

TARTU ÜLIKOOL
LOODUS- JA TEHNOLOOGIATEADUSKOND
ÖKOLOOGIA JA MAATEADUSTE INSTITUUT
BOTAANIKA OSAKOND

Siim Sellis

**ELUSPUUDE JA KÕDUPUIDU DÜNAAMIKA
SALU- JA PALUMETSADE SUKTSESSIOONIS**

Magistritöö

Juhendaja
Piret Lõhmus

Tartu 2014

Sisukord

Töös kasutatud lühendid.....	3
1. Sissejuhatus	4
1.1. Kõdupuidu klassifikatsioon.....	5
1.2. Kõdupuidu hulk erinevates metsades	6
1.3. Kõdupuidu tähtsus metsaökosüsteemis	9
1.4. Kõdupuidu hulka mõjutavad tegurid.....	11
1.5. Kõdupuidu kirjeldamine.....	14
1.6. Magistritöö eesmärk	15
2. Materjal ja metoodika	18
2.1. Proovialade valik.....	18
2.2. Välitööd.....	20
2.3. Andmetöötlus	21
3. Tulemused	24
3.1. Eluspuude ja kõdupuidu dünaamika salumetsa suksessioonis.....	24
3.2. Eluspuude ja kõdupuidu dünaamika palumetsa suksessioonis	28
3.3. Metsatüüpide vahelised erinevused.....	29
3.4. Valgustusraie mõju salumetsa puistustruktuurile.....	33
3.5. Tamme-porosambliku esinemine noortes palumetsades.....	33
4. Arutelu.....	35
4.1. Elusad puud	35
4.2. Kõdupuidu diameetrifraktsioonid	36
4.3. Kõdupuidu laguastmed.....	38
4.4. Võimalikud meetmed noorte metsade loodusläheduse suurendamiseks.....	39
5. Kokkuvõte	42
6. Summary	44
7. Tänusõnad	46
8. Kasutatud kirjandus.....	47
9. Lisad.....	57

Töös kasutatud lühendid

CWD (*Coarse Woody Debris*) – jämedamõõtmeline kõdupuit (nii seisev kui lamapuit)

DF – diameetrefraktsioon

FWD (*Fine Woody Debris*) – peenemõõtmeline kõdupuit (nii seisev kui lamapuit)

LFWD (*logs of fine woody debris*) – peenemõõtmeline lamapuit ehk risu

LCWD (*logs of coarse woody debris*) – jämedamõõtmeline lamapuit

RD – rinnasdiameeter

VR – valgustusraie

1. Sissejuhatus

Nagu paljusid teisi kooslusi, iseloomustab ka looduslikke parasvöötme metsi pidev suktsessioon ehk häiringujärgne koosluse arenemine ja taastumine (Connell ja Slatyer, 1977) ning erinevas suktsessiooniastmes elupaigalaikude vaheldumine maastikus (Shorohova jt, 2009). Suktsessiooni käivitavaks teguriks on parasvöötme metsadele iseloomulikud häiringurežiimid, millele on adapteerunud ka kohalik elustik, kuid häiringute olemus ja intensiivsus erinevad tugevalt loodusliku ja majandatava metsa vahel. Boreaalse metsa mastaapseimaks looduslikuks häiringuks on valdavalt äikese põhjustatud metsapõlengud, mille üldine sagedus on hemiboreaalses vööndis suurem kui põhjapoolsetel aladel (Granström, 1993) ning erineb tugevalt ka metsatüüpide vahel (Zackrisson, 1977; Engelmark, 1987). Paljud liigid on kohastunud teatud piirides varieeruva intervalli tagant toimuvate põlengutega ning eelistavad või vajavad eluks põlendikke, kuid alates 19. sajandi lõpust on peamiselt inimtegevuse tõttu vähenenud aasta jooksul põlenud metsa pindala kümneid kuni sadu kordi (Esseen jt, 1997). Looduslikult uueneb parasvöötme okasmets tulekahju järel tavaliselt lehtpuuvõsaga. Sellest faasist pärinevad ka hilisemas suktsessioonis okaspuude vahel esinevad suured lehtpuud, mille olemasolust sõltub suur osa boreaalse ja hemiboreaalse metsa elurikkusest (Esseen jt, 1997). Majandusmetsa suktsessioonis surutakse noore lehtpuuvõsa faas sageli alla, sest eelistatakse väärtusliku okaspuupuidu võimalikult kiiret juurdekasvu. Teine oluline looduslik häiringutüüp on suurte puude suremisel tekkiv häiludünaamika, mis annab vanale metsale iseloomuliku erinevas suktsessioonifaasis laikudest koosneva mustri.

Looduslikult arenenud metsale on omane paljude vanade puude esinemine koos nendes leiduvate õõnsustega ning tänu puistu iseharvenemisele ka väga suur hulk mitmekesisest kõdupuitu; taoliste elupaikade esinemine metsas toetab kõrget spetsialiseerunud liikide elurikkust. Võrreldes loodusliku seisundiga muudab kaasaegne lageraiemajandamine suured metsaalad nooreks, ühevanuseliseks, kõdupuiduvaeseks ja sageli monokultuurseks (Esseen jt, 1997). Eesmärgiks on võimalikult lühike raiering, kuid selle tõttu ei jõua või ei saa vana metsaga seotud liigid majandusmetsa enne uut raiet taasasustada (Duffy ja Meier, 1992). Loodusliku mitmekesisuse säilitamiseks kasutatakse laialdaselt kaitsealade loomist, ent kuna need paiknevad tavaliselt üksteisest eraldatult, on sageli väikesed ja ei hõlma piisavalt palju kõiki olemasolevaid metsatüüpe (Nilsson ja Götmark, 1992), peetakse ohustatud liikide arvukuse vähenemise peatamiseks hädavajalikuks ka majandusmetsade kvaliteedi tõstmist

loodusliku elupaigana (Harris, 1984; Lindenmayer ja Franklin, 2002). Selleks rakendatakse näiteks Rootsisis mitmerindeliste ja segapuistute kasvatamist, kontrollitud põlenguid, raiesmike looduslikule uuenemisele jätmist ja suurimate puude säilitamist raie käigus (Hagner, 1992). Lageraieid eelistatakse aga nende metsatüüpide majandamisel, mis põlevad looduslikult sageli ning teiste metsatüüpide puhul rakendatakse erinevaid osalise raie variante. Kokkuvõtvalt on säästva metsanduse raames kujunenud arusaam, et majandamisviis on oluline valida kohaspetsiifiliselt ja looduslikku häiringurežiimi arvestades. Teisest küljest on vajalik laiaskaalaline maastikuplaneerimine elupaikade liigse fragmenteerumise vältimiseks.

Üks keerulisemaid probleeme säästvas metsamajanduses on aga kõdupuidu piisava hulga ja mitmekesisuse tagamine metsaökosüsteemi funktsioonide säilimise tarbeks (Esseen jt, 1997). Vaatamata sellele, et kõdupuit on ülioluline metsaökosüsteemi osa pakkudes elupaika ja toidubaasi suurele hulgale liikidele (Esseen jt, 1997; Siitonen, 2001; Nordén jt, 2004; Jonsson jt, 2005; Stokland jt, 2012), on kõdupuidu hulka metsades numbriliselt suhteliselt vähe kirjeldatud (Ekbom jt, 2006). Põhjuseks on asjaolu, et kõdupuidu tähtsust on nii metsanduses kui ka looduskaitstes vääriliselt hindama hakatud alles suhteliselt hiljuti, aga ka kirjeldamisprotsessi võrdlemisi suur töömahukas. Lisaks peab usaldusväärsete tulemuste saamiseks olema valim ekstrapoleeritavale alale esinduslik, sest kõdupuidu omadused ja hulk varieeruvad palju nii looduslike parameetrite, nagu kliima ja kasvutingimuste (Fridman ja Walheim, 2000; Siitonen, 2001), kui ka rakendatava metsamajandusliku praktika tõttu (Duvall ja Grigal, 1999; Eräjää jt, 2010).

1.1. Kõdupuidu klassifikatsioon

Kõdupuit võib metsas esineda mitmel kujul. Seda jagatakse asendi järgi tavaliselt seisvaks ja lamavaks, millele lisanduvad veel kännud ja puude paljandunud juured (Lofroth 1993; Lõhmus ja Kraut, 2010). Seisvad surnud puud võivad esineda kas täispikkuses (näiteks hiljuti surnutena) või tüügaspuudena (kõdunemise käigus on latv murdnunud) ning lamapuudeks loetakse nii maha langenud oksad kui ka tüved. Kõdupuitu jaotatakse teaduskirjanduses peenemõõtmeliseks (FWD – *Fine Woody Debris*) ja jämedamõõtmeliseks (CWD – *Coarse Woody Debris*). Vastavalt sellele, millise uurimisküsimusega seoses on vajalik kõdupuidu hulka hinnata, on jämedamõõtmelist kõdupuitu erinevates töödes määratletud mitmeti (tabel 1). Peenemõõtmeline kõdupuit, kui seda on üldse uuritud, on jämedamõõtmelise kõdupuidu alampiirist väiksema diameetriga. Mõnedes töödes ei tehta vahet jämedamõõtmelisel seisval ja maas lamaval kõdupuidul, koondades mõlemad jämedamõõtmeliseks kõdupuiduks

(Harmon jt, 1986; Duvall ja Grigal, 1999). Ka kõrgus, millest alates määratletakse seisev surnud puu tüügaspuuks, erineb tööde vahel tugevasti (tabel 1).

1.2. Kõdupuidu hulk erinevates metsades

Kõige rohkem on maailmas uuritud kõdupuidu osas parasvöötme okasmetsi ning eesrindlikuimad tööd pärinevad peamiselt Fennoskandiast ja Põhja-Ameerikast. Teadusele on seni pakkunud eelkõige huvi, kuidas vastavas piirkonnas rakendatavad metsamajanduslikud võtted mõjutavad kõdupuidu hulka ning seeläbi sealset liigilist mitmekesisust. Saadud mahuarvud kõiguvad palju erinevates parasvöötme leht- ja okaspuumetsades (tabel 2). Tähelepanu väärrib, et Euroopas uuritud metsad küündivad harva kõdupuidu hulga poolest Eesti ürgmetsade tasemele, kus vanades salumetsades on CWD keskmiseks kogumahuks saadud 198 m³/ha (Lõhmus ja Kraut, 2010). Võrreldavaid metsi on siiski leitud nii Kesk-Euroopast kui ka Põhja-Ameerikast. Näiteks Kanada tsuga (*Tsuga canadensis* (L.) Carr.) enamusega metsades USA-s Põhja-Wisconsini ja Põhja-Michigani osariigis on jämedamõõtmelist kõdupuitu kuni 207 m³/ha (Tyrrell ja Crow, 1994). Väga varieeruva kõdupuidu hulgaga võivad olla aga Kesk-Euroopa hariliku pöõgi (*Fagus sylvatica* L.) enamusega metsareservaadid (Christensen jt, 2005). Nende hulgas on ka väga suure kõdupuidu kogusega puistused nagu Pecka ürgmets Sloveenias, kus suurimaks kõdupuidu kogumahuks on mõõdetud 552 m³/ha (Debeljak, 1999). Jämedamõõtmelise (edaspidi lühidalt jämeda) kõdupuidu poolest on eriti rikkad põlendikud, kus seda võib olla 2–20 korda rohkem kui vastava metsatüübi raiesmikel (Ylisirniö jt, 2012). Kanadas Loode-Ontario segametsapõlendikel on jämeda kõdupuidu kogumahuks saadud koguni 343 m³/ha, kusjuures sama piirkonna küpsetes segametsades oli see näitaja 161 m³/ha, lehtmetsades 105 m³/ha, okaspuumetsades vaid 18 m³/ha ja värsketel segametsaraiesmikel 112 m³/ha (Pedlar jt, 2002).

Rootsis aastatel 1994–1996 läbi viidud üleriigiline viljakatel muldadel kasvavate majandusmetsade jämeda kõdupuidu inventuur hindas üle 10 cm läbimõõduga kõdupuidu keskmiseks kogumahuks 6,1 m³/ha, kusjuures selle kogumaht ning struktuur (erinevate laguastmete ja diameetriklasside osakaal) varieerus sõltuvalt puistu vanusest, geograafilisest asukohast ja metsatüübist (Fridman ja Walheim, 2000). Üldiselt suurenes kõdupuidu maht metsa vanuse kasvades ning geograafilisest asukohast sõltuvalt vähenes kõdupuidu keskmine maht lõuna ja ida suunas, olles kõrgeim Põhja-Rootsi kuusemetsades (12,8 m³/ha). Metsatüüp mõjutas kõdupuidu hulka kõige selgemalt põhjapoolsetes boreaalsetes metsades, kus seda oli rohkem kuuse enamusega metsades. Metsa vanuse mõju oli oluline hemiboreaalsetes ja

nemoraalses vööndis, kus uue põlvkonna puudega veel uuenemata raiesmikel oli kõdupuitu oluliselt vähem kui teistes vanuseklassides. Ka mujal hemiboreaalses vööndis on täiskasvanud metsade kõdupuidu hulgas leitud metsatüüpide vahel märkimisväärsed erinevusi. Näiteks on nii majandatud kui ka inimõjuta palumetsad sama majandusrežiimiga laane-, salu- ja lodumetsadest jämeda kõdupuidu (nii seisev kui lamapuit) keskmise mahu osas neli kuni viis korda vaesemad, kuigi tüügaspuude hulk ja maht ning peenemõõtmelise kõdupuidu maht ei erine metsatüüpide vahel nii märgatavalt (Lõhmus ja Kraut, 2010). Lamapuude arvu poolest on viljakatel muldadel kasvavad metsad rikkamad kui niisketel või kuivadel väheviljakatel muldadel esinevad metsad (Lõhmus jt, 2005).

Keskmiseks jämeda kõdupuidu hulgaks vanades lõunapoolsetes Fennoskandia looduslähedastes metsades on hinnatud 90–120 m³/ha, põhjapoolsetes 50–80 m³/ha ja tundralähedastes 20 m³/ha. Selle osakaal kogu puidumahust puistus (elusate ja surnud puude maht kokku) kõikus 18 ja 40 protsendi vahel olenemata laiuskraadist (Siitonen, 2001). Valikraie kasutamine majandamisviisina vähendab mõnevõrra CWD hulka metsas. Sellele viitab näiteks Ida-Soome 50–100 aastaste valikraietega majandatud kuusikute võrdlus ürgmetsaga, kus selgus, et jämedat kõdupuitu oli neis keskmiselt vastavalt 29 m³/ha ja 51 m³/ha (Sippola jt, 2001). Kesk-Soome andmetel on aga hakkepuidu varumise mõju CWD hulgale suhteliselt tagasihoidlik, sest sealsete 8–9 aastaste kuuseraiesmike uurimisel ilmnis, et aladel, kus peale lageraiet koguti kokku ka hakkepuidu materjal, oli järele jäänud jämedat lamapuitu 20 m³/ha, samas kui kontrollaladel, kus seda polnud tehtud, 33 m³/ha. Sealjuures palkide, tüügaspuude ja juurte hulka hakkematerjali eemaldamine oluliselt ei mõjutanud (Eräjää jt, 2010).

Tabel 1. Jämedamõõtmeliste tüügas- ja lamapuude mõõtmete alampiirid erinevate autorite töödes.

Töö	Tüügaspuud		Lamapuud Läbimõõt (cm)	Taimkattevöönd	Riik
	Kõrgus (m)	Läbimõõt (cm)			
Kuuluvainen jt (1998)			1	lõuna-boreaalne	Venemaa
Sippola jt (1998)			1	põhja-boreaalne	Soome
Harmon jt (1986)		2,5	2,5	parasvööde	Üle maailma
Duvall ja Grigal (1999)		2,5	2,5	boreaalne	USA
Acker jt (2008)			3	hemiboreaalne	USA, Kanada
Work jt (2013)			3	boreaalne	Kanada
Mattson jt (1987)			5	nemoraalne	USA
Andersson ja Hytteborn (1991)			5	boreaalne	Rootsi
Siitonen jt (2000)		5	5	lõuna-boreaalne	Soome
Sippola jt (2001)	1	5	5	põhja-boreaalne	Soome
Quesnel (1994)			7,5	boreaalne	Kanada
Tinker ja Knight (2000)			7,5	boreaalne	USA
Kebli jt (2012)			7,5	boreaalne	Kanada
Spies jt (1988)	1,4	10	10	boreaalne	USA
Krankina jt (2002)			10	boreaalne	Venemaa
Pedlar jt (2002)	1,5	10	10	boreaalne	Kanada
Hautala jt (2004)			10	boreaalne	Soome
Nordén jt (2004)			10	hemiboreaalne	Rootsi
Gibb jt (2005)			10	boreaalne	Rootsi
Eräjää jt (2010)			10	lõuna-boreaalne	Soome
Jonsson jt (2010)			10	boreaalne	Rootsi
Lõhmus ja Kraut (2010)	1	10	10	hemiboreaalne	Eesti
Sullivan jt (2012)			10	boreaalne	Kanada
Ylisirniö jt (2012)	1,3	10	10	põhja-boreaalne	Soome, Venemaa
Lõhmus jt (2013)	1,5	14	10	hemiboreaalne	Eesti
Ekbom jt (2006)	0,5	10	okaspuudel 10 lehtpuudel 7	kesk-boreaalne	Rootsi
Sollins (1982)			15	boreaalne	USA
Jonsson (2000)			15	boreaalne	Rootsi
Harmon jt (1987)			20	boreaalne	USA
Lõhmus jt (2005)	1,5	10	20	hemiboreaalne	Eesti
Cline jt (1980)	4,4	9		boreaalne	USA
Raphael ja Morrison (1987)	1,5	13		boreaalne	USA
Lofroth (1993)	2	7,5		boreaalne	Kanada
Backhouse ja Lousier (1991)	3			boreaalne	Kanada
Janisch jt (2005)		10		boreaalne	USA

1.3. Kõdupuidu tähtsus metsaökosüsteemis

Konservatiivse hinnangu kohaselt on kõigist Soomes leiduvatest metsaliikidest 20–25% otseselt sõltuvad kõdupuidust ja neist suure osa jaoks on hädavajalikud kõdupuidu kindlad iseloomulikud omadused (Siitonen, 2001). Näiteks, mida rohkem varieerub kõdupuit oma mõõtmete, puuliigi, kõduastme, asendi (nt seisev või lamatüvi) ja ümbritseva keskkonna osas, seda mitmekesisem seda kasutatav elustik saab olla (Stokland jt, 2012). Mingis eluetapis kõdupuitu vajavaid organisme ja neist toituvaid spetsialistidest kiskjaid, herbivoore ja parasiite (koondnimetusega saproksüüle) esineb kõigis suuremates putukarühmades, kuid eriti palju on neid mardikaliste (*Coleoptera*) ja kahetiivaliste (*Diptera*) hulgas (Grove, 2002).

Vastavalt puidu lagunemisele toimub seda asustavate liikide suksessioon nii seente (Jonsell jt, 1999) kui ka putukate osas (Kletecka, 1996), mis viitab saproksüülide seas levinud kõrgele spetsialiseerumise astmele. Näiteks valdavas osas Euroopas haruldase mardikaliigi *Prostomis mandibularis* (Fabricius) vastsed elavad ainult niisketes ja kindlate seeneliikidega nakatunud tamme, männi või pöõgi kõdunevates tüvedes (Olsson ja Lemdahl, 2010). Saproksüülide spetsialiseerumise astet ja kõdupuidu elupaikade fragmenteerituse mõju nende toiduahelale kirjeldab Soomes läbi viidud uuring, kus leiti, et niisketes metsades esineva pidevat suurt hulka jämedaid, kõvasid ja osaliselt kooreta kuuse lamatüvesid vajava roosa pessi (*Fomitopsis rosea* (Alb. & Schwein) P. Karst.) arvukus sobivatel tüvedel väheneb sõltuvalt kasvukoha isoleerituse ajast. Isolatsioonis veedetud ajal on veelgi suurem mõju roosast pessist toituvale koile *Agnathosia mendicella* (Denis & Schiff.) ja omakorda koile spetsialiseerunud vastsekiinlaste (*Tachinidae*) sugukonda kuuluvale parasiidile *Elfia cingulata* (Robineau-Desvoidy). Juba alates 12 aasta möödumisest isolatsiooni algusest ei esinenud nimetatud parasiiti seene kasvukohas üldse (Komonen jt, 2000).

Minimaalseks jämeda kõdupuidu esinemise mahuks metsas, mis tagaks ohustatud liikide esinemise, arvatakse Fennoskandia okasmetsavööndi põhjaosa näitel 18 m³/ha (Ylisirniö jt, 2012). Taolise miinimumi tagamine majandatavates puistutes on väga oluline, sest jämeda kõdupuidu hulga vähenemine metsades on näiteks Soomes peamiseks ohuteguriks 31 protsendile seal ohustatud liikidest (Rassi jt, 2010). Ka hemiboreaalses vööndis on näidatud, et metsades on kõdupuidu hulk näiteks oluline linnukooslust mõjutav tegur (Rosenvald jt, 2011). Kuigi kõdupuitu säilitava metsamajanduse põhitähelepanu on suunatud valdavalt jämedale puidule, on näidatud ka peenemõõtmelise kõdupuidu olulisust metsaökosüsteemis. Näiteks Rootsi laialehiste metsade kõdupuitu asustavatest kottseentest 75% ja kandseentest

30% leidub ainult peenemõõtmelisel kõdupuidul (Nordén jt, 2004). Majandatud okasmetsas on näidatud, et 5–9 cm läbimõõduga kõdupuidul kasvab substraadi ruumalaühiku kohta rohkem seene ning leht- ja helviksammalde liike kui üle 10 cm läbimõõduga kõdupuidul ning liigirikkuse modelleerimisel selgus, et madala kõdupuidu kogumahu korral suureneb seda asustavate liikide arv koos peenemõõtmelise kõdupuidu lisamisega. Samas suure kõdupuidu kogumahu puhul suureneb liigirikkus proportsionaalselt jämeda kõdupuidu mahuga (Kruys ja Jonsson, 1999). Fennoskandia uuringutes on näidatud, et jämedat kõdupuitu asustavaid seeneliike esineb valikraie meetodil majandatud metsades, kust eemaldati pidevalt teatud mõõtmelised saavutanud puud, vähem kui ürgmetsades (Sippola jt, 2001; Lindblad, 1998; Bader jt, 1995). Lisaks leiti, et suuri puid säilitava valikraie puhul ja mõnede kõdunenud jämedate palkide metsa jätmisel on kõdupuidu seenekooslused mitmekesisemad kui traditsioonilises samaealises lageraietega majandatavas metsas (Kebli jt, 2012). Metsamulla bakterikoosluste puhul on jällegi tuvastatud, et raieviis nende mitmekesisust ja biomassi ei mõjuta (Hannam jt, 2006). Mõnede liikide jaoks on oluline raiesmikule jäetud risu paigutus. Kanadas on näidatud, et vaaludesse või hunnikutesse kuhjatud risuga raiesmikel on pisiimetajate arvukus ja mitmekesisus suurem kui laiaili jäetud risu puhul (Sullivan jt, 2012).

Lisaks otsesele liikide arvu ja koosseisu mõjutamisele on kõdupuidul metsaökosüsteemis ka roll ainerings. Jäme kõdupuit moodustab sõltuvalt kliima- ja mullatingimustest, metsatüübist ning selle suktessioonist 1–45% kogu maapealsest orgaanilisest ainest. Kuigi maha langevates lehtedes on suurem toitainete kontsentratsioon kui kõdupuidus, on toitainete puudest tagasi maapinnale jõudmises oluline roll ka mahavarisenud oksadel ja tüvedel, kuna need moodustavad enamikul juhtudel 24–39%, kuid Ameerika ebatsuugametsades isegi 60–74% kogu mahalangenud orgaanilisest ainest (Harmon jt, 1986). Tüvede ja okste lagunemisel kuhjub mulda orgaanilist ainet ja seeläbi saavad puude seotud toitained taas kättesaadavaks neid kasutavatele organismidele (McFee ja Stone, 1966; Jurgensen jt, 1992). Okasmetsaajades on kõdupuit eriti oluliseks lämmastikuallikaks, kuna selles võib sisalduda üle 50% kogu ojas leiduvast lämmastikust (Triska jt, 1984).

Et tuli on sage looduslike häiringute põhjustaja, on paljud liigid spetsialiseerunud elama ainult põlenud puidul. Näiteks Euroopas tõenäoliselt välja surnud mardikas *Sericoda bogemanni* (Gyll.) elab ainult kõrbenud puukoore all (Stokland jt, 2012). Kui paljude mardikate jaoks on põlendik elupaigana sobiv vaid ühe kuni kahe aasta vältel (Paquin, 2008), siis näiteks tulest sõltuvaid treppsamblike (*Hypocenomyce*) perekonda kuuluvaid samblikke on leitud ka ligi 300 aastat tagasi põlenud kändudel (Esseen jt, 1992). Lisaks tekitavad langenud tüved soodsa

mikrokliimaga kasvukohti mõnede puuliikide seemnete idanemiseks (Harmon ja Franklin, 1989; Robert jt, 2012) ja kaitsevad noori puid suurte herbivooride eest (Smit jt, 2012). Veekogudesse sattunult loob kõdupuit spetsiifilisi elupaiku sealsetele organismidele, kuna võimaldab näiteks põhjakaladel ja vähilistel end paremini kiskjate eest varjata (Everett ja Ruiz, 1993) ning on kasvu- või kinnitumissubstraadiks paljudele vooluveekogudes elavatele organismidele (Crook ja Robertson, 1999). Arvestades kõdupuidu mastaapset tähtsust elurikkusele on piisava hulga sellega seotud elupaikade tekitamine ja säilitamine parasvöötme majandusmetsades üks peamisi looduskaitselisi väljakutseid.

1.4. Kõdupuidu hulka mõjutavad tegurid

Kõdupuidu hulga metsas määrab süsteemi juurde tekkinud ja sealt kadunud kõdupuidu vahe. Selle koguhulk varieerub märgatavalt eri kasvukohatüüpi ja majandusrežiimiga metsade vahel (Lõhmus ja Kraut, 2010) ning muutub ka metsa suksessiooni jooksul (Fridman ja Walheim, 2000; Tinker ja Knight, 2000; Krankina jt, 2002; Ylisirniö jt, 2012). Kõdupuitu lisandub puistusse puude loodusliku suremise (põhjuseks puu vanus, tuli, tuule- ja lumemurd, põud, konkurents, putukad, patogeenid) (Franklin jt, 1987) või metsa majandamise tulemusena (raierisu, kännud ja maha jäetud palgid) ja kaob inimtegevuse (Eräjää jt, 2010) või kõdunemise tõttu (Mattson jt, 1987; Janisch jt, 2005). Nüüdisajal on metsatööstusele kõige väärtuslikum olnud jämedatest tüvedest saadav puit, mistõttu jäeti seda majandamise käigus metsa vähe järele. Tööstuslikult majandati metsa enamasti lageraietega, mille tagajärjel uueneb mets ühevanuselisena ja sinna tekib uuesti jämedat kõdupuitu alles pika aja pärast (Bauhus jt, 2009).

Kogu maailma parasvöötme metsade kohta avaldatud uuringud kinnitavad, et inim mõjutatud ürgmetsades on kõdupuidu hulk märkimisväärselt suurem kui majandusmetsas (tabel 2). Näiteks on Lõuna-Soomes küpsete ja ka üleküpsenud majandusmetsade jämeda kõdupuidu hulk vanadest metsadest viis kuni kuus korda madalam (Siitonen jt, 2000), seejuures on üle 40 cm diameetriga kõdupuidu osakaal kogu kõdupuidu mahust sealsetes majandusmetsades vaid kaheksa protsenti võrrelduna vanade metsade 24 protsendiga. Sarnasele olukorrale viitavad ka hemiboreaalsete metsade uuringud, kus leiti, et majandusmetsas on olenevalt metsatüübist kaks kuni viis korda vähem jämedat kõdupuitu kui ürgmetsas (Lõhmus ja Kraut, 2010) või majandamata metsas (Rajandu jt, 2009) ning üle 40 cm diameetriga fraktsioon enamasti kasvukohatüüpide puhul majandusmetsas sisuliselt puudub (Lõhmus ja Kraut, 2010).

Tabel 2. Jämeda kõdupuidu mahu võrdlus majandatud ja majandamata metsa vahel erinevates riikides ja metsatüüpides.

Riik	Metsatüüp/ peapuuliik	Jämeda kõdupuidu maht m ³ /ha		Autor
		Majandatud	Majandamata	
Soome	mänd, kuusk	8–31	19–60	Sippola jt, 1998
	kuusk	2–38	70–184	Siitonen jt, 2000
	okasmets	2–10	51–130	Siitonen, 2001
Rootsi	okasmets	11	73	Andersson ja Hytteborn, 1991
	okasmets	2	44–91	Lämås ja Fries, 1995
	mänd	2	81	Majewski jt, 1995
	mänd, kuusk	0,5–1	11–13	Linder ja Östlund, 1998
	mänd, kuusk	23	73	Gibb jt, 2005
	mänd, kuusk	9–16	27–34	Ekbom jt, 2006
	salumets/ mänd	6–28	43–48	Rajandu jt, 2009
Eesti	palumets	10	36	Lõhmus ja Kraut, 2010
	laanemets	62	144	
	salumets	43	198	
	lodumets	52	141	
Suurbritannia	mänd	14	54	Reid jt, 1996
	lehtmets	4–39	47–128	Green ja Peterken, 1997
	okas-, sega-, lehtmets	<20	10-139	Kirby jt, 1998
Poola	lehtmets	3–6	87–160	Bobiec, 2002
Šveits	okas- ja segamets	10	23	Guby ja Dobbertin, 1996
Ungari	lehtmets	3–73	34–289	Ódor ja Standovár, 2001
USA	lehtmets	39–74	127–151	Goodburn ja Lorimer, 1998

Metsatulekahjude käigus väheneb puistus esinenud kõdupuidu hulk, sest see põleb ära, kuid pärast põlengut tekib seda hukkunud ja kuivavate puude arvelt ka ohtralt juurde (Wright jt, 2002). Juurde tekkiva jämeda kõdupuidu hulk on ligikaudu sama suur või pisut suuremgi sellest, mis metsast lageraie käigus eemaldatakse (Tinker ja Knight, 2000). Seetõttu – ehkki lageraieid on peetud looduslikku põlengu häiringurežiimi ligikaudselt jäljendavaks majandamisviisiks (Bergeron jt, 2002) – on elustikule neil kahel metsa uuenemise viisil siiski väga erinev mõju. Näiteks Venemaal on looduslähedastes suurtes Ida-Siberi ja Kaug-Ida metsamassiivides, kus peamiseks metsa uuenemisviisiks on siiani looduslikud häiringud nagu põlengud ja ulatuslikud putukarünnakud, keskmiseks CWD kogumahuks 40–51 m³/ha võrrelduna riigi läänepoolsete lageraietega majandatavate metsadega, kus see on 14–20 m³/ha

(Krankina jt, 2002). Kuna lageraie käigus eemaldatakse valdav osa puitu kooslusest, ent looduslike häiringute tagajärjel tekkinud kõdupuit jääb kogu mahus metsa ja pärandub edasi järgmistesse suktsessioonifaasidesse, on noorte metsade regioonidevahelised erinevused Venemaal veelgi suuremad.

Värsketel raiesmikel pärineb kogu kõdupuit raie-eelsest puistust ja seda võib olla üsna rohkelt (Duvall ja Grigal, 1999; Tinker ja Knight, 2000; Pedlar jt, 2002), kuid edasise suktsessiooni käigus see laguneb. Samas vähendab kändude ja raierisu kogumine biokütteks, mis on Euroopas ulatuslikult levinud juba Soomes ja Rootsis (Rudolphi ja Gustafsson, 2005), pärast raie eriti märgatavalt peenemõõtmelise kõdupuidu hulka raiesmikul (Eräjää jt, 2010) ning ka jämeda raierisu mahust eemaldatakse näiteks Rootsi raiesmikelt keskmiselt 65% (Rudolphi ja Gustafsson, 2005). Lisaks kaotab raiesmikult suure osa kõdupuidust raiejärgne maapinna mineraliseerimine noorte puude kasvutingimuste parandamiseks (Hautala jt, 2004). Seda meetodit kasutatakse sagedasti Rootsis ja eriti rohkelt Soomes (Gustafsson jt, 2010). Teisalt tekib võrdlemisi mitmekesist värsket kõdupuitu juurde säilikpuudega raiesmikel (Lõhmus jt, 2013), kuna järsku avatud tingimustesse jäänud puude suremus kasvab (Rosensvald jt, 2008). Kanadas Newfoundlandi ja Labradori provintsis on alates 1980-ndatest rakendatud nõuet jätta raie järel metsa vähemalt 10 tüügaspuid hektari kohta. Selle tulemusena pärandub teatud arv tüügaspuid edasi ka raiejärgsele metsamaastikule, kuid nende keskmine eluiga on 10–15 aastat. Seejärel satuvad nad küll lamapuidu koosseisu, aga kuna tüügaspuidude hulk hakkab uuesti suurenema alles umbes 60-aastasest puistus, väheneb vahepeal nende tekitatava ökoloogilise niši kättesaadavus drastiliselt (Smith jt, 2009). Tänapäevase metsa majandamise soovitusena nõue jätta raie järel maha teatav kogus kõdupuitu täidab siiski oma eesmärgi, sest taolistelt raiesmikelt võib leida rohkem jämedat lamapuitu kui vanades majandusmetsades (Ekbohm jt, 2006). Uue põlvkonna puudest hakkab aja jooksul kõdupuitu lisanduma kas puistu iseharvenemise või valgustus- ja harvendusraiate käigus.

USAs Suure Järvistu ümbruse vaigumänni (*Pinus resinosa* Ait.) metsades läbi viidud uuringu kohaselt hakkab kõdupuidu hulk majandatavates puistutes stabiliseeruma 100–125 aasta vanuselt. Majandamata metsades toimub sama alles 900–1200 aasta vanuselt, mis vihjab sellele, et koos raieringiga lõppeb küpses metsas ka kõdupuidu kuhjumine (Duvall ja Grigal, 1999). Lisaks sellele, et majandusmetsas on jämeda kõdupuidu hulk tunduvalt väiksem kui majandamata metsas, leiti ka, et majandamise kõdupuidu hulka vähendav mõju on kõige tuntavam noortes (0–30 aastastes) metsades. Majandamine mõjutas kõigis metsa

vanuseklassides kõige negatiivsemalt tüügaspuude kogumassi, kuid võrdlemisi vähe lamapuude kogumassi küpses metsas.

Laguprotsesside kiirusest sõltub, kui kauaks jääb kõdupuit seda kasutavatele organismidele kättesaadavaks. Kõdunemiskiirus sõltub puu liigist (Alban ja Pastor, 1993; Janisch jt, 2005), puidu tihedusest (Hérault jt, 2010) ja mõõtmetest (Mattson jt, 1987; Janisch jt, 2005), kliimavöötimest (Fridman ja Walheim, 2000), asukohast maapinna suhtes, seentega nakatumisest (Mattson jt, 1987) ning keskkonnatingimustest (Harmon jt, 1986). Puidu kõdunemise kiirust iseloomustab lagukonstant k , mille väärtuseks näiteks lehtpuuraiesmikul Lõuna-Apalatšides on määratud alla viie cm läbimõõduga materjali puhul $0,19 \text{ a}^{-1}$ ja jämedama puidu korral $0,08 \text{ a}^{-1}$ (Mattson jt, 1987). Samuti on mitmetes töodes selgunud, et sarnase ökoloogia ja lagunemisomadustega okaspuude puhul Euroopas ja Ameerikas on puidu kõdunemise kiirused suhteliselt sarnased. Näiteks Kagu-Norras (Næsset, 1999) ja Loode-Venemaal (Krankina ja Harmon, 1995) saadud tulemuste põhjal on hariliku kuuse (*Picea abies* (L.) Karst.) puidu lagunemise kiirus (k väärtused $0,02\text{--}0,05 \text{ a}^{-1}$) neis piirkondades väga sarnane ning võrreldav ka mitme Põhja-Ameerika okaspuuliigiga nagu läänetsuuga (*Tsuga heterophylla* (Raf.) Sarg.) (Grier 1978), punane kuusk (*Picea rubens* Sarg.) (Foster ja Lang, 1982), harilik ebatsuuga (*Pseudotsuga menziesii* Mirb.) (Spies jt, 1988) ja hall nulg (*Abies concolor* (Gord. & Glend.) Lindl. ex Hildebr.) (Harmon jt, 1987).

1.5. Kõdupuidu kirjeldamine

Kõdupuidu hulga ja omaduste hindamiseks puudub üldtunnustatud meetod, mis teeb ka võrdlemise teiste töödega keeruliseks (Fridman ja Walheim, 2000). Üldiselt kirjeldatakse kõdupuidu hulka metsas mahuühikutes pindalaühiku kohta (m^3/ha) (Lõhmus ja Kraut, 2010; Sippola jt, 1998), kuid Ameerikas on kasutatud ka t/ha (Mg/ha) või kg/ha (Mattson jt, 1987; Duvall ja Grigal, 1999; Tinker ja Knight, 2000). Massiühikute puhul arvestatakse puidu maht ümber kuivkaaluks. Tüügaspuudel kirjeldatakse sageli nii nende mahtu kui ka arvu hektaril (Sippola jt, 2001; Eräjää jt, 2010; Lõhmus ja Kraut, 2010), vahel ka ainult arvu hektaril (Bergeron jt, 2002). Lamapuidu esinemissageduse hindamine maismaal on vähelevinud, kuid seda kasutatakse rohkem veekogudes leiduva kõdupuidu puhul (O'Connor ja Ziemer, 1989; Everett ja Ruiz, 1993). Kui varasemalt on huvipakkuva kasvukohatüübi ja puuliigi puhul juba läbi viidud vajalikud uuringud, nagu seda on tehtud Eestis, siis saab seisvate surnud puude mahu arvutada rinnasdiameetri kaudu (Lõhmus ja Kraut, 2010). Transektmeetodil loendatud ja mõõdetud varise ja lamapuude mahu hindamiseks pindalaühiku kohta kasutatakse

peamiselt Van Wagneri (1968) meetodit, kuna see on statistiliselt efektiivsem ja vähem töömahukas kui teised kasutust leidnud meetodid (Williamson, 2008). Van Wagneri meetod eeldab lamapuidu juhuslikku orientatsiooni uuritava alal ja mõõdetavate elementide ringikujulist läbilõiget. Siiski annab see piisavalt täpse hinnangu uuritava ala kohta vaatamata sellele, et puude tüved ja oksad on kõigest ringisarnase läbilõikega ning näiteks tuulemuru või metsa jäetud palkide orientatsioon ei pruugi olla täiesti juhuslik. Kasutust on leidnud ka Van Wagneri meetodi modifikatsioon, mis materjali laguastet arvestades hindab kõdupuidu kuivkaalu massiühikutes pindalaühiku kohta (Brown, 1974). Kõdupuidu mahu hindamisel kasutatakse ka Smaliani valemit (Pedlar jt, 2002), mis kasutab palgi ruumala hindamiseks selle pikkust ja kummagi otsa läbimõõtu, olles sisuliselt pöördtükikoonuse ruumala valem. Kui soovitakse selle valemi abil arvutada kõdupuidu kogumahtu suuremal alal, tuleb kindla pindalaga proovialal ära mõõta kõik lamapuud ja tulemust soovitud pindalaühikule ekstrapoleerida.

1.6. Magistritöö eesmärk

Peamiselt lageraietega majandatavates parasvöötmemetsades on noored metsad oluliseks ja laialt levinud osaks. Näiteks moodustavad nad Fennoskandias hinnanguliselt pool kuni kaks kolmandikku kogu metsamaast (Siitonen, 2001). Samas on kõdupuidu uuringute põhitähelepanu suunatud seni raiesmike, keskealiste ja ürgmetsade andmete kogumisele ja võrdlusele. Raiesmiku ja keskealise metsa vahele jääva vanusefaasi kõdupuidu mahu ja omaduste uuringuid on vaid üksikuid ja sedagi tavaliselt ainult jämeda kõdupuidu mahu osas (pööramata tähelepanu puidu laguastmetele ja peenemõõtmelisele kõdupuidule). Näiteks 1990-ndate mahukas Rootsi majandusmetsade jämeda kõdupuidu inventuur sisaldas noori metsi koos raiesmikega 0–40 aastaste metsade vanuseklassis (Fridman ja Walheim, 2000), kuid pisut hilisemas sarnase suunitlusega, kuid ainult Kesk-Rootsit käsitlevas uuringus olid 8–59 aastased metsad tõstetud omaette noorte metsade klassi (Ekbohm jt, 2006). Soomes on 8–9 aastastes (Eräjää jt, 2010) ja Ameerika Ühendriikides 0–30 aastastes (Duvall ja Grigal, 1999) metsades kirjeldatud jämeda kõdupuidu kogumahtu sõltuvalt eelnenud puistu raierajamist ning Soomes võrreldud ka põlengu- ja lageraiejärgselt kasvanud 13–16 aastaste noorte metsade CWD hulka (Ylisirniö jt, 2012). Ka erinevate Venemaa regioonide metsade võrdlus jämeda kõdupuidu kogumahu osas sisaldab noori metsi, mis okaspuu enamuse korral defineeritakse kui alla 40 ja lehtpuu enamusel kui alla 20-aastane puistu (Krankina jt, 2002). Keskealise metsaga ühendatud vanuseklassi (20–80 a) siseselt on CWD kogumahtu ja

tüügaspuude sagedust kaitsealuste ja majandusmetsade võrdluse raames varem määratud ka Eesti noortes metsades (Lõhmus jt, 2005). Teises Eesti töös, milles võrreldi majandatud ja majandamata sinilille (*Hepatica*) kasvukohatüüpi salumetsi CWD lamapuidu mahu ja kõduastmete osas, on noorte metsadena käsitletud 40–55 aasta vanuseid puistusi (Rajandu jt, 2009). Lisaks jämeda kõdupuidu kogumahule on selle jämedusfraktsioonide mahtu, puuliigilist koosseisu ja kõduastet noortes metsades määratud näiteks Norras (Stokland, 2001).

Noore metsa peenemõõtmelise (FWD) kõdupuidu uuringuid on tehtud Fennoskandias ja Ameerika Ühendriikides. Lõuna-Rootsi hemiboreaalses vööndis kirjeldati FWD mahtu seoses sellel kasvavate seente (Nordén jt, 2004) ja samblike (Caruso jt, 2008) mitmekesisuse võrdlemiseks muude substraatidega. Hiljem uuriti samas piirkonnas FWD ja CWD mahtu, jämedusfraktsioonide osakaalu ning kõduastet 9–16 aastastes majandusmetsades, kus eelmises puistu põlvkonnas oli domineerivaks puuliigiks olnud harilik kuusk (Magnusson, 2010). Oregoni osariigi kollase männi (*Pinus ponderosa* P. & C. Lawson) metsa erinevates suktsessiooniastmetes määrati peenemõõtmelise kõdupuidu mahtu ja laguastet aga selles sisalduva süsiniku kogumassi hindamiseks (Law jt, 2003). Noorim vanuseklass selles töös oli 9–23 aastased metsad. Teises Ameerika töös uuriti umbes 30-aastastes puistutes toimuva varasuktsessioonilise pensilvaania kirsipuu (*Prunus pensylvanica* L.f.) massilise väljalangemise mõju kõdupuidu erinevate diameetriklasside koosseisule (Acker jt, 2008). Töösse oli kaasatud suktsessioon 15–130 aastaseid Ameerika Ühendriikide põhjaosa lehtpuumetsi.

Eesti asub parasvöötme hemiboreaalses ehk segametsavööndis, kus on iseloomulik leht- ja okaspuude koosinemine ning vastavate puistute vaheldumine olenevalt mulla viljakusest ja niiskusežiiimist (Ahti jt, 1968). Kuigi meil on Eestis juba hea ülevaade ürgmetsade, keskealiste majandusmetsade ning ka raiesmike kõdupuidu hulgast ja omadustest (sh erinevates metsatüüpides), puudub kõdupuidu struktuuri kirjeldavas aegreas andmestik noorte metsade kohta üldse, seda olenemata metsatüübist. Seepärast oli käesoleva magistr töö peamiseks eesmärgiks:

- 1) koguda originaalandmestik noorte (20–40 a) salu- ja palumetsade elusate puude ja kõdupuidu hulga ja omaduste kohta. Salu- ja palumetsad valiti sellepärast, et uurimuses oleksid esindatud nii leht- kui ka okaspuumetsad. Arvestades andmekogumise meetodika

ajamahukust piirduti magistritöö raames kahe metsatüübiga, mis on Eestis ühed enam levinumad okas- ja lehtmetsade seas.

2) statistiliselt võrrelda saadud tulemusi säilikpuudega raiesmike ning küpsete majandusmetsade andmetega. Elusad puud kaasati töösse kui potentsiaalne kõdupuidu allikas puistu lageraiejärgses suksessioonis.

Magistritööl oli ka kaks lisaesmärki, üks seotud salu- ja teine palumetsadega. Kuivõrd noortes metsades tehakse puistu liigilise koosseisu kujundamiseks ning valgus- ja toitetingimuste parandamiseks (RMK, 2002/2003) valgustusraiet, siis kirjeldati puistu struktuuri nii valgustusraiet kui ka vahetult valgustusraiejärgsetes noortes salumetsades. Teine kõrvaleesmärk oli inventeerida ohulähedaseks peetava tamme-porosambliku (*Cladonia parasitica* (Hoffm.) Hoffm.) (Randlane jt, 2008) esinemist noortes palumetsades männi lamatüvedel. Antud liiki peeti varem Eestis väljasurnuks, kuid hiljutine metsatüüpide ja majandusastmete osas esinduslik inventuur näitas, et liik esineb Eestis ainult palumetsades, sealjuures nii vanametsades kui ka raiesmikel (Lõhmus ja Lõhmus, 2009). Tähelepanuväärne oli seegi, et lisaks püsima jäämisele eelmisest metsapõlvkonnast pärit männi lamapuudele, asustas tamme-porosamblik raiesmikel ka saetud kände. Seepärast võib sobiva kasvupinna olemasolul tema esinemist noortes palumetsades pidada tõenäoiseks, kuid selle kohta seni andmed puuduvad.

2. Materjal ja metoodika

Käesoleva töö autori tehtud on kõigi kirjeldatud noore metsa proovialade valik, neilt andmete kogumine, saadud info töötlus ning tulemuste võrdlus raiesmike ja küpse majandusmetsa andmetega. Tartu Ülikooli looduskaitsebioloogia töörühm töötas välja välitöödel kasutatud metoodika ja valis ning kirjeldas raiesmiku ja küpse majandusmetsa proovialad (Lõhmus ja Kraut, 2010; Lõhmus jt, 2013).

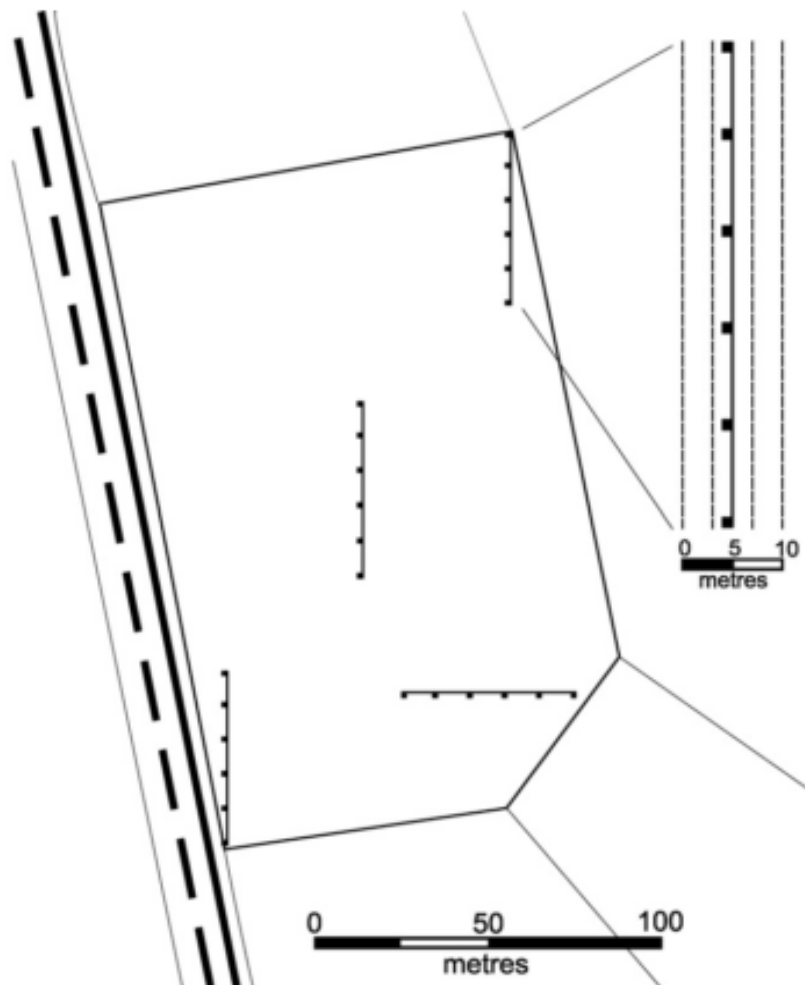
2.1. Proovialade valik

Noored palumetsad valiti pohla (*Vaccinium*) ning noored salumetsad naadi (*Aegopodium*) kasvukohatüübist. Proovialade eelvaliku tegemiseks kasutati Riigimetsa Majandamise Keskuse (RMK) andmebaasi ja kaarte, tehes otsinguid eraldiste pindala, kasvukohatüübi ja peapuuliigi vanuse järgi. Eesmärgiks oli leida sobivas piirkonnas pohla või naadi kasvukohatüüpi eraldisi vanuses 20–40 aastat, mis oleksid sarnaselt varem kasutatud metoodikale vähemalt kahe hektarilise pindalaga. Et leida võimalikult iseloomulikke alasid, välditi mõlema kasvukohatüübi puhul rohke kuuse osakaaluga eraldisi. Sellega hoiti ära olukord, kus proovialad kujuneksid esimese raieringi jooksul laanemetsa sarnaseks. Teiste puuliikide osakaal selektsiooni ei mõjutanud.

Andmebaasist saadud potentsiaalsete alade vahel valiti kohapealse vaatluse põhjal proovialadeks need, mille alustaimestik ja mulla niiskusrajoon iseloomustas visuaalse kontrolli põhjal kõige paremini vastavat kasvukohatüüpi antud vanuseklassis. Proovialad valiti võimalikult lähedale varem uuritud palu- ja salumetsade küpsete majandusmetsade (Lõhmus ja Kraut, 2010) ja säilikuudega raiesmike (edaspidi raiesmike) (Lõhmus jt, 2013) aladele, mis asusid Pärnu, Võru, Tartu, Ida-Viru ja Lääne-Viru maakondades (Lisa 1). Kaugus varem kirjeldatud ja käesoleva töö jaoks valitud alade vahel jäi vahemikku 1–22 km, sest mõnedel juhtudel ei õnnestunud sobivaid noore metsa proovialasid varem kirjeldatute vahetust naabrusest leida. Kõik lõplikult valikusse jäänud alad vastasid seatud kriteeriumitele, välja arvatud üks valgustusraiega salumets, mis oli teistest antud grupis märgatavalt noorem (19 aastat raiest) ja kaasati parema alternatiivi puudumise tõttu vastavas piirkonnas.

Valimi suurus lähtus varasematest töödest ja nii valiti kokku välitöödeks noortes palumetsades kuus prooviala ja noortes salumetsades kuus valgustusraieta (VR-ta) ja kuus

hiljutise valgustusraiega (VR-ga) prooviala (lisa 1 ja 2). Salumetsa VR-ta alad on keskmiselt mõnevõrra vanemad, kui VR-ga, kuigi statistiliselt oli erinevus mitteoluline. Ka nende nimetus on tinglik, sest nooremas kasvufaasis on nad siiski läbinud ühe või kaks valgustusraiet, ent sellest ei olnud kirjeldamise ajaks enam selgeid jälgi jäänud. VR-ga proovialadel oli valgustusraie toimunud viimase kolme aasta jooksul (kahel alal 2010. ja neljal 2012. aastal) ning tõenäoliselt oli see juba teine või kolmas omataoline antud metsapõlvkonna jooksul. Info valgustusraiate teostamise aja kohta proovialadel pärineb RMK vastavatest metskondadest. Noorte palumetsade vanus jäi vahemikku 27–40 aastat (keskmine 35 a), VR-ta salumetsadel 24–33 aastat (keskmine 29 a) ja VR-ga salumetsades 19–34 aastat (keskmine 25 a).



Joonis 1. Transektiliinide paigutuse näide proovialal (Lõhmus ja Kraut, 2010 järgi). Mustad ruudud liinide kõrval tähistavad 1 m² prooviruute, kust kirjeldati väiksemaid metsastruktuuri elemente.

2.2.Välitööd

Sarnaselt varasemate töödega (Lõhmus ja Kraut 2010, Lõhmus jt. 2013) kasutati metsastruktuuri kirjeldamiseks joontransekti meetodit kahe hektari suurusel proovialal. Enne välitöödega alustamist piiritleti nii prooviala kui ka uuritavad 50 m pikkused transektid iga uuritava eraldise piires programmi Mapinfo Professional 11.0 abil. Kui eraldise kogupindala ja kuju seda võimaldas, kujundati prooviala nelinurkse või nelinurga lähedase kujuga ning paigutati suhteliselt eraldise keskele. Seejärel sobitati proovialale 50 m pikkused transektiliinid, millest esimene oli prooviala keskel põhja-lõuna suunaline ning järgmised kaks samuti põhja-lõuna suunaliselt prooviala kõige lõuna- ja põhjapoolsemas osas. Neljas transekt oli ida-lääne suunaline ja võimalikult kaugel esimesest kolmest. Et suurendada uuritavate objektide valimit eeldatavalt struktuuriliselt vaesemates palumetsades, paigutati neis juurde kaks ida-lääne suunalist lisatransekti, jällegi võimalikult kaugemale juba olemas olevatest liinidest (joonis 1).

Transekti alguspunkti leidmiseks metsas kasutati GPS(*Global Positioning System*)-seadet ning maha märkimiseks kompassi ja 50 m pikkust (ja 1 m vahetähistega) nööri. Seejärel kirjeldati transektinööril kummaltki poolt kuni kahe meetri kaugusele jäävad elusad puud, surnud terve tüvega püsti seisvad puud ning vähemalt ühe meetri kõrgused tüügaspuud (murdunud tüvega püsti seisvad surnud puud) rinnasdiameetriga (RD) vähemalt 31 cm. Neil mõõdeti RD, surnud puudel ja tüügaspuudel määrati kõduaste ja tüügaspuudel mõõdeti või hinnati visuaalselt ka kõrgus. Väiksemad metsastruktuuri elemendid nagu kännud ning alla 31 cm RD-ga elus ja surnud puud kirjeldati kuues 1x1 m ruudus, mille üks külg oli kohakuti transektiliiniga igal kümnendal meetril (vt ruudukesed piki transektiliini joonisel 1). Ruutude küljeks oleva meetrise transektilõigu alt mõõdeti nööriga lõikuvast kohast kõigi läbimõõduvahemikku 0,3–9,9 cm jäänud lamapuude läbimõõdud ning määrati nende kõduaste. Alates 10 cm läbimõõduga lamapuud kirjeldati samal viisil kogu transektiliini ulatuses. Lamapuudena käsitleti kõiki oksid, tüvesid, juuri ja nende küljest eraldunud fragmente, mis ei ole enam päritolutaime küljes ja lõikub transektiliiniga olenemata sellest, kas ta on vastu maad, kõdukihi all või püsib oma okstele või teistele puudele toetudes veel õhus. Seega ei arvestatud näiteks elusate puude küljes olevaid kuivanud oksid.

Surnud puidul määrati kõduaste (ehk laguaste) sarnaselt Lõhmuse ja Krauti (2010) töös rakendatud põhimõttele, kus laiendati jämeda puidu kõduastmete määramise meetodit

(Renvall, 1995) sarnase loogika alusel ka peenemõõtmelisele surnud puidule. Vastavalt sellele jagatakse materjal viide kõduastmesse järgnevalt:

I (värske) – koor kõvasti puidu küljes, oksad võivad veel kanda lehti või okkaid või nende jäänuseid, puit on elastne.

II (nõrgalt lagunenu) – koor on lahtine, materjal on jäik ja püsib kindlalt ühes tükis, peenem materjal murdub sõrmede vahel praksuga, jämedamal materjalil saab noa suruda kuni ühe cm sügavusele.

III (keskmiselt lagunenu) – koor lahtine või kadunud, peenem materjal murdub pehmelt, keskmisel on selged lagunemise märgid kogu läbilõike ulatuses või on pinnalt tugevalt lagunenu, jämeda puidu sisse saab noa suruda mõne cm sügavusele.

IV (tugevalt lagunenu) – puit kogu läbilõikes pehme, ristikiudu murdes puruneb kergesti, kuid pikikiudu mitte, jämedale materjalile saab noa tervenisti sisse suruda.

V (täielikult lagunenu) – puit puruneb ka pikikiudu murdes kergesti, jäme materjal on kaotanud oma kuju ja sellest saab käe läbi suruda.

Kõik töö käigus mõõdetud struktuurielemendid määrati võimalusel puuliigini, välja arvatud kask (*Betula*) ja paju (*Salix*), mida käsitleti perekonna tasandil.

Tamme-porosambliku talluseid otsiti transektile jäänud jämedatelt männi lamatüvedelt kogu tüve ulatuses.

2.3. Andmetöötlus

Elusate ja seisvate surnud puude maht hinnati liigispetsiifilise valemi põhjal (Padari, 2004), mis võtab arvesse puude RD ja kasvukoha boniteeti. Tüügaspuudel, mille ülemine ots oli läbimõõdu mõõtmiseks liiga kõrgel, arvutati ligikaudne maht pöördtüvikoonuse ruumala valemi abil, leides liigispetsiifilise valemi (Padari, 2004) abil sama RD-ga elusa puu arvatava kõrguse ja eeldades, et elusana oli vastava puu tüvi koonusekujuline.

Lamapuidu maht arvutati Van Wagneri (1968) meetodil. Lisaks laiemale liigitusele peeneks (läbimõõt 0,3–9,9 cm) ja jämedaks (läbimõõt alates 10 cm) lamapuiduks jagati kumbki grupp omakorda kitsamateks fraktsioonideks Lõhmuse ja Krauti (2010) järgi vastavalt: peenemõõtmeline lamakõdupuit ehk risu (*logs of fine woody debris*) LFWD 1 (läbimõõt 0,3–

0,9 cm), LFWD 2 (1,0–1,9 cm), LFWD 5 (2,0–4,9 cm) ja LFWD 10 (5,0–9,9 cm) ning jäme lamakõdupuit (*logs of coarse woody debris*) LCWD 20 (10–19,9 cm), LCWD 30 (20–29,9 cm) ja LCWD 40 (30–39,9 cm). Lõhmuse ja Krauti (2010) töös eristati lisaks kaks veel suuremat fraktsiooni, kuid käesoleva töö andmestikus nii suuri lamapuid ei esinenud. Töös arvatud CWD kogumaht hõlmab erinevate LCWD fraktsioonide, surnud puude ja tüügaspuude mahtude summat.

Eluspuude ning peenemõõtmelise ja jämeda lamapuidu kohta arvatati liigiline mitmekesisus

Shannoni indeksi valemi
$$H' = - \sum_i \left(\frac{n_i}{N} \cdot \ln \left(\frac{n_i}{N} \right) \right)$$
 järgi. Tüügaspuude ning surnud puude kohta arvatati Shannoni indeks vaid noore metsa kohta, sest raiesmike ja küpse metsa vastavaid algandmeid ei olnud võimalik kasutada. Elusatel puudel arvatati lisaks ka rinnasdiameetri variatsioonikoefitsient.

Käesoleva töö raames kogutud noore metsa tulemuste võrdlemiseks kaasati autorite loal küpse majandusmetsa (Lõhmus ja Kraut, 2010) ja raiesmike (Lõhmus jt, 2013) algandmed. Küpse metsa puistud olid andmete kogumise hetkel 60–100 aastased, valmis uuendusraieks ja varasemalt majandatud sanitaarraietega või muul viisil. Raiesmikel oli lageraiest möödunud 2–18 aastat ning kasvama jäetud elusate säilik- või seemnepuude maht oli 2–69 m³/ha. Veendumaks arvutusmeetodite samasuses arvatati saadud algandmete põhjal tulemused uuesti ja neid võrreldi vastavates töödes avaldatud arvudega.

Eluspuuliikide suhtelise sageduse sõltuvust vanusetöötlustest analüüsiti vaid sagedamini esinenud puuliikel. Palumetsades olid sagedad puuliigid harilik mänd (*Pinus sylvestris* L.), harilik kuusk (*Picea abies*) ja kask (*Betula sp*) ning salumetsades kask, harilik kuusk, harilik haab (*Populus tremula* L.), hall lepp (*Alnus incana* (L.) Moench), harilik jalakas (*Ulmus glabra* Huds.), paju (*Salix sp*), harilik pärn (*Tilia cordata* Mill.), harilik saar (*Fraxinus excelsior* L.) ja sanglepp (*Alnus glutinosa* (L.) Gaertn.).

Andmete vastavust normaaljaotusele ning metsatüübi, vanuseklassi ja valgustusraie mõju statistilist olulisust testiti programmiga Statistica 8.0.

Normaaljaotusele vastavate (Shapiro-Wilki W-test, p>0,05) tunnuste seost metsatüübi ja vanusetöötlustega eraldi hinnati ühefaktorilise dispersioonanalüüsiga ja vanusegruppide vahelist statistiliselt olulist erinevust Tukey HSD ja Fisher LSD *post hoc* testide abil. Normaaljaotusele mitte vastavate gruppide analüüsil kasutati vanusetöötluste mõju hindamisel

Kruskal-Wallise testi ja vanusetöötlaste paaride vaheliste erinevuste puhul gruppide paarikaupa võrdlust. Salumetsade valgustusraiest tulenevate erinevuste testimiseks kasutati normaaljaotusele mittevastavuse puhul Mann-Whitney U-testi. Metsatüübi ja vanusetöötlaste koosmõju uuriti vaid neil kaheksal parameetril, mille andmed olid mõlema metsatüübi igas vanuseklassis Shapiro-Wilki W-testi järgi normaaljaotusele vastavad. Koosmõju testiti kolmefaktorilise dispersioonanalüüsi ning Tukey HSD ja Fisher LSD *post hoc* testidega. Kui parameetri andmed olid mõnes metsatüübis või vanuseklassis normaaljaotusele mittevastavad, testiti salu- ja palumetsa erinevust ainult noore metsa proovialade (salumetsa puhul valgustusraietal alade) vahel. Selleks kasutati ühefaktorilist dispersioonanalüüsi mõlema metsatüübi andmete normaaljaotuse korral ja Mann-Whitney U-testi, kui ühe või mõlema metsatüübi andmed ei olnud normaaljaotusega. Metsatüübi mõju ei analüüsitud puuliikide sageduse ja Shannoni indeksi osas, sest salu- ja palumetsad erinevad selles osas selgelt.

Kuna eluspuude osas erinevad raiesmikud väga selgelt teistest vanusetöötlastest, siis elusate puude sagedust (v.a >10 cm rinnasdiameetriga (RD) puude) ja Shannoni indeksi testiti kummagi metsatüübi puhul ainult noore ja küpse metsa ning salumetsadel ka VR-ga ja VR-ta töötlaste vahel. Kõdupuidu omadusi kirjeldavate tunnuste seost testiti kõigi vanusetöötlaste ehk raiesmiku, noore ja küpse metsa vahel. Siinjuures kaasati vanusetöötlaste testimisel noorte salumetsadena ainult VR-ta salumetsad, sest ka noortest palumetsadest ükski polnud viimaste aastate jooksul valgustusraiet läbinud ning uuritud struktuuriparameetrite osas on VR-ta noor mets eeldatavasti püsivam kui hiljuti valgustusraietatud mets.

Mõned normaaljaotusele mitte vastanud grupid sai vanusetöötlaste mõju hindamiseks muuta andmetele 1 või 0,1 liitmise ja saadud summa logaritmitamise teel normaaljaotusele vastavaks. Palumetsa II kõduastmega LFWD mahu normaaljaotusele vastavaks saamiseks liideti sellele üks ja võeti summast logaritmi alusel 10, CWD kogumahule liideti aga 0,1 ja võeti summast samuti logaritmi alusel 10. Salumetsa puhul võeti logaritmi alusel 10 V kõduastmega LFWD mahu ja 0,1 summast.

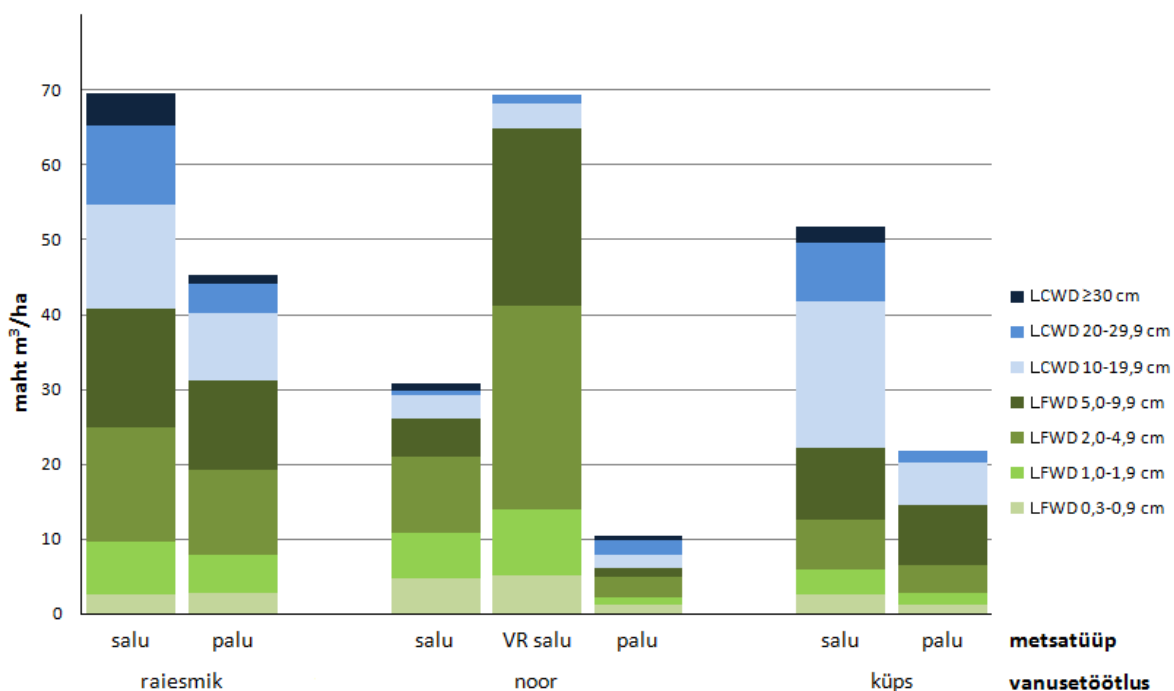
3. Tulemused

3.1. Eluspuude ja kõdupuidu dünaamika salumetsa suktsessioonis

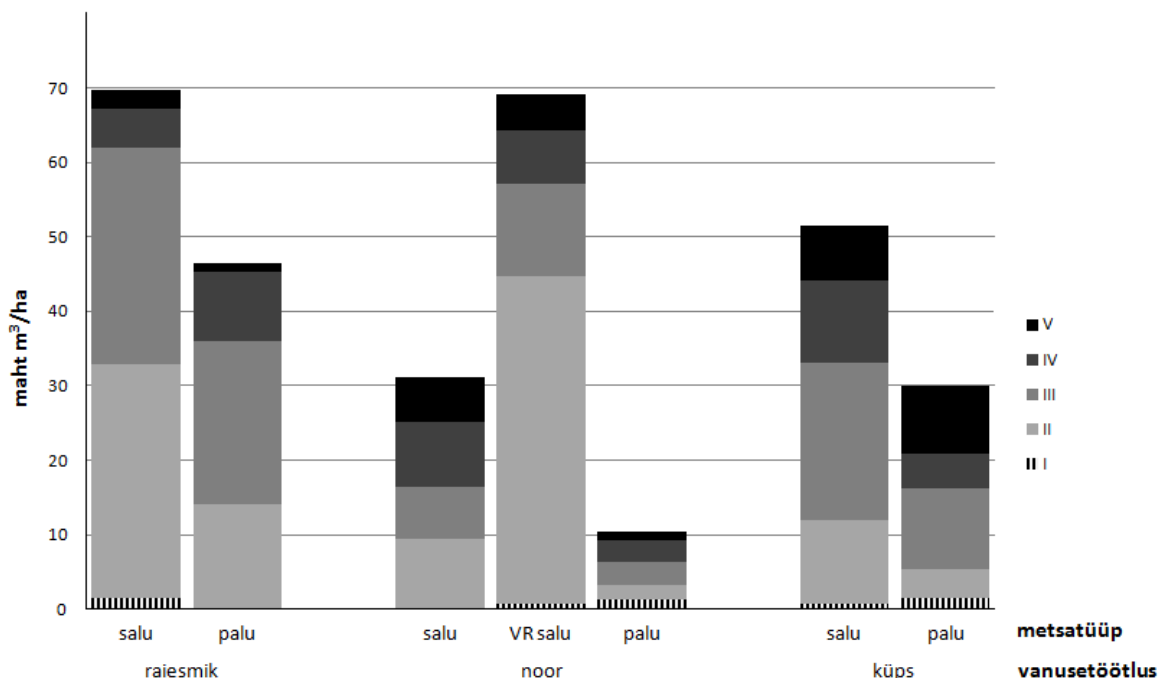
Uuritud noorte salumetsade puistustruktuure iseloomustavad väärtused on toodud tabelis 3 ning joonistel 2 ja 3. Jämedate ehk > 10 cm RD eluspuude sagedus ja Shannoni indeks noores ja küpses salumetsas ei erinenud, küll aga sõltus ootuspäraselt metsa vanusest kõigi, nii 10–19,9 cm (rohkem noores metsas), 20–29,9 cm kui ka üle 30 cm läbimõõduga eluspuufraktsioonide sagedus (kumbagi rohkem küpses metsas) ning samuti elusate puude RD variatsioonikoefitsient (tabel 4). Samas erinevate puuliikide sagedus küpse ja noore salumetsa vahel statistiliselt oluliselt ei erinenud (tabel 4).

Peenemõõtmelise lamapuidu (ehk risu) kogumahule salumetsades oli vanusetöötlusel oluline mõju ning raiesmikul oli selle keskmine maht mõnevõrra suurem nii noorest kui ka küpses metsast, aga noor ja küps mets omavahel statistiliselt oluliselt ei erinenud (tabel 4). Vanusetöötlus mõjutas oluliselt ka risu kolme väiksema diameetrefraktsiooni (DF) (0,3–0,9, 1,0–1,9 ja 2,0–4,9 cm) mahtu (tabel 4), kusjuures iga DF-i dünaamika oli metsa suktsessioonis erinev (lisa 3). Kõige väiksema, 0,3–0,9 cm DF-i risu keskmine maht oli noores metsas peaaegu kaks korda kõrgem kui raiesmikul või küpses metsas. Järgmise, 1,0–1,9 cm DF-i risu keskmine maht oli nii raiesmikul kui ka noores metsas umbes kaks korda kõrgem kui küpses metsas. Ainult raiesmiku ja küpse metsa vahel erines aga risu 2,0–4,9 cm DF-i keskmine maht, mis oli raiesmikul umbes kaks korda kõrgem kui küpses metsas. Vanusetöötlusel polnud statistiliselt olulist mõju 5,0–9,9 cm DF-i mahule (tabel 4).

Risu laguastmete fraktsioonidest oli vanusetöötlusel oluline mõju teise, kolmanda ja viienda laguastmega fraktsioonide mahule (tabel 4). Teise kõduastmega risu maht erines oluliselt ainult suktsessiooni äärmuste vahel, olles kõrgem raiesmikul. Kolmanda kõduastmega risu maht oli raiesmikul oluliselt kõrgem kui noores või küpses metsas ning viienda laguastmega risu esines noores metsas mahuliselt umbes kaks korda rohkem kui raiesmikul või küpses metsas. Neljanda ja viienda laguastme risu mahule vanusetöötlusel statistiliselt olulist mõju ei olnud. Esimese laguastme nullist erinevaid vaatlusi oli raiesmiku ja küpse metsa proovialadel liiga vähe usaldusväärsete järelduste tegemiseks. Peenemõõtmelise lamapuidu puuliikide Shannoni indeksit salumetsa vanusetöötlus oluliselt ei mõjutanud (tabel 4).



Joonis 2. Peene- ja jämedamõõtmelise (vastavalt LFWD ja LCWD) lamapuidu keskmised mahud (m^3/ha) diameetrefraktsioonide kaupa erinevates salu- ja palumetsade raiejärgsetes suktsessiooniastmetes ehk vanusetöötlustes. Iga tulp esindab kuue prooviala keskmisi väärtuseid. VR – valgustusraiutud.



Joonis 3. Lamapuidu keskmine maht (m^3/ha) laguastmete lõikes (I – puit värske; II – puit kõva; III – puidu lagunemise märgid, IV – puit pehme, kuid pikikiudu ei murdu, V – murdub pikikiudu kergesti) palu- ja salumetsade erinevates raiejärgsetes suktsessiooniastmetes ehk vanusetöötlustes. Iga tulp esindab kuue prooviala keskmisi väärtuseid. VR – valgustusraiutud.

Tabel 3. Metsastruktuuri parameetrite keskmised, miinimum- ja maksimumväärtused noore metsa proovialadel (kõigi prooviala gruppide N=6), parameetrite sõltuvus metsatüübist (palumets vs salumets) ning salumetsa siseselt valgustusraiest. Mahuparameetrite ühikuks on m³/ha; \bar{a} = aritm keskmine; SI = puuliikide Shannoni indeks; RD = rinnasdiameeter; LFWD = peenemõõtmeline lamapuit; CWD = jämedamõõtmeline kõdupuit; LCWD = jämedamõõtmeline lamapuit.

	Noor salumets			Noor palumets			Valgustusraie mõju			Metsatüübi mõju						
	valgustusraiega		max	valgustusraieta		max	p**	F _{1,10} /Z	test*	p	F/Z	df	test			
	\bar{a}	min		\bar{a}	min											
Elusad puud RD ≥ 10 cm																
Summaarne sagedus	905	376	1451	970	125	1651	863	258	1275	0,819	0,1	OA	0,545	0,4	1,20	FA
RD 10-19,9 cm	888	363	1438	921	125	1475	838	250	1258	0,9	0	OA	0,44	0,6	1,20	FA
RD 20-29,9 cm	17	0	38	44	0	176	18	0	42	0,589	0,6	MW	0,699	-0,4		MW
RD ≥ 30 cm	0	0	0	2	0	13	7	0	25	0,699	0,5	MW	0,485	0,7		MW
Mänd							778	258	1267							
Kuusk	63	0	250	34	0	138	49	0	200	0,818	0,2	MW	0,937	-0,2		MW
Kask	309	125	575	463	38	963	36	0	117	0,426	0,7	OA	0,035	5,9	1,10	OA
Haab	446	25	1025	63	0	300				0,015	-2,4	MW				
Hall lepp	59	0	138	156	0	670				0,937	-0,2	MW				
Jalakas	0	0	0	38	0	200				0,394	1,0	MW				
Paju	0	0	0	21	0	101				0,18	1,4	MW				
Pärn	8	0	50	46	0	87				0,093	1,7	MW				
Saar	9	0	25	50	0	263				1	0	MW				
Sanglepp	6	0	38	102	0	438				0,31	1,1	MW				
Elusate puude SI	0,98	0,63	1,38	1,11	0,71	1,58	0,31	0	0,96	0,471	0,6	OA				
RD variatsioonikoefitsient (%)	19,7	9,8	31,5	23	18,5	31,6	25,3	18,4	33,1	0,371	0,9	OA	0,171	2,0	1,20	FA
LFWD ø 0,3-9,9 cm																
LFWD kogumaht	64,9	30,3	89,0	26,2	15,0	41,1	6,2	2,3	8,3	0,002	17,8	OA	0,004	9,5	1,30	FA
ø 0,3-0,9 cm	5,2	3,9	5,8	4,8	2,3	7,7	1,2	0,4	2,3	0,67	0,2	OA	0,002	11,0	1,30	FA
ø 1,0-1,9 cm	8,7	5,0	11,6	6,1	3,0	8,9	1,0	0,3	1,5	0,086	3,6	OA	<0,001	15,5	1,30	FA
ø 2,0-4,9 cm	27,3	12,6	36,7	10,0	3,7	15,0	2,7	1,1	4,5	0,003	15,6	OA	0,007	8,3	1,30	FA
ø 5,0-9,9 cm	23,7	6,3	36,7	5,3	0	12,3	1,4	0	2,4	0,004	14,5	OA	0,07	4,1	1,10	OA

I kõduaste	0,7	0	2,1	0	0	0,1	0,6	0	3,1	0,093	-1,8	MW	0,589	0,6		MW
II kõduaste	42,1	23,0	75	8,6	2,0	13,9	1,4	0,4	3,1	0,002	18,4	OA	0,003	15,3	1,10	OA
III kõduaste	12,5	4,8	29,9	6,6	2,9	9,0	1,9	0,2	5,2	0,151	2,4	OA	0,094	3,0	1,30	FA
IV kõduaste	5,5	0,4	9,4	6,0	3,8	9,4	1,5	0,5	4,2	0,785	0,1	OA	0,001	19,0	1,10	OA
V kõduaste	3,9	1,3	6,2	5,1	1,4	12,1	0,8	0,1	1,3	0,518	0,5	OA	0,021	7,5	1,10	OA
LFWD SI	1,43	0,84	2,22	1,55	1,25	1,99	0,39	0,20	0,63	0,606	0,3	OA				
CWD ϕ või RD\geq 10 cm																
CWD kogumaht	4,8	0	13,5	6,7	1,4	17,0	5,1	0	18,5	0,818	0,3	MW	0,24	-1,2		MW
CWD tüügaspuude maht	0,3	0	1,0	2,1	0	10,5	0,8	0	1,8	1	0	MW	0,699	0,4		MW
CWD tüügaspuude sagedus	7	0	13	25	0	113	8	0	25	1	0	MW	0,818	0,3		MW
CWD tüügaspuude SI	0	0	0	0,11	0	0,64	0	0	0	0,699	0,5	MW				
LCWD maht	4,5	0	13,3	4,7	1,4	14,3	4,3	0	18,5	0,818	0,3	MW	0,230	-1,2		MW
ϕ 10-19,9 cm	3,3	0	10,6	3,1	1,4	6,5	1,7	0	6,8	0,927	0	OA	0,325	1,1	1,10	OA
ϕ 20-29,9 cm	1,2	0	4,2	0,5	0	3,0	2,0	0	11,7	0,699	-0,5	MW	0,937	0,1		MW
$\phi \geq 30$ cm	0	0	0	1,1	0	6,3	0,6	0	3,7	0,699	0,5	MW	0,937	-0,1		MW
I kõduaste	0	0	0	0	0	0	0,8	0	4,7	1	0	MW	0,699	0,5		MW
II kõduaste	1,8	0	3,8	0,8	0	4,3	0,5	0	3,0	0,18	-1,4	MW	0,699	-0,5		MW
III kõduaste	0	0	0	0,5	0	1,0	1,3	0	7,5	0,18	1,4	MW	0,485	-0,7		MW
IV kõduaste	1,6	0	5,6	2,7	0	11,4	1,3	0	7,5	0,589	0,6	MW	0,24	-1,3		MW
V kõduaste	1,0	0	5,1	0,8	0	3,0	0,5	0	1,4	0,699	0	MW	0,937	-0,1		MW
LCWD SI	0,48	0	1,33	0,37	0	0,69	0,03	0	0,15	0,695	0,2	OA				

* OWA – Ühefaktoriline dispersioonanalüüs; MWU – Mann-Whitney U-test; FA - Kolmefaktoriline dispersioonanalüüs

** Paksus kirjas väärtused $\leq 0,05$

Jämeda (CWD) kõdupuidu kogumahtu mõjutas vanusetöötlus oluliselt, nagu ka kahe väiksema läbimõõduga (10–19 cm ja 20–29,9 cm) DF-i mahtu (tabel 4). Seejuures oli noore metsa proovialadel nii jämeda kõdupuidu kogumaht kui ka 10–19 cm DF-i lamapuude maht keskmiselt vähemalt neli korda väiksem kui raiesmikul või küpses metsas (lisa 3). Raiesmikel ei erinenud 20–29,9 cm DF lamapuidu maht oluliselt küpses metsast (tabel 4) ning oli keskmiselt 20 korda suurem kui noores metsas, kuid suure nullvaatluste hulga tõttu ei näidanud andmeanalüüs noore ja küpse metsa vahelist erinevust siiski olulisena vaatamata 16-kordsele keskmiste väärtuste vahele (lisa 3). Tüügaspuidu kogumaht, sagedus ja üle 30 cm DF-i lamapuude maht ei erinenud salumetsa suktessioonietappide vahel statistiliselt olulisel määral (tabel 4). Vanusetöötlusel oli oluline mõju jämedate lamapuude Shannoni indeksile, mis oli noores metsas tunduvalt madalam kui raiesmikul või küpses metsas, kuid suktessiooni ajalises kaugemad faasid omavahel oluliselt ei erinenud (tabel 4).

Vanusetöötlusel oli oluline mõju ainult keskmise kõduastmega LCWD mahule (tabel 4). Noores metsas oli II kõduastmega LCWD-d vähem kui raiesmikul ning III kõduastmega LCWD-d vähem kui küpses metsas (tabel 4). Teiste kõduastmete osas esines vanusetöötluste keskmiste väärtuste vahel mitmekordseid erinevusi (lisa 3), mida statistiline analüüs ei näidanud olulisena (tabel 4). Põhjuseks oli ka siin tõenäoliselt suur nullvaatluste hulk (lisa 3), mille tõttu olid iga kõduastme puhul vähemalt ühe vanuseklassi andmed normaaljaotusele mittevastavad.

3.2. Eluspuude ja kõdupuidu dünaamika palumetsa suktessioonis

Uuritud noorte palumetsade puistustruktuure iseloomustavad väärtused on toodud tabelis 3 ning joonistel 2 ja 3. Jämedate eluspuude osas oli vanusetöötluste mõju statistiliselt oluline kõigi RD fraktsioonide mahtudele (tabel 5). Eluspuude summaarse sageduse, ühegi liigi sageduse, Shannoni indeksi ega läbimõõdu variatsioonikoefitsiendi erinevused polnud statistiliselt olulised (tabel 5). Üle 30 cm diameetriga puude sagedus oli sarnaselt madal raiesmikul ja noores metsas ning tunduvalt suurem küpses metsas (lisa 3). Noores metsas oli rohkem 10–19,9 cm läbimõõduga ja vähem 20–29,9 cm läbimõõduga puid kui küpses metsas.

Vanusetöötlus mõjutas palumetsas oluliselt LFWD kogumahtu ja selle kahe keskmise DF-i (1,0–1,9 ja 2,0–4,9 cm) mahtu (tabel 5). Raiesmikul oli risu kogumaht ja 2,0–4,9 cm DF-i maht keskmiselt kaks kuni viis korda suurem kui noores või küpses metsas (lisa 3) ning 1,0–1,9 cm DF-i maht oli raiesmikul suurem kui noores metsas, kuid noor ja küps mets omavahel

statistiliselt olulisel määral ei erinenud (tabel 5). Ka jämedaima, 5,0–9,9 cm DF fraktsiooni maht oli raiesmikul suurem kui noores metsas, aga vanusetöötuse üldmõju polnud selle fraktsiooni puhul statistiliselt oluline (tabel 5).

Ainult III kõduastmega LFWD maht sõltus vanusetöötusest (tabel 5) tänu selle keskmiselt seitse korda kõrgemale väärtusele raiesmikel võrreldes noore metsaga (lisa 3). Teise kõduastmega LFWD maht oli raiesmikel suurem kui küpses metsas, aga üldine vanusetöötuse mõju polnud oluline (tabel 5). Risu puuliikide Shannoni indeksi palumetsa vanusetöötus ei mõjutanud.

Jämeda kõdupuidu kogumahule polnud palumetsa vanusetöötusel olulist mõju (tabel 5). DF-idest mõjutas metsa vanus statistiliselt olulisel määral ainult väikseimat, 10–19,9 cm diameetriga lamapuidu mahtu. Raiesmikel esines seda fraktsiooni mahuliselt keskmiselt viis korda rohkem kui noores metsas (lisa 3). Vanusetöötuse mõju oli oluline ainult võrdlemisi värske, I ja II laguastmega LCWD mahule, kuid kummagi puhul ei näidanud statistiline analüüs olulist erinevust üksikute töötusepaaride vahel (tabel 5). Palumetsades oli kõigi LCWD kõduastmete ja DF-de puhul vähemalt ühe vanuseklassi andmestik normaaljaotusele mitte vastav suure hulga nullvaatluste tõttu. Vanusetöötus ei mõjutanud palumetsas ei tüügaspuude mahtu, nende esinemissagedust ega jämedate lamapuude puuliikide Shannoni indeksi (tabel 5). Kõigil palumetsa proovialadel oli surnud puude ja tüügaspuude Shannoni indeks null, sest selles kategoorias oli puuliigina esindatud vaid harilik mänd.

3.3. Metsatüüpide vahelised erinevused

Eluspuude koguarvu ja erineva DF-iga puude arvu poolest salu- ja palumetsad oluliselt ei erinenud. Ainsad puuliigid, mis olid mõlemas metsatüübis võrdlemisi arvukad, olid kuusk ja kask. Kask esines salumetsas keskmiselt üle kümne korra rohkem kui palumetsas (tabel 3), kuid kuuse keskmise sageduse ja eluspuude rinnasdiameetri variatsioonikoefitsiendi poolest metsatüübid ei erinenud. Selgeimalt erinesid metsatüübid risu mahu poolest (tabel 3). Salumetsades oli kõrgem risu kogumaht ja selle kolme väiksema DF-i ning II, IV ja V kõduastme maht. Ka 5,0–9,9 cm läbimõõduga risu ja III kõduastmega risu mahu puhul olid keskmised väärtused salumetsades tunduvalt kõrgemad, kuigi statistiline analüüs olulist erinevust ei näidanud (tabel 3). Jämeda kõdupuidu poolest noore salu- ja palumetsa proovialad ei erinenud (tabel 3).

Vanusetöötuse ja metsatüübi koosmõju oli oluline ainult eluspuude RD variatsioonikoefitsiendile ja 0,3–0,9 cm diameetriga kõdupuidu mahule (tabel 6). Eluspuude RD variatsioonikoefitsient oli küpses salus keskmiselt suurem kui üheski palumetsas või noores salumetsas (tabel 3, lisa 3, Fisheri LSD *post hoc* test: $0,012 \geq p \geq 0,0001$) ning 0,3–0,9 cm diameetriga kõdupuitu oli noores salumetsas keskmiselt rohkem kui üheski palumetsa vanuseklassis või salumetsa suktsessiooni teistes faasides (tabel 3, joonis 2, lisa 3, Fisheri LSD *post hoc* test: $0,023 > p > 0,0002$). Vanusetöötuse ja metsatüübi koosmõju polnud oluline ei elusate puude summaarsele sagedusele, 10–19,9 cm RD-ga puude sagedusele ega risu kogumahule, selle kahe keskmise DF-i ning III kõduastme mahule (tabel 6).

Tabel 4. Vanusetöötuse mõju salumetsa struktuuriparameetritele. SI – puuliikide mitmekesisuse Shannoni indeks; LFWD – peenemõõtmeline lamapuit; CWD – jämedamõõtmeline kõdupuit; LCWD – jämedamõõtmeline lamapuit; RD – rinnasdiameeter.

Struktuuriparameeter	Töötuse mõju			Erinevused vanusetöötuste vahel			
	p**	F _{df}	test*	raiesmik vs noor Z/p	raiesmik vs küps Z/p	noor vs küps Z/p	post hoc test
Elusad puud RD>10							
Summaarne sagedus	0,402	F _{1,10} =0,76	OA			0,402	
RD 10-19,9 cm	0,025	F _{1,10} =6,95	OA			0,025	
RD 20-29,9 cm	0,010		MW			2,56/0,010	
RD ≥30 cm	0,002		KW	0,38/1	1,84/0,026	2,22/0,004	MCMG***
Kuusk	0,004		MW			3,22/0,004	
Kask	0,408	F _{1,10} =0,75	OA			0,408	
Haab	0,810		MW			0,24/0,810	
Hallepp	0,150		MW			-1,44/0,150	
Jalakas	0,337		MW			-0,96/0,337	
Paju	0,150		MW			-1,44/0,150	
Pärn	0,471		MW			-0,72/0,471	
Saar	0,873		MW			0,16/0,873	
Sanglepp	0,749		MW			-0,32/0,749	
Elusate puude SI	0,262	F _{1,10} =0,73	OA			1,12/0,262	
RD variatsioonikoef	0,004	F _{1,10} =23,5	OA			2,88/0,004	
LFWD ø 0,3-9,9 cm							
LFWD kogumaht	0,033	F _{2,15} =4,35	OA	0,043	0,014	0,568	Fisher LSD
ø 0,3-0,9 cm	0,024	F _{2,15} =4,81	OA	0,049	0,989	0,037	Tukey HSD
ø 1,0-1,9 cm	0,019	F _{2,15} =5,24	OA	0,451	0,007	0,034	Fisher LSD
ø 2,0-4,9 cm	0,017	F _{2,15} =5,45	OA	0,150	0,013	0,421	Tukey HSD
ø 5,0-9,9 cm	0,064		KW	2,32/0,060	0,92/1	1,41/0,479	MCMG
I kõduaste	0,025		KW	0,41/1	2,03/0,128	1,62/0,314	MCMG
II kõduaste	0,035	F _{2,15} =4,22	OA	0,119	0,036	0,791	Tukey HSD
III kõduaste	0,009	F _{2,15} =6,48	OA	0,010	0,042	0,758	Tukey HSD
IV kõduaste	0,227	F _{2,15} =1,64	OA	0,215	0,861	0,450	Tukey HSD
V kõduaste	0,050	F _{2,15} =3,69	OA	0,040	0,347	0,431	Tukey HSD
LFWD SI	0,192	F _{2,15} =1,85	OA	0,190	0,894	0,370	Tukey HSD
CWD ø või RD≥ 10 cm							
CWD kogumaht	0,008		KW	2,54/0,033	0,27/1	2,81/0,015	MCMG
Tüügaspuude maht	0,102		KW	1,30/0,583	0,81/1	2,11/0,105	MCMG
Tüügaspuude sagedus	0,057		KW	0,38/1	1,84/0,198	2,22/0,080	MCMG
LCWD maht	0,008		KW	2,65/0,024	0,05/1	2,70/0,021	MCMG
ø 10-19,9 cm	0,006	F _{2,15} =7,21	OA	0,028	0,211	0,002	Tukey HSD
ø 20-29,9 cm	0,013		KW	2,87/0,012	1,35/0,529	1,51/0,390	MCMG
ø ≥ 30 cm	0,424		KW	1,08/0,838	0,70/1	0,38/1	MCMG
I kõduaste	0,113		KW	1,70/0,266	0,49/1	1,22/0,671	MCMG
II kõduaste	0,018		KW	2,78/0,016	1,35/0,529	1,43/0,456	MCMG
III kõduaste	0,011		KW	2,35/0,056	0,41/1	2,76/0,018	MCMG
IV kõduaste	0,463		KW	0,16/1	0,97/0,991	1,14/0,768	MCMG
V kõduaste	0,054		KW	0,05/1	2,00/0,136	2,05/0,120	MCMG
LCWD SI	0,002	F _{2,15} =9,93	OA	0,009	0,788	0,002	Tukey HSD

* OA – Ühefaktoriline dispersioonanalüüs; KW - Kruskal-Wallis test; MW - Mann-Whitney U-test

** Paksus kirjas väärtused ≤0,05

*** MCMG – Gruppidevaheline võrdlus

Tabel 5. Vanusetöötuse mõju palumetsa struktuuriparameetritele. SI – puuliikide mitmekesisuse Shannoni indeks; LFWD – peenemõõtmeline lamapuit; CWD – jämedamõõtmeline kõdupuit; LCWD – jämedamõõtmeline lamapuit; RD – rinnasdiameeter.

Struktuuriparameeter	Töötuse mõju			Erinevused vanusetöötluste vahel			
	p*	F _{df} /Z	test**	raiesmik vs noor (Z/p)	raiesmik vs küps (Z/p)	noor vs küps(Z/p)	post hoc test
Elusad puud RD>10							
Summaarne sagedus	0,333	F _{1,10} =1,04	OA			0,333	
RD 10-19,9 cm	0,007	F _{1,10} =11,7	OA			0,007	
RD 20-29,9 cm	<0,001	F _{1,10} =151	OA			<0,001	
RD ≥ 30 cm	0,003		KW	0,87/1	2,41/0,048	3,27/0,003	MCMG***
Mänd	0,123	F _{1,10} =2,83	OA			0,123	
Kuusk	0,112	F _{1,10} =3,04	OA			0,112	
Kask	0,747		MW			-0,32/0,749	
Elusate puude SI	0,101	F _{1,10} =3,26	OA			0,101	
RD variatsioonikoef	0,236	F _{1,10} =1,59	OA			0,236	
LFWD ø 0,3-9,9 cm							
LFWD kogumaht	0,011	F _{2,15} =6,18	OA	0,004	0,036	0,272	Fisher LSD
ø 0,3-0,9 cm	0,142	F _{2,15} =2,23	OA	0,180	0,210	0,995	Tukey HSD
ø 1,0-1,9 cm	0,021	F _{2,15} =5,06	OA	0,025	0,061	0,886	Tukey HSD
ø 2,0-4,9 cm	0,026	F _{2,15} =4,72	OA	0,014	0,024	0,788	Fisher LSD
ø 5,0-9,9 cm	0,069	F _{2,15} =3,21	OA	0,024	0,369	0,135	Fisher LSD
I kõduaste	0,326		KW	0,49/1	0,49/1	0,97/0,991	MCMG
II kõduaste	0,126	F _{2,15} =2,39	OA	0,214	0,045	0,388	Fisher LSD
III kõduaste	0,016	F _{2,15} =5,49	OA	0,013	0,243	0,265	Tukey HSD
IV kõduaste	0,086		KW	2,11/0,105	0,49/1	1,62/0,314	MCMG
V kõduaste	0,726		KW	0,78/1	0,27/1	0,51/1	MCMG
LFWD SI	0,321	F _{2,15} =1,23	OA	0,296	0,610	0,829	Tukey HSD
CWD ø või RD ≥ 10 cm							
CWD kogumaht	0,165	F _{2,15} =2,04	OA	0,142	0,623	0,543	Tukey HSD
Tüügaspuude maht	0,232	F _{2,15} =1,61	OA	0,961	0,248	0,363	Tukey HSD
Tüügaspuude sagedus	0,406		KW	1,05/0,876	1,22/0,671	1,16/1	MCMG
LCWD maht	0,108		KW	2,00/0,136	0,43/1	1,57/0,351	MCMG
ø 10-19,9 cm	0,017		KW	2,76/0,017	0,73/1	2,03/0,128	MCMG
ø 20-29,9 cm	0,530		KW	0,97/0,991	0,32/1	0,65/1	MCMG
ø ≥ 30 cm	0,586		KW	0,05/1	0,51/1	0,46/1	MCMG
I kõduaste	0,027		MT	0,59/1	1,84/0,198	1,24/0,641	MCMG
II kõduaste	0,048		KW	2,11/0,105	0/1	2,11/0,105	MCMG
III kõduaste	0,057		KW	2,33/0,060	1,24/0,641	1,08/0,838	MCMG
IV kõduaste	0,324		KW	1,19/0,703	0,05/1	1,24/0,641	MCMG
V kõduaste	0,759		KW	0,14/1	0,46/1	0,59/1	MCMG
LCWD SI	0,155		KW	1,63/0,297	0,30/1	1,35/0,529	MCMG

* Paksus kirjas p väärtused ≤0,05

** OA – Ühefaktoriline dispersioonanalüüs; KW – Kruskal-Wallis test; MW – Mann-Whitney U-test; MT – mediaanitest

*** MCMG – Gruppidevaheline võrdlus

3.4. Valgustusraie mõju salumetsa puistustruktuurile

Viimase kolme aasta jooksul tehtud valgustusraie mõjutas salumetsa proovialasid viie mõõdetud parameetri osas (tabel 3). Hariliku haava eluspuude esinemissagedus oli suurem VR-ga saludes, kuid kuna kolmel VR-ta proovialal ei esinenud haaba üldse, võis erinevus olla juhuslik. Samas ühegi teise puuliigi sagedus ei sõltunud valgustusraiest. Ka eluspuude Shannoni indeksit ja summarset sagedust ning nende RD variatsioonikoefitsienti ja eri fraktsioonide sagedust valgustusraie statistiliselt oluliselt ei mõjutanud.

Selged erinevused valgustusraie töötluste vahel ilmnedid risu kogumahu ja jämedamate risu DF-ide mahu osas, mis kõik olid VR-ga proovialadel tunduvalt suuremad kui VR-ta salumetsas (tabel 3). Eriti suur erinevus (umbes neljakordne) oli suurima, 5,0–9,9 cm diameetriga risu keskmises mahus. Risu kogumaht ja selle 2,0–4,9 cm DF-i maht oli VR-ga saludes keskmiselt üle kahe korra suurem. Peenemate risu DF-ide (0,3–0,9 ja 1,0–1,9 cm) mahtu valgustusraie ei mõjutanud. Risu II kõduastme maht sõltus valgustusraiest tugevalt olles VR-ga proovialadel umbes viis korda suurem. Teiste kõduastmete mahtu valgustusraie ei mõjutanud.

Jämeda kõdupuidu (nii seisva kui ka lamava) osas VR-ga ja VR-ta salumetsa proovialad omavahel ei erinenud. Kõigi uuritud näitajate aritmeetilised keskmised, miinimum- ja maksimumväärtused ning töötluste mõju hindava statistilise testi p-väärtused on toodud tabelis 3.

3.5. Tamme-porosambliku esinemine noortes palumetsades

Noore palumetsa proovialadel uuriti kokku 36 transektiliini kogupindalaga 0,72 ha ning neil esines 30 männi lamatüve. Neist 18 olid transektiga ristumise kohast jämedad ning keskmiselt kuni väga kõdunenud ehk potentsiaalselt sobivad kasvupinnad tamme-porosamblikule. Siiski ei leitud üheltki noore palumetsa prooviaala transektiliinidele jäänud lamatüvelt tamme-porosambliku talluseid.

Tabel 6. Vanusetöötuse ja metsatüübi mõju ning koosmõju kolmefaktorilise dispersioonanalüüsi järgi (kaasati vaid normaaljaotusele vastavaid struktuuriparameetreid). LFWD – peenemõõtmeline lamapuit; RD – rinnasdiameeter. **Paksus kirjas** p väärtused $\leq 0,05$.

	Vanusetöötlus		Metsatüüp		Vanusetöötlus*Metsatüüp	
	F	p	F	p	F	p
Elusad puud RD\geq 10cm						
Summaarne sagedus	F _{1,20} =1,72	0,205	F _{1,20} =0,38	0,545	F _{1,20} =0,01	0,931
RD 10-19,9 cm sagedus	F _{1,20} =17,8	<0,001	F _{1,20} =0,62	0,440	F _{1,20} =0,04	0,851
RD variatsioonikoefitsient	F _{1,20} =3,87	<0,001	F _{1,20} =29,7	0,171	F _{1,20} =0,94	0,023
LFWD \varnothing 0,3-9,9 cm maht	F _{2,30} =9,79	0,001	F _{1,30} =9,51	0,004	F _{2,30} =0,87	0,431
\varnothing 0,3-0,9 cm	F _{2,30} =1,82	0,180	F _{1,30} =11,0	0,002	F _{2,30} =5,09	0,013
\varnothing 1,0-1,9 cm	F _{2,30} =8,08	0,002	F _{1,30} =15,5	0,001	F _{2,30} =2,20	0,129
\varnothing 2,0-4,9 cm	F _{2,30} =9,43	0,001	F _{1,30} =8,25	0,007	F _{2,30} =0,62	0,545
III kõduaste	F _{2,30} =11,7	<0,001	F _{1,30} =2,99	0,094	F _{2,30} =0,33	0,723

4. Arutelu

Käesolev töö näitas, et noored salu- ja palumetsad on omavahel suhteliselt sarnased elusate puude tiheduse (va liigiline koosseis) ja jämeda kõdupuidu mahu osas, kuid erinevad kõige selgemalt risu hulga ja omaduste poolest. Üldiselt iseloomustab noort salu- ja palumetsa väike kõdupuidu maht võrreldes varasema ja hilisema suktsessioonifaasiga. Peenemõõtmeline lamapuit moodustab suure enamuse kogu noorte metsade kõdupuidust ja selle hulk kahekordistub salumetsades mõneks ajaks pärast valgustusraiet. Jämedat kõdupuitu on noores metsas väga vähe ning selle suuremad diameetrifraktsioonid (DF) puuduvad või on eriti haruldased. Võrreldes raiesmike ja küpsete metsadega tuleb jämeda kõdupuidu mahu erinevus pigem lamapuidu kui kõigis majandusmetsa suktsessiooniastmetes võrdlemisi haruldaste tüügaspuidu arvelt.

4.1. Elusad puud

Salu- ja palumetsa erinevate raiejärgsete suktsessiooniastmete vahel polnud elusate puude Shannoni indeksi erinevused olulised, mis kinnitab, et parasvöötmemetsades muutub tavapäraselt rakendatavate majandamisviiside korral puistu liigiline koosseis raietsükli jooksul vähe (Hansen jt, 1991). Kuigi küpses palumetsas oli eluspuude rinnasdiameetri variatsioonikoefitsiendi väärtus mõnevõrra suurem kui noores palumetsas, polnud see erinevalt salumetsadest statistiliselt tõestatav. Arvatavasti oli põhjuseks andmete suurem varieeruvus palumetsades ja ka asjaolu, et seal domineerib selgelt üks puuliik. Salumetsades kasvavad puud on enamasti mitmest liigist ja seetõttu ka erineva kasvukiirusega (Pärt jt, 2013). Samas võivad küpsed palumetsad olla ka ühealisemad ja madalama teise rinde puude osakaaluga kui salumetsad.

Suurte puude sarnane sagedus raiesmike ja noorte metsade vahel võis tuleneda salu- ja paluraiesmikele 1980-ndatel ja 1990-ndate alguses jäetud seemnepuudest, mis on tänaseni elus püsinud. Samas sattus alates 30 cm RD-ga elusaid puid transektile vaid ühel noore salumetsa ja kolmel noore palumetsa proovialal, kuid neid esines kõigil analüüsi kaasatud raiesmikel. Teisest küljest näitab erinevuse puudumine tänaste raiesmike ja vanemate täiesti lagedaks raiutud alade vahel, et praegune säilikpuude miinimumhulga nõue – vähemalt viie tihumetri (üle viie hektarilistel lankidel 10 tm) säilikpuude või nende püstiseisvate osade jätmine lageraielankidele (Riigikogu, 2014) – pole noorte metsade puistustruktuuri

looduslähedasemaks muutmiseks piisav. Veelgi enam, keskmiselt kolmandik säilikipuid sureb juba esimese kuue raiejärgse aasta jooksul (Rosenvald jt, 2008). Seetõttu on prognoositav, et ka paarikümne aasta pärast on suurte puude osakaal siinsetes lageraiejärgsetes noortes metsades vaid marginaalne.

Halli lepa esinemine raiejärgses ja noores salumetsas ning omakorda täielik puudumine raieküpses majandusmetsas seostub selle liigi varasuktsessioonilise iseloomuga, aga ka varase raieküpsuse saavutamise, seda hiljemalt 25–30 aasta vanuses (Tullus, 2005). Kuigi tavapäraselt polegi tegemist vana metsa puuliigiga, võib ka majandamine halli lepa esinemist hilisemas metsa suktsessiooni staadiumis mõjutada. Näiteks olid käesolevasse töösse kaasatud küpsed majandusmetsad 60–100 aastat vanad ja harvendatud, sanitaarraiutatud või muul viisil majandatud (Lõhmus ja Kraut, 2010), mis viitab sellele, et kui neil aladel varem ka halli leppa kasvas, on see sealt tõenäoliselt välja raiutatud.

Kuigi puistu liigilise koosseisu kujundamine on üks valgustusraie eesmärke (RMK, 2002/2003), oli haava suurem esinemissagedus VR-ga salumetsas ainuke vihje teatud puuliikide eelistamisele selle raietüübi käigus. Samas raieküpses salumetsades on haava osakaal pigem sarnane noorte VR-ta salumetsadega (tabel 3; Lõhmus ja Kraut, 2010). Keskmiste väärtuste põhjal vähenes peale haava ja kuuse valgustusraie tulemusena kõigi teiste puuliikide arvukus salumetsas, kuid need muutused ei kajastunud statistiliselt olulistena. Kuuse osakaalu mõõdukas suurenemine on ootuspärane, kuna olukorras, kus okaspuud on lehtpuudele alla jäämas, lähtutakse antud raietüübi puhul okaspuude perspektiivist (RMK, 2002/2003). Ka elusate puude liigilise mitmekesisuse sarnasus (Shannoni indeks) VR-ga ja VR-ta noortes salumetsades vastab RMK eesmärgile säilitada naadi kasvukohatüübis loodusliku puistu uuenemise teel tekkinud puuliigilist koosseisu (RMK, 2002/2003).

4.2. Kõdupuidu diameetrefraktsioonid

Peenemõõtmelise lamapuidu ehk risu suurem kogumaht salumetsades võrrelduna palumetsadega on ootuspärane, kuna eeldatavasti on salumetsa produktiivsus ja toodetav biomass tunduvalt kõrgem kui palumetsas (Kõlli, 2002). Mõlemas metsatüübis muutus risu diameetrefraktsioonide (DF-ide) omavaheline mahtude suhe suktsessiooni jooksul sarnaselt. Nii palu- kui ka salumetsa raiesmikel oli suurima mahuga risu jämedam DF (5,0–9,9 cm) ning noores metsas pisut peenem DF (2,0–4,9 cm). Metsa raieküpsesse vanusesse jõudes saavutas suurima mahuosakaalu aga LCWD 10–19,9 cm DF. Mõlema metsatüübi raiesmike puhul

tuvastatud tendents sisaldada noorest ja küpsest metsast rohkem risu tõestab varasemateski uuringutes kirjeldatud lageraie FWD hulka suurendavat mõju (Åström jt, 2007; Eräjää jt, 2010). Risu peenikeste DF-ide suurem maht noortes salumetsades võrreldes küpse metsaga viitab aga juba metsa uuenemise esimestes staadiumites toimuvale iseharvenemisele, mis näiteks haava enamusega raiesmikel võib alata juba umbes viieaastases puistus (Tullus, 2008), või varaste valgustusraiate mõjule.

LCWD hulk oli salumetsa raiesmikel ja küpses metsas ligikaudu sama nii kogumahult kui ka erinevate fraktsioonide mahult, kuid noores salumetsas esines seda tunduvalt vähem ja erinevus suurenes vastavalt kõdupuidu läbimõõdule. Kuna ka küpses majandusmetsas on CWD kogumaht tunduvalt väiksem, kui loodusliku elustiku püsimiseks vajalikuks peetakse (Lõhmus ja Kraut, 2010), on noorte metsade sobivus haruldastele saproksüülidele tõenäoliselt veelgi madalam. Palumetsades pole jämeda kõdupuidu vähesus noore metsa faasis nii silmatorkav, sest antud metsatüüp on ses osas kogu raietsükli vältel võrdlemisi vaene. Samuti laguneb raierisu sealsetes kuivemates tingimustes tõenäoliselt kauem kui viljakamates salumetsades (Harmon jt, 1986). Seetõttu võib raiesmikelt pärinev risu püsida palumetsa edasises suktsessiooniski ja mingil määral kompenseerida noores metsas värske CWD vähese või puuduva lisandumise mõju kuni seda puistu vananedes uuesti juurde tekkima hakkab.

Tamme-porosambliku talluste puudumisele uuritud männi lamatüvedel võib olla mitmeid põhjuseid. Arvestades Eesti seniseid leiukohti (Lõhmus ja Lõhmus, 2009) ja asjaolu, et näiteks Soomes (Hämäläinen jt, 2014) ja USA-s (Johansson jt, 2006) on seda liiki leitud kuni kümne aastastel borealse okasmetsa põlendikel, on võimalik, et üle 20 aastastes noortes palumetsades on puude võrad juba liiga tihedalt liitunud ja seetõttu ei ole potentsiaalsete kasvusubstraatide valgustingimused enam antud liigi jaoks optimaalsed. Teiseks põhjuseks võib olla sobivate lamatüvede liiga harv esinemine noortes palumetsades, mis võib oluliselt kahandada tamme-porosambliku levimise tõenäosust nii neile aladele kui ka puistu siseselt teistele lamatüvedele. Kolmandaks võis antud töös kasutatud meetoodika olla selle liigi inventuuriks ebasobiv, kuna varasemate leidude puhul kulus kahehektarilistelt proovialadelt tamme-porosambliku talluste avastamiseks keskmiselt 1,5 tundi sihipärast otsimist (Lõhmus ja Lõhmus, 2009).

4.3. Kõdupuidu laguastmed

Noortes salumetsades oli enamiku risu kõduastmete maht sarnaselt selle kogumahule oluliselt kõrgem kui samaealistes palumetsades, kuid erandiks olid I ja III kõduaste. Esimese kõduastmega lamapuitu esines nii noores salu- kui ka palumetsas võrdlemisi harva ja suur hulk nullvaatlusi takistas erinevuste statistilist hindamist. Palumetsade suhteliselt suuremat III kõduastmega risu osakaalu võrreldes salumetsadega võib teoreetiliselt seletada palumetsade mulla vähese niiskusega ja sellest tuleneva laguprotsesside aeglusega võrreldes niiskematel muldadel kasvavate salumetsadega (Harmon jt, 1986). Et III kõduaste oli risu puhul kõigis palumetsa vanusetöötlustes ja salumetsa raiesmikel ning küpses metsas kõige mahukam (kuigi noortes palumetsades mitte väga selgelt) (tabel 3; Lõhmus ja Kraut, 2010; Lõhmus jt, 2013; lisa 3), võib arvata, et selles kõduastmes püsib lagunev risu kauem kui teistes astmetes. Ainult noortes salumetsades oli arvukaim II kõduaste, mis tõenäoliselt ei olnud säilinud viimasest lageraiest vaid pigem tekkinud puistu iseharvenemisel. Selles kõduastmes risu võis siiski pärineda ka hiljutistest väiksemahulistest valgustusraietest mõnedel VR-ta noore salumetsa proovialadel. Viimast seletust toetab üksikute peenikeste (kolme kuni seitsme cm läbimõõduga) saetud kändude esinemine vähemalt kolmel hiljutise valgustusraieta salumetsa proovialal ja ka asjaolu, et VR-ga noort salumetsa iseloomustas selgelt just II kõduastmega risu (veelgi) suurem osakaal. Viienda kõduastmega risu suurem keskmine maht noortes salumetsades võrreldes küpsete metsade (erinevus statistiliselt mitteoluline) ja raiesmikega on tõenäoliselt varas(t)e valgustusraie(te) mõju.

Häiringujärgsetele metsadele iseloomulikku kõrgemat esimese või teise laguastmega kõdupuidu osakaalu, mis tuleneb häiringu käigus ühel ajal tekkinud ja enam-vähem sama kiirusega lagunevast suurest kõdupuidu hulgast, on kirjeldatud ka varasemates töödes (Mattson jt, 1987; Tinker ja Knight, 2000; Janisch jt, 2005; Lõhmus jt, 2013). Kuigi ka valgustusraiel tekkinud risu võib mõneks ajaks olla sobivaks kasvusubstraadiks mitmete liikidele (Nordén jt, 2004), toetab iseharvenemisel pikema ajavahemiku vältel tekkiv erinevates kõduastmetes puit saproksüülide mitmekesisust eeldatavasti paremini (Harmon jt, 1986). LCWD puhul on II kõduaste käesolevas töös uuritud metsatüüpide raietsükli vältel kõige mahukam vaid salumetsa raiesmike hulgas. See tuleneb tõenäoliselt viimase lageraie jäänukitest. Samas esineb küpses salu- ja palumetsas ning palumetsa raiesmikel kõige enam III laguastmega LCWD-d (tabel 3; Lõhmus ja Kraut, 2010; Lõhmus jt, 2013; lisa 3). Noores salumetsas oli LCWD hulgas mahukaim hoopis IV ning noores palumetsas III ja IV kõduastmega puit (tabel 3), mis peab olema pärit viimasest lageraiest või sellele eelnenud

puistust. Valgustus- ja harvendusraiate värske lamapuidu mahtu tõstvat mõju on kirjeldatud varem ka USA vaigumänni metsades (Duvall ja Grigal, 1999). Väikseima kõduastmega lamapuidu hulk (kg/ha) oli sealsetes vastavate raietega majandatavates puistutes keskmiselt ligi kümme korda kõrgem kui majandamata aladel. Leiti ka, et kuna harvendusraietel jäävad maha valdavalt peenemad ja seetõttu kiiremini kõdunevad lamapuidu fraktsioonid, on sealsetele metsadele iseloomulik lamapuidu hulga ja kõduastmelise koosseisu tsükliline kõikumine vastavalt harvendusraiate graafikule.

4.4. Võimalikud meetmed noorte metsade loodusläheduse suurendamiseks

Et looduslikel põhjustel puude suremine on küllaltki juhuslik ja ettearvamatu, peaksid kõdupuitu vajavad liigid teoreetiliselt olema suhteliselt head levijad (Jonsson jt, 2005). Seega peaks neile vajaliku keskkonna tagamine olema võimalik läbi metsamaastiku targa planeerimise ja majandamise, säilitades sobivate elupaigalaikude vahel piisavalt väikest vahemaad. Vähendamaks intensiivse majandamise mõju metsaelustikule, ongi ühe meetodina paljudes riikides nõue jätta lageraielankidele säilikuud. Skandinaaviamaade vastavaid uuringuid käsitlev metaanalüüs (Gustafsson jt, 2010) näitas, et säilikuud pakuvad sobivat substraati mõnede varasuktsessioonilistele metsaliikidele ja leevendavad pisut tõsiseid tagajärgi, mida lageraie elustikule põhjustab, kuid ei suuda kaugeltki mitte säilitada küpse metsa, ammugi ürgmetsa omadusi. Samas leiti, et suuremate ja rohkemate puude jätmise raiestikule säilitab mitmekesisust paremini, kuid vajab veel selgitamist, kuidas säilikuud või -alad maastikul paiknema peaks või kui palju neid minimaalselt olema peaks. Näiteks on hemiboreaalses vöötmes leitud, et tavalisemate saproksüülsete seente viljakehade ja samblike esinemiseks on võrdse arvu erinevat liiki säilikuude jätmise raiestikule piisav abinõu. Haruldasmate liikidele säilimiseks on sellele lisaks siiski vajalik ka maastiku tasemel planeerimine, mis tagab spetsialiseerunud liikidele vajalike kasvukohtade pideva kättesaadavuse vastavas piirkonnas (Runnel jt, 2013).

Teine loodusläheduse tõstmiseks sageli välja pakutav lahendus on küpsete metsade raieringi pikendamine (Jonsson jt, 2005; Bauhus jt, 2009). Sellel üksi on aga eeldatavasti vähene efekt noorte metsade kõdupuidu hulgale. Kui üldse, siis tõenäoliselt niipalju, et pikema raieringi järel jäetavad säilikuud on vanemad ja jämedamad, saades otseseks CWD allikaks raiejärgses metsa suuktsessioonis. Rootsis tehtud kõdupuidu hulga suurendamiseks vajalike meetmete tasuvusuuring näitas, et raieringi pikendamine on kulukas, kuid tüügaste säilitamine raie käigus vähekulukas. Siiski, säilikuude ja kõrgete kändude jätmise kulukus sõltub puu

liigist ja regioonist (Jonsson jt, 2010), näiteks on säilikpuuks kulukaim jätta mändi ning kuluefektiivsem haaba ja kaske ning hemiboreaalses vööndis on ka kõrgete kändude jätmise kõige kuluefektiivsem just haava ja kase raiumisel. Soome uuringu põhjal on metsa jätmise iseharvenemisele üsna kuluefektiivne võimalus kõdupuidu hulga tõstmiseks majandusmetsas vähendades majandamisest saadavat tulu alla 20%, kuid tõstes pikas perspektiivis (0–200 aasta vanuses metsas keskmisena) kõdupuidu hulka viis kuni kuus korda võrreldes säilikpuude jätmisega (20 tk/ha) (Tikkanen jt, 2012). Sarnane trend oli siiski märgatav ka ainult 50-aastase raieringi korral, mis näitab, et iseharvenemisele jätmist on võimalik kasutada ka lühendatud raietsükliga majandatavate metsade loodusläheduse suurendamiseks. Lisaks näitas modelleerimine, et säilikpuude arvu suurendamisega hektari kohta on võimalik saavutada iseharvenemisega sarnane kõdupuidu kogus, kuid sellega väheneb märgatavamalt ka majanduskasum. Samas on säilikpuudest tekkiv kõdupuit iseharvenemise teel tekkivast tavaliselt jämedam ja looduskaitseks väärtuslikum, kuna just jämedaimate kõdunevate tüvede vähene hulk on üks selgemaid majandusmetsi ürgmetsadest eristavaid tegureid (Lõhmus ja Kraut, 2010).

Kõigi 18 käesolevasse töösse kaasatud noore metsa prooviala peale sattus transektile selgelt säilikpuust tekkinud kõdupuitu vaid kahes palumetsas. Ühel juhul oli tegemist I kõduastmega jämeda lamapuuga ning teisel II kõduastmega jämeda tüükaga. Ei VR-ga ega VR-ta salumetsa proovialadel leidunud kõdupuitu, mis võiks olla pärit surnud säilikpuudest. Seega võib vähemalt uuritud noorte metsade puhul väita, et neis leidub vaid kaduvväike hulk säilikpuudest tekkinud kõdupuitu. Siinkohal tuleb arvestada, et nendele metsadele eelnenud puistu raiumisel pole sageli säilikpuid üldse jäetud, seda eriti salumetsades. Et edaspidi suurendada noortes metsades mitmekesise ja pidevalt esineva kõdupuidu hulka, on üheks võimaluseks taoliste metsade jätmise iseharvenemisele praegu laialt levinud valgustus- ja harvendusraietega majandamise asemel. Iseharmenemisele jätmise ei aita küll lähiajal leevendada praegustes noortes metsades esinevat CWD suurt puudust, kuid seeläbi lisanduks puistusse stabiilselt vähemalt peenemat kõdupuitu. Kõdupuidu hulga seisukohast on iseharvenemine eriti oluline noortes salumetsades, kus valgustusraiel tekkiv ja metsa jäetav lamapuit laguneb kiiremini kui palumetsades ja kaotab seetõttu ka oma elustikku toetava eesmärgi rutem. Teisalt kaasneb valgustusraietest loobumisega teatav langus vastavalt alalt tulevikus saadava palgi majanduslikus kvaliteedis (Cameron, 2002), kuid samas ei tooda valgustusraied otsest tulu tavaliselt üldse ja ka harvendusraietest saadav kasum on sellega kaasnevate suurte kulutuste tõttu suhteliselt madal (Tikkanen jt, 2012). Noortes ja küpsetes

metsades jämeda kõdupuidu hulga kiireks suurendamiseks kasutatakse näiteks Soomes teatud hulga elusate puude langetamist, tüve osalist koorimist või vigastamist, tuulemurru imiteerimiseks ekskavaatoriga ümber lükkamist ja vajadusel ka puistus haruldast liiki tüvede mujalt sisse toomist (Similä ja Junninen, 2012). Sarnaste meetmete rakendamist metsade loodusläheduse tõstmiseks võiks kaaluda ka Eestis, kuid tõenäoliselt on eelnevalt vajalik läbi viia täiendavad uuringud, mis selgitaks välja nende sobivuse kohalikesse oludesse.

Arvestades noore puistuga kaetud metsamaa suurt proportsiooni intensiivselt majandatavas hemiboreaalses vöötmes ja üha suurenevat saproksüülsete liikide elupaikade kadumist, tuleks metsaelustiku mitmekesisuse säilitamiseks märkimisväärselt tõsta noorte metsade looduslähedust. Selle eesmärgi sidumine efektiivse metsamajandusega on keeruline ülesanne ja vajab praegusest tunduvalt põhjalikumalt lähenemist läbi laiemaskaalalise maastikuplaneerimise, mis võtaks arvesse võimalikult paljude ohustatud liikide elupaigavajadusi.

5. Kokkuvõte

Looduslikku parasvöötme metsa iseloomustab mitmekesise kõdupuidu ja vanade puude rohkus ning mastaapsete, puistu uuenemisele viivate, aga ka väiksemamahuliste häiringute esinemine. Nüüdisaegses majandusmetsas on need protsessid paraku alla surutud, mistõttu on ohustatuks muutunud paljud vanadele metsadele iseloomulikele tingimustele spetsialiseerunud liigid (näiteks saproksüülid). Seepärast ongi arenenud metsandusega piirkondades asunud otsima võimalusi majandusmetsade looduslähedasemaks muutmiseks ning mitmed uurimused on keskendunud vana metsa struktuuride esinemisele küpsetes majandusmetsades ja ka raiesmikel. Samas on lühike raiering suurendanud noorte puistute osakaalu metsamaastikus, kuid nende kirjeldamisele on pööratud ebaproportsionaalselt vähe tähelepanu.

Käesoleva töö peaeesmärk oligi kirjeldada puistustruktuuri noortes salu- ja palumetsades, mis on ühed Eestis laialt levinud metsatüübid ning võrrelda saadud tulemusi varem avaldatud andmetega sama metsatüüpi raiesmike (Lõhmus jt, 2013) ja küpsete majandusmetsade (Lõhmus ja Kraut, 2010) kohta. Kõrvaleesmärkideks oli valgustusraie mõju hindamine puistu struktuurile noores salumetsas ja vanades palumetsades kasvava ohustatud tamme-porosambliku (*Cladonia parasitica* (Hoffm.) Hoffm.) esinemise inventuur noortes palumetsades. Välitöödel kirjeldati 18-l Mandri-Eesti erinevates piirkondades asuval 19–40 aastasel noore metsa proovialal puistu struktuuri transektmeetodil: 1) elusate puude liigi, rinnasdiameetri ja sageduse ning 2) peenemõõtmelise lamapuidu ehk risu ja jämedamõõtmelise kõdupuidu (tüügas- ja lamapuude) mahu, puuliigi, diameetrefraktsiooni ja kõduastme osas.

Noort salu- ja palumetsa iseloomustas keskmiselt kaks kuni neli korda väiksem kõdupuidu maht võrreldes varasema ja hilisema suktsessiooniastmega. Jämedamõõtmelist kõdupuitu esines uuritud aladel keskmiselt kaks kuni kuus korda vähem kui raiesmikel ja küpsetes metsades ning selle suuremad diameetrefraktsioonid, kaasa arvatud säilikpuudest tekkinud kõdupuit, puudusid või olid eriti haruldased. Valgustusraie suurendas noores salumetsas ligikaudu kaks korda peenemõõtmelise lamapuidu hulka ja selle vähe kõdunenud fraktsioonide osakaalu. Tamme-porosambliku talluseid ei õnnestunud noortest palumetsadest kasutatud meetodil leida.

Töö tulemused näitavad, et noored salu- ja palumetsad tõenäoliselt ei toeta nüüdisaegse metsanduse mõju tõttu haruldaseks muutunud liikide esinemist ja mitmekesisust või teevad seda vähesel määral peenemõõtmelise kõdupuidu esinemise kaudu. Seetõttu on nende liikide soodsa seisundi toetamiseks oluline rakendada ka noortes metsades mitmesuguste haruldaste puistustruktuuride hulka suurendavaid meetmeid ja viia läbi nende kuluefektiivsust hindavaid uuringuid.

Dynamics of live trees and decaying wood in the succession of *Aegopodium* and *Vaccinium* type forests

Siim Sellis

6. Summary

Natural temperate forest is characterized by the abundance of diverse decaying wood and old trees, but also the occurrence of large-scale disturbances leading to the renewal of stands as well as smaller-scale disturbances. Unfortunately these processes are suppressed in modern managed forests, which has caused many old-forest specialist species (for example saproxytes) to become endangered. Therefore, well developed forestry countries are developing measures to rise naturalness in managed stands. Many studies are focused on the occurrence of old-forest structures in mature managed stands and clear-cuts. While short harvest rotation has increased the proportion of young stands in forest landscape, unproportionally little attention has been paid to describing them.

The objective of this study was to describe the stand structure in young *Aegopodium* and *Vaccinium* type forests, which are one of the widespread forest types in Estonia, and to compare the results with previously published results from the clear-cuts (Lõhmus et al, 2013) and mature managed forests (Lõhmus and Kraut, 2010) of the same type. The secondary objectives were to assess the effect of thinning on the stand structure in young *Aegopodium* type forests and to inventory the occurrence of an endangered lichen *Cladonia parasitica* (Hoffm.) Hoffm. in young *Vaccinium* type forests. The species usually inhabits old forests of the same type. During field work the stand structure was described using the line transect method in 18 young forest (19–40 years post harvest) study sites locating in different areas of continental Estonia regarding: 1) the species, diameter breast height and density of live trees and 2) the volume, tree species, diameter class, and decay stage of fine (slash) and coarse (snags and logs) woody debris.

The young forest stands of both studied types were characterized by an average of two to four times smaller volume of woody debris compared to the earlier and later successional phase. In average, there was two to six times less coarse woody debris in studied sites than in clear-cuts and mature managed forests. Larger diameter classes, including woody debris originating from dead retention trees, were absent or particularly scarce in young stands. Thinning

increased the amount of fine woody debris and the percentage of its less decayed fractions approximately twofold in young *Aegopodium* type forests. The thalli of *Cladonia parasitica* were not found in young *Vaccinium* type forests with the method used.

The results of this study suggest that young *Aegopodium* and *Vaccinium* type forests probably do not support (or support slightly via the amount of fine woody debris) the occurrence and diversity of the species, which have become rare due to the effect of modern forestry. Therefore, to support the favorable status of these species, it is important to apply measures which increase the amount of various scarce stand structures, also in young forests and carry out the studies for assessing the cost-effectiveness of these measures.

7. Tänuõnad

Uuringut toetas ETF grant number 7987. Asjalike paranduste ja soovituste eest tahan tänada töö juhendajat Piret Lõhmust ja ka teisi Tartu Ülikooli looduskaitsebioloogia töörühma liikmeid. Välitöödel oli suureks abiks Mirjam ning oma panuse andsid ka teised episoodilisemalt esinenud kirjutajad. Vajaliku informatsiooniga varustasid RMK Ida-Viru-, Pärnu-, Tartu- ja Võrumaa ning Alutaguse metskonnad.

8. Kasutatud kirjandus

- Acker, M., Arthur, M.A., Hamburg, S.P., Vadeboncoeur, A.** 2008. Fine and coarse woody debris nutrient pools in developing northern hardwood forests. *93rd ESA Annual Meeting*. COS 91-8.
- Ahti, T., Hämet-Ahti, L., Jalas, J.** 1968. Vegetation zones and their sections in north-western Europe. *Ann. Bot. Fenn.* 5: 169–211.
- Alban, D.H., Pastor, J.** 1993. Decomposition of aspen, spruce and pine boles on two sites in Minnesota. *Can. J. For. Res.* 23: 1744–1749.
- Andersson, L.I., Hytteborn, H.** 1991. Bryophytes and decaying wood - a comparison between managed and natural forest. *Holarct. Ecol.* 14: 121–130.
- Åström, M., Dynesius, M., Hylander, K., Nilsson, C.** 2007. Slope aspect modifies community responses to clear-cutting in boreal forests. *Ecology*. 88(3): 749–758.
- Backhouse, F., and J.D. Lousier.** 1991. Silviculture systems research: wildlife tree problem analysis. *B.C. Ministry of Forests, B.C. Ministry of Environment, and B.C. Wildlife Tree Committee*, Victoria, B.C. 205 pp.
- Bader, P., Jansson, S., Jonsson, B.G.** 1995. Wood-inhabiting fungi and substratum decline in selectively logged boreal spruce forests. *Biol. Conserv.* 72: 355–362.
- Bauhus, J., Puettmann, K., Messier, C.** 2009. Silviculture for old-growth attributes. *Forest Ecology and Management*. 258(4): 525–537.
- Bergeron, Y., Leduc, A., Harvey, B.D., Gauthier, S.** 2002. Natural Fire Regime: A Guide for Sustainable Management of the Canadian Boreal Forest. *Silva Fennica*. 36(1): 81–95.
- Bobiec, A.** 2002. Living stands and dead wood in the Białowieża forest: suggestions for restoration management. *Forest Ecology and Management*. 165: 125–140.
- Brown, J.K.** 1974. Handbook for inventorying downed woody material. *USDA Forest Service general technical report INT-16. Intermountain Forest and Range Experimental Station, Ogden, UT.*
- Cameron, A.D.** 2002. Importance of early selective thinning in the development of long-term stand stability and improved log quality: a review. *Forestry*. 75(1): 25–35.
- Caruso, A., Rudolphi, J., Thor, G.** 2008. Lichen species diversity and substrate amounts in young planted boreal forests: A comparison between slash and stumps of *Picea abies*. *Biological Conservation*. 141(1): 47–55.

- Christensen, M., Hahn, K., Mountford, E.P., Ódor, P., Standovár, T., Rozenbergar, D., Diaci, J., Wijdeven, S., Meyer, P., Winter, S., Vrska, T.** 2005. Dead wood in European beech (*Fagus sylvatica*) forest reserves. *Forest Ecology and Management*. 210: 267–282.
- Cline, S.P., Berg, A.B., Wight, H.M.** 1980. Snag characteristics and dynamics in Douglas-fir forests, western Oregon. *Journal of Wildlife Management* 44(4): 773–786.
- Connell, J.H., Slatyer, R.O.** 1977. Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. *The American Naturalist*. 111: 1119–1144.
- Crook, D.A., Robertson, A.I.** 1999. Relationships between riverine fish and woody debris: implications for lowland rivers. *Marine and Freshwater Research*. 50(8): 941–953.
- Debeljak, M.** 1999. Mrtvo drevje v pragozdu Pecka (dead trees in the virgin forest of Pecka). *Zbornik gozdarstva in lesarstva*, 59: 5–31.
- Duffy, D.C., Meier, R.I.** 1992. Do Appalachian herbaceous understories ever recover from clearcutting? *Conserv. Biol.* 6: 196–201.
- Duvall, M., Grigal, D.** 1999. Effects of timber harvesting on coarse woody debris in red pine forests across the Great Lakes states, U.S.A. *Can. J. For. Res.* 29: 1926–1934.
- Ekbohm, B., Schroeder, L., Larsson, S.** 2006. Stand specific occurrence of coarse woody debris in a managed boreal forest landscape in central Sweden. *Forest Ecology and Management*. 221: 2–12.
- Engelmark, O.** 1987. Fire history correlations to forest type and topography in northern Sweden. *Ann. Bot. Fenn.* 24: 317–324.
- Eräjää, S., Halme, P., Kotiaho, J.S., Markkanen, A., Toivanen, T.** 2010. The Volume and Composition of Dead Wood on Traditional and Forest Fuel Harvested Clear-Cuts. *Silva Fennica*. 44(2): 203–211.
- Esseen, P.-A., Ehnström, B., Ericson, L. & Sjöberg, K.** 1992. Boreal forests – The Focal Habitats of Fennoscandia. In: Hansson, L. (toim), *Ecological Principles of Nature Conservation*, pp. 253–325. Elsevier Applied Sciences.
- Esseen, P.-A., Ehnström, B., Ericson, L., Sjöberg, K.** 1997. Boreal Forests. *Ecological Bulletins*. 46: 16–47.
- Everett, R.A., Ruiz, G.M.** 1993. Coarse woody debris as a refuge from predation in aquatic communities. *Oecologia*. 93: 475–486.
- Foster, J.R., Lang, G.E.** 1982. Decomposition of red spruce and balsam fir boles in the White Mountains of New Hampshire. *Can. J. For. Res.* 12: 617–626.
- Franklin, J.F., Shugart, H.H., Harmon, M.E.** 1987. Tree death as an Ecological Process. *BioScience*. 37(8): 550–556.

- Fridman, J., Walheim, M.** 2000. Amount, structure, and dynamics of dead wood on managed forestland in Sweden. *Forest Ecology and Management*. 131: 23–36.
- Gibb, H., Ball, J., Johansson, T., Atlegrim, O., Hjältén, J., Danell, K.** 2005. Effects of management on coarse woody debris volume and composition in boreal forests in northern Sweden. *Scandinavian Journal of Forest Research*. 20(3): 213–222.
- Goodburn, J., Lorimer, C.** 1998. Cavity trees and coarse woody debris in old-growth and managed northern hardwood forests in Wisconsin and Michigan. *Can. J. For. Res.* 28: 427–438.
- Granström, A.** 1993. Spatial and temporal variation in lightning ignitions in Sweden. *Journal of Vegetation Science*. 4: 737–744.
- Green, P., Peterken, G.F.,** 1997. Variation in the amount of dead wood in the woodlands of the Lower Wye Valley, UK in relation to the intensity of management. *For. Ecol. Manage.* 98: 229–238.
- Grier, C.C.** 1978. A *Tsuga heterophylla* – *Picea sitchensis* ecosystem of coastal Oregon: decomposition and nutrient balance of fallen logs. *Can. J. For. Res.* 8: 198–206.
- Grove, S.J.** 2002. Saproxylic Insect Ecology and the Sustainable Management of Forests. *Annual Review of Ecology and Systematics*. 33(1): 1–23.
- Guby, N.A.B., Dobbertin, M.,** 1996. Quantitative estimates of coarse woody debris and standing trees in selected Swiss forests. *Global Ecology and Biogeography Letters* 5: 327–341.
- 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(4): 295–308.
- Hagner, M. (toim)** 1992. Silvicultural alternatives. Proceedings From an Inter-Nordic Workshop. (Report 35). *Swedish University of Agricultural Sciences, Department of Silviculture*.
- Hannam, K.D., Quideau, S.A., Kishchuk, B.E.** 2006. Forest floor microbial communities in relation to stand composition and timber harvesting in northern Alberta. *Soil Biol. Biochem.* 38: 2565–2575.
- Hansen, A.J., Spies, T.A., Swanson, F.J., Ohmann, J.L.** 1991. Conserving Biodiversity in Managed Forests. Lessons from natural forests. *BioScience*. 41(6): 382–392.
- Harmon, M.E., Franklin, J.F., Swanson, F.J., Sollins, P., Gregory, S.V., Lattin, J.D., Anderson, N.H., Cline, S.P., Aumen, N.G., Sedell, J.R., Lienkaemper, G.W., Cromack,**

- K. Jr., Cummins, K.W.** 1986. Ecology of coarse woody debris in temperate ecosystems. *Adv. Ecol. Res.* 15: 133–302.
- Harmon, M.E., Cromack, K., Smith, B.G.** 1987. Coarse woody debris in mixed-conifer forests, Sequoia National Park, California. *Can. J. For. Res.* 17: 1265–1272.
- Harmon, M.E., Franklin, J.F.** 1989. Tree seedlings on logs in *Picea-Tsuga* forests of Oregon and Washington. *Ecology*, 70: 48–59.
- Harris, L.D.** 1984. The fragmented forest; Island biogeography theory and the preservation of biotic diversity. *University of Chicago Press, Chicago*. 211 pp.
- 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.
- Hérault, B., Beauchêne, J., Muller, F., Wagner, F., Baraloto, C., Blanc, L., Martin, J.-M.** 2010. Modeling rates of dead wood in a neotropical forest. *Oecologia*. 164(1): 243–251.
- Hämäläinen, A., Kouki, J., Lõhmus, P.** 2014. The value of retained Scots pines and their dead wood legacies for lichen diversity in clear-cut forests: The effect of retention level and prescribed burning. *Forest Ecology and Management* (In press).
- Janisch, J.E., Harmon, M.E., Chen, H., Fasth, B., Sexton, J.** 2005. Decomposition of coarse woody debris originating by clearcutting of an old-growth conifer forest. *Ecoscience*. 12(2): 151–160.
- Johansson, P., Wetmore, C.M., Carlson, D.J., Reich, P.B., Thor, G.** 2006. Habitat preference, growth form, vegetative dispersal and population size of lichens along a wildfire severity gradient. *The Bryologist*. 109(4): 527–540.
- Jonsell, M., Nordlander, G., Jonsson, M.** 1999. Colonization patterns of insects breeding in wood-decaying fungi. *J. Insect Conserv.* 3: 145–61.
- Jonsson, B.G.** 2000. Availability of coarse woody debris in a boreal old-growth *Picea abies* forest. *J. Veg. Sci.* 11: 51–56.
- Jonsson, B.G., Kruys, N., Ranius, T.** 2005. Ecology of Species Living on Dead Wood – Lessons for Dead Wood Management. *Silva Fennica*. 39(2): 289–309.
- Jonsson, M., Ranius, T., Ekvall, H., Bostedt, G.** 2010. Cost-effectiveness of silvicultural measures to increase substrate availability for wood-dwelling species: A comparison among boreal tree species. *Scandinavian Journal of Forest Research*. 25(1): 46–60.

- Jurgensen, M.F., Graham, R.T., Larsen, M.J., Harvey, A.E.** 1992. Clear-cutting, woody residue removal, and nonsymbiotic nitrogen fixation in forest soils of the Inland Pacific Northwest. *Can. J. For. Res.* 22: 1172–1178.
- Kebli, H., Brais, S., Kernaghan, G., Drouin, P.** 2012. Impact of harvesting intensity on wood-inhabiting fungi in boreal aspen forests of Eastern Canada. *Forest Ecology and Management.* 279: 45–54.
- Kirby, K.J., Reid, C.M., Thomas, R.C., Goldsmith, F.B.** 1998. Preliminary estimates of fallen dead wood and standing dead trees in managed and unmanaged in Britain forests. *Journal of Applied Ecology.* 35(1): 148–155.
- Kletecka, Z.** 1996. The xylophagous beetles (*Insecta, Coleoptera*) community and its succession on Scotch elm (*Ulmus glabra*) branches. *Biologia (Bratislava).* 51: 143–52.
- Komonen, A., Penttilä, R., Lindgren, M., Hanski, I.** 2000. Forest fragmentation truncates a food chain based on an old-growth forest bracket fungus. *Oikos.* 90(1): 119–126.
- Krankina, O.N., Harmon, M.E.** 1995. Dynamics of dead wood carbon pool in northwestern Russian boreal forests. *Water Air Soil Pollut.* 82: 227–238.
- Krankina, O.N., Harmon, M.E., Kukuev, Y.A., Treyfeld, R.F., Kashpor, N.N., Kresnov, V.G., Skudin, V.M., Protasov, N.A., Yatskov, M., Spycher, G., Povarov, E.D.** 2002. Coarse woody debris in forest regions of Russia. *Can. J. For. Res.* 32: 768–778.
- Kruys, N., Jonsson, B.G.** 1999. Fine woody debris is important for species richness on logs in managed boreal spruce forests of northern Sweden. *Canadian Journal of Forest Research.* 29(8): 1295–1299.
- Kuuluvainen, T., Syrjänen, K., Kalliola, R.** 1998. Structure of a pristine *Picea abies* forest in northeastern Europe. *J. Veg. Sci.* 9: 563–574.
- Kõlli, R.** 2002. Productivity and humus status of forest soils in Estonia. *Forest Ecology and Management.* 171: 169–179.
- Law, B.E., Sun, O.J., Campbell, J., Van Tuyl, S., Thornton, P.E.** 2003. Changes in carbon storage and fluxes in a chronosequence of ponderosa pine. *Global Change Biology.* 9: 510–524.
- Lindblad, I.** 1998. Wood inhabiting fungi on fallen logs of Norway spruce: relations to forest management and substrate quality. *Nord. J. Bot.* 18: 243–255.
- Lindenmayer, D.B., Franklin, J.F.** 2002. Conserving Forest Biodiversity. A Comprehensive Multiscaled Approach. *Island Press, Washington, DC.* 354 pp.
- Linder, P., Östlund, L.,** 1998. Structural changes in three mid-boreal Swedish forest landscapes, 1885-1996. *Biol. Cons.* 85: 9–19.

- Lofroth, E.C.** 1993. Scale dependent analyses of habitat selection by marten in the Sub-Boreal Spruce biogeoclimatic zone, British Columbia. *M.Sc. thesis, Simon Fraser University, Burnaby, B.C.* 109 pp.
- Lõhmus, A., Lõhmus, P., Remm, J., Vellak, K.** 2005. Old-growth structural elements in a strict reserve and commercial forest landscape in Estonia. *Forest Ecology and Management.* 216(1-3): 201–215.
- Lõhmus, 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.
- 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: 335–349.
- Lõhmus, P., Lõhmus, A.** 2009. The importance of representative inventories for lichen conservation assessments: the case of *Cladonia norvegica* and *C. parasitica*. *The Lichenologist.* 41(1): 61–67.
- Lämås, T., Fries, C.** 1995. Emergence of a biodiversity concept in Swedish forest policy. *Water, Air and Soil Pollution.* 82: 57–66.
- Magnusson, H.** 2010. Epixylic lichens and bryophytes in young managed forests – substrate preferences and amounts of dead wood. *Examensarbete. Institutionen för ekologi. SLU, Swedish University of Natural Resources and Agricultural Sciences.*
- Majewski, P., Angelstam, P., Andren, H., Rosenberg, P., Swenson, J., Hermansson, J., Nilsson, S.G.,** 1995. Differences in the structure of the pine forest on deep sediment in pristine and managed taiga. *Department of Wildlife Ecology, SLU, Uppsala.* Report 28, 46 pp.
- Mattson, K.G., Swank W.T., Waide, J.B.** 1987. Decomposition of woody debris in a regenerating, clear-cut forest in the Southern Appalachians. *Canadian Journal of Forest Research* 17: 72–721.
- McFee, W.W., Stone, E.L.** 1966. The persistence of decaying wood in the humus layers of northern forests. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 30: 513–516.
- Nilsson, C., Götmark, F.** 1992. Protected areas in Sweden: is natural variety adequately represented? *Conserv. Biol.* 6: 232–242.
- Nordén, B., Ryberg, M., Götmark, F., Olausson, B.** 2004. Relative importance of coarse and fine woody debris for the diversity of wood-inhabiting fungi in temperate broadleaf forests. *Biological Conservation.* 117: 1–10.

- Næsset, E.** 1999. Decomposition rate constants of *Picea abies* logs in southeastern Norway. *Canadian Journal of Forest Research*. 29(3): 372–381.
- O'Connor, M.D., Ziemer, R.R.** 1989. Coarse woody debris ecology in a second-growth *Sequoia sempervirens* forest stream. *USDA Forest Service Gen. Tech. Rep.* PSW-110: 165–171.
- Ódor, P., Standovár, T.** 2001. Richness of Bryophyte Vegetation in Near-Natural and Managed Beech Stands: The Effects of Management-Induced Differences in Dead Wood. *Ecological Bulletins*. 49: 219–229.
- Olsson, F., Lemdahl, G.** 2010. A forest history for the last 10 900 years at the site Storasjö, southern Sweden: implications from beetle assemblages. *Journal of Quaternary Science*. 25(8): 1211–1221.
- Padari, A.** 2004. Metsahindamisprogramm "RaieWin". *M.Sc. thesis. Estonian Agricultural University. Tartu.*
- Paquin, P.** 2008. Carabid beetle (*Coleoptera: Carabidae*) diversity in the black spruce succession of eastern Canada. *Biological Conservation*. 141: 261–275.
- Pedlar, J.H., Pearce, J.L., Venier, L.A., McKenney, D.W.** 2002. Coarse woody debris in relation to disturbance and forest type in boreal Canada. *Forest Ecology and Management*. 158: 189–194.
- Pärt, E., Adermann, V., Merenäkk, M., Mitt, S.** 2013. Aastaraamat Mets 2011. Yearbook Forest 2011. Ptk Metsavarud. *Keskkonnateabe Keskus. Tartu.*
- Quesnel, H.** 1994. Assessment and characterization of old-growth stands in the Nelson Forest Region - progress report. *B.C. Forest Service, Nelson, B.C.*
- Rajandu, E., Kikas, K., Paal, J.** 2009. Bryophytes and decaying wood in *Hepatica* site-type boreo-nemoral *Pinus sylvestris* forests in Southern Estonia. *Forest Ecology and Management*. 257(3): 994–1003.
- Randlane, T., Jüriado, I., Suija, A., Lõhmus, P., Leppik, E.** 2008. Lichens in the new Red List of Estonia. *Folia Cryptog. Estonica*. 44: 113–120.
- Raphael, M.G, Morrison, M.L.** 1987. Decay and dynamics of snags in the Sierra Nevada, California. *Forest Science* 33(3): 774–783.
- Rassi, P., Hyvärinen, E., Juslén, A., Mannerkoski, I. (toim).** 2010. 2010 Red List of Finnish Species. *Ministry Of The Environment, Helsinki.*
- Reid, C.M., Foggo, A., Speight, M.,** 1996. Dead wood in the Caledonian pine forest. *Forestry*. 69: 275–279.

- Renvall, P.** 1995. Community structure and dynamics of wood-rotting basidiomycetes on decomposing conifer trunks in northern Finland. *Karstenia*. 35: 1–51.
- Riigikogu.** 2014. Metsaseadus.
- Robert, E., Brais, S., Harvey, B.D., Greene, D.** 2012. Seedling establishment and survival on decaying logs in boreal mixedwood stands following a mast year. *Can. J. For. Res.* 42: 1446–1455.
- 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.
- Rosenvald, R., Lõhmus, A., Kraut, A., Remm, L.** 2011. Bird communities in hemiboreal old-growth forests: The roles of food supply, stand structure, and site type. *Forest Ecology and Management*. 262(8): 1541–1550.
- Rudolphi, J., Gustafsson, L.** 2005. Effects of forest-fuel harvesting on the amount of deadwood on clear-cuts. *Scandinavian Journal of Forest Research*. 20(3): 235–242.
- 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.
- Shorohova, E., Kuuluvainen, T., Kangur, A., Jõgiste, K.** 2009. Natural stand structures, disturbance regimes and successional dynamics in the Eurasian boreal forests: a review with special reference to Russian studies. *Annals of Forest Science*. 66(2): 201.
- 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.** 2001. Forest management, coarse woody debris and saproxylic organisms: Fennoscandian boreal forests as an example. *Ecol. Bull.* 49: 11–41.
- Similä, M., Junninen, K. (toim)** 2012. Ecological restoration and management in boreal forests – best practices from Finland. *Metsähallitus, Natural Heritage Services. Vantaa.*
- 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. *Scand. J. For. Res.* 13: 204–214.
- Sippola, A.-L., Lehesvirta, T., Renvall, P.** 2001. Effects of Selective Logging on Coarse Woody Debris and Diversity of Wood-Decaying Polypores in Eastern Finland. *Ecological Bulletins*. 49: 243–254.

- Smit, C., Kuijper, D.P.J., Prentice, D., Wassen, M.J., Cromsigt, J.P.G.M.** 2012. Coarse woody debris facilitates oak recruitment in Białowieża Primeval Forest, Poland. *Forest Ecology and Management*. 284: 133–141.
- Smith, C.Y., Moroni, M.T., Warkentin, I.G.** 2009. Snag dynamics in post-harvest landscapes of western Newfoundland balsam fir-dominated boreal forests. *Forest Ecology and Management*. 258(5): 832–839.
- Sollins, P.** 1982. Input and decay of coarse woody debris in coniferous stands in western Oregon and Washington. *Canadian Journal of Forest Research* 12: 18–28.
- Spies, T.A., J.F. Franklin, and T.B. Thomas.** 1988. Coarse woody debris in Douglas-fir forests of western Oregon and Washington. *Ecology*. 69(6): 1689–1702.
- Stokland, J.N.** 2001. The Coarse Woody Debris Profile : An Archive of Recent Forest History and an Important Biodiversity Indicator. *Ecological Bulletins*. 49: 71–83.
- Stokland, J.N., Siitonen, J., Jonsson, B.G.** 2012. Biodiversity in Dead Wood. *Cambridge University Press*.
- Sullivan, T.P., Sullivan, D.S., Lindgren, P.M.F., Ransome, D.B.** 2012. If we build habitat, will they come? Woody debris structures and conservation of forest mammals. *Journal of Mammalogy*. 93(6): 1456–1468.
- 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(5): 1411–1422.
- Tinker, D.B., Knight, D.H.** 2000. Coarse Woody Debris following Fire and Logging in Wyoming Lodgepole Pine Forests. *Ecosystems*. 3(5): 472–483.
- Triska, F.J., Sedell, J.R., Cromack, K., Gregory, S.V., McCorison, F.M.** 1984. Nitrogen budget for a small coniferous forest stream. *Ecol. Monogr*. 54: 119–140.
- Tullus, H.** 2005. Kiirekasvuliste metsakultuuride kasvatamine kui alternatiivne maakasutusviis. *EV Põllumajandusministeerium*.
- Tullus, H.** 2008. Põllumaade metsastamise ökonoomilised, regionaalpoliitilised (regionaalsed), maakasutuspoliitilised (maakasutuslikud), keskkonnakaitsetilised ja sotsiaalsed aspektid ning riikliku suunamise vajalikkus ja võimalused. Projekti lõpparuanne. *Eesti Maailikool. Metsandus- ja maaehitusinstituut*.
- Tyrrell, L.E., Crow, T.R.** 1994. Dynamics of dead wood in old-growth hemlock–hardwood forests of northern Wisconsin and northern Michigan. *Canadian Journal of Forest Research*. 24(8): 1672–1683.

Van Wagner, C.E. 1968. The line intersect method in forest field sampling. *Forest Sci.* 14: 20–26.

Williamson, J. 2008. Cost-effective Methods for Monitoring Coarse Woody Debris in Northeastern Forests. *Masters project proposal submitted in partial fulfillment of the requirements for the Master of Environmental Management and Master of Forestry degrees in the Nicholas School of the Environment and Earth Sciences of Duke University.*

Work, T.T., Klimaszewski, J., Thiffault, E., Bourdon, C., Paré, D., Bousquet, Y., Venier, L., Titus, B. 2013. Initial responses of rove and ground beetles (*Coleoptera, Staphylinidae, Carabidae*) to removal of logging residues following clearcut harvesting in the boreal forest of Quebec, Canada. *ZooKeys.* 258: 31–52.

Wright, P., Harmon, M., Swanson, F. 2002. Assessing the Effect of Fire Regime on Coarse Woody Debris. *USDA Forest Service Gen. Tech. Rep.* PSW-181: 621–635.

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.

Zackrisson, O. 1977. Influence of forest fires on the north Swedish boreal forest. *Oikos.* 29: 22–32.

Internetileheküljed:

RMK (Riigimetsa Majandamise Keskus). Riigimetsa hea metsamajanduse tava. 2002/2003. [<http://www.rmkk.ee/files/Riigimetsa%20hea%20metsamajanduse%20tava.doc>]. 02.05.2014.

9. Lisad

Lisa 1. Noorte palu- ja salumetsade (sh. valgustusraiega – VR) proovialade asukohad piirkonniti ja nende keskosa geograafilised koordinaadid.

Lisa 2. Fotod noore metsa proovialadest.

Lisa 3. Salu- ja palumetsa raiesmiku (algandmed Lõhmus jt, 2013) ja küpse metsa (algandmed Lõhmus ja Kraut, 2010) proovialade metsastruktuuride väärtuste aritmeetilised keskmised, miinimum- ja maksimumväärtused.

Lisa 1. Noorte palu- ja salumetsade (sh. valgustusraiega – VR) proovialade asukohad piirkonniti ja nende keskosa geograafilised koordinaadid (ip – idapikkus, pl – põhjalaius).

Piirkond	Metsatüüp	VR	ip°	pl°
Aegviidu	palu		25,6074	59,2425
Soomaa	palu		25,2710	58,6040
Karula	palu		26,4416	57,5895
Poruni	palu		27,6095	59,2421
Alutaguse	palu		27,4705	59,0835
Alatskivi	palu		26,8745	58,6118
Alutaguse	salu		27,4289	59,2028
Alutaguse	salu	VR	27,1055	59,2807
Poruni	salu		27,7365	59,3331
Poruni	salu	VR	27,4790	59,1580
Laeva	salu		26,4697	58,4862
Laeva	salu	VR	26,4926	58,4844
Järvselja	salu		27,4231	58,2574
Järvselja	salu	VR	27,4033	58,2722
Nigula	salu		24,6399	58,0948
Nigula	salu	VR	24,6378	58,1601
Haanja	salu		26,7171	57,8184
Haanja	salu	VR	26,7163	57,8172

Lisa 2. Fotod noore metsa proovialadest: A – noor palumets (Soomaa), B – noor salumets (Nigula), C – noor valgustusraaiatud salumets (Nigula).



Lisa 3. Salu- ja palumetsa raiesmiku (algandmed Lõhmus jt, 2013) ja küpse metsa (algandmed Lõhmus ja Kraut, 2010) proovialade metsastruktuuride väärtuste aritmeetilised keskmised (\bar{a}), miinimum- ja maksimumväärtused. Mahuparameetritel on ühikuks m³/ha ning sagedusparameetritel tk/ha. SI – puuliikide mitmekesisuse Shannoni indeks; LFWD – peenemõõtmeline lamapuit; CWD – jämedamõõtmeline kõdupuit; LCWD – jämedamõõtmeline lamapuit; SI – Shannoni indeks; RD – rinnasdiameeter; tü – tüügaspuid.

	SALUMETS						PALUMETS					
	raiesmik			küpse			raiesmik			küpse		
	\bar{a}	min	max	\bar{a}	min	max	\bar{a}	min	max	\bar{a}	min	max
RD\geq10 cm eluspuude sagedus	30	13	88	757	363	1163	32	0	75	676	480	963
RD 10–19,9 cm	15	0	50	359	88	638	4	0	25	222	90	475
RD 20–29,9 cm	2	0	13	254	113	425	6	0	25	331	250	388
RD \geq 30 cm	13	0	38	144	75	225	21	0	50	123	49	250
Mänd				0	0	0				468	0	50
Kuusk				273	150	438				169	20	438
Kask				302	150	563				30	0	110
Haab				63	0	163						
Hall lepp				0	0	0						
Jalakas				0	0	0						
Paju				0	0	0						
Pärn				42	0	188						
Saar				25	0	125						
Sanglepp				27	0	113						
Eluspuu liikide SI	0,33	0	1,35	1,24	1,11	1,53	0,11	0	0,64	0,67	0,22	1,29
RD variatsioonikoef (%)				38,2	31,7	48,4				29,4	24,7	34,2
LFWD ϕ 0,3-9,9 cm maht	40,9	22,3	69,3	22,1	15,8	31,6	31,1	3,5	55,8	14,4	5	22,3
ϕ 0,3-0,9 cm	2,7	1,2	3,8	2,6	1,9	3,3	2,8	0,7	6,6	1,3	0,8	1,6
ϕ 1,0-1,9 cm	7	1,9	10,2	3,3	2,5	4,4	5,1	1,3	11	1,6	1	2,1
ϕ 2,0-4,9 cm	15,2	8,6	22,4	6,7	4	11	11,4	1,6	28,3	3,6	1,8	5,2
ϕ 5,0-9,9 cm	16	3	34,4	9,6	6,7	14,8	11,9	0	30,2	8	0	16,9
I kõduaste	0	0	0	0,3	0	0,6	0,2	0	0,9	0	0	0
II kõduaste	16,3	7,9	30,1	6,2	1,7	14,7	10,9	0,2	32,8	1,8	0	8,5
III kõduaste	19,7	6,3	32,4	9,3	3,9	15,6	14,3	2,2	27,1	8	2,4	16,5
IV kõduaste	3,4	0,6	8	4,1	1,1	8,3	6,6	0,6	15,9	3,8	1,8	6,2
V kõduaste	1,7	0	4,9	2,3	0,3	5,8	0,6	0	2,1	1	0	3,4
LFWD SI	1,2	0,62	1,8	1,29	1,11	1,64	0,69	0,42	1,05	0,51	0,09	1,34
CWD ϕ või RD\geq10 cm maht	30,6	12	59,8	43,6	7,9	112,1	14,6	4,2	36,5	9,8	4,1	16,6
CWD tü maht	1,7	0,2	3,9	14	0,4	46,6	0,5	0,1	0,8	2,4	0	8,3
CWD tü sagedus	5	2	11	52	10	130	1,8	0	4	15,5	0	40
LCWD maht	28,9	11,2	57,6	19,6	7	65,5	14,1	3,4	36	7,4	4,1	12,1
ϕ 10-19,9 cm	13,9	6	24,3	19,7	4,3	32,9	9	3,4	16,3	5,8	1,7	7,9
ϕ 20-29,9 cm	10,6	4,2	22,4	7,9	0	26,3	4	0	16,5	1,6	0	4,2
$\phi \geq$ 30 cm	4,4	0	14	2	0	6,3	1,1	0	6,3	0	0	0
I kõduaste	1,6	0	6,7	0,4	0	1	0	0	0	1,6	0	3,6
II kõduaste	15	0	44,4	5,1	0	10,7	3	0,6	10,7	2,1	0,7	5,5
III kõduaste	9,3	6	11,8	11,7	0	23,7	7,6	1,9	24,3	2,8	0	7,5
IV kõduaste	2	0	5,8	7,1	0	23,6	2,7	0	9	0,9	0	1,8
V kõduaste	0,8	0	2	5	0	10,8	0,7	0	2,5	8,1	0	48,5
LCWD SI	1,02	0,64	1,58	1,14	0,67	1,67	0,33	0	0,69	0,34	0	0,96

Lihtlitsents lõputöö reprodutseerimiseks ja lõputöö üldsusele kättesaadavaks tegemiseks

Mina, Siim Sellis,

(autori nimi)

1. annan Tartu Ülikoolile tasuta loa (lihtlitsentsi) enda loodud teose
Eluspuude ja kõdupuidu dünaamika salu- ja palumetsade suksessioonis,
(lõputöö pealkiri)

mille juhendaja on Piret Lõhmus,

(juhendaja nimi)

- 1.1.reprodutseerimiseks säilitamise ja üldsusele kättesaadavaks tegemise eesmärgil, sealhulgas digitaalarhiivi DSpace-is lisamise eesmärgil kuni autoriõiguse kehtivuse tähtaja lõppemiseni;
- 1.2.üldsusele kättesaadavaks tegemiseks Tartu Ülikooli veebikeskkonna kaudu, sealhulgas digitaalarhiivi DSpace'i kaudu kuni autoriõiguse kehtivuse tähtaja lõppemiseni.
2. olen teadlik, et punktis 1 nimetatud õigused jäävad alles ka autorile.
3. kinnitan, et lihtlitsentsi andmisega ei rikuta teiste isikute intellektuaalomandi ega isikuandmete kaitse seadusest tulenevaid õigusi.

Tartus, **17.05.2014**