 2009) vaikuttavat mustikan peittävyteen. Se puolestaan vaikuttaa tarjolla olevan hyönteisravinnon määrään (Stuen & Spidsø 1988, Atlegrim & Sjöberg 1995, 1996a, 1996b, Kvasnes & Storaas 2007, Lakka & Kouki 2009).

Lyhyellä aikajänteellä riistatiheiköt tuottavat metsään lähinnä rakenteellista vaihtelua ja suojaa. Pidemmällä aikajänteellä niillä on potentiaalia tuottaa myös lahoppuuta, sillä lahoppuuta syntyy puuyksilöiden vanhetessa. Tiheikössä tai harventamattomassa metsässä lahoppuuta voi syntyä myös kovan resurssikilpailun myötä (mm. Tikkanen ym. 2012), joskin näin syntyvä lahoppu voi olla pääosin pienehkölöpimittaista. Tästä näkökulmasta on tärkeää taata tiheikköjen – kuten minkä tahansa säästöpuuryhmän – säilyminen hakkuukierrosta toiseen. Ne voivat lisätä myös järeiden ja vanhojen puuyksilöiden määrää, riippuen metsänomistajan valinnoista tulevaisuudessa. Ne voivat myös pieneltä osaltaan tukea puulajikoostumuksen monipuolisuutta, sillä harvinaisempien puulajien esiintymien ympärille voidaan säästää riistatiheikköjä tai säästöpuuryhmiä, kun ne jätetään hakkuutoimenpiteiden ulkopuolelle. Syvällisemmän arvion tekeminen vaatisi kuitenkin lisätutkimuksia, joilla selvittäisiin riistatiheikköjen ja säästöpuuryhmien säilymistä yli hakkuukiertojen. Lisäksi olisi tutkittava metsätilan omistajavaihdokset, monimuotoisuusohjelmat hyönteislajistolle, mustikan ja muiden varpukasvien menestyminen tiheiköissä, kanalintujen mahdollinen pesiminen ja niiden poikueiden esiintyminen tiheiköissä, sekä muun lintulajiston pesiminen ja esiintyminen tiheiköissä.

Kulotus voi epäsuorasti vähentää metsälintujen tiheyksiä ainakin lyhyellä aikavälillä. Ruotsalaisessa Future Forest -pienaukkohakkuukokeessa kulotuksen aikaansaama alikasvoksen väheneminen (muttei itse hakkuu) heikensi puissa ja pensaissa pesivien ja latvuksissa ruokailevien metsälintujen tiheyksiä (Versluijs ym. 2017). Näin ollen luonnonhoitokeinojen valinnassa täytyy tavoitteiden ja potentiaalisesti niistä kärsivien rakennepiirteiden ja lajien olla tarkkaan selvillä.

8.4. Riistatiheikköjen kustannukset ja mitoitus

Metsäkanalintujen elinoloja on mahdollista parantaa melko pienin kustannuksin säästämällä riistatiheikköjä tai käyttämällä tavanomaista pidemmän kiertoajan ja yläharvennuksen yhdistelmää. Taloudellinen vaikutus 5 % riistatiheikköalan säästämisestä oli lähes kaikissa tapauksissa alle prosentin puuston nettohyötyarvosta (vaihteluväli 0,15–1,26 %), joskin vaikutuksen suuruus riippui laskentakorkokannasta (1–5 %) ja alueesta (Haara ym. 2021).

Hyvällä tiheikköjen sijoittelulla (puunkorjuun kannalta vaikeat maastonkohdat ym.) voidaan pienentää niiden kustannusvaikutuksia ja lisätä ekologisia hyötyjä keskittämällä tiheiköt esimerkiksi kosteisiin painanteisiin, ojien ja purojen varsille. Hyvän sijoittelun myötä voidaan myös luoda lajien liikkumista helpottavia askelkiviä tai jopa käytävän tyyppisiä rakenteita elinympäristölaikkujen välille. Elinympäristöjen kytkeytyvyyttä parantavien elementtien määrien ja etäisyyksien suhteen tarvitaan jatkossa lisää tutkimustietoa monien eri lajien ja lajiryhmien suhteen, sillä lajien välillä on valtavia eroja esimerkiksi levittäytymiskyvyssä sekä siinä, miten ne kykenevät hyödyntämään varsinaisen elinympäristönsä ulkopuolista osaa metsiköstä tai maisemasta.

Riistatiheikköjen tarvittavia määriä elinvoimaisten kanalintu-, jänis- ja peurakantojen säilyttäjinä ei toistaiseksi tiedetä. Oleellisinta on todennäköisesti se, että tiheikkö tarjoaa riittävän suojan pedoilta eivätkä tiheikköjen väliset etäisyydet ole liian pitkiä. Pienemmillä tiheiköillä voidaan samalla pinta-alaosuudella rakentaa alueellisesti kattavampi verkosto, sillä tiheikköjen väliset etäisyydet jotakuinkin puolittuvat määrän nelinkertaistuessa. Toisin sanoen samalla pinta-alaosuudella pienempiä tiheikköjä voi olla enemmän, jolloin myös niiden väliset keskimääräiset etäisyydet ovat pienempiä. Esimerkiksi jos metsikön pinta-alasta 2 % on tiheikköä, muodostuu sinne yksi kahden aarin tiheikkö hehtaarille. Tällöin tiheikköjen keskipisteiden välinen etäisyys on keskimäärin noin sata metriä. Jos tiheikön koko on puoli aaria, muodostuu neljä tiheikköä hehtaaria kohde, ja tiheikköjen keskipisteiden välinen etäisyys on keskimäärin 50 metriä. Toistaiseksi on kuitenkin selvittämättä, tuottavatko myös pienemmät tai karumpien kasvupaikkojen vähemmän kuusta sisältävät tiheiköt riittävän hyvän suojan pedoilta suojautumiseksi.

8.5. Luonnonhoitosuositukset riistaeläinten kannalta

Metsätalouden intensiteetillä on suuri merkitys riistalajikannoille. Eri lajit vaativat soidin- ja pesimäympäristöikseen varsin erilaisia metsiä. Yleisesti ottaen kerroksellinen, jonkin verran lehti-puuta käsittävä metsä on metsäkanalinnuille suotuisa. Erityisesti poikueet vaativat alikasvoksen suojaa. Pyy viihtyy melko nuorissa ja tiheissä sekametsissä, metso taas hieman avoimemmissa ja varttuneissa metsissä, joissa on korpiympäristöjä. Harvennushakkuu ei välttämättä haittaa metsoa.

Kaavamaiset, intensiiviset alaharvennukset ja ennakkoraivaukset vähentävät metsäkanalintujen pesimäpaikoiltaan edellyttämää suojaa. Haittoja voidaan vähentää säästämällä riistatiheikköjä ja ylläpitämällä sekapuustoisuutta harvennushakkuissa ja ennakkoraivauksissa.

Alikasvostiheiköt hyödyttävät erityisesti metsäkanalintuja, mutta myös muuta metsälajistoa. Alikasvostiheikköjen mitoituksen kustannustehokkuutta ei ole arvioitu.

Jatkuvapeitteinen metsänkasvatus saattaa hyödyttää metsäkanalintuja esimerkiksi suojan ja lisääntyvän poikasravinnon (varvuilla ruokailevat hyönteiset) kautta.

9. Kulotus

9.1. Tulen merkitys ja kulottamisen tarve monimuotoisuuden ylläpidossa

Metsäpalot ovat olleet luonnontilassa tärkein metsien rakenteelliseen monimuotoisuuteen ja lajistoon vaikuttanut tekijä. Kangasmetsien keskimääräinen metsäpaloväli ennen ihmisvaikutuksen alkamista näyttää Etelä-Suomessa vaihdelleen noin 200–500 vuoden välillä. Korvissa ja Pohjois-Suomen kuusikoissa keskimääräiset metsäpalovälit ovat olleet selvästi pitempiä, viidestä sadasta yli tuhanteen vuoteen (Hyvärinen & Sepponen 1988, Hörnberg ym. 1995, Pitkänen ym. 1999, 2003, Tolonen & Pitkänen 2004, Wallenius ym. 2005). Samoin ilmastoon ja salamointiaktiivisuuteen perustuvat arviot luontaisista palosykleistä vaihtelevat Etelä-Suomen 100 vuodesta Pohjois-Suomen 1700 vuoteen (Larjavaara 2005). Vuosittain palanut ala on alueesta ja tarkastelujaksosta riippuen siten vaihdellut noin yhden ja 0,05 %:n välillä. Metsäpalot ovat nykyään vähentyneet lähes olemattomiin tehokkaan palontorjunnan, metsänhoidon ja tiheän metsäautotieverkoston ansiosta. Paloja on nykyään noin 1 000 hehtaaria vuodessa, mikä on noin 0,004 % Suomen metsätalousmaasta. Tämä puolestaan vastaa noin 26 000 vuoden palosykliä (Lindberg ym. 2020). Vuosittaisesta paloalasta reilut puolet ovat olleet metsäpaloja, loput suojelualueiden ennallistamispoltoja ja kulotuksia (Lindberg ym. 2020). Metsäpalojen väheneminen on johtanut sekä paloista riippuvaisten elinympäristöjen – metsäpaloympäristöjen ja karujen luontotyyppien, kuten karukokankaiden ja harjujen paahderinteiden – että niistä riippuvaisten lajien uhanalaistumiseen (Kouki ym. 2018a, Hyvärinen ym. 2019). Suomen uhanalaisista metsälajeista 3 % on ensisijaisia paloalueiden lajeja, ja metsäpaloalueiden ja muiden luontaisen sukkession alkuvaiheiden väheneminen on ollut yksi taantumisen syy vajaan kahdeksalle prosentille uhanalaisista ja silmälläpidettävistä metsälajeista (120 lajille 1 587 lajista, Hyvärinen ym. 2019). Varsinaisten palolajien lisäksi metsäpaloalueet ovat tärkeä ja pitkäaikainen elinympäristö huomattavan paljon suuremmalle joukolle uhanalaistunutta ja taantunutta lahopuulajistoa (Hyvärinen ym. 2019). Metsäluontotyyppien uhanalaistumisen syynä kuloaluiden ja muiden luontaisen sukkession alkuvaiheiden väheneminen on painoarvoltaan neljännes merkittävin uhanalaistumisen syy lahopuun vähenemisen, vanhojen metsien ja vanhojen, järeiden puuyksilöiden vähenemisen sekä metsien puulajisuhteiden muutosten jälkeen (Kouki ym. 2018a, Punttila 2020a).

Metsäpalojen positiiviset vaikutukset uhanalaiseen metsälajistoon ja metsäluontotyyppeihin on keskeinen perustelu sille, että sekä talousmetsien luonnonhoitosuosituksissa että metsäsertifiointistandardeissa kulotus on esitetty tärkeänä luonnonhoitokeinona 1990-luvulta lähtien. Niin Suomessa kuin laajemminkin Fennoskandiassa tehdyssä talousmetsien luonnonhoidon tutkimuksessa kulottaminen ja tulen käyttö ylipäätään on havaittu tärkeäksi ja tehokkaaksi keinoksi ylläpitää palovaikutteisia elinympäristöjä ja turvata niistä riippuvaista lajistoa (kulotuksen vaikutuksista tuoreissa katsauksissa mm. Eales ym. 2016, 2018, Hjältén ym. 2018, Keto-Tokoi 2018, Gustafsson ym. 2020, Lindberg ym. 2020, Koivula & Vanha-Majamaa 2020, 2021; katso myös Lindberg ym. 2018, Saaristo ym. 2019).

Paloympäristöjen ja paloista riippuvaisen lajiston turvaamiseksi on esitetty palojatkumoalueita, joilla tehtävillä säännöllisillä poltoilla pyritään turvaamaan näiden lajien esiintymistä (Ennallistamistyöryhmä 2003). Metsien ennallistamisen ja luonnonhoidon asiantuntijaryhmä Metsä-ELO on esittänyt, että metsäpaloympäristöjen ja -lajiston ylläpitämiseksi palojatkumoalueiden verkoston tulisi kattaa vähintään 5 % maapinta-alasta. Verkoston alueilla tulisi polttaa keskimäärin yhteensä 2 500 hehtaaria vuosittain, jolloin näillä oltaisiin lähellä historiallista luontaisen

palomäärän minimiä (Metsien ennallistamisen ja luonnonhoidon asiantuntijaryhmä Metsä-ELO 2018). Palojatkualueiden puolesta puhuvat palonvaatijalajeja koskevat tutkimukset. Tällaisten lajien esiintyminen riippuu sopivan elinympäristön esiintymisestä (palohistoriasta) maisemasolla, ja niiden esiintymistodennäköisyys on sitä suurempi, mitä isompia kulotusalat ovat, mitä vähemmän aikaa kulotuksesta on kulunut ja mitä parempi kytkeytyvyys kuloalojen välillä on – siis mitä lähempänä lajien lähdepopulaatiot sijaitsevat (Kouki ym. 2012, Ranius ym. 2014b). Kulotusten määrää on suositeltu kasvatettavaksi mm. lajien ja luontotyyppien uhanalaisuuden arvioinneissa (Kouki ym. 2018a, Hyvärinen ym. 2019) sekä elinympäristöjen tilan edistämistyössä (Matveinen ym. 2015). Kulotus on ollut metsäsertifiointijärjestelmien osana Suomessa ensimmäisistä metsäsertifioinnin kriteereistä lähtien. Kulotusten määrä on romahtanut 1960-luvun määrästä murto-osaan ja vähentynyt edelleen tällä vuosituhanella päivävastaisista tavoitteista huolimatta (Lindberg ym. 2020, 2021). Kulotuksen lisäämistarve onkin esitetty nykyisessä hallitusohjelmassa: ”Edistetään talousmetsien luonnonhoitoa, kuten lahoppuun ja kantojen jättöä, kulotusta, tekopökelöitä, riistatiheikköjä, suojavyöhykkeitä ja vesistövaikutuksen pienentämiseen tähtäviä toimia.” (Pääministeri Sanna Marinin hallituksen ohjelma 10.12.2019). Metsähallituksen Metsätalous Oy lopetti kulottamisen vuonna 2016, mutta hallitusohjelman julkistamisen jälkeen kulottaminen on otettu uudelleen käyttöön Metsähallituksen talousmetsissä. Kuitenkin PEFC-metsäsertifiointistandardin – jonka piirissä noin 90 % talousmetsistämme on – viimeisessä päivitystyössä kulotuskriteeriä heikennettiin edelleen hyväksymällä entistä pienemmät metsäpaloalat korvaamaan aktiivista kulottamista (Punntila 2020b, PEFC Suomi 2022).

Talousmetsien luonnonhoitokeinona ja suojelualueiden metsien ennallistamiskeinona polttaminen on ylivertainen menetelmä, koska tulen käytöllä pystytään palauttamaan sekä metsän luontainen sukkessiokehitys että useita ekologisesti tärkeitä metsän rakennepiirteitä, kuten palanut ja kuollut puu sekä palon jälkeen uudistunut lehtipuusto. Kulotus hyödyttää näistä rakennepiirteistä riippuvaista lajistoa. Niin sanotuilla karuunnuttamispoltoilla, joissa kunta poltetaan mahdollisimman tehokkaasti, voidaan myös ehkäistä uhanalaistuneiden karukokankaiden, kuivien kankaiden, harjumetsien ja muiden karuimpien metsäluontotyyppien rehevöitymistä (Kontula ja Raunio 2018). Erityisesti harjujen paahderinteiden luonnonhoidossa olennaista on kohteiden paahteisuuden lisääminen puuston poistamisella sekä rinteen karuunnuttaminen polttamalla kunta mahdollisimman tarkasti pois. Näiden kohteiden hoitotavoite siis poikkeaa muiden paloympäristöjen tavoitteista, joista tärkeimpiä ovat kuolleen ja hiiltyneen puun tuottaminen sekä lehtipuusekoituksen aikaansaaminen.

9.2. Kulotuksen lajistovaikutukset

Kulotuksen lajistovaikutuksia on tutkittu laajasti Pohjoismaissa viimeisten parinkymmenen vuoden aikana, ja tulenkäytön lyhyen ja pitkän (reilut 20 vuotta) aikavälin vaikutuksista on tuotettu myös koeasetelmiin perustuvaa tietoa sekä mänty- että kuusivaltaisissa metsissä. Lisäksi tietoa on tuotettu runsaassa joukossa metsäpaloihin liittyviä tapaustutkimuksia. Ensimmäiset pystymetsän polttokokeet Suomessa, joihin sisältyi lajistovaikutusten seuranta, toteutettiin Lieksan Patvinsuolla vuonna 1989 ja Evon Tuohimetsässä vuonna 1992. Sitten erityisesti Lieksan mäntyvaltaisissa metsissä toteutettavasta FIRE-hankkeesta (Kouki 2013, 2022) ja Hämeenlinnan Evon kuusivaltaisissa metsissä toteutettavasta EVO-hankkeesta (Vanha-Majamaa ym. 2007) on 2000-luvun alusta lähtien kertynyt runsaasti tietoa eri säästöpuumäärien ja polton lajistovaikutuksista (Koivula & Vanha-Majamaa 2020, 2021).

Palonvaatija- ja palonsuosijalajisto hyötyy kulotuksesta välittömästi – tällaisia nopeasti hyötyviä lajeja on esimerkiksi latikoissa (Johansson ym. 2010, Hägglund ym. 2015, Heikkala ym. 2017) ja kovakuoriaisissa (Wikars 1992, Wikars & Schimmel 2001, Martikainen ym. 2006a, Toivanen &

Kotiaho 2007a, Hjältén ym. 2017). Häiriöistä hyötyvät lajit lisääntyvät monissa muissakin eliöryhmissä, kuten sienissä, jäkälissä, putkilokasveissa, sammalissa, linnuissa, pikkunisäkkäissä, perhosissa, ja monissa muissa hyönteis- ja niveljalkaislajiryhmissä nopeasti palon jälkeen (Gustafsson ym. 2019). Linnuista erityisesti tikat hyötyvät runsaasta säästöpuustosta ja poltosta verrattuna pienaukkohakkuihin tai käsittelemättömiin kontrolleihin (Versluijs ym. 2017).

Tutkimukset ovat osoittaneet myös sen, että palon välittömät vaikutukset moniin lajeihin eri eliöryhmissä, kuten käävökkäissä, epiksyylisammalissa ja -jäkälissä sekä kasvi- ja sammallajistossa, voivat olla negatiivisia (Penttilä & Kotiranta 1996, Vanha-Majamaa ym. 2007, Junninen ym. 2008, Olsson & Jonsson 2010, Rudolphi ym. 2011, Penttilä ym. 2013, Hekkala ym. 2014a, Espinoza del Alba ym. 2021). Esimerkiksi epifyyttijäkälissä haitalliset vaikutukset näkyivät yli 10 vuotta palon jälkeen (Hämäläinen ym. 2014). Myös esimerkiksi ektomykorritsasienet kärsivät ainakin lyhyellä aikavälillä (1–2 vuotta) kulotuksesta sitä enemmän, mitä voimakkaammin maanpinta palaa (Dahlberg ym. 2001), maaperäeliöstön määrät vähenevät voimakkaasti kulotuksen jälkeen ainakin viiden vuoden ajaksi (Malmström ym. 2009, katso myös Wikars & Schimmel 2001) ja pölyttäjähönteisistä perhosilla määrät olivat alempia ja mehiläisillä, ampiaisilla ja kukkakärpäisillä yhteisörakenne oli muuttunut kulotetuilla alueilla kolme vuotta palon jälkeen (Johansson ym. 2020).

Merkittäviä positiivisia säästöpuuhakkuualojen kulotuksen vaikutuksia alkaa kuitenkin ilmetä melko nopeasti palon jälkeen monien harvinaistuneiden ja uhanalaistuneiden lajien kohdalla, erityisesti lahopuulajistossa käävökkäillä (Olsson & Jonsson 2010, Berglund ym. 2011, Penttilä ym. 2013, Suominen ym. 2015) sekä kovakuoriaisilla (Hyvärinen ym. 2005, 2006, 2009, Toivanen & Kotiaho 2007a, 2007b, Heikkala ym. 2016) ja latikoilla (esim. Heikkala ym. 2017), joita tavaataan mm. järeiden runkojen lisäksi myös hakkuutähteillä ja kannoilla (Berglund ym. 2011, Suominen ym. 2018, 2019).

Lahopuukovakuoriaistutkimuksissa myös nuorten metsien kulottamisen on havaittu vaikuttavan positiivisesti harvinaisten ja uhanalaisten lajien sekä palonvaatijalajien esiintymiseen (Hekkala ym. 2014b).

Edellä mainittujen tutkimusten perusteella taantunut ja uhanalaistunut lahopuulajisto näyttää useimmiten vaativan runsaasti järeää kuollutta puuta paloaloilla. Säästöpuuta on viimeisten parinkymmenen vuoden aikana jätetty uudistushakkuualoille keskimäärin alle 3 m³/ha (Siitonen ym. 2020). Tämä vastaa 1–2 % kohteiden puustosta, mutta taantuneen lajiston kannalta määrän tulisi olla moninkertainen, 10–20 % puustosta (Heikkala ym. 2014), mikä tyypillisillä uudistushakkuukohteilla on noin 25–60 m³/ha, jotta taantuneen lajiston vaatima puustojatkumo olisi turvattu pidemmällä aikavälillä. Kuloaloille jätettävien järeiden säästöpuiden määrän kasvaessa riittävän korkeaksi lajistovaikutukset ovat selviä. Säästöpuuhakkuissa lahopuukovakuoriaisten runsaus ja lajimäärä olivat korkeampia kulotetuilla kuin kulottamattomilla hakkuualoilla. Ero oli sitä suurempi, mitä enemmän säästöpuuta niille oli jätetty. Erityisesti harvinaiset ja punaisen listan lahopuukovakuoriaiset hyötyivät säästöpuukulotuksista, kun järeiden (> 20 cm) säästöpuiden lukumäärä ylitti 15 kappaletta hehtaarilla (Toivanen & Kotiaho 2007b). Pohjoisboreaalaisella metsäkasvillisuusvyöhykkeellä tehdyssä tutkimuksessa havaittiin, että kääpien lajimäärä oli korkea palaneissa, runsalahopuustoisissa nuorissa luonnonmetsissä (Ylisirniö ym. 2012). Lajikoostumus vastasi verrokkina olleiden vanhojen luonnonmetsien lajistoa. Nuorissa luonnonmetsissä kuolleen puun määrä oli 2–20-kertainen tutkimuksessa käytettyihin avohakattuihin verrokkeihin nähden (Ylisirniö ym. 2012). Kääpien lajimäärä avohakkuualoilla oli merkittävästi pienempi kuin nuorissa luonnonmetsissä, ja avohakkuualoilta puuttuivat punaisen listan kääpäajit, joita nuorissa luonnonmetsissä oli runsaasti (Ylisirniö ym. 2012).

Säästöpuukulutukset tuottavat tuoretta kuollutta ja vaurioitunutta puuta, joten vastikään poltetut kohteet voivat näin tarjota resursseja myös kaarnakuoriaislajeille, joissa on muutamia potentiaalisesti metsätuhoja aiheuttavia lajeja, kuten kirjanpainaja (*Ips typographus*), aitomonikirjaaja (*Polygraphus poligraphus*), pystynävertäjä (*Tomicus piniperda*) ja kuusentähtikirjaaja (*Pityogenes chalcographus*). FIRE-hankkeen ennallistamiskokeessa kuitenkin havaittiin, että viiden ensimmäisen vuoden ajan kulotetuilla ennallistamiskohteilla kaarnakuoriaisten määrät olivat huomattavasti alhaisemmat kuin kulottamattomilla kohteilla, ja lisäksi muurahaiskuoriaiset (*Thanasimus*-lajit, kaarnakuoriaisten petoja) olivat kulotuskohteilla runsaampia kuin kulottamattomilla (Heikkala ym. 2021). Säästöpuukulutukset eivät yleisesti ottaen näytä muodostavan suurta kaarnakuoriaistuhoriskiä (Eriksson ym. 2006, Martikainen ym. 2006b, Komonen ym. 2011, Hekkala ym. 2021). Riski voi kuitenkin olla korkeampi, jos esimerkiksi maapalo on intensiteetiltään alhainen eikä heti tapa ja kuivata puuta. Ruotsalaisten pystykuusikoiden kulotus nosti tällaisessa tilanteessa huomattavasti aitomonikirjaajan ja kuusentähtikirjaajan määriä (Kärvemo ym. 2017).

Muista kulotuksen vaikutuksista mainittakoon vielä positiiviset vaikutukset ruokasienisatoon ja pölytyspalveluihin. Palolla on yleensä positiivinen vaikutus ektomykorritsasieniin, jollei palo ole liian voimakas, ja myös ruokasieninä käytettävien ektomykorritsasienten sato oli korkea näillä ”keskimääräisesti” palaneilla paikoilla (Salo & Kouki 2018). Yleisesti ottaen metsäpalo lisää suursienten diversiteettiä palamattomiin alueisiin verrattua (Salo ym. 2019). Runsaspuustoiset säästöpuukulutukset turvaavat myös mesipistiäisten – tärkeiden pölyttäjähönteisten – elinympäristöjä sekä pesäpaikkojen (paljastunut maa ja säästöpuut) että ravinnon (kukkaressit) tarjonnalla (Rodríguez & Kouki 2015, 2017).

9.3. Kulotussuositukset

Metsäpaloalueet säästetään puustoineen luontokohteina tai niistä perustetaan suojelualueita.

Tavanomaisista metsätaloudellisista kulotuksista siirrytään runsaspuustoisempiin luonnonhoidollisiin säästöpuukulutuksiin.

Metsäpaloalueilla ja kulotuksissa säästetään järeitä, vanhoja puuta. Samoin uhanalaisten kääväkkäiden laji- ja yksilömäärä kasvavat voimakkaammin ja korkeammaksi järeäpuustoisilla kulotuskohteilla kuin pieniläpimittaista puuta kasvaneilla.

Perinteisiä useiden hehtaarien kokoisia kulotuksia ei pidä korvata pienten säästöpuuryhmien poltolla, ellei näitä pystytä tekemään niin suurina määrinä, että syntyvän paloympäristön ja palovaikutteisen puuaineksen määrä on korkea.

Metsäpaloalueita säästetään ja kulotuksia lisätään erityisesti palojatkumoalueilla. Seuraustuhoriskin takia kuusikoiden kulotuksien on oltava niin intensiivisiä, että puut eivät pelkäästään heikenny.

10. Turvemaanäkikulma luonnonhoitoon ja jatkuvapeitteiseen metsätalouteen

10.1. Metsäisten turvemaiden monimuotoisuus

Korvista löytyy varsinkin luonnontilaisina merkittäviä lahopuukeskittymiä ja näihin ympäristöihin erikoistunutta, uhanalaistakin lajistoa (Siitonen & Saaristo 2000, Vanha-Majamaa & Jalonen 2001, Hautala & Vanha-Majamaa 2006, Laaksonen ym. 2008, Hautala ym. 2011). Talousmetsäalueiden korvissa lahopuun määrä sitä vastoin vaihtelee paljon, ja viimeisimmän luontotyyppien uhanalaisarvioinnin mukaan pääosassa korvista lahopuuta on hyvin vähän (Kaakinen ym. 2018; katso myös Ihalainen & Siitonen 2006). Korpipainanteiden aluskasvillisuus on lajistoltaan monimuotoisempaa kuin ympäröivissä kangasmetsissä (Vanha-Majamaa & Jalonen 2001). Korpipainanteilla on arveltu olevan merkitystä myös lajiston säilymiselle uudistusvaiheen yli ja palautumiselle hakkuun jälkeen (Koivula & Vanha-Majamaa 2021), joten ne tulisi jättää käsittelemättä.

Ojitetuissa suometsissä monimuotoisuutta on ajateltu lähinnä siitä näkökulmasta, miten ojitus on vaikuttanut suoluonnon monimuotoisuuteen tai miten ojitettuja soita ennallistamalla voidaan palauttaa suoluontoa. Näihin tutkimuksiin verrattuna selvästi vähemmän on pohdittu sitä, voisivatko ojitetut suot itsessään olla monimuotoisuuden kannalta arvokkaita elinympäristöjä. Useimpien pohdintojen johtopäätös on ollut, että metsäojitetut suot tarjoavat elinympäristöjä lähinnä tavanomaisille metsälajeille, eivätkä ne nykyisellään ole metsäluonnolle erityisen arvokkaita (Ojanen ym. 2020 ja siinä olevat viitteet). Esimerkiksi lahopuuta ojitetuissa suometsissä on vähemmän kuin vastaavissa kivennäismaiden metsissä. Viljavuudeltaan karuilla metsäojitusalueilla puu- ja pensaslajisto on kivennäismaita yksipuolisempaa, mutta rehevillä kasvupaikoilla ojitus on lisännyt monimuotoisuudelle arvokasta lehtipuustoa. Erityisesti ruohoturvekankailla aluskasvillisuus voi olla hyvin monipuolista ja usein onkin esitetty, että ne voivat kehittyä puustoltaan ja aluskasvillisuudeltaan hyvinkin arvokkaiksi metsäkohteiksi. Uhanalaistuvalla metsälajistolle keskeistä lahopuuta niilläkään ei kuitenkaan juuri ole. (Ojanen ym. 2020.)

Keinoista vaikuttaa ojitettujen soiden eliöstön monimuotoisuuteen luonnonhoitotoimenpitein ei ole tehty tutkimusta Pohjoismaissa. Olisi kuitenkin tarpeen, että myös suometsät otetaan mukaan tarkasteluun mietittäessä luonnonhoitotoimien monimuotoisuusvaikutuksia. Pitkäänhän ainoa metsänhoitosuosituksissa ehdotettu keino monimuotoisuuden turvaamiseen oli jättää arvokkaat luonnontilaiset suokohteet käytön ulkopuolelle eli varsinaisille ojitusalueille ei ehdotettu mitään toimia. Luonnonhoitotoimet tulisi ulottaa myös luonnontilaisille soille silloin, kun niitä käytetään metsätaloudessa eli esimerkiksi avohakataan ja uudistetaan. Toisaalta hiljattain ilmestyneessä Suomen ilmastopaneelin turvemaiden käyttöä tarkastelevassa raportissa tutkijat esittävät, että ojitamattomissa suometsissä avohakkuihin ja maanmuokkaukseen perustuva metsänuudistaminen pitäisi kieltää kokonaan (Lång ym. 2022).

Luonnonhoitotoimien merkityksen arvioimiseksi tarvittaisiin tietoa siitä, miten paljon niitä on toteutettu ojitetuissa ja ojitamattomissa suometsissä. Edelleen tarvittaisiin tietoa siitä, miten paljon lahopuuta luonnontilaisissa ja ojitetuissa metsissä ylipäätään on ja eroavatko ojitettujen ja luonnontilaisten soiden lahopuulajistot toisistaan tai vastaavista kivennäismaiden metsistä. Lahopuun merkitystä erityisesti luonnontilaisilla soilla vähentää se, että aika lahopuiden esiintymiselle on verraten lyhyt, koska ne hiljalleen hautautuvat turpeeseen.

Ainoat tutkimukset metsätaloustoimien yhteydessä toteutettavien luonnonhoitotoimien vaikutuksesta monimuotoisuuteen ojitetuilla soilla on tehty Virossa. Siellä on tarkasteltu esimerkiksi

sitä, miten ojitettuja soita tulisi kunnostusojittaa ja niiden puustoja käsitellä eri sammakkolajien lisääntymisen näkökulmasta (Soomets ym. 2017, Remm ym. 2018). Säästöpuiden, sekapuustoisuuden tai lahoppuun vaikutusta monimuotoisuuteen ojitetuissa suometsissä ei sielläkään kuitenkaan ole tutkittu.

10.2. Vesiensuojelutoimien vaikutus monimuotoisuuteen

Metsäojitusalueilla tehtävistä vesiensuojelutoimenpiteistä monimuotoisuuteen vaikuttavat selvästi voimakkaimmin nk. vesiensuojelukosteikot. Näitä syntyy, kun metsäojitusalueen vedet johdetaan niiden puhdistamiseksi joko luonnontilaiselle suolle tai kun osa ojitettua suota ennallistetaan kosteikoksi oja tukkimalla. Pienialaisia kosteikoita voi syntyä myös silloin, kun laskeutusaltaat hiljalleen täyttyvät ja niihin alkaa muodostua kosteikkokasvillisuutta (Silver ym. 2009).

Vesiensuojelukosteikot voivat olla monimuotoisuuden kannalta hyvin arvokkaita (Hynninen ym. 2011). Ne ovat arvokkaita erityisesti siksi, että niille voi kehittyä sellaista hyvin rehevää suokasvillisuutta, jota ojitusten johdosta on monilla alueilla menetetty. Erityisesti ruohojen, sarojen ja heinien peittävyys lisääntyy vesiensuojelukosteikoissa. Selvästi enemmän muutoksia tapahtuu väli- ja rimpipinnoissa kuin mättäillä. Toisaalta Hynninen ym. (2011) kiinnittävät huomiota siihen, että uhanalaisia suotyyppejä edustavia luonnontilaisia soita ei saisi käyttää vesiensuojelukosteikkoina, koska niidenkin kasvillisuus todennäköisesti selvästi muuttuisi.

Virtavesiä on kunnostettu Suomessa yli 40 vuoden ajan (Huusko ym. 2021). Kunnostuksilla on ollut positiivinen vaikutus taimenen poikastiheyksiin (Marttila ym. 2019), mutta virtavesien lajiston monimuotoisuuteen kunnostukset eivät ole juurikaan vaikuttaneet (Louhi ym. 2011). Syyksi tähän on arveltu vesistöjen valuma-alueiden maankäytöstä johtuvaa kuormitusta sekä hydrologisia muutoksia, mitkä peittävät alleen uomakunnostuksien potentiaaliset vaikutukset. Suoluonnon ennallistamisen vaikutuksia virtavesien monimuotoisuuteen ei ole kuitenkaan Suomessa vielä tutkittu, joskin esimerkiksi ojituksen on todettu köyhdyttävän purojen selkärangatonyhteisöä etenkin hakkuiden yhteydessä toteutettuna (Suurkuukka ym. 2014, Rajakallio ym. 2021). Tästä syystä soiden ennallistaminen saattaisi hyödyttää myös virtavesien laatua ja lajistoa. Ensimmäistä kertaa näitä ennallistamisaikutuksia selvitetään Luken ja Oulun yliopiston Pырstö-yhteishankkeessa, josta on odotettavissa tuloksia vuonna 2023 toteutettujen seurantojen jälkeen.

10.3. Jatkuvapeitteinen kasvatusta turvemilla

Jatkuvapeitteinen kasvatusta turvemilla vielä niin uusi asia, että sen vaikutuksista monimuotoisuuteen ei ole tehty juuri lainkaan tutkimusta. Eriakenteishakkuun vaikutuksista esimerkiksi kasvillisuuteen on olemassa vain yksi lyhytkestoinen tutkimus (Haapakoski ym. 2021). Sen mukaan valoa vaativat lajit eli lähinnä sarat, heinät ja ruohot hyötyvät erirakenteishakkuusta. Todennäköisesti vaikutukset eivät kuitenkaan merkittävästi poikkea tavanomaisten harvennushakkuiden vaikutuksista. Jatkuvapeitteisen metsänkasvatuksen monimuotoisuusvaikutusten selvittämiseksi lyhytkestoiset kokeet eivät kuitenkaan ole riittäviä. Monimuotoisuusvaikutuksia tulisi seurata pitkään pysyvillä koealoilla.

Jatkuvapeitteisen kasvatuksen vesistövaikutuksia ojitetuilla soilla tarkasteltiin hiljattain julkaisussa jatkuvan kasvatuksen synteisiraportissa (Routa & Huuskonen 2022). Siinä tuodaan esille se, että julkaistuja tutkimustuloksia jatkuvan kasvatuksen vesistövaikutuksista ei vielä ole.

Julkaisemattomien laskelmien mukaan jatkuva kasvatus voi kuitenkin merkittävästi vähentää metsäojitettujen soiden ravinnehuuhtoumia. Tähän on syynä kolme tekijää. Ravinnehuutoumat vähenevät ensinnäkin siksi, että hakkuissa puustoa poistetaan selvästi vähemmän kuin avohakkuissa. Tutkimusten mukaan huuhtoumat lisääntyvät jyrkästi, kun poistetun puuston määrä ylittää 100–150 m³/ha eli silloin, kun puustoa poistetaan enemmän kuin jatkuvan kasvatuksen hakkuissa, mutta saman verran kuin avohakkuissa. Toiseksi kunnostusojituksia ei tarvitse jatkuvapeitteisessä kasvatuksessa tehdä yhtä usein kuin kiertoaikametsätaloudessa, koska haihduttavaa puustoa on ojitusalueella jatkuvasti. Kolmanneksi puustot ovat keskimäärin pienempiä kuin kiertoaikametsätaloudessa avohakkuuvaihetta lähentelevät puustot, mikä vähentää puustohaihduntaa ja sen aiheuttamaa syvien turvekerrosten kuivumista. Tämän ajatellaan vähentävän syvien turvekerrosten hajotusta ja ravinteiden vapautumista ja huuhtoutumista näistä kerroksista. Alustavien laskelmien mukaan jatkuva kasvatus voi kiertoaikametsätalouteen verrattuna vähentää huuhtoumia jopa 60–70 %. (Routa & Huuskonen 2022.)

10.4. Turvemaasuositukset

Korvet ovat luonnontilaisina usein runsaslahopuustoisia, ja niissä elää korpiin erikoistunutta lajistoa. Uudistushakkuissa niillä voi myös olla merkitystä metsälajiston säilymiselle ja palautumiselle. Näin ollen ne tulisi jättää käsittelemättä.

Metsäojitetut suot tarjoavat tällä hetkellä elinympäristöjä lähinnä tavanomaisille metsälajeille.

Säästöpuiden, sekapuustoisuuden tai lahopuun vaikutusta monimuotoisuuteen ojitetuissa suometsissä ei ole tutkittu. Oletettavasti luonnonhoitotoimet kuitenkin hyödyttävät lajistoa myös turvemailla.

Vesiensuojelukosteikoille voi kehittyä sellaista suokasvillisuutta, jota ojitusten johdosta on monilla alueilla menetetty; näin ollen niitä on hyödyllistä tehdä esimerkiksi ojitetuilla turvemailla. Luonnontilaiset, uhanalaiset suotyypit on syytä jättää näiden toimien ulkopuolelle.

Ojitetuissa suometsissä jatkuvapeitteisen kasvatuksen hakkuilla näissä metsissä näyttää vähien tutkimuksien mukaan olevan kasvillisuuteen samankaltaiset yleisvaikutukset kuin kivennäismailla. Ravinnehuutoumat näyttävät vähäisemmiltä jatkuvapeitteisessä kuin jaksollisessa kasvatuksessa.

Viitteet

- Aakala, T. 2010. Coarse woody debris in late-successional *Picea abies* forests in northern Europe: Variability in quantities and models of decay class dynamics. *Forest Ecology and Management* 260: 770–779.
- Abrahamsson, M. & Lindbladh, M. 2006. A comparison of saproxylic beetle occurrence between man-made high- and low-stumps of spruce (*Picea abies*). *Forest Ecology and Management* 226: 230–237.
- Aikio, S. & Pusenius, J. 2022. Valkohäntäpeurakanta talvella 2021–2022: Arvio Suomen valkohäntäpeurakannan koosta ja rakenteesta sekä kuvaus kanta-arvion laskentamenetelmistä. *Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus* 26/2022. Luonnonvarakeskus. Helsinki. s. 1–19.
- Ala-aho, P., Rossi, P.M. & Kløve, B. 2015. Estimation of temporal and spatial variations in groundwater recharge in unconfined sand aquifers using Scots pine inventories. *Hydrology and Earth System Sciences* 19: 1961–1976.
- Andersson, E. & Koivisto, I. 1980. Valkohäntäpeuran talviravinto ja vuorokausirytmii. *Suomen Riista* 27: 84–92.
- Angelstam, P., Wikberg, P.-E., Danilov, P., Faber, W.E. & Nygrén, K. 2000. Effects of moose density on timber quality and biodiversity restoration in Sweden, Finland, and Russian Karelia. *Alces* 36: 133–145.
- Apoznański, G., Kokurewicz, T.S., Petterson, S., Sánchez-Navarro, S., Górska, M. & Rydell, J. 2021. Barbastelles in a production landscape: where do they roost? *Acta Chiropterologica* 23: 225–232.
- Atlegrim, O. & Sjöberg, K. 1995. Effects of clear-cutting and selective felling in Swedish Boreal coniferous forest: Response of invertebrate taxa eaten by birds. *Entomologica Fennica* 6: 79–90.
- Atlegrim, O. & Sjöberg, K. 1996a. Response of bilberry (*Vaccinium myrtillus*) to clear-cutting and single-tree selection harvests in uneven-aged boreal *Picea abies* forests. *Forest Ecology and Management* 86: 39–50.
- Atlegrim, O. & Sjöberg, K. 1996b. Effects of clear-cutting and single-tree selection harvests on herbivorous insect larvae feeding on bilberry (*Vaccinium myrtillus*) in uneven-aged boreal *Picea abies* forests. *Forest Ecology and Management* 87: 139–148.
- Barbaro, L., Allan, E., Ampoorter, E., Castagnyrol, B., Charbonnier, Y., De Wandeler, H., Kerbiriou, C., Milligan, H.T., Vialatte, A., Carnol, M., Deconchat, M., De Smedt, P., Jactel, H., Koricheva, J., Le Viol, I., Muys, B., Scherer-Lorenzen, M., Verheyen, K. & van der Plas, F. 2019. Biotic predictors complement models of bat and bird responses to climate and tree diversity in European forests. *Proceedings of the Royal Society Series B - Biological Sciences* 286: 20182193.
- Barquín, J. & Scarsbrook, M. 2008. Management and conservation strategies for coldwater springs. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 18: 580–591.

- Basile, M., Mikusiński, G. & Storch, I. 2019. Bird guilds show different responses to tree retention levels: a meta-analysis. *Global Ecology and Conservation* 18: e00615.
- Berglund, H., Jönsson, M.T., Penttilä, R. & Vanha-Majamaa, I. 2011. The effects of burning and dead-wood creation on the diversity of pioneer wood-inhabiting fungi in managed boreal spruce forests. *Forest Ecology and Management* 261: 1293–1305.
- Berglund, H. & Kuuluvainen, T. 2021. Representative boreal forest habitats in northern Europe, and a revised model for ecosystem management and biodiversity conservation. *Ambio* 50: 1003-1017.
- Bergstedt, J. & Milberg, P. 2001. The impact of logging intensity on field-layer vegetation in Swedish boreal forests. *Forest Ecology and Management* 154: 105–115.
- Bishop, K., Buffam, I., Erlandsson, M., Fölster, J., Laudon, H., Seibert, J., Temnerud, J., 2008. Aqua Incognita: the unknown headwaters. *Hydrological Processes* 22: 1239–1242.
- Borchtshevski, V.G., Hjeljord, O., Wegge, P. & Sivkov, A.V. 2003. Does fragmentation by logging reduce grouse reproductive success in boreal forests? *Wildlife Biology* 9: 275–282.
- Britschgi, R., Piirainen, S., Joensuu, S., Juvonen, J., Ala-aho, P., Karvonen, T., Kauppila, M., Keränen, J., Marttila, H., Nieminen, M., Nieminen, T.M., Rintala, J., Ronkainen, T., Ronkanen, A.-K., Rossi, P., Räsänen, T. & Tuominen, S. 2022. Metsätalouden pohjavesivaikutukset: MEPO-hankkeen loppuraportti 2021. Valtioneuvoston selvitys- ja tutkimustoiminnan julkaisusarja 2022: 4. 183 s.
- Brodie, L.C., & Harrington, C.A. 2020. Guide to variable-density thinning using skips and gaps. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-989. Portland, OR: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station. 37 s.
- Cavard, X., Macdonald, S.E., Bergeron, Y. & Chen, H.Y.H. 2011. Importance of mixedwoods for biodiversity conservation: evidence for understory plants, songbirds, soil fauna, and ectomycorrhizae in northern forests. *Environmental Reviews* 19: 142–161.
- Chellaiah, D. & Kuglerová, L. 2021. Are riparian buffers surrounding forestry-impacted streams sufficient to meet key ecological objectives? A Swedish case study. *Forest Ecology and Management* 499: 119591.
- Cramp, S., Simmons, K.E.L., Gillmor, R., Hollom, P.A.D., Hudson, R., Nicholson, E.M., Ogilvie, M.A., Olney, P.J.S., Roselaar, C.S., Voous, K.H., Wallace, D.I.M. & Wattel, J. 1980. Handbook of the birds of Europe, the Middle East and North Africa. The birds of the Western Palearctic. Volume II. Hawks to Bustards. Oxford University Press, Oxford-London-New York. 695 s.
- Dahlberg, A., Schimmel, J., Taylor, A.F.S. & Johannesson, H. 2001. Post-fire legacy of ectomycorrhizal fungal communities in the Swedish boreal forest in relation to fire severity and logging intensity. *Biological Conservation* 100: 151–161.
- Dahlström, N. & Nilsson, C. 2004. Influence of woody debris on channel structure in old growth and managed forest streams in central Sweden. *Environmental Management* 33: 376–384.

- Dahlström, N. & Nilsson, C. 2006. The dynamics of coarse woody debris in boreal Swedish forests are similar between stream channels and adjacent riparian forests. *Canadian Journal of Forest Research* 36: 1139–1148.
- de Chantal, M. & Granström, A. 2007. Aggregations of dead wood after wildfire act as browsing refugia for seedlings of *Populus tremula* and *Salix caprea*. *Forest Ecology and Management* 250: 3–8.
- Djupström, L.B., Weslien, J. & Schroeder, L.M. 2008. Dead wood and saproxylic beetles in set-aside and non set-aside forests in a boreal region. *Forest Ecology and Management* 255: 3340–3350.
- Djupström, L.B., Weslien, J., ten Hoopen, J. & Schroeder, L.M. 2012. Restoration of habitats for a threatened saproxylic beetle species in a boreal landscape by retaining dead wood on clear-cuts. *Biological Conservation* 155: 44–49.
- Doretto, A., Piano, E. & Larson, C.E. 2020. The River Continuum Concept: lessons from the past and perspectives for the future. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 77: 1853–1864.
- Duan, S.W., Delaney-Newcomb, K., Kaushal, S.S., Findlay, S.E.G. & Belt, K.T. 2014. Potential effects of leaf litter on water quality in urban watersheds. *Biogeochemistry* 121: 61–80.
- Eales, J., Haddaway, N. R., Bernes, C., Cooke, S. J., Jonsson, B. G., Kouki, J. & Petrokofsky, G. 2016. What is the effect of prescribed burning in temperate and boreal forest on biodiversity, beyond tree regeneration, pyrophilous and saproxylic species? A systematic review protocol. *Environmental Evidence* 5: 24.
- Eales, J., Haddaway, N.R., Bernes, C., Cooke, S.J., Jonsson, B.G., Kouki, J., Petrokofsky, G. & Taylor, J.J. 2018. What is the effect of prescribed burning in temperate and boreal forest on biodiversity, beyond pyrophilous and saproxylic species? A systematic review. *Environmental Evidence* 7: UNSP 19.
- Edenius, L., Ericsson, G. & Näslund, P. 2002. Selectivity by moose vs the spatial distribution of aspen: a natural experiment. *Ecography* 25: 289–294.
- Ennallistamistyöryhmä 2003. Ennallistaminen suojelualueilla. Ennallistamistyöryhmän mietintö. *Suomen ympäristö* 618: 1–220.
- Ericsson, G., Edenius, L. & Sundström, D. 2001. Factors affecting browsing by moose (*Alces alces* L.) on European aspen (*Populus tremula* L.) in a managed boreal landscape. *Ecoscience* 8: 344–349.
- Eriksson, M., Lilja, S. & Roininen, H. 2006. Dead wood creation and restoration burning: implications for bark beetles and beetle induced tree deaths. *Forest Ecology and Management* 231: 205–213. Dead wood creation and restoration burning: implications for bark beetles and beetle induced tree deaths. *Forest Ecology and Management* 231: 205–213.
- Espinoza del Alba, C., Hjältén, J. & Sjögren, J. 2021. Restoration strategies in boreal forests: differing field and ground layer response to ecological restoration by burning and gap cutting. *Forest Ecology and Management* 494: 119357.
- Esseen, P.-A. 2006. Edge influence on the old-growth forest indicator lichen *Alectoria sarmen-tosa* in natural ecotones. *Journal of Vegetation Science* 17: 185–194.

- Esseen, P.-A. & Renhorn, K. E. 1998. Edge effects on an epiphytic lichen in fragmented forests. *Conservation Biology* 12(6): 1307-1317.
- Esseen, P.-A., Ehnström, B., Ericson, L. & Sjöberg, K. 1997. Boreal forests. *Ecological Bulletins* 46: 16–47.
- Fedrowitz, 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* 51: 1669–1679.
- Felton, A., Lindbladh, M., Brunet, J. & Fritz, Ö. 2010. Replacing coniferous monocultures with mixed-species production stands: an assessment of the potential benefits for forest biodiversity in northern Europe. *Forest Ecology and Management* 260: 939–947.
- Felton, A., Nilsson, U., Sonesson, J., Felton, A.M., Roberge, J.-M., Ranius, T., Ahlström, M., Bergh, J., Björkman, C., Boberg, J., Drössler, L., Fahlvik, N., Gong, P., Holmström, E., Keskitalo, E. C.H., Klapwijk, M.J., Laudon, H., Lundmark, T., Niklasson, M., Nordin, A., Pettersson, M., Stenlid, J., Sténs, A. & Wallertz, K. 2016. Replacing monocultures with mixed-species stands: ecosystem service implications of two production forest alternatives in Sweden. *Ambio* 45: 124–139.
- Felton, A., Sonesson, J., Nilsson, U., Lämås, T., Lundmark, T., Nordin, A., Ranius, T. & Roberge, J.-M. 2017. Varying rotation lengths in northern production forests: implications for habitats provided by retention and production trees. *Ambio* 46: 324–334.
- Finn, D.S., Bonada, N., Múrria, C., Hughes, J.M., 2011. Small but mighty: headwaters are vital to stream network biodiversity at two levels of organization. *Journal of North American Benthological Society* 30: 963–980.
- Frainer, A., Polvi, L.E., Jansson, R. & McKie, B.G. 2018. Enhanced ecosystem functioning following stream restoration: The roles of habitat heterogeneity and invertebrate species traits. *Journal of Applied Ecology* 55: 377–385.
- Futter, M.N., Ring, E., Högbom, L., Entenmann, S. & Bishop, K.H. 2010. Consequences of nitrate leaching following stem-only harvesting of Swedish forests are dependent on spatial scale. *Environmental Pollution* 158: 3552–3559.
- Gao, T., Hedblom, M., Emilsson, T. & Nielsen, A.B. 2014. The role of forest stand structure as biodiversity indicator. *Forest Ecology and Management* 330: 82-93.
- Gjerde, I. 1991. Cues in winter habitat selection by capercaillie. I. Habitat characteristics. *Ornis Scandinavica* 22: 197–204.
- Gran, O. & Götmark, F. 2019. Long-term experimental management in Swedish mixed oak-rich forests has a positive effect on saproxylic beetles after 10 years. *Biodiversity and Conservation* 28: 1451–1472.
- Granath, G., Kouki, J., Johnson, S., Heikkala, O., Rodríguez, A. & Strengbom, J. 2018. Trade-offs in berry production and biodiversity under prescribed burning and retention regimes in boreal forests. *Journal of Applied Ecology* 55: 1658–1667.

- Groom, J.D., Johnson, S.L., Seeds, J.D. & Ice, G.G. 2017. Evaluating links between forest harvest and stream temperature threshold exceedances: the value of spatial and temporal data. *Journal of the American Water Resources Association* 53: 761–773.
- Gundersen, P., Schmidt, I.K. & Raulund-Rasmussen, K. 2006. Leaching of nitrate from temperate forests - effects of air pollution and forest management. *Environmental Reviews* 14: 1–57.
- Gustafsson, L. 2000. Red-listed species and indicators: vascular plants in woodland key habitats and surrounding production forests in Sweden. *Biological Conservation* 92: 35–43.
- Gustafsson, L. 2002. Presence and abundance of red-listed plant species in Swedish forests. *Conservation Biology* 16: 377–388.
- Gustafsson, L., Appelgren, L., Jonsson, F., Nordin, U., Persson, A. & Weslien, J.O. 2004a. High occurrence of red-listed bryophytes and lichens in mature managed forests in boreal Sweden. *Basic and Applied Ecology* 5: 123–129.
- Gustafsson, L., Berglund, M., Granström, A., Grelle, A., Isacson, G., Kjellander, P., Larsson, S., Lindh, M., Pettersson, L. B., Strengbom, J., Stridh, B., Sävström, T., Thor, G., Wikars, L.-O. & Mikusiński, G. 2019. Rapid ecological response and intensified knowledge accumulation following a north European mega-fire. *Scandinavian Journal of Forest Research* 34: 234–253.
- Gustafsson, L., De Jong, J. & Norén, M. 1999. Evaluation of Swedish woodland key habitats using red-listed bryophytes and lichens. *Biodiversity and Conservation* 8: 1101–1114.
- Gustafsson, L., Hylander, K. & Jacobson, C. 2004b. Uncommon bryophytes in Swedish forests - key habitats and production forests compared. *Forest Ecology and Management* 194: 11–22.
- 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., Hannerz, M., Koivula, M., Shorohova, E., Vanha-Majamaa, I. & Weslien, J. 2020. Research on retention forestry in Northern Europe. *Ecological Processes* 9: 3.
- Götmark, F., Paltto, H., Nordén, B. & Götmark, E. 2005. Evaluating partial cutting in broadleaved temperate forest under strong experimental control: short-term effects on herbaceous plants. *Forest Ecology and Management* 241: 124–141.
- Haakana, H., Huhta, E., Hirvelä, H. & Packalen, T. 2020. Trade-offs between wood production and forest grouse habitats in two regions with distinctive landscapes. *Forest Ecosystems* 7: 21.
- Haapakoski, J., Hotanen, J.-P., Miina, J., Korpela, L. & Mäkipää, R. 2021. Erirakenteishakkuiden vaikutus aluskasvillisuuden rakenteeseen metsäoijitetuissa korvissa. *Suo - Mires and Peat* 72: 1–27.
- Haara, A., Matala, J., Melin, M., Miettinen, J., Korhonen, K.T., Packalen, T. & Varjo, J. 2021. Economic effects of grouse-friendly forest management. *Silva Fennica* 55: 10468.

- Hallinger, M., Kärvmö, S. & Ranius, T. 2018: Does it pay to concentrate conservation efforts for dead-wood dependent insects close to existing reserves: a test on conservation planning in Sweden. *Insect Conservation and Diversity* 11: 317–329.
- Hanski, I. 2008. Insect conservation in boreal forests. *Journal of Insect Conservation* 12: 451–454.
- Hanhimäki, T. 2003. Avainbiotooppien merkitys monimuotoisuuden ylläpitäjänä alue-ekologiassa metsäsuunnittelussa. Pro gradu, Oulun yliopisto. 68 s.
- Hardenbol, A.A., Junninen, K. & Kouki, J. 2020. A key tree species for forest biodiversity, European aspen (*Populus tremula*), is rapidly declining in boreal old-growth forest reserves. *Forest Ecology and Management* 462: 118009.
- Hartikainen, H. 2008. Metsälain (1093/1996) 10§:n määrittelemien lehtojen merkitys putkilokasvilajiston monimuotoisuuden säilymiselle. Pro gradu, Jyväskylän yliopisto. 40 s.
- 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.
- Hautala, H., Laaka-Lindberg, S. & Vanha-Majamaa, I. 2011. Effects of retention felling on epixylic species in boreal spruce forests in southern Finland. *Restoration Ecology* 19: 418–429.
- 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.
- Hedenås, H. & Ericson, L. 2008. Species occurrences at stand level cannot be understood without considering the landscape context: cyanolichens on aspen in boreal Sweden. *Biological Conservation* 141: 710–718.
- Hedgren, P.O. 2007. Early arriving saproxylic beetles (Coleoptera) and parasitoids (Hymenoptera) in low and high stumps of Norway spruce. *Forest Ecology and Management* 241: 155–161.
- Hedwall, P.O., Holmström, E., Lindblad, M. & Felton, A. 2019. Concealed by darkness: how stand density can override the biodiversity benefits of mixed forests. *Ecosphere* 10: e02835.
- 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., Martikainen, P. & Kouki, J. 2017. Prescribed burning is an effective and quick method to conserve rare pyrophilous forest-dwelling flat bugs. *Insect Conservation and Diversity* 10: 32–41.
- Heikkala, O., Seibold, S., Koivula, M., Martikainen, P., Thorn, S., Müller, J. & Kouki, J. 2016b. Retention forestry and prescribed burning result in functionally different saproxylic beetle assemblages than clear-cutting. *Forest Ecology and Management* 359: 51–58.

- 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.
- Heikkilä, R. 1997. Hirvieläinten vaikutus metsiköiden kehitykseen. *Metsätieteen aikakauskirja* 1/1997: 63–72.
- Heikkilä, R., Hokkanen, P., Kooiman, M., Aygüney, N. & Bassoulet, C. 2003. The impact of moose browsing on tree species composition in Finland. *Alces* 39: 203–213.
- Heikkilä, R. & Raulo, J. 1987. Hirvituhot vuosina 1976–77 istutetuissa rauduskoivun taimikoissa. Abstract: Moose damage in plantations of *Betula pendula* established in 1976–77. *Metsätutkimuslaitoksen tiedonantoja* 261: 1–16.
- Hekkala, A.-M., Kärvelo, S., Versluijs, M., Weslien, J., Björkman, C., Löfroth, T. & Hjältén, J. 2021. Ecological restoration for biodiversity conservation triggers response of bark beetle pests and their natural predators. *Forestry* 94: 115–126.
- Hekkala, A.-M., Päätaalo, M.-L., Tarvainen, O. & Tolvanen, A. 2014b. Restoration of young forests in eastern Finland: benefits for saproxylic beetles (Coleoptera). *Restoration Ecology* 22: 151159.
- Hekkala, A.-M., Tarvainen, O. & Tolvanen, A. 2014a. Dynamics of understory vegetation after restoration of natural characteristics in the boreal forests in Finland. *Forest Ecology and Management* 330: 55–66.
- Heliölä, J., Koivula, M. & Niemelä, J. 2001. Distribution of carabid beetles (Coleoptera, Carabidae) across a boreal forest-clearcut ecotone. *Conservation Biology* 15: 370–377.
- Hellberg, E., Josefsson, T., Östlund, L., 2009. The transformation of a Norway spruce dominated landscape since pre-industrial times in northern Sweden: the influence of modern forest management on forest structure. *Silva Fennica* 43: 783–797.
- Helle, P., Jokimäki, J. & Lindén, H. 1990. Metsokukkojen elinympäristövalinta Pohjois-Suomessa – radiotelemetrinen tutkimus. *Suomen Riista* 36: 72–81.
- Henriksen, A. & Kirkhusmo, A.H. 2000. Effects of clear-cutting of forest on the chemistry of a shallow groundwater aquifer in southern Norway. *Hydrology and Earth System Sciences* 4: 323–331.
- Henttonen, H. M., Nöjd, P. & Mäkinen, H. 2017. Environment-induced growth changes in the Finnish forests during 1971–2010 – an analysis based on National Forest Inventory. *Forest Ecology and Management* 386: 22–36.
- Henttonen, H.M., Nöjd, P., Suvanto, S., Heikkinen, J. & Mäkinen, H. 2019. Large trees have increased greatly in Finland during 1921–2013, but recent observations on old trees tell a different story. *Ecological Indicators* 99: 118–129.
- Hiltunen, M., Kauhala, K. & Lindén, H. 2004. Habitat use of the mountain hare *Lepus timidus* in summer: the importance of different vegetation layers. *Acta Theriologica* 49: 479–490.
- Hirvivaikotyöryhmä 2000. Hirvivaikotyöryhmä 2000:n muistio. MMM:n työryhmämuistio 11: 1–39.

- Hjältén, J., Dynesius, M., Hekkala, A.-M., Karlsson-Tiselius, A., Löfroth, T. & Mugerwa-Pettersson, R. 2018. Saproxylic insects and fire. Julkaisussa: Ulyshen, M. D. (toim.). *Saproxylic Insects: Diversity, Ecology and Conservation*. Cham, Springer International Publishing. s. 669–691.
- Hjältén, J., Hägglund, R., Löfroth, T., Roberge, J.-M., Dynesius, M. & Olsson, J. 2017. Forest restoration by burning and gap cutting of voluntary set-asides yield distinct immediate effects on saproxylic beetles. *Biodiversity and Conservation* 26: 1623–1640.
- Hjältén, J., Stenbacka, F. & Andersson, J. 2010. Saproxylic beetle assemblages on low stumps, high stumps and logs: Implications for environmental effects of stump harvesting. *Forest Ecology and Management* 260: 1149–1155.
- Hofgaard, A. 1993. Structure and regeneration patterns in a virgin *Picea abies* forest in northern Sweden. *Journal of Vegetation Science* 4: 601–608.
- Hottola, J. & Siitonen, J. 2008. Significance of woodland key habitats for polypore diversity and red-listed species in boreal forests. *Biodiversity and Conservation* 17: 2559–2577.
- Hottola, J., Ovaskainen, O. & Hanski, I. 2009. A unified measure of the number, volume and diversity of dead trees and the response of fungal communities. *Journal of Ecology* 97: 1320–1328.
- Huhta, E., Helle, P., Nivala, V. & Nikula, A. 2017. The effect of human-modified landscape structure on forest grouse broods in two landscape types. *Ecosphere* 8: e01950.
- Hurme, E., Reunanen, P., Mönkkönen, M., Nikula, A., Nivala, V. & Oksanen, J. 2007. Local habitat patch pattern of the Siberian flying squirrel in a managed boreal forest landscape. *Ecography* 30: 277–287.
- Huusko, A., Louhi, P., Marttila, M., Korhonen, P.K. & van der Meer, O. 2021. 40 vuotta koskikunnostuksia Suomessa. Yhteenvedo seurantatutkimuksista. Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus 52/2021, Luonnonvarakeskus. Helsinki. 56 s.
- Huuskonen, S., Domisch, T., Finér, L., Hantula, J., Hynynen, J., Matala, J., Miina, J., Neuvonen, S., Nevalainen, S., Niemistö, P., Nikula, A., Piri, T., Siitonen, J., Smolander, A., Tonteri, T., Uotila, K. & Viiri, H. 2021. What is the potential for replacing monocultures with mixed-species stands to enhance ecosystem services in boreal forests in Fennoscandia? *Forest Ecology and Management* 479: 118558.
- Hynninen, A., Hamberg, L., Nousiainen, H., Korpela, L. & Nieminen, M. 2011. Vegetation composition dynamics in peatlands used as buffer areas in forested catchments in southern and central Finland. *Plant Ecology* 212: 1803–1818.
- Hyvärinen, E., Juslén, A., Kemppainen, E., Uddström, A. & Liukko, U.-M. (toim.). 2019. Suomen lajien uhanalaisuus 2019. Ympäristöministeriö ja Suomen Ympäristökeskus, Helsinki.
- Hyvärinen, E., Kouki, J. & Martikainen, P. 2006. Fire and green-tree retention in conservation of red-listed and rare deadwood-dependent beetles in Finnish boreal forests. *Conservation Biology* 20: 1711–1719.
- Hyvärinen, E., Kouki, J. & Martikainen, P. 2009. Prescribed fires and retention trees help to conserve beetle diversity in managed boreal forests despite their transient negative effects on some beetle groups. *Insect Conservation and Diversity* 2: 93–105.

- Hyvärinen, E., Kouki, J., Martikainen, P. & Lappalainen, H. 2005. Short-term effects of controlled burning and green-tree retention on beetle (Coleoptera) assemblages in managed boreal forests. *Forest Ecology and Management* 212: 315–332.
- Hyvärinen, V. & Sepponen, P. 1988. Kivalon alueen paksusammalkuusikoiden puulaji- ja metsäpalohistoriaa. *Folia Forestalia* 720: 1–26.
- 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.
- Hägglund, R., Hekkala, A.-M., Hjältén, J. & Tolvanen, A. 2015. Positive effects of ecological restoration on rare and threatened flat bugs (Heteroptera: Aradidae). *Journal of Insect Conservation* 19: 1089–1099.
- Häkkilä, M., Johansson, A., Sandgren, T., Uusitalo, A., Mönkkönen, M., Puttonen, P. & Savilaakso, S. 2021. Are small protected habitat patches within boreal production forests effective in conserving species richness, abundance and community composition? A systematic review. *Environmental Evidence* 10: 2.
- Hämäläinen, A., Hujo, M., Heikkala, O., Junninen, K. & Kouki, J. 2016. Retention tree characteristics have major influence on the post-harvest tree mortality and availability of coarse woody debris in clear-cut areas. *Forest Ecology and Management* 369: 66–73.
- Hämäläinen, A., Kouki, J. & Löhmus, P. 2014. The value of retained Scots pines and their dead wood legacies for lichen diversity in clear-cut forests: the effects of retention level and prescribed burning. *Forest Ecology and Management* 324: 89–100.
- Hämäläinen, A., Kouki, J. & Löhmus, P. 2015. Potential biodiversity impacts of forest biofuel harvest: lichen assemblages on stumps and slash of Scots pine. *Canadian Journal of Forest Research* 45: 1239–1247.
- Hämäläinen, L. (toim.). 2015. Pienvesien suojele- ja kunnostusstrategia. Ympäristöministeriön raportteja 27/2015.
- Härkönen, S., Heikkilä, R., Faber, W. E. & Pehrson, Å. 1998. The influence of silvicultural cleaning on moose browsing in young Scots pine stands in Finland. *Alces* 34: 409–422.
- Hörnberg, G., Ohlson, M. & Zackrisson, O. 1995. Stand dynamics, regeneration patterns and long-term continuity in boreal old-growth *Picea abies* swamp forests. *Journal of Vegetation Science* 6: 291–298.
- Ihalainen, A. & Siitonen, J. 2006. Lahopuuston määrä talousmetsissä ja suojelualueilla VMI9:n tulosten perusteella. Julkaisussa Horne, P., Koskela, T., Kuusinen, M., Otsamo, A. & Syrjänen, K. (toim.). METSO:n jäljillä – Etelä-Suomen metsien monimuotoisuusohjelman tutkimusraportti. Maa- ja metsätalousministeriö, ympäristöministeriö, Metsäntutkimuslaitos ja Suomen ympäristökeskus. s. 78–79.
- Ilmonen, J., Mykrä, H., Virtanen, R., Paasivirta, L. & Muotka, T. 2012. Responses of spring macroinvertebrate and bryophyte communities to habitat modification: community composition, species richness, and red-listed species. *Freshwater Science* 2012 31: 657–667.

- Isokangas, E., Ronkanen, A.-K., Rossi, P.M., Marttila, H. & Kløve, B. 2019. A tracer-based method for classifying groundwater dependence in boreal headwater streams. *Journal of Hydrology* 577: 123762.
- Jalonen, J. & Vanha-Majamaa, I. 2001. Immediate effects of four different felling methods on mature boreal spruce forest understorey vegetation in southern Finland. *Forest Ecology and Management* 146: 25–34.
- Johansson, P. & Gustafsson, L. 2001. Red-listed and indicator lichens in woodland key habitats and production forests in Sweden. *Canadian Journal of Forest Research* 31: 1617–1628.
- Johansson, T., Hjältén, J., de Jong, J. & von Stedingk, H. 2013. Environmental considerations from legislation and certification in managed forest stands: a review of their importance for biodiversity. *Forest Ecology and Management* 303: 98–112.
- Johansson, T., Hjältén, J., Stenbacka, F. & Dynesius, M. 2010. Responses of eight boreal flat bug (Heteroptera: Aradidae) species to clear-cutting and forest fire. *Journal of Insect Conservation* 14: 3–9.
- Johansson, V., Gustafsson, L., Andersson, P. & Hylander, K. 2020. Fewer butterflies and a different composition of bees, wasps and hoverflies on recently burned compared to unburned clear-cuts, regardless of burn severity. *Forest Ecology and Management* 463: 118033.
- Johnson, S., Strengbom, J. & Kouki, J. 2014. Low levels of tree retention do not mitigate the effects of clearcutting on ground vegetation dynamics. *Forest Ecology and Management* 330: 67–74.
- Jokela, J., Siitonen, J. & Koivula, M. 2019. Short-term effects of selection, gap, patch and clear cutting on the beetle fauna in boreal spruce-dominated forests. *Forest Ecology and Management* 446: 29–37.
- Jokimäki, J. & Solonen, T. 2011. Habitat associations of old forest bird species in managed boreal forests characterized by forest inventory data. *Ornis Fennica* 88: 57–70.
- Jones, K.L., Poole, G.C., Meyer, J.L., Bumback, W. & Kramer, E.A. 2006. Quantifying expected ecological response to natural resource legislation: a case study of riparian buffers, aquatic habitat, and trout populations. *Ecology and Society* 11: 15.
- Jonsell, M., Nitterus, K. & Stighäll, K. 2004. Saproxyllic beetles in natural and man-made deciduous high stumps retained for conservation. *Biological Conservation* 118: 163–173.
- Jonsson, M., Burrows, R.M., Lidman, J., Fältström, E., Laudon, H. & Sponseller, R.A. 2017. Land use influences macroinvertebrate community composition in boreal headwaters through altered stream conditions. *Ambio* 46: 311–323.
- Jönsson, 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.
- Jönsson, M., Ranius, T., Ekvall, H., Bostedt, G., Dahlberg, A., Ehnström, B., Nordén, B. & Stokland, J.N. 2006. Cost-effectiveness of silvicultural measures to increase substrate availability for red-listed wood-living organisms in Norway spruce forests. *Biological Conservation* 127: 443–462.

- Jönsson, M.T., Fraver, S., Jonsson, B.G., Dynesius, M., Rydgård, 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.
- Junninen, K. (toim.). 2012. Haapametsien käävät. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja Sarja A 199. 79 s.
- Junninen, K. & Kouki, J. 2006. Are woodland key habitats in Finland hotspots for polypores (Basidiomycota)? *Scandinavian Journal of Forest Research* 21: 32–40.
- Junninen, K., Kouki, J. & Renvall, P. 2008. Restoration of natural legacies of fire in European boreal forests: an experimental approach to the effects on wood-decaying fungi. *Canadian Journal of Forest Research* 38: 202–215.
- Junninen, K., Penttilä, R. & Martikainen, P. 2007. Fallen retention aspen trees on clear-cuts can be important habitats for red-listed polypores: a case study in Finland. *Biodiversity and Conservation* 16: 475–490.
- Jyväsjärvi, J., Koivunen, I. & Muotka, T. 2020. Does the buffer width matter: Testing the effectiveness of forest certificates in the protection of headwater stream ecosystems. *Forest Ecology and Management* 478: 118532.
- Kaakinen, E., Kokko, A., Aapala, K., Autio, O., Eurola, S., Hotanen, J.-P., Kondelin, H., Lindholm, T., Nousiainen, H., Rehell, S., Ruuhijärvi, R., Sallantausta, T., Salminen, P., Tahvanainen, T., Tuominen, S., Turunen, J., Vasander, H. & Virtanen, K. 2018. Suot. Julkaisussa Kontula, T. & Raunio, A. (toim.). Suomen luontotyyppien uhanalaisuus 2018. Luontotyyppien punainen kirja. Osa 2 – luontotyyppien kuvaukset. *Suomen ympäristö* 5/2018: 321–474.
- Kaila, L., Martikainen, P. & Punttila, P. 1997. Dead trees left in clear-cuts benefit saproxylic Coleoptera adapted to natural disturbances in boreal forest. *Biodiversity and Conservation* 6: 1–18.
- Kauhala, K. & Isomursu, M. 2020. Riistarukinnan ekologiset vaikutukset – kirjallisuuskatsaus. *Suomen Riista* 66: 7–20.
- Kaukonen, M., Eskola, T., Herukka, I., Karppinen, H., Karvonen, L., Korhonen, I., Kuokkanen, P. & Ervola, A. (toim.). 2022. Metsähallitus Metsätalous Oy:n ympäristöopas. Vantaa, Metsähallitus. 129 s.
- Keto-Tokoi, P. 2018. Tutkimustietoon perustuvia suosituksia vastuullisen metsänhoidon kehittämiseksi. *WWF Suomen raportteja* 37: 1–133.
- Keto-Tokoi, P. & Siitonen, J. 2021. Puiden asukkaat. Suomen puiden seuralajit. *Gaudeamus*. 495 s.
- Keto-Tokoi, P., Koivula, M., Kuuluvainen, T., Lindberg, H., Punttila, P., Shorohova, E. & Vanha-Majamaa, I. 2021. Säästöpuumetsätaloudella monimuotoisuutta talousmetsiin. *Metsätieteen aikakauskirja* 2021: 10541.
- Klein, J., Thor, G., Low, M., Sjögren, J., Lindberg, E. & Eggers, S. 2020. What is good for birds is not always good for lichens: Interactions between forest structure and species richness in managed boreal forests. *Forest Ecology and Management* 473: 118327.

- Koivula, M. & Vanha-Majamaa, I. 2020. Experimental evidence on biodiversity impacts of variable retention forestry, prescribed burning, and deadwood manipulation in Fennoscandia. *Ecological Processes* 9: 11.
- Koivula, M. & Vanha-Majamaa, I. 2021. Eri hakkuu- ja luonnonhoitomenetelmien vaikutukset monimuotoisuuteen Fennoskandiassa. *Metsätieteen aikakauskirja* 2021–10481.
- Koivula, M., Punttila, P., Haila, Y. & Niemelä, J. 1999. Leaf litter and the small-scale distribution of carabid beetles (Coleoptera, Carabidae) in the boreal forest. *Ecography* 22: 424–435.
- Koivula, M.J., Venn, S., Hakola, P. & Niemelä, J. 2019. Responses of boreal ground beetles (Coleoptera, Carabidae) to different logging regimes ten years post-harvest. *Forest Ecology and Management* 436: 27–38.
- Koljonen, S., Louhi, P., Mäki-Petäys, A., Huusko, A. & Muotka, T. 2012. Quantifying the effects of in-stream habitat structure and discharge on leaf retention: implications for stream restoration. *Freshwater Science* 31: 1121–1130.
- 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.
- Komonen, A., Toivanen, T. & Punttila, P. 2011. Ennallistamiseen, metsäpaloihin ja tuulenkaatoihin liittyvät hyönteistuhoriskit. Julkaisussa Similä, M. & Junninen, K. (toim.). *Metsien ennallistamisen ja luonnonhoidon opas*. Metsähallitus. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja B 157: 67–70.
- Kontula, T. & Raunio, A. (toim.). 2018. Suomen luontotyyppien uhanalaisuus 2018. Luontotyyppien punainen kirja. Osa 1 - tulokset ja arvioinnin perusteet. Suomen ympäristö 5/2018. 388 s.
- Korhonen, K.T., Ahola, A., Heikkinen, J., Henttonen, H.M., Hotanen, J.-P., Ihalainen, A., Melin, M., Pitkänen, J., Rätty, M., Sirviö, M. & Strandström, M. 2021. Forests of Finland 2014–2018 and their development 1921–2018. *Silva Fennica* 55: 10662.
- Korhonen, K.T., Ihalainen, A., Kuusela, S., Punttila, P., Salminen, O. & Syrjänen, K. 2020: Metsien monimuotoisuudelle merkittävien rakennepiirteiden muutokset Suomessa vuosina 1980–2015. *Metsätieteen Aikakauskirja* 2020–10198.
- Kotiaho, J.S. & Selonen, V.A.O. 2006. Metsälain erityisen tärkeiden elinympäristöjen kartoituksen laadun ja luotettavuuden analyysi. *Suomen ympäristö* 29/2006: 1–65.
- Kouki, J. 2013. Nuoret luonnonmetsät metsien hoidon ja suojelun mallina: uusia mahdollisuuksia metsäluonnon suojeluun talousmetsissä. *Luonnon tutkija* 117: 4–19.
- Kouki, J. 2022. The FIRE experiment: Fire and tree Retention Experiment (FIRE). <https://www.jarikouki.com/fire-experiment> (viitattu 3.5.2022)
- Kouki, J., Arnold, K. & Martikainen, P. 2004. Long-term persistence of aspen - a key host for many threatened species - is endangered in old-growth conservation areas in Finland. *Journal for Nature Conservation* 12: 41–52.
- Kouki, J., Junninen, K., Mäkelä, K., Hokkanen, M., Aakala, T., Hallikainen, V., Korhonen, K. T., Kuuluvainen, T., Loiskekoski, M., Mattila, O., Matveinen, K., Punttila, P., Ruokanen, I.,

- Valkonen, S. & Virkkala, R. 2018a. Metsät. Julkaisussa Kontula, T. & Raunio, A. (toim.). Suomen luontotyyppien uhanalaisuus 2018. Luontotyyppien punainen kirja. Osa 1 – tulokset ja arvioinnin perusteet. Suomen ympäristö 5/2018: 171–201.
- Kouki, J., Junninen, K., Mäkelä, K., Hokkanen, M., Aakala, T., Hallikainen, V., Korhonen, K.T., Kuviluoto, T., Loiskekoski, M., Mattila, O., Matveinen, K., Punttila, P., Ruokanen, I., Valkonen, S. & Virkkala, R. 2018b. Metsät. Julkaisussa Kontula, T. & Raunio, A. (toim.). Suomen luontotyyppien uhanalaisuus 2018. Luontotyyppien punainen kirja. Osa 2 – luontotyyppien kuvaukset. Suomen ympäristö 5/2018: 475–567.
- 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: 348–355.
- Kreutzweiser, D.P., Hazlett, P.W. & Gunn, J.M. 2008. Logging impacts on the biogeochemistry of boreal forest soils and nutrient export to aquatic systems: a review. *Environmental Reviews* 16: 157–179.
- Kreutzweiser, D.P., Capell, S.S., & Holmes, S.B. 2009. Stream temperature responses to partial-harvest logging in riparian buffers of boreal mixedwood forest watersheds. *Canadian Journal of Forest Research* 39: 497–506.
- Kubin, E., Křeček, J. & Palán, L., 2017. Effects of Forest Practices on Water Resources Recharge in Boreal Climate. *Environmental Processes* 4: 509–522.
- 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* 334: 74–84.
- Kuglerová, L., Jyväsjärvi, J., Ruffing, C., Muotka, T., Jonsson, A., Andersson, E. & Richardson, J.S. 2020. Cutting edge: A comparison of contemporary practices of riparian buffer retention around small streams in Canada, Finland, and Sweden. *Water Resources Research* 56: e2019WR026381.
- Kunttu, P., Mussaari, M. & Rytteri, T. 2021. Kauriiden vaikutus luonnonkasveihin. Mitä tiedetään? *Lutukka* 37: 92–112.
- Kuusinen, M. 1994a. Epiphytic lichen diversity on *Salix caprea* in old-growth southern and middle boreal forests of Finland. *Annales Botanici Fennici* 31: 77–92.
- Kuusinen, M. 1994b. Pihlajan epifyyttijäkälät ja -sammalet. *Sorbifolia* 25: 137–160.
- Kuusinen, M. 1996a. Epiphyte flora and diversity on basal trunks of six old-growth forest tree species in southern and middle boreal Finland. *Lichenologist* 28: 443–463.
- Kuusinen, M. 1996b. Haavan epifyttiset jäkälät. *Sorbifolia* 27: 159–163.
- Kvasnes, M.A.J. & Storaas, T. 2007. Effects of harvesting regime on food availability and cover from predators in capercaillie (*Tetrao urogallus*) brood habitats. *Scandinavian Journal of Forest Research* 22: 241–247.
- Kärkkäinen, L., Hynynen, J., Rätty, M., Horne, P., Juutinen, A., Korhonen, K.T., Koskela, T., Miettinen, J., Maidell, M., Miina, J., Määttä, K., Otsamo, A., Punttila, P., Svensberg, M. & Syrjänen, K. 2021. Kustannusvaikuttavat keinot metsäluonnon monimuotoisuuden

- köyhtymisen pysäyttämiseksi. Valtioneuvoston selvitys- ja tutkimustoiminnan julkaisusarja 21/2021. 158 s.
- Kärvemo, S., Björkman, C., Johansson, T., Weslien, J. & Hjältén, J. 2017. Forest restoration as a double-edged sword: the conflict between biodiversity conservation and pest control. *Journal of Applied Ecology* 54: 1658–1668.
- Laaksonen, M., Punttila, P. & Siitonen, J. 2020. Early-successional saproxylic beetles inhabiting a common host-tree type can be sensitive to the spatiotemporal continuity of their substrate. *Biodiversity and Conservation* 29: 2883–2900.
- Laita, A., Mönkkönen, M. & Kotiaho, J.S. 2010: Woodland key habitats evaluated as part of a functional reserve network. *Biological Conservation* 143: 1212–1227.
- Lakka, J. & Kouki, J. 2009: Patterns of field layer invertebrates in successional stages of managed boreal forest: Implications for the declining capercaillie *Tetrao urogallus* L. population. – *Forest Ecology and Management* 257: 600–607.
- Lammi, A., Kokko, A., Kuoppala, M., Aroviita, J., Ilmonen, J., Jormola, J., Karonen, M., Kotanen, J., Luotonen, H., Muotka, T., Mykrä, H., Rintanen, T., Sojakka, P., Teeriaho, J., Teppo, A., Toivonen, H., Urho, L. & Vuori, K.-M. 2018. Sisävedet ja rannat. Julkaisussa Kontula, T. & Raunio, A. (toim.). Suomen luontotyyppien uhanalaisuus 2018. Luontotyyppien punainen kirja. Osa 2 – luontotyyppien kuvaukset. Suomen ympäristö 5/2018: 185–320.
- Lande, U.S., Herfindal, I., Willebrand, T., Moa, P.F. & Storaas, T. 2014. Landscape characteristics explain large-scale variation in demographic traits in forest grouse. *Landscape Ecology* 29: 127–139.
- Lankia, H., Wallenius, T., Várkonyi, G., Kouki, J. & Snäll, T. 2012. Forest fire history, aspen and goat willow in a Fennoscandian old-growth landscape: are current population structures a legacy of historical fires? *Journal of Vegetation Science* 23: 1159–1169.
- Larjavaara, M. 2005. Climate and forest fires in Finland - influence of lightning-caused ignitions and fuel moisture. *Dissertationes Forestales* 5: 1–35.
- Latva-Karjanmaa, T., Penttilä, R. & Siitonen, J. 2007. The demographic structure of European aspen (*Populus tremula*) populations in managed and old-growth boreal forests in eastern Finland. *Canadian Journal of Forest Research* 37: 1070–1081.
- Ledesma, J.L.J., Fitter, M.N., Blackburn, M., Lidman, F., Grabs, T., Sponseller, R.A., Laudon, H., Bishop, K.H. & Köhler, S.J. 2018. Towards an improved conceptualization of riparian zones in boreal forest headwaters. *Ecosystems* 21: 297–315.
- Lehosmaa, K., Jyväsjärvi, J., Virtanen, R., Rossi, P.M., Rados, D., Chuzhekova, T., Markkola, A., Ilmonen, J. & Muotka, T. 2017. Does habitat restoration enhance spring biodiversity and ecosystem functions? *Hydrobiologia* 793: 161–173.
- Lehosmaa, K., Jyväsjärvi, J., Ilmonen, J., Rossi, P., Paasivirta, L. & Muotka, T. 2018. Groundwater contamination and land drainage induce divergent responses in boreal spring ecosystems. *Science of The Total Environment* 639: 100–109.
- Lehosmaa, K., Muotka, T., Pirttilä A.M., Jaakola, I., Rossi, P.M. & Jyväsjärvi, J., 2021. Bacterial communities at groundwater-surface water ecotone: gradual change or abrupt

- transition points along a contamination gradient? *Environmental Microbiology* 23: 6694–6706.
- Lidman, F., Boily, Å., Laudon, H., Köhler, S.J., 2017. From soil water to surface water – how the riparian zone controls element transport from a boreal forest to a stream. *Biogeosciences* 14: 3001–3014.
- Lilja, S. & Kuuluvainen, T. 2005. Structure of *Pinus sylvestris* dominated forest stands along a geographic and human impact gradient in mid-boreal Fennoscandia. *Silva Fennica* 39: 407–428.
- Lindberg, H., Punntila, P. & Vanha-Majamaa, I. 2020. The challenge of combining variable retention and prescribed burning in Finland. *Ecological Processes* 9: 4.
- Lindberg, H., Punntila, P. & Vanha-Majamaa, I. 2021. Metsien monimuotoisuuden ylläpitämiseksi tarvitaan kulotusta ja metsäpaloalueiden suojelua. *Metsätieteen aikakauskirja* 2021–10523.
- Lindberg, H., Saaristo, L. & Nieminen, A. 2018. Tuli takaisin metsiin. *Tapion raportteja* 30: 1–30.
- Lindbladh, M. & Abrahamsson, M. 2008. Beetle diversity in high-stumps from Norway spruce thinnings. *Scandinavian Journal of Forest Research* 23: 339–347.
- Lindhe, A. & Lindelöw, Å. 2004. Cut high stumps of spruce, birch, aspen and oak as breeding substrates for saproxylic beetles. *Forest Ecology and Management* 203: 1–20.
- Lindhe, A., Åsenblad, N. & Toresson, H.-G. 2004. Cut logs and high stumps of spruce, birch, aspen and oak - nine years of saproxylic fungi succession. *Biological Conservation* 119: 443–454.
- Lindhe, A., Lindelöw, Å. & Åsenblad, N. 2005. Saproxylic beetles in standing dead wood density in relation to substrate sun-exposure and diameter. *Biodiversity and Conservation* 14: 3033–3053.
- Lindén, M., Lilja-Rothsten, S., Saaristo, L. & Keto-Tokoi, P. (toim.). 2014. Metsänhoidon suositukset riistametsänhoitoon, työopas. *Metsätalouden kehittämiskeskus Tapion julkaisuja*. 40 s.
- Linder, P. 1998. Structural changes in two virgin boreal forest stands in central Sweden over 72 years. *Scandinavian Journal of Forest Research* 13: 451–461.
- Louhi, P., Mykrä, H., Paavola, R., Huusko, A., Vehanen, T., Mäki-Petäys, A. & Muotka, T. 2011. Twenty years of stream restoration in Finland: little response by benthic macroinvertebrate communities. *Ecological Applications* 21: 1950–1961.
- Löhmus, P. & Löhmus, A. 2019: The potential of production forests for sustaining lichen diversity: a perspective on sustainable forest management. *Forests* 10: 1063.
- Löhmus, A. & Kraut, A. 2010. Stand structure of hemiboreal old-growth forests: Characteristic features, variation among site types, and a comparison with FSC-certified mature stands in Estonia. *Forest Ecology and Management* 260: 155–165.
- Ludwig, G.X. 2007. Mechanisms of population declines in boreal forest grouse. *Väitöskirja, Jyväskylän yliopisto*. 48 s.

- Lundgren Lodetti, M. 2019. Log-diversity and abundance of dead wood dependent bracket fungi and bryophytes, a comparison between spruce woodland key habitats and adjacent production forests in Östergötland, Sweden. Pro gradu, Linköpingin yliopisto. 22 s. + liitteet.
- Lundström, J., Öhman, K. & Laudon, H. 2018. Comparing buffer zone alternatives in forest planning using a decision support system, *Scandinavian Journal of Forest Research* 33: 493–501.
- Lång, K., Aro, L., Assmuth, A., Haltia, E., Hellsten, S., Larmola, T., Lempinen, H., Lindfors, L., Lohila, A., Miettinen, A., Minkkinen, K., Nieminen, M., Ollikainen, M., Ojanen, P., Sarkkola, S., Sorvali, J., Seppälä, J., Tolvanen, A., Vainio, A., Wall, A. & Vesala, T. 2022. Turvemaiden käytön vaihtoehdot hiilineutraalissa Suomessa. Suomen ilmastopaneeli. Raportti 2/2022. 86 s.
- Löyttyniemi, K. & Lääperi, A. 1988. Hirvi ja metsätalous. Helsingin yliopiston raportteja 13: 1–56.
- Mallik, A.U., Kreuzweiser, D.P. & Spalvieri, C.M. 2014. Forest regeneration in gaps seven years after partial harvesting in riparian buffers of boreal mixedwood streams. *Forest Ecology and Management* 312: 117–128.
- Maher Hasselquist, E., Kuglerová, L., Sjögren, J., Hjältén, J., Ring, E., Sponseller, R.A., Andersson, E., Lundström, J., Mancheva, I., Nordin, A. & Laudon, H. 2021. Moving towards multi-layered, mixed-species forests in riparian buffers will enhance their long-term function in boreal landscapes. *Forest Ecology and Management* 493: 119254.
- Malmström, A., Persson, T., Ahlström, K., Gongalsky, K.B. & Bengtsson, J. 2009. Dynamics of soil meso- and macrofauna during a 5-year period after clear-cut burning in a boreal forest. *Applied Soil Ecology* 43: 61–74.
- Markkanen, A. & Halme, P. 2012. Polypore communities in broadleaved boreal forests. *Silva Fennica* 46: 317–331.
- Marmor, L., Tõrra, T., Saag, L. & Randlane, T. 2011. Effects of forest continuity and tree age on epiphytic lichen biota in coniferous forests in Estonia. *Ecological Indicators* 11: 1270–1276.
- Martikainen, P. 2001. Conservation of threatened saproxylic beetles: significance of retained aspen *Populus tremula* on clearcut areas. *Ecological Bulletins* 49: 205–218.
- Martikainen, P., Kouki, J. & Heikkala, O. 2006a. The effects of green tree retention and subsequent prescribed burning on ground beetles (Coleoptera: Carabidae) in boreal pine-dominated forests. *Ecography* 29: 659–670.
- Martikainen, P., Kouki, J., Heikkala, O., Hyvärinen, E. & Lappalainen, H. 2006b. Effects of green tree retention and prescribed burning on the crown damage caused by the pine shoot beetles (*Tomicus* spp.) in pine-dominated timber harvest areas. *Journal of Applied Entomology* 130: 37–44.
- Martikainen, P., Siitonen, J., Punntila, P., Kaila, L. & Rauh, J. 2000. Species richness of Coleoptera in mature managed and old-growth boreal forests in southern Finland. *Biological Conservation* 94: 199–209.

- Marttila, M., Louhi, P., Huusko, A., Vehanen, T., Mäki-Petäys, A., Erkinaro, J., Syrjänen, J.T. & Muotka, T. 2019. Synthesis of habitat restoration impacts on young-of-the-year salmonids in boreal rivers. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 29: 1–15.
- Matala, J., Nikula, A., Pellikka, J., Aikio, S., Forsman, J., Henttonen, H., Holmala, K., Huitu, O., Jauni, M., Kojola, I., Melin, M., Paasivaara, A. & Pusenius, J. 2021. Hirvieläinten vaikutuksia yhteiskuntaan, elinkeinoihin ja ekosysteemiin. *Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus* 38/2021: 1–142.
- Matveinen-Huju, K., Niemelä, J., Rita, H. & O'Hara, R.B. 2006. Retention-tree groups in clear-cuts: do they constitute 'life-boats' for spiders and carabids? *Forest Ecology and Management* 230: 119–135.
- Matveinen-Huju, K., Koivula, M., Niemelä, J. & Rauha, A.M. 2009. Short-term effects of retention felling at mire sites on boreal spiders and carabid beetles. *Forest Ecology and Management* 258: 2388–2398.
- Matveinen, K., Lilja-Rothsten, S., Junninen, K., Bäckman, M., Eteläaho, E., Kajander, L., Kammonen, A., Korhonen, K.T., Lindberg, H., Loiskekoski, M., Musta, I., Nissinen, M., Perkiö, R., Punntila, P., Sahi, V., Syrjänen, K., Tiitinen-Salmela, S. & Tonteri, T. 2015. Metsäelinympäristöt. Julkaisussa Kotiaho, J. S., Kuusela, S., Nieminen, E. & Päivinen, J. (toim.). Elinympäristöjen tilan edistäminen Suomessa. ELITE-työryhmän mietintö elinympäristöjen tilan edistämisen priorisointisuunnitelmaksi ja arvio suunnitelman kokonaiskustannuksista. *Suomen ympäristö* 8/2015: 100–122.
- Melin, M., Mehtätalo, L., Miettinen, J., Tossavainen, S. & Packalen, P. 2016. Forest structure as a determinant of grouse brood occurrence - an analysis linking LiDAR data with presence/absence field data. *Forest Ecology and Management* 380: 202–211.
- Melin, M., Miettinen, J., Hotanen, J.-P. & Helle, P. 2020. Kotiläksyjä kanalinnuista ja metsän rakenteesta – mikään metsä ei yksinään ole riittävä. *Metsätieteen aikakauskirja* 2020–10443.
- Metsien ennallistamisen ja luonnonhoidon asiantuntijaryhmä Metsä-ELO. 2018. Tuli Suomen metsissä -teemakokous. Julkaisussa Lindberg, H., Saaristo, L. & Nieminen, A. (toim.). Tuli takaisin metsiin. *Tapion raportteja* 30: 19–25.
- Metsähallitus. 2021. Uhanalaiset lajit Metsähallituksen luupissa – tavoitteena lajiston ja metsänkäsittelyn yhteensovittaminen. URL <https://www.metsa.fi/tiedotteet/uhanalaiset-lajit-metsahallituksen-luupissa-tavoitteena-lajiston-ja-metsankasittelyn-yhteensovittaminen/> (viitattu 20.5.2022)
- Metsäkeskus ja Metsäntutkimuslaitos 2014. Kirjanpainajatuhojen torjuntaopas. Onko metsäsäsi kuolleita kuusia tai myrskytuhopuita? 8 s.
- Miettinen, J. 2011. Metson elinympäristöt talousmetsissä. *Suomen Riista* 57: 18–36.
- Miettinen, J., Helle, P. & Nikula, A. 2005. Lek area characteristics of capercaillie (*Tetrao urogallus*) in eastern Finland as analysed from satellite-based forest inventory data. *Scandinavian Journal of Forest Research* 20: 358–369.
- Miettinen, J., Helle, P., Nikula, A. & Niemelä, P. 2008. Large-scale landscape composition and capercaillie (*Tetrao urogallus*) density in Finland. *Annales Zoologici Fennici* 45: 161–173.

- Miettinen, J., Helle, P., Nikula, A. & Niemelä, P. 2010. Capercaillie (*Tetrao urogallus*) habitat characteristics in north-boreal Finland. *Silva Fennica* 44: 235–254.
- Miina, J., Hotanen, J.-P. & Salo, K. 2009. Modelling the abundance and temporal variation in the production of bilberry (*Vaccinium myrtillus* L.) in Finnish mineral soil forests. *Silva Fennica* 43: 577–593.
- 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.
- Moor, H., Nordén, J., Penttilä, R., Siitonen, J. & Snäll, T. 2021. Long-term effects of colonization–extinction dynamics of generalist versus specialist wood-decaying fungi. *Journal of Ecology* 109: 491–503.
- Mykrä, H., Annala, M., Hilli, A., Hotanen, J.-P., Hokajärvi, R., Karttunen, K., Kesälä, M., Kuoppala, M., Leinonen, A., Marttila, H., Meriö, L.-J., Piirainen, S., Porvari, P., Salmivaara, A. & Vaso, A. 2022. GIS-based planning of buffer zones for protection of streams and their riparian forests. *Käsikirjoitus*.
- Mäenpää, H., Peura, M., Halme, P., Siitonen, J., Mönkkönen, M. & Oldén, A. 2020. Windthrow in streamside key habitats: Effects of buffer strip width and selective logging. *Forest Ecology and Management* 475: 118405.
- Mäkipää, R., Rajala, T., Schigel, D., Rinne, K.T., Pennanen, T., Abrego, N. & Ovaskainen, O. 2017. Interactions between soil- and dead wood-inhabiting fungal communities during the decay of Norway spruce logs. *The ISME Journal* 11: 1964–1974.
- Mönkkönen, M., Reunanen, P., Kotiaho, J. S., Juutinen, A., Tikkanen, O.-P. & Kouki, J. 2011. Cost-effective strategies to conserve boreal forest biodiversity and long-term landscape-level maintenance of habitats. *European Journal of Forest Research* 130: 717–727.
- Mönkkönen, M., Aakala, T., Blattert, C., Burgas, D., Dufлот, R., Eyvindson, K., Kouki, J., Laaksonen, T. & Punttila, P. 2022. More wood but less biodiversity in forests in Finland: a historical evaluation. *Memoranda Societatis pro Fauna et Flora Fennica* 98 (Supplement 2): 1–11.
- Nikula, A., Matala, J., Hallikainen, V., Pusenius, J., Ihalainen, A., Kukko, T. & Korhonen, K.T. 2021. Modelling the effect of moose *Alces alces* population density and regional forest structure on the amount of damage in forest seedling stands. *Pest Management Science* 77: 620–627.
- Nilsson, S.G., Niklasson, M., Hedin, J., Aronsson, G., Gutowski, J.M., Linder, P., Ljungberg, H., Mikusiński, G. & Ranius, T. 2002. Densities of large living and dead trees in old-growth temperate and boreal forests. *Forest Ecology and Management* 161: 189–204.
- Nordén, B., Paltto, H., Claesson, C. & Götmark, F. 2012. Partial cutting can enhance epiphyte conservation in temperate oak-rich forests. *Forest Ecology and Management* 270: 35–44.
- Nordén, J., Åström, J., Josefsson, T., Blumentrath, S., Ovaskainen, O., Sverdrup-Thygeson, A. & Norden, B. 2018. At which spatial and temporal scales can fungi indicate habitat connectivity? *Ecological Indicators* 91: 138–148.
- Nuutinen, Y., Saksa, T. & Saarinen, V.-M. 2020. Harvennustavan vaikutus koneellisen hakkuun tehokkuuteen, harvennuskertymään ja kasvatettavaan puustoon nuorissa metsissä:

- kirjallisuuskatsaus. Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus 61/2020. Luonnonvarakeskus. Helsinki. 26 s.
- Nuutinen, Y., Miina J., Saksa, T., Bergström, D., Routa, J. 2021. Comparing the characteristics of boom-corridor and selectively thinned stands of Scots pine and birch. *Silva Fennica* 55: 10462.
- Ojanen, P., Aapala, K., Hotanen, J.-P., Kokko, A., Kortelainen, P., Marttila, H., Nieminen, M., Nieminen, T.M., Punntila, P., Rehell, S., Sallantausta, T., Sarkkola, S., Tiainen, J., Turunen, J., Valpola, S., Vasander, H., Vähäkuopus, T. & Minkkinen, K. 2020. Ojituksen vaikutus luonnon monimuotoisuuteen, ilmastoon ja vesistöihin – yhteenveto. *Suo* 71: 93–114.
- Oldén, A., Peura, M., Saine, S., Kotiaho, J.S. & Halme, P. 2019a. The effect of buffer strip width and selective logging on riparian forest microclimate. *Forest Ecology and Management* 453: 117623.
- Oldén, A., Selonen, V.A.O., Lehtonen, E. & Kotiaho, J.S. 2019b. The effect of buffer strip width and selective logging on streamside plant communities. *BMC Ecology* 19: 9.
- Olsson, J. & Jonsson, B.G. 2010. Restoration fire and wood-inhabiting fungi in a Swedish *Pinus sylvestris* forest. *Forest Ecology and Management* 259: 1971–1980.
- Ovaskainen, H., Poikela, A. & Karhumaa, M. 2021. Vyöhykeharvennusmenetelmän vaikutus hakkuun ajanmenekkiin ja tuottavuuteen. *Metsätehon tulosalvosarja* 10/2021.
- Pasanen, H., Juutilainen, K. & Siitonen, J. 2019. Responses of polypore fungi following disturbance-emulating harvesting treatments and deadwood creation in boreal Norway spruce dominated forests. *Scandinavian Journal of Forest Research* 34: 557–568.
- PEFC Suomi – Suomen Metsäsertifiointi ry. 2022. Metsien kestävän hoidon ja käytön vaatimukset. PEFC FI 1002:2022. 60 s.
- Pellikka, J., Kauhala, K., Holmala, K. & Forsman, L. 2020. Riistan ruokinta ja metsästys. *Suomen Riista* 66: 21–37.
- Penttilä, R., Junninen, K., Punntila, 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.
- Penttilä, R. & Kotiranta, H. 1996. Short-term effects of prescribed burning on wood-rotting fungi. *Silva Fennica* 30: 399–419.
- 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.
- Perhans, K., Appelgren, L., Jonsson, F., Nordin, U., Söderström, B. & Gustafsson, L. 2009. Retention patches as potential refugia for bryophytes and lichens in managed forest landscapes. *Biological Conservation* 142: 1125–1133.
- Perhans, K., Gustafsson, L., Jonsson, F., Nordin, U. & Weibull, H. 2007. Bryophytes and lichens in different types of forest set-asides in boreal Sweden. *Forest Ecology and Management* 242: 374–390.

- Peura, M., Oldén, A., Elo, M., Kotiaho, J.S., Mönkkönen, M. & Halme, P. 2020. The effect of buffer strip width and selective logging on streamside polypore communities. *Canadian Journal of Forest Research* 50: 717–725.
- Peura, M., Bäck, J., Jokimäki, J., Kallio, K.P., Ketola, T., Laine, I., Lakka, H.-K., Lehikoinen, A., Nieminen, T.M., Nieminen, M., Oksanen, E., Repo, A., Pappila, M. & Kotiaho, J.S. 2022. Jatkuvapeitteisen metsänkäsittelyn vaikutukset luonnon monimuotoisuuteen, vesistöihin, ilmastoon, virkistyskäyttöön ja metsätuhoriskeihin. *Suomen Luontopaneelin julkaisuja* 1B/2022. 82 s.
- Pitkänen, A., Turunen, J. & Tolonen, K. 1999. The role of fire in the carbon dynamics of a mire, eastern Finland. *Holocene* 9: 453–462.
- Pitkänen, A., Huttunen, P., Tolonen, K. & Jungner, H. 2003. Long-term fire frequency in the spruce-dominated forests of the Ulvinsalo strict nature reserve, Finland. *Forest Ecology and Management* 176: 305–319.
- Punntila, P. 2005. Liite 3. Täydennyksiä metsäelinympäristöjä käsittelevään kappaleeseen 3.2. Julkaisussa Hildén, M., Auvinen, A.-P. & Primmer, E. (toim.). Suomen biodiversiteettiohjelman arviointi. *Suomen ympäristö* 770: 222–227.
- Punntila, P. 2000. Metsien suojelualueverkon merkitys lahopuukovakuoriaisten elinkelpoisten populaatioiden säilymiselle Etelä-Suomessa. Julkaisussa Heikkinen, R., Punntila, P., Virkkala, R., & Rajasärkkä, A. (toim.). Suojelualueverkon merkitys metsälajistolle: lehtojen putkilokasvit, metsien lahopuukovakuoriaiset, havu- ja sekametsien linnut. *Suomen ympäristö* 440: 49–96.
- Punntila, P. 2020a. Metsät. Julkaisussa Pöyry, J. & Aapala, K. (toim.). Lajit ja luontotyypit muuttuvassa ilmastossa. Suomen ympäristökeskuksen raportteja 2/2020: 97–109.
- Punntila, P. 2020b. Metsäsertifioinnin historia metsäluonnon monimuotoisuuden turvaajana Suomessa – turvan taso lakitasoon verrattuna. Julkaisussa Auvinen, A.-P., Kemppainen, E., Jäppinen, J.-P., Heliölä, J., Holmala, K., Jantunen, J., Koljonen, M.-L., Kolström, T., Lummiaro, R., Punntila, P., Venesjärvi, R., Virkkala, R. & Ahlroth, P. (toim.). Suomen biodiversiteettistrategian ja toimintaohjelman 2012–2020 toteutuksen ja vaikutusten arviointi. Valtioneuvoston selvitys- ja tutkimustoiminnan julkaisusarja 36/2020: 263–273.
- Pykälä, J. 2004. Effects of new forestry practices on rare epiphytic macrolichens. *Conservation Biology* 18: 831–838.
- Pykälä, J. 2007. Implementation of Forest Act habitats in Finland: does it protect the right habitats for threatened species? *Forest Ecology and Management* 242: 281–287.
- Pykälä, J. 2019. Avainbiotooppien merkitys epifyyttijäkelille. *Metsätieteen aikakauskirja* 2019/10170: 1–21.
- Pykälä, J., Heikkinen, R.K., Toivonen, H. & Jääskeläinen, K. 2006. Importance of Forest Act habitats for epiphytic lichens in Finnish managed forests. *Forest Ecology and Management* 223: 84–92.
- Pörtner, H.-O., Bock, C. & Mark, F.C. 2017. Oxygen- and capacity-limited thermal tolerance: bridging ecology and physiology. *Journal of Experimental Biology* 220: 2685–2696.

- 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: 51–61.
- Rabinowitsch-Jokinen, R., Laaka-Lindberg, S. & Vanha-Majamaa, I. 2012. Immediate effects of logging, mounding and removal of logging residues on epiphytic species in managed boreal Norway spruce stands in Southern Finland. *Journal of Sustainable Forestry* 31: 205–229.
- Rajakallio, M., Jyväsjärvi, J., Muotka, T. & Aroviita, J. 2021. Blue consequences of the green bioeconomy: Clear-cutting intensifies the harmful impacts of land drainage on stream invertebrate biodiversity. *Journal of Applied Ecology* 58: 1523–1532.
- 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., Jonsson, B.G. & Kruys, N. 2004. Modeling dead wood in Fennoscandian old-growth forests dominated by Norway spruce. *Canadian Journal of Forest Research* 34: 1025–1034.
- Ranius, T., Bohman, P., Hedgren, O., Wikars, L.-O. & Caruso, A. 2014b. Metapopulation dynamics of a beetle species confined to burned forest sites in a managed forest region. *Ecography* 37: 797–804.
- Ranius, T., Caruso, A., Jonsell, M., Juutinen, A., Thor, G. & Rudolphi, J. 2014a. Dead wood creation to compensate for habitat loss from intensive forestry. *Biological Conservation* 169: 277–284.
- Ranlund, Å., Hylander, K., Johansson, V., Jonsson, F., Nordin, U. & Gustafsson, L. 2018. Epiphytic lichen responses to environmental change due to clear-cutting differ among tree taxa. *Journal of Vegetation Science* 29: 1065–1074.
- Remm, L., Vaikre, M., Rannap, R. & Kohv, M. 2018. Amphibians in drained landscapes: Conservation opportunities for commercial forests and protected sites. *Forest Ecology and Management* 428: 87–92.
- Reunanen, P., Mönkkönen, M. & Nikula, A. 2000. Managing boreal forest landscapes for flying squirrels. *Conservation Biology* 14: 218–226.
- Reunanen, P., Mönkkönen, M. & Nikula, A. 2002. Habitat requirements of the Siberian flying squirrel in northern Finland: comparing field survey and remote sensing data. *Annales Zoologici Fennici* 39: 7–20.
- Reunanen, P., Mönkkönen, M., Nikula, A., Hurme, E., & Nivala, V. 2004. Assessing landscape thresholds for the Siberian flying squirrel. *Ecological Bulletins* 51: 277–286.
- Rheault, H., Drapeau, P., Bergeron, Y. & Esseen, P.-A. 2003. Edge effects on epiphytic lichens in managed black spruce forests of eastern North America. *Canadian Journal of Forest Research* 33: 23–32.
- Rhoades, C.C., Chow, A.T., Covino, T.P., Fegal, T.S., Pierson, D.N. & Rhea, A.E. 2019. Legacy of a severe wildfire on stream nitrogen and carbon in headwater catchments. *Ecosystems* 22: 643–657.

- Richardson, J.S. & Béraud, S. 2014. Effects of riparian forest harvest on streams: a meta-analysis. *Journal of Applied Ecology* 51: 1712–1721.
- Richardson, J.S., 2019. Biological diversity in headwater streams. *Water* 11: 366.
- 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.
- Rodríguez, A. & Kouki, J. 2015. Emulating natural disturbance in forest management enhances pollination services for dominant *Vaccinium* shrubs in boreal pine-dominated forests. *Forest Ecology and Management* 350: 1–12.
- Rodríguez, A. & Kouki, J. 2017. Disturbance-mediated heterogeneity drives pollinator diversity in boreal managed forest ecosystems. *Ecol. Appl.* 27: 589–602.
- Rodríguez, A., Pohjoismäki, J.L. O. & Kouki, J. 2019. Diversity of forest management promotes parasitoid functional diversity in boreal forests. *Biological Conservation* 238: 108205.
- Rolstad, J. 1989. Habitat and range use of capercaillie *Tetrao urogallus* L. in southcentral Scandinavian boreal forests, with special reference to the influence of modern forestry. – Väitöskirja, Department of Nature Conservation, Agricultural University of Norway.
- Rolstad, J., Rolstad, E. & Wegge, P. 2007. Capercaillie *Tetrao urogallus* lek formation in young forest. *Wildlife Biology* 13 (S1): 59–67.
- Rolstad, J. & Wegge, P. 1989. Effects of cutting Capercaillie (*Tetrao urogallus*) leks. II. Cutting Experiments in Southeastern Norway. *Scandinavian Journal of Forest Research* 4: 111–127.
- Romakkaniemi, A., Jounela, P. & van der Meer, O. 2020. The impact of groundwater upwelling on the Tornionjoki trout: Project report. *Natural resources and bioeconomy studies* 70/2020: 1–29.
- Routa, J. & Huuskonen, S. (toim.). 2022. Jatkovapeitteinen metsänkasvatus. Synteesiraportti. Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus 40/2022. Luonnonvarakeskus, Helsinki. 132 s.
- Rubene, D., Wikars, L.-O. & Ranius, T. 2014. Importance of high quality early-successional habitats in managed forest landscapes to rare beetle species. *Biodiversity and Conservation* 23: 449–466.
- Rudolphi, J., Caruso, A., von Cräutlein, M., Laaka-Lindberg, S., Ryömä, R. & Berglund, H. 2011. Relative importance of thinned and clear-cut stands for bryophyte diversity on stumps. *Forest Ecology and Management* 261: 1911–1918.
- Ruete, A., Snäll, T. & Jönsson, M. 2016. Dynamic anthropogenic edge effects on the distribution and diversity of fungi in fragmented old-growth forests. *Ecological Applications* 26: 1475–1485.
- Runnel, K., Rosenvald, R. & Lõhmus, A. 2013. The dying legacy of green-tree retention: Different habitat values for polypores and wood-inhabiting lichens. *Biological Conservation* 159: 187–196.

- Rusanen, K., Finér, L., Antikainen, M., Korkka-Niemi, K., Backman, B. & Britschgi, R. 2004. The effect of forest cutting on the quality of groundwater in large aquifers in Finland. *Boreal Environment Research* 9: 253–261.
- Saaristo, L., Korhonen, K.T., Laitinen, J., Partanen, J., Pasanen, H., Punttila, P. & Siitonen, J. 2020. Kustannustehokas luonnonhoidon laadun seurantatiedon kerääminen. Tapio Oy, Helsinki. Tapion julkaisuja. 19 s.
- Saaristo, L., Perkiö, R., Lindberg, H. & Pasanen, H. 2019. Tulen avulla talousmetsä suojelualueeksi. Tapion raportteja 39: 1–37.
- Saaristo, L. & Vanhatalo, K. (toim.). 2019. Metsänhoidon suositukset talousmetsien luonnonhoitoon, työopas. Tapion julkaisuja. 102 s.
- Salo, K., Domisch, T. & Kouki, J. 2019. Forest wildfire and 12 years of post-disturbance succession of saprotrophic macrofungi (Basidiomycota, Ascomycota). *Forest Ecology and Management* 451: 117454.
- Salo, K. & Kouki, J. 2018. Severity of forest wildfire had a major influence on early successional ectomycorrhizal macrofungi assemblages, including edible mushrooms. *Forest Ecology and Management* 415–416: 70–84.
- Salmelin, J., Hämäläinen, H., Vuori, K-M. & Nieminen, M. 2020. Puuaineksen lisäyksen mahdollisuudet ravinteiden pidättäjänä ja eliöstön monipuolistajana kuormitetuissa vesistöissä: kirjallisuuskatsaus. PuuMaVesi-hankeraportti. 44 s.
- Santangeli, A., Wistbacka, R., Hanski, I.K. & Laaksonen, T. 2013. Ineffective enforced legislation for nature conservation: a case study with Siberian flying squirrel and forestry in a boreal landscape. *Biological Conservation* 157: 237–244.
- Santaniello, F., Djupström, L.B., Ranius, T., Weslien, J., Rudolphi, J. & Sonesson, J. 2017. Simulated long-term effects of varying tree retention on wood production, dead wood and carbon stock changes. *Journal of Environmental Management* 201: 37–44.
- Schroeder, L.M., Ranius, T., Ekblom, B. & Larsson, S. 2006. Recruitment of saproxylic beetles in high stumps created for maintaining biodiversity in a boreal forest landscape. *Canadian Journal of Forest Research* 36: 2168–2178.
- Selonen, V., Hanski, I.K. & Stevens, P.C. 2001. Space use of the Siberian flying squirrel *Pteromys volans* in fragmented forest landscapes. *Ecography* 24: 588–600.
- Selonen, V.A.O. & Kotiaho, J. 2013. Buffer strips can pre-empt extinction debt in boreal streamside habitats. *BMC Biology* 13: 24.
- Selonen, V.A.O., Mussaari, M., Toivanen, T. & Kotiaho, J.S. 2011. The conservation potential of brook-side key habitats in managed boreal forests. *Silva Fennica* 45: 1041–1052.
- 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.
- Siira-Pietikäinen, A. & Haimi, J. 2009. Changes in soil fauna 10 years after forest harvestings: comparison between clear felling and green-tree retention methods. *Forest Ecology and Management* 258: 332–338.

- Siitonen, J. 1999. Haavan merkitys metsäluonnon monimuotoisuudelle. Julkaisussa Hynynen, J. & Viherä-Aarnio, A. (toim.). Haapa – monimuotoisuutta metsään ja metsätalouteen. Metsätutkimuslaitoksen tiedonantoja 725: 71–82.
- Siitonen, J. 2001: Forest management, coarse woody debris and saproxylic organisms: Fennoscandian boreal forests as an example. *Ecological Bulletins* 49: 11–41.
- Siitonen, J. & Koivula, M. 2022: Monimuotoisuus. Julkaisussa Routa, J. & Huuskonen, S. (toim.). Jatkuvapeitteinen metsänkasvatus. *Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus* 40/2022: 75–83.
- Siitonen, J. & Penttilä, R. 2022. Alustavia tuloksia vanhemmilla säästöpuuhakkuilla esiintyvistä uhanalaisista lajistosta. Julkaisussa Koskela, T., Anttila, S., Aapala, K. & Muttilainen, H. (toim.). METSO-tilannekatsaus 2021: Etelä-Suomen metsien monimuotoisuuden toimitaohjelma 2008–2025. *Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus* 53/2022. Luonnonvarakeskus. Helsinki. s. 43–47.
- Siitonen, J. & Saaristo, L. 2000. Habitat requirements and conservation of *Pytho kolwensis*, a beetle species of old-growth boreal forest. *Biological Conservation* 94: 211–220.
- Siitonen, J., Hottola, J. & Immonen, A. 2009. Differences in stand characteristics between brookside key habitats and managed forests in Southern Finland. *Silva Fennica* 43: 21–37.
- Siitonen, J., Martikainen, P., Punttila, P. & Rauh, J. 2000. Coarse woody debris and stand characteristics in mature managed and old-growth boreal mesic forests in southern Finland. *Forest Ecology and Management* 128: 211–225.
- Siitonen, J., Penttilä, R. & Ihalainen, A. 2012. METSO-ohjelman uusien pysyvien ja määräaikaisten suojelualueiden ekologinen laatu Uudenmaan alueella. *Metsätieteen aikakauskirja* 4/2012: 259–283.
- Siitonen, J., Punttila, P., Korhonen, K.T., Heikkinen, J., Laitinen, J., Partanen, J., Pasanen, H. & Saaristo, L. 2020. Talousmetsien luonnonhoidon kehitys vuosina 1995–2018 luonnonhoidon laadun arvioinnin sekä valtakunnan metsien inventoinnin tulosten perusteella. *Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus* 69/2020. Luonnonvarakeskus. Helsinki. 71 s.
- 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.
- Silvennoinen, H. 2013. Metsämaiseman kauneus ja metsänhoidon vaikutus koettuun maisemaan metsikkötasolla. *Dissertationes Forestales* 242. 86 s.
- Silver, T., Joensuu, S. & Pakkala, M. 2009. Laskeutusaltaiden tila ja tyhjennystarve Lounais-Suomen vanhoilla ojitusalueilla. *Suo* 60: 37–46.
- 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.
- Sippola, A.-L., Mönkkönen, M. & Renvall, P. 2005. Polypore diversity in the herb-rich woodland key habitats of Koli National Park in eastern Finland. *Biological Conservation* 126: 260–269.

- Sirkiä, S., Helle, P., Lindén, H., Nikula, A., Norrdahl, K., Suorsa, P. & Valkeajarvi, P. 2011a. Persistence of Capercaillie (*Tetrao urogallus*) lekking areas depends on forest cover and fine-grain fragmentation of boreal forest landscapes. *Ornis Fennica* 88: 14–29.
- Sirkiä, S., Lindén, A., Helle, P., Nikula, A., Knape, J. & Linden, H. 2010. Are the declining trends in forest grouse populations due to changes in the forest age structure? A case study of Capercaillie in Finland. *Biological Conservation* 143: 1540–1548.
- Sirkiä, S., Nikula, A., Helle, P., Lindén, H., Norrdahl, K., Suorsa, P. & Valkeajärvi, P. 2011b. Contemporary mature forest cover does not explain the persistence of Capercaillie (*Tetrao urogallus*) lekking areas in Finland. *Ornis Fennica* 88: 208–216.
- Snäll, T., Ribeiro Jr., P. J. & Rydin, H. 2003. Spatial occurrence and colonisations in patch-tracking metapopulations: local conditions versus dispersal. *Oikos* 103: 566–578.
- Soomets, E., Lõhmus, A. & Rannap, R. 2017. Brushwood removal from ditch banks attract breeding frogs in drained forests. *Forest Ecology and Management* 384: 1–5.
- Speight, M.C.D. 1989. Saproxylic invertebrates and their conservation. Strasbourg, Council of Europe. 82 s.
- Stenroos, S., Velmala, S., Pykälä, J. & Ahti, T. (toim.) 2016. Lichens of Finland. Helsinki Finnish Museum of Natural History. 895 s.
- Stuen, O.H. & Spidsø, T.K. 1988. Invertebrate abundance in different forest habitats as animal food available to capercaillie *Tetrao urogallus* chicks. *Scandinavian Journal of Forest Research* 3: 527–532.
- Suomen ympäristökeskus 2022. Paikkatietoon ja luontoarvoihin perustuva pienvesien suojavaikotyhkeiden suunnittelu (GIS-SUS) -hankesivut. https://www.syke.fi/fi-FI/Tutkimus_kehittaminen/Tutkimus_ja_kehittamishankkeet/Hankkeet/Paikkatietoon_ja_luontoarvoihin_perustuva_pienvesien_suojavyohykeiden_suunnittelu_GISSUS (viitattu 20.5.2022)
- Suominen, M., Junninen, K. & Kouki, J. 2019. Diversity of fungi in harvested forests 10 years after logging and burning: polypore assemblages on different woody substrates. *Forest Ecology and Management* 446: 63–70.
- 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.
- Suominen, O., Edenius, L., Ericsson, G. & de Dios, V.R. 2003. Gastropod diversity in aspen stands in coastal northern Sweden. *Forest Ecology and Management* 175: 403–412.
- Suurkuukka, H., Virtanen, R., Suorsa, V., Soininen, J., Paasivirta, L. & Muotka, T. 2014. Woodland key habitats and stream biodiversity: does small-scale terrestrial conservation enhance the protection of stream biota? *Biological Conservation* 170: 10–19.
- Sverdrup-Thygeson, A. & Ims, R.A. 2002. The effect of forest clearcutting in Norway on the community of saproxylic beetles on aspen. *Biological Conservation* 106: 347–357.

- Sweeney, B.W. & Newbold, D.J. 2014. Streamside forest buffer width needed to protect stream water quality, habitat, and organisms: a literature review. *Journal of the American Water Resources Association* 50: 560–584.
- Thorn, S., Seibold, S., Heikkala, O., Koivula, M., Venugopal, P. & Kouki, J. 2018. New records of Northern bats (*Eptesicus nilssonii*) in boreal clear cuts emphasize the value of green-tree retention for conservation. *Nyctalus* 19: 22–26.
- Tikkanen, O.-P., Heinonen, T., Kouki, J. & Matero, J. 2007. Habitat suitability models of saproxylic red-listed boreal forest species in long-term matrix management: cost-effective measures for multi-species conservation. *Biological Conservation* 140: 359–372.
- Tikkanen, O.-P., Matero, J., Mönkkönen, M., Juutinen, A. & Kouki, J. 2012. To thin or not to thin: bio-economic analysis of two alternative practices to increase amount of coarse woody debris in managed forests. *European Journal of Forest Research* 131: 1411–1422.
- Timonen, J., Gustafsson, L., Kotiaho, J.S. & Mönkkönen, M. 2011. Hotspots in cold climate: conservation value of woodland key habitats in boreal forests. *Biological Conservation* 144: 2061–2067.
- Timonen, J., Siitonen, J., Gustafsson, L., Kotiaho, J.S., Stokland, J.N., Sverdrup-Thygeson, A. & Mönkkönen, M. 2010. Woodland key habitats in northern Europe: concepts, inventory and protection. *Scandinavian Journal of Forest Research* 25: 309–324.
- Toivanen, T. & Kotiaho, J. 2007a. Mimicking natural disturbances of boreal forests: the effects of controlled burning and creating dead wood on beetle diversity. *Biodiversity and Conservation* 16: 3193–3211.
- Toivanen, T. & Kotiaho, J.S. 2007b. Burning of logged sites to protect beetles in managed boreal forests. *Conservation Biology* 21: 1562–1572.
- Toivanen, T., Heikkilä, T. & Koivula, M.J. 2014. Emulating natural disturbances in boreal Norway spruce forests: effects on ground beetles (Coleoptera, Carabidae). *Forest Ecology and Management* 314: 64–74.
- Tolkkinen, M.J., Heino, J., Ahonen, S.H.K., Lehosmaa, K., Mykrä, H. 2020. Streams and riparian forests depend on each other: A review with a special focus on microbes. *Forest Ecology and Management* 462: 117962.
- Tolonen, K. & Pitkänen, A. 2004. Kulojen toistuvuus ja merkitys jääkauden jälkeisenä aikana Suomessa. *Metsätieteen aikakauskirja* 4/2004: 224–228.
- Tolonen, J., Leka, J., Yli-Heikkilä, K., Hämäläinen, L. & Halonen, L. 2019. Pienvesiopas. Pienvesien tunnistaminen ja lainsäädäntö. Suomen ympäristökeskuksen raportteja 36/2019.
- Tomppo, E. & Joensuu, J. 2003. Hirvieläinten aiheuttamat metsätuhot Etelä-Suomessa Valta-kunnan metsien 8. ja 9. inventoinnin mukaan. *Metsätieteen aikakauskirja* 4/2003: 507–535.
- Turunen, J., Elbrecht, V., Steinke, D. & Aroviita, J. 2021. Riparian forests can mitigate warming and ecological degradation of agricultural headwater streams. *Freshwater Biology* 66: 785–798.

- Uliczka, H. & Angelstam, P. 2000. Assessing conservation values of forest stands based on specialised lichens and birds. *Biological Conservation* 95: 343–351.
- Utterer, J., Maltamo, M. & Hotanen, J.-P. 1997. The structure of forest stands in virgin and managed peatlands: a comparison between Finnish and Russian Karelia. *Forest Ecology and Management* 96: 125–138.
- Valkeajärvi, P. & Ijäs, L. 1986. Metson soidinpaikkavaatimuksista Keski-Suomessa. *Suomen Riista* 33: 5–18.
- Valkonen, S., Rautio, P., Hökkä, H. & Saarinen, M. 2022. Metsän uudistuminen. Teoksessa Routa, J. & Huuskonen, S. (toim.). *Jatkuvapitteinen metsänkasvatus. Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus 40/2022*: 19–34.
- Valtioneuvosto. 2019. Pääministeri Sanna Marinin hallituksen ohjelma 10.12.2019. 2019. Osallistava ja osaava suomi – sosiaalisesti, taloudellisesti ja ekologisesti kestävä yhteiskunta. Valtioneuvoston julkaisuja 2019/31: 1–213.
- Vanha-Majamaa, I. & Jalonen, J. 2001: Green tree retention in Fennoscandian forestry. *Scandinavian Journal of Forest Research Suppl.* 3: 79–190.
- 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: 77–88.
- Vanha-Majamaa, I., Shorohova, E., Kushnevskaia, H. & Jalonen, J. 2017. Resilience of understory vegetation after variable retention felling in boreal Norway spruce forests: a ten-year perspective. *Forest Ecology and Management* 393: 12–28.
- Versluijs, M., Eggers, S., Hjältén, J., Löfroth, T. & Roberge, J.-M. 2017. Ecological restoration in boreal forest modifies the structure of bird assemblages. *Forest Ecology and Management* 401: 75–188.
- Wall, A., Syrjänen, K. & Punttila, P. 2021. Tavoite 6: Metsitys ja puiden istutus. Julkaisussa Kärkäinen, L. & Koljonen, S. (toim.). *Arvio EU:n biodiversiteettistrategian 2030 vaikutuksista Suomessa. Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus 75/2021*: 166–176.
- Wallace, J.B. & Eggert, S.L. 2015. Terrestrial and longitudinal linkages of headwater streams. *Southeastern Naturalist* 14(sp7): 65–86.
- Wallenius, T.H., Pitkänen, A., Kuuluvainen, T., Pennanen, J. & Karttunen, H. 2005. Fire history and forest age distribution of an unmanaged *Picea abies* dominated landscape. *Canadian Journal of Forest Research* 35: 1540–1552.
- Wikars, L.-O. 1992. Skogsbränder och insekter. *Entomologisk Tidskrift* 113: 1–11.
- Wikars, L.-O. & Schimmel, J. 2001. Immediate effects of fire-severity on soil invertebrates in cut and uncut pine forests. *Forest Ecology and Management* 141: 189–200.
- Wikberg, S., Perhans, K., Kindstrand, C., Djupström, L.B., Boman, M., Mattsson, L., Schroeder, L. M., Weslien, J. & Gustafsson, L. 2009. Cost-effectiveness of conservation strategies implemented in boreal forests: The area selection process. *Biological Conservation* 142: 614–624.

- Wipfli, M.S., Richardson, J.S. & Naiman, R.J. 2007. Ecological linkages between headwaters and downstream ecosystems: Transport of organic matter, invertebrates, and wood down headwater channels. *Journal of the American Water Resources Association* 43: 72–85.
- Ylisirniö, A.-L. & Hallikainen, V. 2018. Retention patches maintain diversity of epiphytic and epixylic indicator lichens more effectively than solitary trees. *Scandinavian Journal of Forest Research* 33: 320–331.
- Ylisirniö, A.-L., Mönkkönen, M., Hallikainen, V., Ranta-Maunu, T. & Kouki, J. 2016. Woodland key habitats in preserving polypore diversity in boreal forests: Effects of patch size, stand structure and microclimate. *Forest Ecology and Management* 373: 138–148.
- Ylisirniö, A.L., Penttilä, R., Berglund, H., Hallikainen, V., Isaeva, L., Kauhanen, H., Koivula, M. & Mikkola, K. 2012. Dead wood and polypore diversity in natural post-fire succession forests and managed stands – lessons for biodiversity management in boreal forests. *Forest Ecology and Management* 286: 16–27.
- Åberg, J., Swenson, J.E. & Angelstam, P. 2003. The habitat requirements of hazel grouse (*Bonasa bonasia*) in managed boreal forest and applicability of forest stand descriptions as a tool to identify suitable patches. *Forest Ecology and Management* 175: 437–444.
- Äijälä, O., Koistinen, A., Sved, J., Vanhatalo, K. & Väisänen, P. (toim.). 2019. Metsänhoidon suositukset. Tapion julkaisuja.
- Österling, M. & Högberg, J.-O. 2014. The impact of land use on the mussel *Margaritifera margaritifera* and its host fish *Salmo trutta*. *Hydrobiologia* 735: 213–220.



luke.fi

Luonnonvarakeskus
Latokartanonkaari 9
00790 Helsinki
puh. 029 532 6000