

# SÄILIKPUUDE JÄTMISE JUHEND

KIKi projekti nr 2063 aruanne

## Sisukord

1. Säilikpuude säilitamise põhimõtted ja eesmärgid .....	2
2. Kehtivad nõuded Eestis .....	3
3. Säilikpuude kasutamine ja seotud teadusuuringud maailmas .....	4
4. Säilitatavate puude hulk.....	5
5. Puu liik.....	6
Kõvalehtpuud .....	8
Haab .....	9
Mänd .....	9
Kased .....	10
Sanglepp.....	10
Pärn .....	10
Kuusk .....	11
6. Puude ruumiline asetus .....	11
7. Kasvukohatüüp.....	12
8. Diameeter ja vanus .....	12
9. Ümbritsev maastik.....	13
10. Varjulisus .....	13
11. Eritunnused .....	14
12. Säilikpuude tuulekindlus ja seda mõjutavad tegurid .....	15
13. Säilikpuudest tekkinud surnud puit ja selle väärtus .....	16
14. Säilikpuudega seotud majanduslik kaotus .....	17
15. Raiesmiku esteetiline väärtus.....	18
16. Kokkuvõte .....	19
Kasutatud kirjandus.....	19

# 1. Säilikuude säilitamise põhimõtted ja eesmärgid

Viimastel aastakümnetel on kogu maailmas järjest enam tähtsustatud metsa kasutusviiside mitmekesisust. Sisuliselt on varasemate aastakümnetega võrreldes muutunud kogu metsanduse rõhuasetused – eesmärgiks on säilitada metsade elurikkust ja teisi metsaga seotud väärtusi, samal ajal säilitades majanduslikku kasumlikkust (Franklin jt 1997, Lindenmayer ja Franklin 2002). Ka Eestis peetakse metsade majandamisel oluliseks säästvaid põhimõtteid.

Eesti metsaseadus sõnastab: metsa majandamine on säästev, kui see tagab elustiku mitmekesisuse, metsa tootlikkuse, uuenemisvõime ja elujõulisuse ning ökoloogilisi, majanduslikke, sotsiaalseid ja kultuurilisi vajadusi rahuldava mitmekülgse metsakasutuse võimaluse (Metsaseadus, RT I 2006, 30, 232).

Metsade elurikkuse suurendamiseks on kasutusel mitmeid võimalusi. Osa metsadest on jäetud täielikult majandamisest välja, teise osa metsade majandamisel on erineva tugevusega piirangud. Siiski ei piisa metsaga seotud liikide säilitamiseks vaid kaitsealadest. Esiteks kaitsealad on selleks liiga vähe. Teiseks, kaitsealade võime liike pikas perspektiivis säilitada põhineb eeldusel, et need liigid on võimelised levima ühelt kaitsealalt teisele. Seega on elurikkuse kaitset arvestades ka majandusmetsal kaitsealade vahel ülioluline roll. Kolmas väga oluline majandusmetsa roll on spetsiifiliste elupaikade tekitamine. Kui paljud liigid vajavad eluks just küpset metsa, siis suur osa metsaelustikust on tegelikult seotud varaste suktessioonijärgudega. Looduslikus maastikus üldjuhul mingi pika ajaperioodi järel tormide, tulekahjude või üleujutuste tagajärjel mets hakkub - toimub puistuvahetushäiring.

Kuna inimtekkelist häiringut – raiet – võib pidada loodusliku häiringu asendajaks (üksnes inimene saab vahelt puidu endale) (Esseen jt 1997), siis peaks avatumat metsamaastikku vajavad liigid hakkama saama ka raiesmikel. Siiski on leitud, et lageraiesmikud erinevad väga palju loodusliku häiringu üle elanud aladest (nt McRae jt 2001). Looduslike häiringu (tuli, torm) üle elanud puistus on vana metsa elemente – elusaid ja surnud püstiseid puid, erinevate mõõtmetega surnud lamapuitu (Franklin jt 1997), lisaks veel palju spetsiifilisi elupaiku (McRae jt 2001). Paljudele varase suktessioonijärgu liikidele ongi just vajalikud valguse käes asuvad vana metsa jäänukstruktuurid (Kouki jt 2001, Similä jt 2002, Rosenvald ja Lõhmus 2008).

Selliste struktuuride asendamiseks majandatud metsamaastikus hakati USA-st 1980-ndatel esmalt säilitama eesmärgipäraselt püstiseid surnud puid ja tüükaid, hiljem ka elavaid puid. Nüüdseks on see lähenemine levinud väga paljudesse paikadesse üle kogu maailma (Gustafsson jt 2012).

Majandusmetsas on säilikuude jätmisel kolm põhilist eesmärki (Franklin jt 1997):

- 1) aidata **ellu jääda** teatud (eeskätt kehva levimisvõimega) liikidel uue metsa tekkeni; säilitada metsas toimuvaid protsesse
- 2) **rikastada** tekkiva puistu **struktuuri** struktuurielementidega, mis sealt muidu puuduksid

Eristades:

- a) pikaajalist rikastamist vana metsa liikide jaoks
  - b) lühiajalist rikastamist häiringuliikide jaoks
- 3) aidata **ühendada** killustunud maastikku

Eesti tingimustes võib ilmselt olulisimaks pidada struktuurilist rikastamist, sest meie pikaajaliselt lageraietega majandatud metsades puud üldiselt lageraieeest vanemaks kasvada ei saa ja seega on vanu puid metsamaastikus vähe.

## 2. Kehtivad nõuded Eestis

Eesti **metsaseaduses** (RT I 2006, 30, 232; RT I, 20.03.2013, 1) on sõnastatud

§ 29. Lageraie korral raiutakse raielangilt ühe aasta jooksul raie algusest arvates kõik puud, välja arvatud:

- 1) seemnepuudeks jäetavad 20–70 hajali või mõnepuuliste gruppidega paiknevat mändi, arukaske, saart, tamme, sangleppa, künnapuud või jalakat ühe hektari kohta ja elujõuline järelkasv;
- 2) säilikpuud ehk elustiku mitmekesisuse tagamiseks vajalikud puud või nende säilinud püstiseisvad osad tüvepuidu kogumahuga vähemalt 5 tihumeetrit ühe hektari kohta.

Täpsemad nõuded on kehtestatud keskkonnaministri poolt **metsa majandamise eeskirjaga** (RTL 2007, 2, 16; RTL 2009, 11, 130)

§ 13. Nõuded säilikpuude ehk elustiku mitmekesisuse tagamiseks jäetavate puude ja nende säilitamise kohta

- (1) Kasvavaid säilikuud või nende säilinud püstiseisvaid osi tuleb lageraielangil säilitada tüvepuidu kogumahuga vähemalt viis tihumeetrit ühe hektari kohta.
- (2) Säilikpuud valitakse erinevate puuliikide esimese rinde suurima diameetriga puude hulgast, eelistades kõvalehtpuud, mände ja haabasid, samuti eritunnustega nagu põlemisjälgedega, õõnsuste, tuuleluudade või suurte okstega puud.
- (3) Suurematel raiesmikel säilitatakse säilikpuud gruppidega.
- (4) Säilikpuud koristamisele ei kuulu ja jäävad metsa alatiseks.

Suur osa Eesti metsadest on sertifitseeritud säästva metsanduse **sertifikaadiga**, sh riigimets omab metsamajandamise FSC ( ja PEFC) sertifikaati. Sealsete standardite nõuded on pisut erinevad metsaseaduse nõuetest – eristatakse elus ja surnud puud, säilitatavad puude miinimumkogused on suuremad.

SmartWood ajutine metsamajandamise standard Eestis (FM-32 – Estonia) kehtestab:

- 6.3.7 Uuendusraiel peab jätma kasvama vähemalt 10 elusat säilikpuud (5 kui tegemist on väärislehtpuudega) hektari kohta ning neid ei tohi kunagi raiuda.
- 6.3.8 Säilikpuud peab valima erinevatest suurima rinnasdiameetriga puuliikidest, arvestades nende ökoloogilist väärtust ning vastupidavust tuulele.

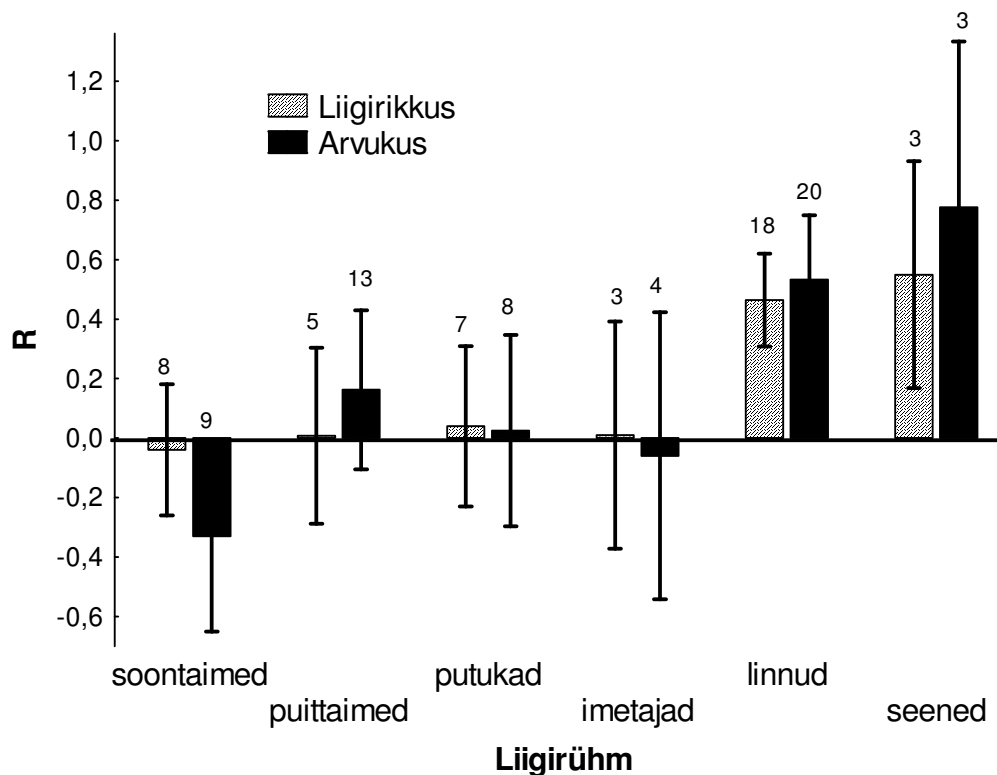
Kuigi Eesti metsaseaduses pole seda hetkel käsitletud, peaks ka turberaietel säilikuud säilitama. Eriti sobiv on see rekreatiivselt olulistel aladel ja asulate läheduses, kus võib jätta viimase järgu juures suurel hulgal säilikuud või isegi viimane järk jätta tegemata. Veerraie ja häilraie puhul tasuks jätta juba esimeste järkude korral sobivaimad puud alles. Puude omadused peaks vastama samadele kriteeriumitele kui lageraiel jäetavatel säilikuudel.

### 3. Säilikuude kasutamine ja seotud teadusuuringud maailmas

Säilikuude jätmise moodust kasutatakse paljudes maades üle kogu maailma, kuid kõige enam boreaalses ja parasvöötmes (Lindenmayer jt 2012). Erinevates piirkondades on säilitatavate puude kogused erinevad – kõige rohkem puid (20-50%) säilitatakse lageraietel Põhja-Ameerika lääneosas, Austraalias ja Lõuna-Ameerikas, nendes piirkondades on ka raiesmike keskmine suurus väga suur (20-100 ha). Euroopas ja Põhja-Ameerika idaosas on raiesmikud üldjuhul väiksemad ning raiel säilitatakse kuni 20% puudest (Gustafsson jt 2012).

Praeguseks on ilmunud rohkem kui 500 teadusartiklit, mis uurivad säilikuude mõju elustiku kaitsel. On leitud, kõige enam on uuritud säilikuude mõju linnustikule ning paljude olulised liigirühmade kohta vastavad uurimused puuduvad. Ka on enamus uuringud tehtud lühikese aja vältel peale raiet ja säilikuude pikaajalisest mõjust teatakse vähe, kuigi vähesed olemasolevad pikaajalised uurimused näitavad säilikuude suurt efektiivsust elurikkuse suurendamisel (Rosenvald ja Lõhmus 2008).

Üldiselt on teaduskirjanduses leitud, et säilikuude jätmine (ja ka nende suremisel tekkinud puit) on loonud efektiivselt elupaiku ka paljude majandustegevuse suhtes tundlikuks arvatud liikidele (Rosenvald ja Lõhmus 2008, Runnel 2011), ning nende säilitamise mõju lageraiesmikel on erinevatele liigirühmadele erineva tugevusega, kuid üldjuhul positiivse mõjuga (joonis 1: Rosenvald ja Lõhmus 2008).



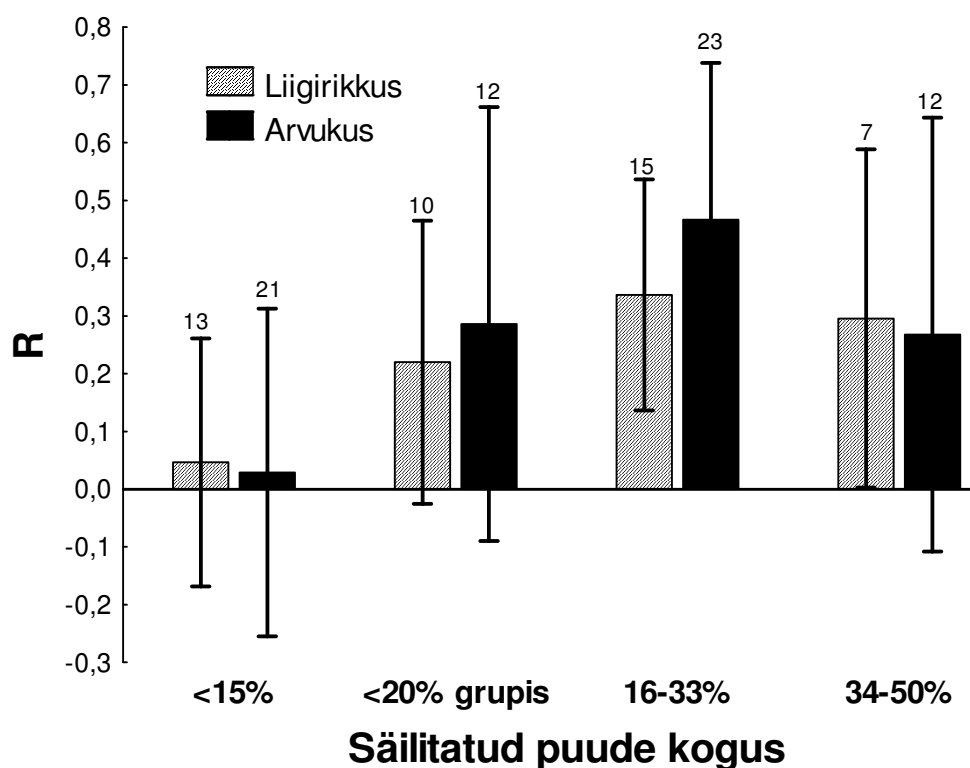
**Joonis 1.** Erinevused kaheksa kõige enam uuritud liigirühma liigirikkuses ja arvukuses lageraie ja säilikuudega raiesmike vahel (Rosenvald ja Lõhmus 2008)

## 4. Säilitatavate puude hulk

Raiel säilitatav puude hulk on ilmselt olulisim tegur, mis mõjutab säilikuude efektiivsust nende säilitamise eesmärgi täitmisel. Erinevates maades ja erinevate omanike puhul on säilitatavad puude kogused väga erinevad. Euroopas ja Põhja-Ameerika idaosas säilitatakse säilikuudena suhteliselt vähe puid (kuni 10%), kuid Austraalias, Lõuna-Ameerikas ja Põhja-Ameerika lääneosas säilitatakse oluliselt rohkem (kuni pool puudest) (Gustafsson jt 2012).

Üldjuhul on leitud, et raieljärgne puude tihedus on positiivselt seotud elustiku arvukuse ja liigirikkusega (Rosenvald ja Lõhmus 2008), kuid kahtlemata sõltuvad efektiivsed säilikuude kogused ka kliimavõtmetest ja geograafilisest piirkonnast ning on erinevad puude liigirühmade ja liikide vahel.

Metaanalüüs üle maailma tehtud uurimuste põhjal (Rosenvald ja Lõhmus 2008) näitas siiski, et kuigi üldjuhul on säilikuude mõju raiesmike liigirikkusele ja arvukusele (erinevatel liigirühmadel) positiivne, statistiliselt oluline oli see siiski alles rohkem kui 15% puude säilitamisel (Joonis 2).



**Joonis 2.** Säilitatud puude hulga mõju liigirikkusele ja arvukusele (Rosenvald ja Lõhmus 2008)

Joonisel R (keskmine ja 95% usalduspiirid) näitab erinevust lageraie ja säilikuudega raiesmike vahel. Säilitatud puude kogus on säilitatud puude protsent kas raieaegsest puude arvust või rinnaspindalast; puudegrupid on 10-puulised kuni 1-ha grupid. Arvud tulpade kohal tähistavad valimi suurust.

Eestis säilitatakse üldjuhul alla 10% algsest tagavarast säilikuudena (Rosenvald ja Lõhmus 2007, Gustafsson jt 2012), millega ei tagata kindlasti tundlikumate liikide vajadusi. Miinimumnõudeid järgides säilitatakse vaid alla 2% puude mahust. Optimaalne vajalik kogus

pole aga ei meil ega ka mujal maailmas selge ja uuringud selle väljaselgitamiseks jätkuvad. Siiski näib, et elurikkuse efektiivseks säilitamiseks peaks rohkem kui 10 % puudest säilitama.

Eesti lähipiirkonnas tehtud uuringutest oli näiteks Soomes säilikpuude suuremal hulgal säilitamisel positiivne mõju mardikate liigirikkusele (Hyvarinen jt 2005). Lõuna-Rootsis (Söderström 2009) oli suurema säilikpuude arvuga (10-20% säilitatud) raiesmikel "metsalindude" arvukus oluliselt suurem kui tavapärase puude arvuga raiesmikel. Eriti oluliseks peeti lehtpuude, samuti surnud puude hulka ning soovitati säilitada vähemalt 10% algsest tagavarast. Ka Soomes leiti, et säilikpuude jätmine ei ole suurendanud õõnelindude arvukust, kuna puude säilitatavad kogused on liiga väikesed (5-10 puud/ha) ning seega tuleks puude arvu suurendada (Virkkala 2004). Eestis on leitud, et kaitsekorralduslikult olulisi linnuliike esines enam suurema eluspuude tihedusega raiesmikel, üldisele lindude liigirikkusele ja arvukusele oli aga oluline surnud puidu hulk raiesmikel (Rosenvald ja Lõhmus 2007). Säilikpuudest tekkinud surnud puit on oluline paljudele liigirühmadele (nt Kaila jt 1997, Junninen jt 2007) ja Eestis on leitud see väga väärtuslik olevat paljudele torikseentele, mille seas ka mitmeid looduskaitsealset väärtuslikke liike (Runnel 2011). Seega, säilikpuud on vajalikud ka pidevalt tekkiva jämeda surnud puidu allikana. Ka siin on leitud, et säilitamiseks pikaajaliselt elustiku jaoks vajalikku surnud puude kogust 15 tm/ha (Siitonen 2001), peaks algne säilikpuude kogus olema vähemalt 50 tm/ha (Vanha-Majamaa ja Jalonen 2001).

Soomes on püütud optimaalset säilikpuude mahtu hektarile modelleerida arvestades elustiku vajadusi ja majanduslikku kasumit (Pukkala 2006). Tehtud simulatsioonis leiti, et arvestades pikaajaliselt elustikule vajalikku substraadi hulka (elusad puud ning surnud puud arvestades nende lagunemisprotsessidega), on vajalik suurendada säilikpuude arvu hektarile võrreldes praeguste nõuetega (sarnased Eesti kogustega). Ka on modelleeritud Soomes optimaalset säilikpuude mahtu männimetsades, mille jaoks pakuti välja kaks võimalust: 30 kvaliteetset puud ha või 70 madalamakvaliteedilist puud hektarile, mis igal juhul ületavad sealsetes sertifitseerimisnõuetes väljenduvaid numbreid (Koskela jt 2007).

Parasvöötme ja hemiboreaalse vööndi põlismetsadele on tüüpiline jätta 10-20 väga jämedat (diameeter >70 cm) elus puud hektarile (Nilsson jt 2002). Säilikpuudest võiks ideaalis kujuneda järgmistesse metsapõlvvedesse jämedad puud. Siiski tuleb arvestada, et suur osa puudest sureb raiesmikel, seega peaks algselt säilitatav puude arv olema oluliselt suurem, et neid jõuaks piisavalt järgmisesse metsapõlve.

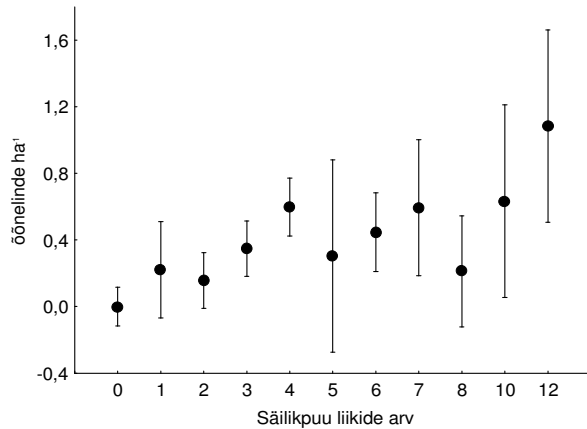
## 5. Puu liik

Säilikpuu liik on väga oluline tunnus, mis mõjutab tema elustikuväärtust. Kokkuvõtteartiklis säilikpuude mõjust elustikule (Rosenvald ja Lõhmus 2008) leiti, et säilikpuu liik mõjutab kõikide seotud uuringute põhjal säilikpuude efektiivsust. Kuigi suur osa elustikust võib olla seotud mitmete puuliikidega, siiski on igale puuliigile omane teatud spetsiifiline elustik. Seega efektiivsem on säilitada raiesmikel võimalikult erinevad puuliike.

Järgnevalt 3 nädisuuringut Eestist, mis osutavad säilikpuude puuliikide mitmekesisuse olulisusele.

## Uuring 1

Õõnelindude arvukus Eesti säilikuudega raiesmikel (N=53) oli otseselt mõjutatud raiesmikel olevate säilikuude liikide arvust (Joonis 3; Rosenvald ja Lõhmus 2007).



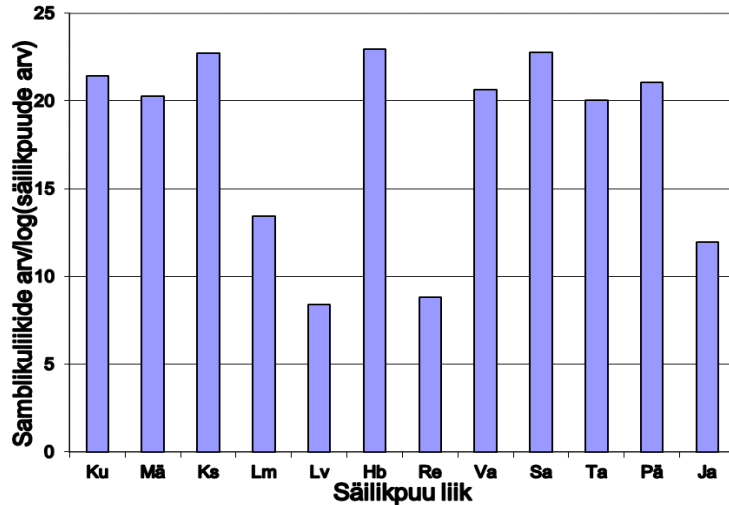
**Joonis 3.** Õõnelindude arvukus hektarile (keskmine ja 95% usalduspiirid) säilikuudega raiesmikel sõltuvalt säilikpuu liikide arvust raiesmikel (andmestik: Rosenvald ja Lõhmus 2007)

## Uuring 2

Ida-Eestis kahe hektari suurusel katsealal vanas salumetsas, kus oli inventeeritud põhjalikult kõigi puude samblikud (Lõhmus jt 2012), püüti hinnata, kui suurt osa neist samblikest saaks teoreetiliselt säilitada säilikuude abil (10 puud/ha). Selgus, et säilitatavate puude hulgas peab olema väga erinevaid puuliike. Kahekümne elusa "ideaalvaliku" säilikpuu hulka kuulusid: 7 sangleppa (sh üks II rinde puu), 4 pärna, 3 saart, 2 haaba, 2 kuuske, 1 kask ja üks II rinde vaher (A. Lõhmus, avaldamata andmed). Teoreetiliselt parima 20 puu valikuga oli võimalik säilitada 103 liiki (56% puistus olevaist), sh 26 LK väärtusega liiki (62%). Samuti selgus, et tüügaspuude säilitamine lisaks elus puudele on samblike elurikkuse säilitamiseks väga oluline.

## Uuring 3

Üle Mandri-Eesti asuvatel erinevast kasvukohatüübist rühmast raiesmikel (N=29; vanus 5-12 aastat raies) tehtud põhjalikul samblike aeginventuuril (4 tundi 2 ha kohta) leiti, et kuigi kõige rohkem samblikuliike oli levinumatel säilikpuuliikidel (Mä, Ks, Hb, Sa), siis arvestades erinevate puuliikide valimi suurusi, olid kõik põhilised puuliigid suhteliselt sarnase liigirikkusega (Joonis 4; Lõhmus 2013). Tulemus osutab sellele, et raiesmikel tasub säilitada võimalikult paljudest liikidest säilikuudeid.



**Joonis 4.** Mandri-Eestis 29-l raiesmikul elusatel säilikpuudel leitud samblike suhteline liigirikkus (säilikpuude koguarv 2156; andmestik Lõhmus 2013).

## Kõvalehtpuud

Kõvalehtpuud (saar, tamm, jalakas, künnapuu, vaher, pihlakas) on teiste puuliikidega võrreldes säilikpuudena kõige väärtuslikumad.

Kõvalehtpuudega on seotud palju spetsiifilist elustikku. Palju liike on puuliigispetsiifilised, kuid mõnede puhul on sobivad elupaigaks mitmed kõvalehtpuu liigid.

Lõuna-Eestis kahe-hektarilise salumetsa põhjalikul samblike inventuuril leiti, et kõige rohkem kaitseväärtusega liike (4-5 liiki tüve kohta) on suurimatel saare ja sanglepa puudel. Mõned kaitsealused samblikuliigid leidsid valdavalt teise rinde noortel laialehistel puudel (Lõhmus jt 2012). Uuringus Eesti ja Rootsi puisniidu puudelt leiti, et tammede, saarte ja jalakate liigirikkus on suurim – üldjuhul üle 20 liigi tüve kohta, kaitsealuseid liike 0,4-1,0 puutüve kohta (Thor jt 2010). Ka Eestis säilikpuudel olevate samblike uuringul leiti, et spetsiifilisi liike, sh kaitsealuseid liike, on kõige enam just laialehistel puudel (Lõhmus 2013).

Kõvalehtpuude tuulekindlus, sõltumata nende diameetrist, on pärast raiet teistest puuliikidest selgelt parem (vt joonis 6). Seega on nende puuliikide puhul kõige suurem tõenäosus, et neist tekivad tulevastes metsapõlvdesse väga vanad puud (mis on oluline lageraietega majandatud metsamaastikus). Eeldused loob selleks ka kõvalehtpuude pikaelasticus.

Eesti metsades on olnud sajandite eest kõvalehtpuude osakaal oluliselt suurem. Inimene on nende parimad kasvukohad põldudeks muutnud ning valikraietega kvaliteetset puitu metsast välja raiunud, eriti tammesid. Sama tendentsi on näidatud ka Lõuna-Skandinaavias (Lindbladh ja Foster 2010).

Kuigi Eestis on üksikuid saetööstusi, mis kasutavad ka kodumaist kõvalehtpuude puitu, läheb Eestis nende puit valdavalt kütteks. Selles kontekstis on saadav tulu küllalt väike ja otstarbekam on kõvalehtpuud jätta säilikpuuks. Sageli metsamajandajad ka nii käituvad.

Levinuim kõvalehtpuuliik on Eestis saar. Kahjuks on viimase kümnendi jooksul hakanud saartel levima seenpatogeen saaresurm *Chalara fraxinea* T. Kowalski (Kowalski 2006). Paeaegu kogu Euroopas saared surevad (Rytkönen jt 2011). Siiski haigusest ei ole haaratud kõik saared. Osa saarepuid on saaresurmale geneetiliselt vastupidavamad ning tulevikus areneb loodetavasti nendest puudest uus põlvkond saaresurmale vastupidavaid puid (McKinney jt 2011). Seniks ilmselt väga suur osa saartest sureb, kusjuures suremise



põhjuseks ei ole enamasti mitte saaresurm ise, vaid nõrgestatud puid rünnanud külmaseen *Armillaria* (Bakys jt 2011). Seega ka saarte efektiivsus säilikpuuna on väiksem, kuna suure tõenäosusega suur osa puudest sureb mõne aasta jooksul.

Eestis on uuritud 10 aasta vanustel raiesmikel saarte elujõulisust. Saare säilikpuudest oli 2012. aastal ilma nähtava kahjustuseta 16% (kuigi needki ilmselt enamus nakatunud) ja nõrgalt kahjustatud 25% puudest (R. Rosenvald, avaldamata andmed). Seega pole päris selge, kuidas praeguseks veel terved saare säilikpuud pikaajaliselt püsivad.

## Haab

Haavad on väga sobivad säilikpuudeks, eriti vanemad ja jämedamad puud. Haabadega on seotud suur liigirikkus, hinnanguliselt u 2000 metsaliiki (10% kõigist metsaliikidest) on nendega seotud (Lõhmus jt 2005). Ka haava surnud puiduga on seotud palju liike.

Eestis on uuritud vähese inimõjuga 103-l metsaalal elusatel ja surnud metsapuul samblikke (Jüriado jt 2003). Selgus et kõige liigirikkam puuliik nendes metsades oli haab. Haabadelt leiti üle 100 samblikuliigi. Puistutes, kus haaba esines, oli samblike liigirikkus oluliselt suurem kui haava osaluseta puistutes.

Ka haava säilikpuudel on leitud palju samblikuliike, mille elujõulisus raiesmikel on hea (Lõhmus jt 2006). Haava säilikpuud on spetsiifiliseks elupaigaks teatud haavaga seotud puiduseentele (Lõhmus 2011). Kesk-Rootsis on leitud, et raiesmikel asuvatel haava surnud puudel on suurem mardikate liigirikkus tüve kohta kui metsas. Suur osa liike näib eelistavat päikesele avatud surnud puitu (Sahlin ja Ranius 2009, Schroeder jt 2011). Paljude liikide jaoks on oluline puu suur läbimõõt (Sahlin ja Ranius 2009).

Haab on Eestis laialt levinud ja paljudes metsades segupuuliigina, seega on võimalik teda raiesmikel säilitada säilikpuuna. Haab on kiirekasvuline ja kasvab eriti segametsades raievanuse ajaks väga jämedaks. Üldiselt haab ei ole kuigi pikaeline, üksikud puud võivad saada siiski ka 200-aastaseks. Haavad on enamasti nakatatud haavataelikust (*Phellinus tremulae*), mis teeb tüved seest mädaks. Samas elustikuväärtust võib see hoopis suurendada. Haab on Eestis kõige olulisem õõnepuu. Sageli on õõnsuste teke seotud just haavataelikust põhjustatud puidu pehme südamikuga. Samuti on leitud, et haavataelikust nakatatud puu on hiljem soodsaks asupaigaks haruldasematele torikseentele (Runnel 2011).

Haabade tuulekindlus on teiste puuliikidega võrreldes keskmine, kusjuures (kui muud mõjutavad tunnused on arvesse võetud) jämedad puud säilivad pigem paremini (Rosenvald jt 2008). Tuulemurru korral võivad vanemad puud oma suure võra tõttu kahjustada ka teisi säilikpuid. Eriti oluline on see puude gruppina asetuse puhul, kus soovitataksegi vanu haabasid jätta pigem grupi idapoolsesse külge.

## Mänd

Mände jäetakse raiesmikele nii seemne- kui säilikpuuna. Männid on pikaelised, säilitatud puu võib püsida elusana mitu raieringi.

Tavalised männi metsapuud pole väga liigirikkad, kuid vanematel puudel, millel on paks korp, on neid oluliselt rohkem. Uurimuses säilikpuude samblikest leiti mändidel kõige rohkem liike (Lõhmus 2013), kuid männi säilikpuude hulk oli ka suurem kui teistel puuliikidel. Puude arvu arvesse võttes ei erinenud männi säilikpuude liigirikkus teistest puuliikidest (Joonis 4).

Mändide tuulekindlus on keskmine (joonis 6).

Mänd on puuliik, mis võib elada pikka aega nii, et mingi osa tüvest või võrast on surnud, näiteks vaigutamisjäljed. Selline surnud puit võib püsida väga pikka aega ja seega olla

ka pikaajaliselt substraadiks epiksüülsetele liikidele. Oluline on ka õõntega mändide pikk püsimine. Seega surnud puidu paljandumine suurendab puu liigirikkust (Jüriado jt 2003).

Kuivanud mändid püsivad tüükana teistest puuliikidest paremini (Lõhmus jt 2013), samuti on samblikuliike sellistel säilikuudel teistest puuliikidest enam (Runnel 2011).

## **Kased**

Kaski (arukask ja sookask) säilitatakse raiesmikel nii seemne- kui ka säilikpuuna.

Üldiselt ei ole kased, eriti sookask, väga liigirikkad. Puisniidu puudel Eestis ja Rootsis oli kaskede keskmine liigirikkus tüve kohta 14-16 liiki (oluliselt vähem kui kõvalehtpuudel ja pärnadel) ning kaitsealuseid liike oli keskmiselt vaid 0,05 (teistel uuritud puudel 0,4-1,0) liiki tüve kohta (Thor jt 2010). Ulatuslikus valimis vanade metsade puudest olid kased samblike liigirikkuselt siiski teisel kohal pärast haaba (Jüriado jt 2003). Ka kase säilikuudel on leitud olulisel määral samblikke (Lõhmus 2013). Suurema diameetriga kaskedel on üldjuhul suurem liigirikkus (Lõhmus ja Lõhmus 2010, Thor jt 2010). Jämedatel arukaskedel võib olla olulisel määral ka spetsiifilisi liike.

Kaskede tuulekindlus on kehv. Kask oli ainuke puuliik, kelle suure diameetriga säilikuud olid oluliselt kehvema tuulekindlusega kui peenemad (Rosenvald jt 2008; joonis 6).

Seega kaskede säilikuudeks jätmisel tuleb jälgida hoolega nende asendit raiesmikel – pigem säilitada servapuid, mis on tuultega harjunud või vana metsa varju jäävaid puid. Suurema liigirikkuse tõttu on säilikuudeks jätmisel jämeda korbaga arukased eelistatud sookaskedele.

## **Sanglepp**

Sanglepaga, eriti vanemate sügavakorbaliste puudega, on seotud küllalt palju liike (Jüriado jt 2003). Raiealises salumetsas Ida-Eestis leiti kõige rohkem (4-5) kaitseväärtusega samblikuliike tüve kohta suurimatel saare ja sanglepa puudel (Lõhmus jt 2012).

Sanglepa tuulekindlus on küllalt hea. Eriti oluline on see märjemates kasvukohatüüpides, kus sanglepp on ilmselt parima tuulekindlusega. Samuti talub sanglepp hästi liigniiskust, mis on märgadel raiesmikel väga oluline, sest peale raiet suureneb seal liigniiskus ja tekib ajutine soostumine, mille tagajärjel võivad mõned puuliigid surra.

## **Pärn**

Pärn on puuliik, keda Eestis ja mujal hemiboreaalses tsoonis oleks inimõjuta maastikus rohkem kui kaasajal (Lindbladh ja Foster 2010).

Pärnapuud on küllalt liigirikkad. Eriti valguse käes asuvad puudega on seotud palju liike. Nii olid puisniidu puudest pärnad kõige liigirikkamad – 25 sambliku liiki tüve kohta (Thor jt 2010).

Varjataluva puuliigina esineb pärn sageli alusmetsas. Ka noori alusmetsa pärnasid tasub säilitada raiel. Isegi kui need on mõni aasta pärast raie kehvas seisus, siis tavaliselt kosuvad nad mõne aasta pärast ning tulevikus saavad neist puud, millega on seotud suur elurikkus.

Pärn on ka oluliselt pikaajalisem kui teised meie metsade põhilised lehtpuuliigid. Kuna pärna puitu kasutatakse Eestis saematerjalina vähe, siis enamasti läheb see kütteks. Seetõttu on pärnasid tavaliselt odav säilikuudeks jätta, samal ajal nende elustikuväärtus on suur.

## Kuuski

Kuuski üldjuhul säilikpuudeks ei soovitata jätta – põhjenduseks on nende kehv tuulekindlus pindmise juurestiku tõttu. Siiski uurimuses säilikpuude tuulekindlusest Eestis ei olnud kuuskede ellujäämine esimestel aastatel pärast raiet kehvem kui männil (Rosenvald jt 2008). Siiski suurte kuuskede, mida oli uuringualadel säilitatud harva, ümberminek oli märkimisväärne.

Kuuskedega on seotud palju liike (Jüriado jt 2003). Näiteks kuuse okstel kasvab palju tähelepanuväärseid liike, nt habesamblikud (*Usnea*) ja narmassamblikud (*Bryoria*). Kuuse surnud puiduga on seotud olulisel määral samblikuliike, kuigi vähem kui männil (Jüriado jt 2003).

Vanade kuuskedega seotud liikide arv võib majandatavates metsades väheneda – kuna kuuski säilikpuudeks ei jäeta, siis vanade kuuskede arv väheneb võrreldes teiste puuliikidega (mida jäetakse säilikpuudeks).

Säilikpuuks ei sobi “tavaline” kuusepuu keset metsa, sest selline puu läheb tõenäoliselt tuule mõjul ümber. Säilikpuudeks võib valida tuulekindlamaid (serva)puid, lühemaid puid (ka nt murdunud ladvaga), ka väiksemaid (nooremaid või „jässakaid“) kuuski, mis ei asu väga märjas kohas. Selliste kuuskede tuulekindlus võib olla täiesti rahuldav.

## 6. Puude ruumiline asetus

Puudegruppides säilivad paremini varjulembesed ning tallamisele tundlikud liigid. Siiski selleks, et säilitada ilma servaepektita metsaala puudegrupi sees, kus võiksid säilida ka metsa sisekeskkonda vajavad liigid, peab puudegrupp olema suurem kui 1 ha. Selline praktika on sobiv Põhja-Ameerikas, kus on suured lageraielangid (Aubry jt 2009). Eesti suhteliselt väikestel raiesmikel nii suured puudegrupid ei ole otstarbekad. Siiski ka väiksemad puudegrupid on mõttekad ja neil on mitmeid eeliseid üksikuna asuvate puude ees – raietööd on lihtsamad, mõju uuenduse kasvule on väiksem (kontsentreeritud ühte kohta), säilikpuude tüved ja juured saavad vähem kahjustatud raietöödest.

Kuigi osale liikidest võiksid puudegrupid olla sobivamad, toovad elustiku uurimused välja ka hajali puudest enamat kasu saavaid liigirühmi (nt mükoriisaga seened) (Rosenvald ja Lõhmus 2008). Kui tundlikumaid samblaid saab säilitada üksnes puudegruppides minimaalse suurusega 0,2 ha (Löbel jt 2012), siis samblike jaoks võivad üksikuna asuvad säilikpuud isegi sobivamad olla (nt Gustafsson jt 2013). USA läänerannikul leiti, et linnustiku mitmekesisus on suurim, kui minimaalselt 10-15 suurt puud on säilitatud grupina (Linden jt 2013).

Skandinaavias soovitatakse säilikpuudegruppide efektiivsuse suurendamiseks valida puudegrupid märjematest kohtadest metsas (Hautala jt 2011, Perhans jt 2011), kus on elurikkus kõige suurem. Samas sellistel aladel on ka tormikahjustused tõenäoliselt suured.

Puude valimisel puudegruppidesse soovitatakse järgmiseid põhimõtteid:

- Puudegruppidesse võiks kuuluda erinevatest puuliikidest võimalikult jämedad puud
- Suuri haabasid ei soovitata grupi läänepoolses küljes säilitada. Suure võra tõttu kahjustavad need tuulemuru korral oluliselt ka teisi puudegrupi puid.
- Puudegruppides tasuks säilitada ka väiksemaid (teise rinde) kuuski, mida üldjuhul säilikpuuks ei jäeta.
- Tuulekindluse suurendamiseks soovitatakse puudegrupid jätta piklikud valitsevate tuulte suundades (e ida-lääne või kirde-edel suunalised).

- Tuulekindluse suurendamiseks on soovitatav, et puudegrupp ei oleks lääne või edela poolt väga avatud (st pigem metsale võimalikult lähedal).
- Alternatiivse variandina valida puudegrupiks just avatud maastiku (põllud vm lagedad alad) ääres kasvanud puud, mis on varasemalt juba (pikka aega) tuultega harjunud ja seega tormikindlamad.

## 7. Kasvukohatüüp

Erinevates kasvukohatüüpides on looduslike häiringute sagedused ja intensiivsused väga erinevad. Euroopa metsades on eraldatud kolm põhilist häiringurežiimi tüüpi (Fries jt 1997):

- 1) märjad kuusikud – puistuvahetushäiring väga harv, valdavalt uueneb häiludena;
- 2) segametsad, lehtpuu ja kuusk – puistuvahetushäiringud varieeruva sageduse ja intensiivsusega;
- 3) männimetsad – puistuvahetushäiringu põhjustavad sageli korduvad tulekahjud.

Lageraie saaks mingil määral jälgendada puistuvahetushäiringuid, kui raiel osaliselt säilitada elavaid ja surnud puid. Eriti oluline peaks see olema kuivades männimetsades. Kuna seal toimuvad ka inim mõjuta maastiku puhul tulekahjud sageli, ei arenegi see sageli ladvatuleks ja selle tõttu säilib palju suuremaid puid elavana sageli läbi mitme tulekahju. Seega teoreetiliselt peaks kuivades metsades olema säilikuude efektiivsus suurem, kuna ajalooliselt on sealne elustik kohastunud lagedal asuvate üksikute puudega. Kahjuks uurimusi kasvukohatüübi mõju kohta säilikuude efektiivsusele pole kusagil tehtud (Rosenvald ja Lõhmus 2008). Vaid ühes Eestis tehtud uurimuses leiti, et säilikuude mõju linnustikule ei sõltu kasvukohatüübist (Rosenvald ja Lõhmus 2007). Küll on selge, et erinevate kasvukohatüüpide metsad on erineva elurikkusega – viljakates metsades on suurem liigirikkus ja väheviljakates väiksem liigirikkus. Nii soovitatakse Soomes säilikuude grupi asukoha valikul okaspuumetsas arvestada ka metsa mikroreljeefiga – valida need märjematest kohtadest, kus ka elurikkus on suurem (Hautala jt 2011, Perhans jt 2011).

## 8. Diameeter ja vanus

Metsamajandamise eeskirjas on säilikuude valikul nõue valida suurima diameetriga puud. Enamasti on jämedad puud ka vanad puud. Vanemate puudega on üldjuhul seotud rohkem liike kui nooremate puudega. Ühest küljest on neil liikidel olnud piisavalt aega, et vanale puule levida, teisest küljest on puudel vanusega kujunenud omadused, millega pakuvad elupaiku paljudele liikidele.

Samblike puhul on leitud, et kaskedel lisandub keskmiselt kolme aasta jooksul üks samblikuliik (Lõhmus ja Lõhmus 2010), kuuskedel suurenes liigirikkus viie 56-aastase kuusetüve kohta 22-lt samblikuliigilt kuni 30 liigini 122 aasta vanustel kuuskedel (Marmor jt 2011). Ka puisniidu puudel (saared ja tammed) suurenes samblike liigiline koosseis ja kaitsealuste liikide arv puu diameetri suurenedes (Thor jt 2010).

Röövlindudele sobivad pesapuudeks suured, tugevate okstega puud. Säilikuudest võivad piisava aja möödumisel raiest kujuneda neile sobivad pesapuud. Erinevalt kotkastest, kes pesitsevad vanas metsas olevatel pesapuudel, valib kalakotkas pesapuuks teistest kõrgema puu, kust on hea vaade. Kalakotkas võib pesitseda sageli mõne aasta vanustel lageraielankidel, kui seal on sobivaid lameda, murdunud või kuivanud ladvaga männi säilikuud. Siiski leiti, et ligi 200-le raiesmikule jäetud säilikuude hulgast võiksid

kalakotkale pesapuuks sobida üksnes 26 puud (1,5%). Põhjus on selles et sobiva lamandunud ladvaga säilikpuud (ja samuti tegelikud pesapuud) on oluliselt vanemad (150 a.) kui säilikpuud tavaliselt (100 a.).

## 9. Ümbritsev maastik

Säilikpuudel olevate liikide mitmekesisus ja nende hulga suurenemine aja jooksul, sõltub väga palju ümbritsevast maastikust. Juba varem vaesunud maastikus on ka säilikpuude peal liike vähem ning paljude liikide puhul on levimine säilikpuudeni ilmselt keeruline. Näites torikseente puhul täheldatakse, et (surnud) säilikpuude efektiivsus haruldastele liikidele elupaiga pakkumisel sõltub ümbritsevast maastikust. Oluline on maastikus vana metsa või jämeda surnud puidu kui levikulätte olemasolu (Junninen ja Komonen 2011). Näiteks vana metsaga seotud torikseente lendunud eoste arvukus oli seotud kolme kilomeetri raadiuses olevate vanade metsade osakaaluga (Edman jt 2004).

Ka samblike puhul on leitud, et ümbruskonnas stabiilsete levikuallikate säilimine on kriitiline säilikpuude efektiivsele liikidega asustamisele. Meie intensiivselt majandatud metsades on raiesmiku ümber vanade metsapuude kadumine raie tõttu isegi olulisem kui säilikpuude tuulemurd (Lõhmus ja Lõhmus 2010). Kui aga vanad metsad suuremalt alalt kaovad, siis kaovad ka (varjuarmastavad) aeglaselt levivad liigid, kes võiksid muidu, nt 30 aastat pärast raiet, levida lähedusse säilikpuudele, mis sobivat substraati varjulisemas keskkonnas pakuvad.

Säilikpuude abil saab rikastada ka metsamaastiku liigilist koosseisu, valides säilikpuudeks selliseid puid, mida on ümbruskonnas vähe.

## 10. Varjulisus

Varjulisust käsitledes peab eristama metsas asuvad puud ja raiesmikul asuvad puud.

**Metsas** puude peal elab erineval määral valgust vajavaid liike, kuigi kõik vajavad elutegevuseks mingil määral valgust. Väga varjulises puistus asuvatel puudel on samblike liigirikkus tavaliselt väiksem kui poolavatud kohas (nt häilu servas, hõredama alusmetsaga kohtades) asuvatel puudel. Varjus olevad puud on sageli kaetud vaid ühe domineeriva pisisamblikuliigiga (Lõhmus jt 2012). Ka puisniitudel asuvate puude samblike, samuti ka kaitseväärtusega samblike liigirikkus oli suurem avatuma ümbrusega puudel (Leppik ja Jüriado 2008). Seega säilikpuudena tasub eelistada selliseid puid, mis ei asu metsas väga varjulises kohas.

Näiteks sammalde arvukus ja liigirikkus võib varjulises kohas olla suurem. Kuna eriti varjulembesed samblad on tundlikud valguse muutustele, ei säili nad tõenäoliselt säilikpuude peal pärast lageraiet.

**Raiesmikule** jäävate puude puhul on oluline varjulisus. Metsaservas, aga loodetavasti ka puudegrupis olevatel puudel säilib elustik paremini. Nii olid samblikud metsaservas asuvatel säilikpuudel üldiselt elujõulisemad kui raiesmike keskel asuvatel puudel, samas samblad raiesmikel on igal pool kahjustatud (Lõhmus jt 2006).

## 11. Eritunnused

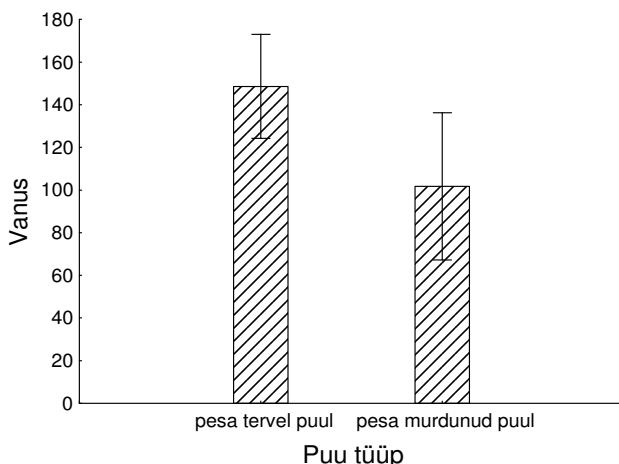
Kuni XX sajandi 80ndate aastateni nähti ideaalse majandusmetsana võimalikult sarnaste omadustega puude kogumit. Seega on püütud majandamise käigus metsa “ühtlasemaks” muuta, raiudes välja okslikud „hundipuud“, kõverad või kahjustatud puud jms. Selliste puudega on aga seotud palju mikroelupaiku (Bauhus jt 2009), mida elustiku seisukohast tuleks võimalusel säilitada. Ka säilikpuude valikul on üheks tunnuseks eritunnuste esinemine. Samas ka vahekasutusraiate käigus tasuks säilitada osaliselt selliseid eritunnustega puid, mida saaks hiljem säilitada säilikpuudena.

Eritunnuste näited: murdunud latv, (okaspuudel) mitmeharuline latv, suured oksad, tulejäljed, väga jäme korp, osaliselt paljandunud puit, tüve mädanik, seest õõnes tüvi, lõhed tüves, õõnsused jms.

Õõnsused pakuvad väärtuslikku elupaika õõneloomadele-lindudele, aga ka näiteks sellisele elupaigale spetsialiseerunud putukatele. Näiteks tamme õõnsustes kõdupuidul elavad mardika liigid, keda ei leidu kusagil mujal (Ranius 2002). Händkaku jaoks pakutakse efektiivse kaitsemeetmena majandusmetsas suurte õõnsustega puude säilitamist säilikpuudena (Lõhmus 2003).

Elusal puul olevad surnud osad suurendavad oluliselt puul esinevad liigirikkust (Jüriado jt 2003, Lõhmus jt 2012).

Röövlinnud ehitavad pesa tavaliselt suurte okstega tugevatele puudele. Kalakotkas ehitab pesa lamandunud ladvaga vanale männile, kusjuures võib pesitseda ka raiesmikul asuval säilikpuul. Siiski on leitud, et kalakotkale sobivaid puid on säilikpuude seas väga vähe, kuna lageraie-vanuses pole lamandunud latv veel välja kujunenud. Samas murdunud ladvaga (või kuivanud) puud sobivad kalakotkale pesapuuks palju nooremas eas kui terved puud (joonis 5; Konts 2013). Seega murdunud ladvaga, kuid muidu tugevad säilikpuud võivad pakkuda kiiresti kvaliteetset elupaika kalakotkale.



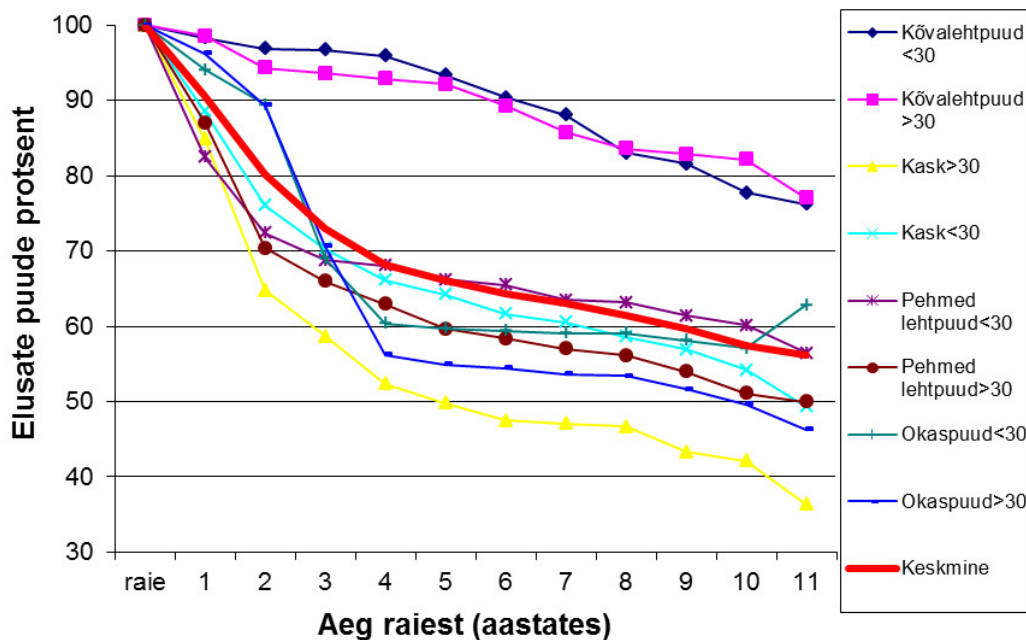
**Joonis 5.** Kalakotka pesapuude vanused tervetel ja murdunud ladvaga puudel (Konts 2013)

## 12. Säilikuude tuulekindlus ja seda mõjutavad tegurid

Säilikuud pole, eriti esimestel aastatel pärast raiet, kuigi tuulekindlad. Esimestel aastatel sureb keskmiselt aastas 10% puudest, kuid aja jooksul säilivus paraneb (Rosensvald jt 2008).

Tuulekindluse suurendamiseks on mitmeid võimalusi (Rosensvald jt 2008):

- 1) Puuliikide tuulekindlus on erinev. Selgelt teistest puuliikidest paremini säilivad kõvalehtpuud (joonis 6).
- 2) Diameeter mõjutab puude säilimist, kuid erinevatel puuliikidel on selle mõju suund erinev. Pehmelehtpuudel (haab, lepad) säilivad paremini jämedamad puud, kuid kaskedel peenemad puud.
- 3) Rohkem avatud maastikus (suurematel raiesmikel, noorte metsade vahel) paiknevad säilikuud on vähem tuulekindlad.
- 4) Kui on säilitatud suurem kogus säilikuud, siis on nende tuulekindlus ka parem – pakuvad üksteisele varju.
- 5) Tuulekindlus sõltub väga palju puu asendist raiesmikul. Kõige paremini säilivad lagedate alade servas (põllud, heinamaad) olnud puud, mis on pikaajaliselt tuultega harjunud. Neile järgneva tuulekindlusega on metsaserva jäävad puud. Nende puhul olemasolev metsaserv kaitseb puud tuulte eest. Järgnevad teede ja sihtide ääres kasvanud puud ning varasemate raiesmike servas kasvanud puud, mis on ka tuultega harjunud. Kõige kehvema tuulekindlusega on raiesmiku keskele jäävad puud, mis pole tuultega harjunud ja ka mets ei kaitse neid.

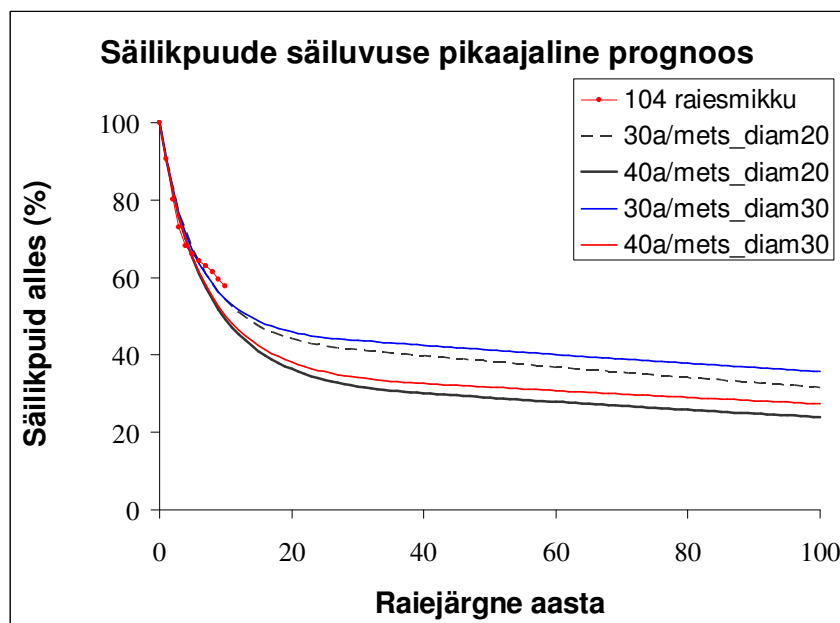


**Joonis 6.** Säilikuude elumus sõltuvalt puuliigist ja diameetriklassist (R. Rosensvald, avaldamata andmed). Kõvalehtpuude alla kuuluvad saar, tamm, jalakas, künnapuu ja vaher. Pehmed lehtpuud on haab, sanglepp, hall lepp ja pärn. Valimi suurus on 3261 säilikuud; 11 aastat pärast lageraiet alles 2159 puud.

Mitmed elustiku uurijad väidavad, et kuna osa puudest sureb, siis peaks suurendama algset säilikuude arvu, et saavutada soovitud kogus säilikuuid. Samas puuduvad pikaajalised uuringud selle kohta, kui palju üldse säilikuudest võiks pikaajaliselt säilida, kuna säilikuuid on eesmärgipäraselt maailmas kasutatud pisut üle 20 aasta.

Püüdes prognoosida puude suremust, saab eeldada, et mingi aja möödumisel raiest, kui ümbritsev mets on saanud juba piisavalt vanaks, saavutavad säilinud säilikuud tavapärase metsapuudega sarnase suremuse. Samas tuleb arvestada, et kuna nad on ümbritsevatest noortest puudest suuremad, ei mõju neile olulisel määral teiste puude konkurents, mis on enamiku (ühealaste) metsapuude suremisõhjuks. Seega pigem sobivad säilikuude võrdluseks jämedamad metsapuud ja nende suremus.

Niimoodi prognoosides pikaajalist säiluvust, näeme, et kuigi erinevate stsenaariumite järgi on puude suremus 100 aasta pärast pisut erinev, võiks see ulatuda umbes 40-protsendilise ellujäämiseni (joonis 7). Kui võrrelda prognoosi Eestis tegelikult mõõdetud aastase ellujäämisega (104 raiesmikul), siis on need 10. aasta juures pärast raiet suhteliselt lähedased (joonis 7), edasise prognoosi täpsus selgub aja jooksul.



**Joonis 7.** Säilikuude säiluvuse pikaajaline prognoos

Joonisel tähistab looduses mõõdetud säiluvust 104 inventeeritud raiesmikkul. Teised stsenaariumid põhinevad eeldusel, et kas vanusel 30 või 40 aastat peale raiet saavutavad säilikuud kas 20 või 30 cm-se diameetriga metsapuude säilivuse.

### 13. Säilikuudest tekkinud surnud puit ja selle väärtus

Surnud puit on samamoodi oluline elurikkuse suurendamisel kui suured elavad puud. Surnud puiduga on seotud spetsiifilised liigid (umbes viiendik metsliikidest), eriti putukate ja torikseente hulgast. Koorega kaetud tüved on eriti olulised putukatele, paljandunud puit samblikele. Kuna surnud tüvedest saadav kasum on tühine, tasub raie käigus säilitada nii palju seisvaid surnud puid kui võimalik, samuti lamapuid. Jämedamad puud on üldjuhul elustikule suurema väärtusega, samuti püsivad need suurema tõenäosusega tüükana raiesmikel püsti.



Lühemate surnud tüügaste püsivus on parem kui pikematel. Kõige pikaajalisemalt püsivad tüükana püsti mänd ja kuusk (Lõhmus jt 2013). Siiski laguneb raie ajal säilitatud surnud puit juba paarikümne aasta jooksul. Üldiselt ongi kõige vähem surnud puitu noorendikes ja keskealistes puistutes – raiel säilinud on juba kõdunenud ning uut tuleb vähe peale. Seega ongi säilikpuudel ka üks lisaeesmärk muude kõrval – neist tekib pidevalt juurde surnud puitu. Soomes on hinnatud, et vastava elustiku säilitamiseks peaks pidevalt kättesaadav surnud puude kogus olema 15 tm/ha (Siitonen 2001). Tagamaks selline kogus surnud puitu raiealal pikaajaliselt, peaks algne säilikpuude kogus olema vähemalt 50 tm/ha (Vanha-Majamaa ja Jalonen 2001).

Eesti raiesmikel on leitud, et kui haava ja kase surnud tüükaid tekib säilikpuudest, siis okaspuude puhul võiks olla mõistlik neid raiel kunstlikult tekitada (Lõhmus jt 2013). Selleks võib tüügaste tekitamiseks saagida puud näiteks 4 m kõrguselt, kuuskedel sobivad tüügasteks ka näiteks juurepessust kahjustatud tüvede alumised osad. Skandinaavias on sellisel viisil tüügaste tekitamine küllalt levinud (Abrahamsson jt 2008).

Surnud säilikpuudega seotud liikidest Eestis võib rõhutada üsna liigirikast torikseenekooslust (Runnel 2011). Vastavas uuringus leiti 60 liiki torikseeni (Eestis kokku 220 liiki), millest 15 olid looduskaitsele huvipakkuvad. Haabadel leiti Eestis ja Põhjamaades ohustatuks peetud karvane kõbjas (*Funalia trogii*) ja kuni viimase ajani põlismetsadega seostatud laiapoorne sarvpoorik (*Ceriporiopsis aneirina*). Mändidel leidis haruldane männi-vahakorgik (*Diplomitoporus flavescens*). Uuritud puuliikidest oli haava surnud puidu liigirikkus oluliselt suurem kaskede ja mändide omast. Samuti leidis neil ka kõige rohkem haruldasi, kaitsealuseid ja inimpeglikke seeni. Suurema läbimõõduga surnud säilikpuutüvedel leidis rohkem seeneliike.

Üheksa aasta jooksul surnud säilikpuutüügaste paljandunud puidul leiti samblikke 43 liiki. Määndid olid uuringu puuliikidest puidul kasvavate samblike poolest kõige liigirikkamad (Runnel 2011).

Pesitsevate lindude arvukus raiesmikel Eestis oli suurem rohkema surnud puidu hulga raiesmikel (Rosenvald ja Lõhmus 2007), hoolimata sellest, et säilitatud surnud puude kogused olid üsna väikesed.

Rootsis haava säilikpuudest tekkinud jämedamõõtmelise surnud puiduga (nii tüükad kui kalamatüved) on seotud mitmeid mardikaliike, kellest mitmed just eelistavad valgusele avatud puitu (Sahlin ja Ranius 2009, Schroeder jt 2011).

## 14. Säilikpuudega seotud majanduslik kaotus

Säilikpuude eesmärk on suurendada metsamaastikul elurikkust, kuid nende säilitamisega seostub ka majanduslik kaotus. Põhiliselt võib jagada majandusliku kaotuse kolme põhivaldkonda.

- 1) Kuna säilikpuude puit jääb alatiseks metsa, siis see osa puidust jääb kasutusest välja. Kuna nõuete järgi peaks säilitama kõige suuremaid puid, siis nende majanduslik väärtus võib olla küllalt suur, kuid see sõltub puidu kvaliteedist.

Säilikpuudest saamata jäänud puidu hinna kohta (hinnad RMK vaheladudes) 104-1 raiesmikul olnud säilikpuude puidu kohta tehti 2005. aastal arvutused (Rosenvald ja Lõhmus 2005). Leiti, et keskmiselt on säilikpuudest (ja seemnepuudest) saamata jääva puidu hind 4400 kr/ha (280 eurot/ha) kohta. See ühekordselt kuluv summa elurikkuse kaitseks ei ole siiski kuigi suur, kui arvestada, et näiteks toetuse määr puisniidu hooldamise eest on 238 eurot hektari kohta aastas (2011. aastal).

Teine uuring tehti 2012. aastal sügisel. Uuriti kahte ala vanas raieküpses lehtpuuenamusega salumetsas Ida-Eestis, kus hinnati ka potentsiaalsete säilikpuude

majanduslikku väärtust (A. Lõhmus, avaldamata andmed). Igal potentsiaalsel säilikuudel hinnati sortimentide kaupa materjalideks jagunemine. Arvutati iga puu kohta maksimaalne võimalik kasum, arvestades ümbruskonna kokkuostjate hindu ja veohindu. Leiti, et kõige kallim oleks säilikuudeks jätta kuuski (kasum tm kohta 25 eurot), järgnesid kask ja sanglepp (kasum 12 eurot/tm), odavaim oli säilitada jalakaid ja haabasid (kasum 5-6 eurot/tm). Palju sõltub kasum ka raiesmiku asukohast ja väljaveotee pikkusest. Kuna puiduhinnad kõiguvad päris palju, siis 2013. aasta kevadel olid küttepuiduhinnad nii palju langenud, et üksnes küttepuiduks sobivate puude säilikuudeks jätmise oleks olnud majanduslikult kõige mõttekam. Kokku tuli hektarile kümne parima (liigirikkaima) säilikuude jätmisel hind ligilähedaseks 280 eurot/ha kohta.

- 2) Kuna säilikuude jätmise (eriti suuremal hulgal) takistab raieetõid ja puidu väljavedu, samuti on puidu väljatulek pinnauhikult väiksem, siis raieetõid on selle tõttu kallimad (Arnott ja Beese 1997, Howard ja Temesgen 1997). Eestis ei ole seda uuritud ning Eestis kasutatava raieetehnika ja säilitatavate puude koguste puhul ei ole ka kulu ilmselt märkimisväärne. Grupis paiknevate säilikuude korral võiks raieetõid olla lihtsamad ja odavamad.
- 3) Säilikuude mõju uuenduse kasvule on negatiivne. Säilikuud vähendavad valgust, võtavad ära ruumi puude kasvaks ja toitaineid maapinnast. Lõuna-Soomes on leitud, et kehvad kasvukohal vähendab männi säilikuud 10 m raadiuses asuvatel uuenduse puudel kõrguskasvu 9-17%, seega säilitades 50 puud/ha väheneb puude kasv umbes 5% (Valkonen jt 2002). Rootsis on leitud, et säilitades 10 männipuud hektarile, väheneb uue metsapõlvkonna produktioon raieringi jooksul 3% (Jakobsson ja Elfving 2004). Põhja-Ameerika läänes on leitud vanu säilikuudega puustuid uurides, et säilikuud hakkavad mõjutama uuenduse kasvu alles siis, kui neid on jäetud rohkem kui 15 puud hektarile (Rose ja Muir 1997). Grupis paiknevate säilikuude korral on mõju uuendusele väikesem (lokaalsem).

Lisaks otsesele uuenduse kasvu pidurdamisele võivad säilikuude seemnetest kasvanud puud olla majanduslikus väärtuses kehvemad (jändrikud, okslikud). Samas on sellised puud just elustiku mõttes väärtuslikumad. Kuna igas metsas on eesmärgiks üheaegselt nii majanduslik kasum kui ka elurikkuse säilitamine, siis ilmselt tuleb leida igal konkreetsel raiealal kompromissid, milliste omadustega puud ja kui palju säilitada.

## 15. Raiesmiku esteetiline väärtus

Metsamaastiku esteetilisele väärtusele pööratakse, vähemalt arenenud maades, aina enam tähelepanu (mõisted *visual quality*, *scenic beauty*), samuti on oluline erinevat tüüpi alade puhkeväärtus (Shelby jt 2005). Eestis pole selliseid uuringuid seni veel tehtud. Siiski võiks esteetilise väärtuse suurendamisele tähelepanu pöörata eeskätt suuremate teede ääres ja asulate lähedal asuvate raiesmike puhul.

Vastavad uuringud põhinevad tavaliselt inimeste küsitlemisel ja nendelt hinnangu palumisel fotodel kujutatud maastikele. Üldjuhul on uuringutes küsitletute hinnangud raieetele, eriti lageraieele väga negatiivsed. Vanemate raiesmike puhul lähevad siiski hinnangud paremaks (Silvennoinen jt 2002).

Kõigis uuringutes, mis antud valdkonnas on tehtud, on leitud, et säilikuudega raiesmike peetakse esteetiliselt ilusamaks kui tavapäraselt lageraieet. Vähesel hulgal puude säilitamine ei suurenda raiesmiku esteetilist väärtust, kuid juba üle 3 tm/ha säilitades väärtus

suurenes (Tönnes jt 2004). Mida rohkem säilikipuid on säilitatud, seda kõrgemad on esteetilise väärtuse hinnangud (Tönnes jt 2004, Ribe 2009), samuti peetakse vanemaid ja suuremaid säilikipuid ilusamaks kui väiksemaid puid (Tönnes jt 2004). Terved puud omavad suuremat esteetilist väärtust kui kuivanud või kahjustatud puud (Tönnes jt 2004). Laiali üle kogu raieala paigutatud puid peetakse ilusamaks kui gruppidega säilitatud puid (Tönnes jt 2004, Ribe 2009).

## 16. Kokkuvõte

Säilikipuid kasutatakse kogu maailmas, et suurendada majandusmetsades elurikkust. Säilikipuude jätmisel on põhieesmärgiks tekitada metsamaastikku **spetsiifilisi elupaiku**, mis traditsioonilises lageraiepõhises metsamajanduses, kui langilt raiutakse ja koristatakse kõik puud, puuduksid. Erinevatel maadel on soovitatavad **säilitatavate puude kogused** erinevad ning näib, et Eesti metsaseaduses fikseeritud säilikipuude kogus võib olla elustikule ebapiisav.

Parima tuulekindlusega on säilikipuud, mis on eelnevalt **kohastunud** tuultega või **paremini varjatud** olemasolevate metsaservade läheduses. Säilikipuid tasub valida **võimalikult erinevate puuliikide hulgast**. Erilist tähelepanu tuleb pöörata tuulekindlamatele ja elustiku jaoks väärtuslikematele **kõvalehtpuudele** (tamm, saar, jalakas ja vaher). Säilikipuude suurem **diameeter** suurendab nende väärtust elustikule. Ka **surnud puidu** säilitamine lisaks elusatele puudele on elurikkuse suurendamiseks oluline.

Säilikipuid tuleks jätta **kõigi uuendusraiate** puhul ja tähelepanu tuleb neile pöörata juba vahekasutusraiate juures - st mitte välja raiuda eritunnustega puid. **Säilikipuude grupiti** jätmise on soovitatav, sealjuures tuleb jälgida, et säilitatavasse puudegruppi (elupaigalaiku) jääks olulisel määral säilikipuude nõuetele (suurim diameeter, eri puuliigid, eritunnused) vastavaid puid.

## Kasutatud kirjandus

- Abrahamsson, M., Lindbladh, M., Rönnberg, J. 2008. Influence of butt rot on beetle diversity in artificially created high-stumps of Norway spruce. *Forest Ecology and Management*, 255 (8-9), 3396-3403.
- Arnott, J.T., Beese, W.J. 1997. Alternatives to clearcutting in BC coastal Montane forests. *Forestry Chronicle*, 3 (6), 670-678.
- Aubry, K.B., Halpern, C.B., Peterson, C.E. 2009. Variable-retention harvests in the Pacific Northwest: A review of short-term findings from the DEMO study. *Forest Ecology and Management*, 258 (4), 398-408.
- Bakys, R., Vasiliauskas, A., Ihrmark, K., Stenlid, J., Menkis, A., Vasaitis, R. 2011. Root rot, associated fungi and their impact on health condition of declining fraxinus excelsior stands in Lithuania. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 26 (2), 128-135.
- Bauhus, J., Puettmann, K., Messier, C. 2009. Silviculture for old-growth attributes. *Forest Ecology and Management*, 258 (4), 525-537.
- Edman, M., Gustafsson, M., Stenlid, J., Jonsson, B.G., Ericson, L. 2004. Spore deposition of wood-decaying fungi: Importance of landscape composition. *Ecography*, 27 (1), 103-111.
- Esseen, P.-A., Ehnström, B., Ericson, L., Sjöberg, K., 1997. Boreal forests. *Ecol. Bull.* 46, 16-47.
- Franklin, J.F., Berg, D.R., Thornburgh D.A., Tappeiner J.C. 1997. Alternative silvicultural approaches to timber harvesting: variable retention harvest systems. Raamatus: Kohm, K.A., Franklin, J.F. (toim.), *Creating a Forestry for the 21st Century: The Science of Ecosystem Management*. Island Press, Washington, D.C., 111-139.
- Fries, C., Johansson, O., Pettersson, B., Simonsson, P., 1997. Silvicultural models to maintain and restore natural stand structures in Swedish boreal forests. *For. Ecol. Manage.* 94, 89-103.

- Gustafsson, L., Baker, S.C., Bauhus, J., Beese, W.J., Brodie, A., Kouki, J., Lindenmayer, D.B., Löhmus, A., Pastur, G.M., Messier, C., Neyland, M., Palik, B., Sverdrup-Thygeson, A., Volney, W.J.A., Wayne, A., Franklin, J.F. 2012 Retention forestry to maintain multifunctional forests: A world perspective. *BioScience*, 62 (7), 633-645.
- Gustafsson, L., Fedrowitz, K., Hazell, P. 2013. Survival and vitality of a macrolichen 14 years after transplantation on aspen trees retained at clearcutting. *Forest Ecology and Management*, 291, 436-441.
- 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 (3), 418-429.
- Howard, A.F., Temesgen, H. 1997. Potential financial returns from alternative silvicultural prescriptions in second-growth stands of coastal British Columbia. *Canadian Journal of Forest Research*, 27 (9), 1483-1495.
- Hyvarinen 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
- Jakobsson, R. and Elfving, B. 2004. Development of an 80-year-old mixed stand with retained *Pinus sylvestris* in northern Sweden. *Forest Ecology and Management*, 194, 249-258.
- Junninen, K., Komonen, A. 2011. Conservation ecology of boreal polypores: A review. *Biological Conservation*, 144 (1), 11-20.
- 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. *Biodiv. Conserv.* 16, 475-490.
- Jüriado, I., Paal, J., Liira, J. 2003. Epiphytic and epixylic lichen species diversity in Estonian natural forests. *Biodiversity and Conservation*, 12 (8), 1587-1607.
- 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.
- Konts, K. 2013. Säilikpuude sobivus kalakotka (*Pandion haliaetus*) pesapuudeks. Bakalaureusetöö, Eesti Maaülikool, Metsandus- ja maaehitus instituut.
- Koskela, E., Ollikainen, M., Pukkala, T. 2007. Biodiversity conservation in commercial boreal forestry: The optimal rotation age and retention tree volume. *Forest Science*, 53 (3), 443-452.
- Kouki, J., Löfman, S., Martikainen, P., Rouvinen, S., Uotila, A. 2001. Forest fragmentation in Fennoscandia: linking habitat requirements of wood-associated threatened species to landscape and habitat changes. *Scand. J. For. Res.* 16, 27-37.
- Kowalski, T., 2006. *Chalara fraxinea* sp. nov. associated with dieback of ash (*Fraxinus excelsior*) in Poland. *For. Path.* 36, 264-270.
- Leppik E, Jüriado I. 2008. Factors important for epiphytic lichen communities in wooded meadows of Estonia. *Folia Cryptog. Estonica*, Fasc. 44, 75-87
- Lindbladh, M., Foster, D.R. 2010. Dynamics of long-lived foundation species: The history of *Quercus* in southern Scandinavia. *Journal of Ecology*, 98 (6), 1330-1345.
- Linden, D.W., Roloff, G.J., Kroll, A.J. 2012. Conserving avian richness through structure retention in managed forests of the Pacific Northwest, USA. *Forest Ecology and Management*, 284, 174-184.
- Lindenmayer, D.B., Franklin, J.F. 2002. *Conserving Forest Biodiversity: A Comprehensive Multiscaled Approach*. Island Press, Washington.
- Lindenmayer, D.B., Franklin, J.F., Löhmus, A., Baker, S.C., Bauhus, J., Beese, W., Brodie, A., Kiehl, B., Kouki, J., Pastur, G.M., Messier, C., Neyland, M., Palik, B., Sverdrup-Thygeson, A., Volney, J., Wayne, A., Gustafsson, L. 2012. A major shift to the retention approach for forestry can help resolve some global forest sustainability issues. *Conservation Letters*, 5 (6), 421-431.
- Löhmus, A. 2003. Do Ural owls (*Strix uralensis*) suffer from the lack of nest sites in managed forests? *Biological Conservation*, 110 (1), 1-9.
- Löhmus, A., Kraut, A., Löhmus, P., Remm, J., Rosenvald, R., Soon, M. 2005. Haab pakub elupaiku vähemalt kahele tuhandele liigile. *Eesti Loodus*, 56(10), 6-15.
- Löhmus, P., Rosenvald, R., Löhmus, A. 2006. Effectiveness of solitary retention trees for conserving epiphytes: differential short-term responses of bryophytes and lichens. *Canadian Journal of Forest Research*, 36, 1319-1330.
- Löhmus, A. 2011. Aspen-inhabiting aphylloroid fungi in a managed forest landscape in Estonia. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 26 (3), 212-220.
- Löhmus, A., Löhmus, P. 2010. Epiphyte communities on the trunks of retention trees stabilise in 5 years after timber harvesting, but remain threatened due to tree loss. *Biological Conservation*, 143 (4), 891-898.
- Löhmus, P. 2013. Säilikpuude samblikurikkus ja -kooslused erinevatel puuliikidel. KIK projekti nr 2063 (T12040MIMK) töövõtulepingu nr. E MIMI 0921 12 tulemused.
- Löhmus, P., Leppik, E., Motiejunaite, J., Suija, A., Löhmus, A. 2012. Old, selectively cut forests can host rich lichen communities – lessons from an exhaustive field survey. *Nova Hedwigia*, 95: 493-515.

- Lõhmus, A., Kraut, A., Rosenvald, R. 2013. Dead wood in clearcuts of semi-natural forests in Estonia: site-type variation, degradation, and the influences of tree retention and slash harvest. *European Journal of Forest Research*, 132 (2), 335-349.
- Löbel, S., Snäll, T., Rydin, H. 2012. Epiphytic bryophytes near forest edges and on retention trees: Reduced growth and reproduction especially in old-growth-forest indicator species. *Journal of Applied Ecology*, 49 (6), 1334-1343.
- 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 (1-3), 189-204.
- 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 (5), 1270-1276.
- McKinney, L.V., Nielsen, L.R., Hansen, J.K., Kjær, E.D. 2011. Presence of natural genetic resistance in *Fraxinus excelsior* (Oleraceae) to *Chalara fraxinea* (Ascomycota): An emerging infectious disease. *Heredity*, 106 (5), 788-797.
- McRae, D.J., Duchesne, L.C., Freedman, B., Lynham, T.J., Woodley, S. 2001. Comparisons between wildfire and forest harvesting and their implications in forest management. *Environmental Reviews*, 9 (4), 223-260.
- Perhans, K., Glöde, D., Gilbertsson, J., Persson, A., Gustafsson, L. 2011. Fine-scale conservation planning outside of reserves: Cost-effective selection of retention patches at final harvest. *Ecological Economics*, 70 (4), 771-777.
- Pukkala, T. 2006. Optimising the semi-continuous cover forestry of Finland. *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung*, 177 (8-9), 141-149.
- Ranius, T. 2002. Population ecology and conservation of beetles and pseudoscorpions living in hollow oaks in Sweden. *Animal Biodiversity and Conservation*, 25 (1), 53-68.
- Ribe, R.G. 2009. In-stand scenic beauty of variable retention harvests and mature forests in the U.S. Pacific Northwest: The effects of basal area, density, retention pattern and down wood. *Journal of Environmental Management*, 91 (1), 245-260.
- Rose, C.R., Muir, P.S. 1997. Green-tree retention: Consequences for timber production in forests of the western Cascades, Oregon. *Ecological Applications*, 7 (1), 209-217.
- Rosenvald R., Lõhmus A. 2005. Säilikpuud raiesmikel: kelle jaoks ja kui palju? *Eesti Mets*, 1, 33-38.
- Rosenvald, R., Lõhmus, A. 2008. For what, when, and where is green-tree retention better than clearcutting? A review of the biodiversity aspects. *Forest Ecology and Management*, 225, 1-15.
- Rosenvald, R., Lõhmus, A. 2007. Breeding birds in hemiboreal clear-cuts: tree retention effects in relation to site type. *Forestry*, 80, 503-516.
- Rosenvald, R., Lõhmus, A., Kiviste, A. 2008. Preadaptation and spatial effects on retention-tree survival in cut areas in Estonia. *Canadian Journal of Forest Research*, 38, 2616-2625.
- Runnel, K. 2011. Torikseened ja epiksiülsed samblikud surnud säilikpuudel. Magistritöö. Tartu Ülikooli Loodus- ja Tehnoloogiateaduskond
- Rytkönen, A., Lilja, A., Drenkhan, R., Gaitnieks, T., Hantula, J. 2011. First record of *Chalara fraxinea* in Finland and genetic variation among isolates sampled from Åland, mainland Finland, Estonia and Latvia. *Forest Pathology*, 41 (3), 169-174.
- Sahlin, E., Ranius, T., 2009. Habitat availability in forests and clearcuts for saproxylic beetles associated with aspen. *Biodivers. Conserv.* 18, 621-638
- Schroeder, L.M., Sahlin, E., Paltto, H. 2011. Retention of aspen (*Populus tremulae*) at final cuttings - The effect of dead wood characteristics on saproxylic beetles. *Forest Ecology and Management*, 262 (5), 853-862.
- Siitonen, J. 2001. Forest management, coarse woody debris and saproxylic organisms: Fennoscandian boreal forestry as an example. *Ecol. Bull.* 49, 11 – 41
- Silvennoinen, H., Pukkala, T., Tahvanainen, L. 2002. Effect of cuttings on the scenic beauty of a tree stand. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 17 (3), 263-273.
- Simila, M., Kouki, J., Monkkonen, M., Sippola, A.-L., Huhta, E. 2006. Co-variation and indicators of species diversity: can richness of forest-dwelling species be predicted in northern boreal forests? *Ecol. Indicat.* 6, 686-700.
- Shelby, B., Thompson, J.R., Brunson, M., Johnson, R. 2005. A decade of recreation ratings for six silviculture treatments in Western Oregon. *Journal of Environmental Management*, 75 (3), 239-246.
- Söderström, B., 2009. Effects of different levels of green- and dead-tree retention on hemi-boreal forest bird communities in Sweden. *Forest Ecology and Management*, 257,1, 215-222.
- Thor, G., Johansson, P., Jönsson, M.T. 2010. Lichen diversity and red-listed lichen species relationships with tree species and diameter in wooded meadows. *Biodiversity and Conservation*, 19 (8), 2307-2328.
- Tönnies, S., Karjalainen, E., Löfström, I., Neuvonen, M. 2004. Scenic impacts of retention trees in clear-cutting areas. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 19 (4), 348-357.

- Valkonen, S., Ruuska, J., Siipilehto, J. 2002. Effect of retained trees on the development of young Scots pine stands in Southern Finland. *Forest Ecology and Management*, 166 (1-3), 227-243.
- Vanha-Majamaa, I., Jalonen, J. 2001. Green tree retention in Fennoscandian forestry. *Scand. J. For. Res. Suppl.* 3, 79–90.
- Virkkala, R. 2004. Bird species dynamics in a managed southern boreal forest in Finland. *For. Ecol. Manag.* 195, 151-163.

SmartWood'i                      ajutine                      metsamajandamise                      standard                      Eestis  
[http://www.nepcon.net/files/resource\\_1/documents/ESTONIA/SW-STD-EST-2008-09%2016SEPT08%20EST.pdf](http://www.nepcon.net/files/resource_1/documents/ESTONIA/SW-STD-EST-2008-09%2016SEPT08%20EST.pdf) (27.05.2013)