Tartu Ülikool

Loodus- ja täppisteaduste valdkond

Ökoloogia ja maateaduste instituut

Botaanika osakond

Oskar Rumm

# Rohelise hiidkupra (*Buxbaumia viridis*) esinemise seosed kasvukoha omaduste ja keskkonnatingimustega Saaremaa asurkonnas

Magistritöö

Bioloogia ja ökoinnovatsioon

30 EAP

Juhendajad: Piret Lõhmus, Kai Vellak

Tartu 2022

## Rohelise hiidkupra (*Buxbaumia viridis*) esinemise seosed kasvukoha omaduste ja keskkonnatingimustega Saaremaa asurkonnas

Roheline hiidkupar (*Buxbaumia viridis*) on haruldane ja ohustatud kõdupuidul kasvav (epiksüülne) sammaltaim Eestis ja Euroopas, ning ta kuulub Berni konventsiooniga kaitstavate liikide nimistusse ning on Euroopa Loodusdirektiivi II lisa liik. Metsamajandamine ja kliimamuutused ohustavad liiki, muutes elupaikade niiskus- ja valgustingimused ebasoodsateks. Siiski on viimastel aastatel täheldatud rohelise hiidkupra leiukohtade märkimisväärset tõusu. Magistritöö käigus uuriti rohelise hiidkupra esinemise seoseid kasvukoha omaduste (puistu koosseis, lamapuude tihedus ja maht, lamapuude kõduaste, läbimõõt, kontakt maapinnaga) ja keskkonnatingimustega (temperatuur ja õhuniiskus) Saaremaal neljas liigiga asustatud piirkonnas (Pammana, Võhma, Odalätsi ja Viieristi). Lisaks uuriti eoskuparde ja liigiga asustatud lamapuude arvu muutusi ühe aasta vältel. Töö tulemusena ei leitud ühtegi statistiliselt olulist erinevust hiidkupraga asustatud ja asustamata, kuid potentsiaalselt elupaigana sobivate proovialade vahel, kuid leiti mõningad potentsiaalsed seosed metsastruktuuri tunnuste ja kliima parameetritega. Uuringu tulemusena leiti ka kaks uut rohelise hiidkupra leiukohta. Kõigis potentsiaalselt liigile sobivas okaspuu enamusega puistutes rohelist hiidkupart ei esinenud, kuid töö tulemused näitasid, et liigi lokaalne levik võib olla laialdasem kui seda varem on arvatud.

Märksõnad: roheline hiidkupar, epiksüül, eoskuprad, Saaremaa, metsastruktuur, kliima soojenemine, metsamajandus, Euroopa Loodusdirektiiv, Berni konventsioon

CERCS teadusalad: B270 Taimeökoloogia

## The relationships between the occurrence of the Green shield-moss (*Buxbaumia viridis*) and the habitat characteristics and environmental conditions in the Saaremaa populations

The Green shield-moss (*Buxbaumia* viridis) is a rare and endangered epixylic bryophyte in Estonia and Europe. The species belongs to the species list of European Habitat Directive Annex 2 and Bern Convention. Forest management and climate change threaten the species, making habitat humidity and light conditions unfavourable for the species. However, there has been a significant increase in the presence of *Buxbaumia viridis* in recent years. In the course of the master thesis, the connection between the occurrence of *Buxbaumia viridis* and the characteristics of the habitat (stand composition, density and volume of deadwood, degree of decay of deadwood, deadwood diameter and contact with the ground) and environmental conditions (temperature and relative humidity) in Saaremaa in four species-populated different regions (Pammana, Võhma, Odalätsi and Viieristi) were studied. In addition, changes in the number of sporophytes and deadwood inhabited by the species over one year were studied. As a result, no statistically significant results were found between the plots inhabited by *buxbaumia viridis* and uninhabited, but potentially suitable habitats, although some possibly potential correlations with forest structure characteristics and climate parameters were observed. Also, as a result of the fieldworks, two new sites of *Buxbaumia viridis* populations were found. In summary, the present study suggests that *Buxbaumia viridis* is not present in all potentially suitable conifeours stands, but the local distribution of the species may be more widespread than previously thought.

Keywords: *Buxbaumia viridis*, epixylic bryophyte, sporophyte, Saaremaa, stand characteristics, climate warming, forest management, European Habitat Directive, Bern Convention

CERCS research fields: B270 Plant ecology

# Sisukord


1. Teoreetiline sissejuhatus ..... 5

1.1. Ülevaade kõdupuidul kasvavatest sammaldest , mille poolest need on tähtsad ja vajalikud .. 6

1.1.1. Kõdupuiduliikide levikustrateegiad ja mis mõjutab nende levikut ..... 7

1.1.2. Kõdupuiduliigid lipuliikidena metsaelustiku mitmekesisuse säilimisel ..... 9

1.2. Metsade majandamise mõju kõdupuiduliikidele ..... 11

1.2.1. Sobiva substraadi kättesaadavus ja kvaliteet ..... 12

1.2.2. Metsade järjepidevus ja killustumise mõju ..... 13

1.3. Keskkonnatingimuste (sh kliimamuutused) mõju kõdupuidul kasvavatele sammaldele (sh roheline hiidkupar) ..... 14

1.3.1. Niiskus- ja valgustingimuste muutuste mõju liikidele ja substraadi kvaliteedile. ..... 15

1.4. Uurimisalune liik – roheline hiidkupar ..... 17

1.4.1. Rohelise hiidkupra iseloomulikud tunnused, ökoloogia ja elupaigad ..... 17

1.4.2. Levik ja ohustatus Eestis ja Euroopas ..... 17

1.4.3. Ülevaade rohelise hiidkupra olemasolevatest ökoloogilistest uuringutest ..... 18

2. Materjal ja metoodika ..... 19

2.1. Uurimisalade valik ja ettevalmistavad tööd ..... 19

2.2. Väliandmete kogumine ..... 20

2.2.1. Mõõdetud puistu ja substraadi parameetrid ..... 21

2.2.2. Mõõdetud kliimaparameetrid ..... 23

2.2.3. Liigi populatsioonide mõõtmised ..... 24

2.3. Andmetöötlus ..... 25

3. Tulemused ..... 27

3.1 Rohelise hiidkupra asustatud ja potentsiaalselt sobivate elupaikade metsastruktuur ..... 27

3.2 Proovialade ilmastikutingimused ..... 30

3.3 Rohelise hiidkupraga asustatud lamapuude omadused ja kuparde esinemise dünaamika ühe aasta jooksul ..... 32

4. Arutelu ..... 36

Kokkuvõte ..... 41

Summary ..... 43

Tänuavaldused ..... 44

Kasutatud kirjandus ..... 45

Lisad ..... 52

# 1. Teoreetiline sissejuhatus

Roheline hiidkupar (*Buxbaumia viridis*) on haruldane ja ohustatud liik Eestis ja kogu Euroopas. Roheline hiidkupar kasvab kõdupuidul, mis on oluline elupaik ka paljudele teistele sammaltaimedele, seentele ja samblikele (Rothero, 2008). Roheline hiidkupar kuulub Berni konventsiooniga kaitstavate liikide nimistusse ning on Euroopa Loodusdirektiivi II lisa liik (Council Directive 92/43/EEC).

Roheline hiidkupar kasvab tavapäraselt vanades loodusmetsades ning vajab sporofüütide moodustamiseks niisket keskkonda (Heras & Infante, 2018; Deme et al., 2020). Ta koloniseerib peamiselt püsivalt niiskete tingimustega surnud okaspuu lamapuitu, kuid väga harva on teda leitud ka lehtpuude lamapuidul (Heras & Infante, 2018). Metsamajandus – raied ja kuivendamine, muudab niiskus- ja valgustingimused kõdupuidul kasvava rohelise hiidkupra elupaigas kasvuks ebasoodsateks. Lisaks väheneb majandatud metsades ka sobiva lamapuidu hulk (Müller et al., 2015). Liigi sporofüütide ilmumine on regiooniti ja aastati väga kõikuv, ning sporofüütide esinemise puhangutele võib järgneda leidude ohtruse kiire langus ning erinevates uurimistöödes on leitud, et see on olulises seoses eelneva vegetatsiooniperioodi niiskustingimustega (Wikilund, 2004; Holá et al., 2014). Eestis kirjeldati 2020. aasta talvel rohelise hiidkupra ohtrat esinemist Saaremaal ning uusi leiukohti lisandus ka Eesti mandriosas (Lõhmus et al., 2020). Seega on liigi efektiivsema kaitse korraldamiseks oluline selgitada tema ökoloogilisi nõudlusi ning ajalise fluktureerumise põhjuseid.

Töö eesmärgiks on analüüsida rohelise hiidkupra asustatud ning asustamata, kuid potentsiaalselt sobivate elupaikade ökoloogilisi tingimusi Saaremaa asurkonna näitel, et selgitada rohelise hiidkupra elupaiganõudlusi ning kirjeldada asustatud kasvupindadel kuparde esinemise dünaamikat ühe aasta jooksul. Uurimisküsimused olid järgnevad:

1) Kas liigi leiukohtades ja potentsiaalselt sobivates metsakooslustes, kus liiki ei ole siiski leitud, on keskkonnatingimustes, metsakoosluse struktuuris ja sobiva substraadi hulgas erinevusi?;

2) Kas rohelise hiidkupra leidmise edukus on seotud mikroklimaatiliste muutustega (aasta-ajalised õhuniiskuse ja temperatuuri muutused)?;

3) Kas rohelise hiidkupraga asustatud kasvupindadel on sporofüütide ohtrus aastati sarnane?

## 1.1. Ülevaade kõdupuidul kasvavatest sammaldest , mille poolest need on tähtsad ja vajalikud

Samblad on metsaökosüsteemide lahutamatu osa. Nad võivad lamapuidul, kändudel ja ka kividel moodustada tihedaid polstreid või kohevaid vaibandeid, olles olulised huumuse moodustamisel ning pakkudes nii niiskust kui ka elupaiku paljudele selgrootutele ja väikestele selgroogsetele (Robinson et al., 2012). Mitmekesised metsasambla kooslused on olulised komponendid metsaökosüsteemis vee filtreerimisel, süsiniku sidumisel ja mulla termoregulatsioonis (Barbe et al., 2020). Sammaltaimed on ka head bioindikaatorid oma lühikese elutsükli tõttu, mis võimaldab teadlastel kiiremini registreerida keskkonnamuutusi ja kuna sammaltaimed on tundlikud keskkonnatingimuste muutuste suhtes, on nad olulised ökoloogiliste uuringute läbiviimiseks (Raabe et al., 2010).

Eesti sammaltaimede liigirikkus on aastate jooksul järjest kasvanud, praeguseks ajaks on Eestist teada 611 liiki sammaltaimi (Vellak et al., 2021), neist ligikaudu pooled on seotud rohkemal või vähemal määral metsakooslustega (Ingerpuu et al., 1998), neist 96 liiki on defineeritud oblikatoorsete metsasammaldena, nende hulgas ka roheline hiidkupar (Trass et al., 1999).

2002. aastal Suurbritannias istutatud ja poollooduslikes metsades tehtud uuringus leiti, et kõige sagedasemad samblike ja sammaltaimede perekonnad männi-, kuuse- ja tamme segametsades on järgmised: *Cladonia* (porosamblik), *Parmelia* (lapiksamblik), *Pertusaria* (lumisamblik), *Lecanora* (liudsamblik); *Dicranum* (kaksikhammas), *Calypogeia* (kottsammal), *Plagiothecium* (põikkupar) ja *Polytrichum* (karusammal) (Humphrey et al., 2002). *Cladonia* ja *Lecanora* on ka Eesti ühed kõige liigirikkaimad sambliku perekonnad (Randlane et al., 2019). Eesti sammalde hulgas on liigirikkamateks perekondadeks *Sphagnum* (turbasammal), *Bryum* (pungsammal), *Brachythecium* (lühikupar) ja *Dicranum* (kaksikhammas) (Vellak et al., 2015). Neist metsas esinevad samblaliigid on enamus lühikupra, turbasambla ja kaksikhamba perekondades, ning lühikupra ja kaksikhamba perekonnas esineb ka kõdupuidu või maakõdu liike (Vellak & Paal, 1999).

### 1.1.1. Kõdupuiduliikide levikustrateegiad ja mis mõjutab nende levikut

Kõdupuit on metsaökosüsteemide oluline komponent, millest sõltuvad paljud metsas elavad liigid, sealhulgas ka samblad (Lassauce et al., 2011). Kõdupuidul elavaid liike nimetatakse epiksüülideks (Silva & Porto, 2009). Kõdupuit on aga elupaigana lühiealine ja surnud puidu kogus ja selle lagunemine metsaökosüsteemis sõltub paljudest sisemistest (surnud puidu tüüp, mõõtmed, liik) ja välistest (temperatuur, niiskus) teguritest (Merganicova et al., 2012), seega on kõdupuiduliikide levimiseks äärmiselt oluline lamapuidu järjepidev olemasolu (Kropik et al., 2020). Paljunemisel on kõigi organismide elutsüklis võtmeroll. Sammaltaimedel on kaks paljunemisviisi – suguline ja mittesuguline paljunemine (Robinson & Miller, 2013). Kauglevis on olulised sugulise paljunemise tulemusel arenevad kergekaalulised eosed, mis võivad tuule abil kanduda väga kaugele emataimest (Maciel-Silva & Porto, 2014). Eoseline levik ongi eoste väikeste mõõtmete (8-200 μm) ja suurte koguste (14-90 miljonit/kapsel) tõttu peamine kauglevi viis sammaltaimedel (Robinson et al., 2012).

Lähilevi puhul on olulisem aga vegetatiivne paljunemine, mis toimub mittegeneratiivsete taimeosade eraldumisel, sealjuures on paljudel liikidel välja kujunenud erilised vegetatiivse levimisvahendid - sigikehakesed (Manukjanova, 2019). Sigikehakesteks nimetatakse sammaltaimede ja soontaimede paljunemisvahendeid, mis on keskkonnateguritele vastupidavamad kui eosed, ning võimaldavad samblaliikidel asustada uusi elupaiku emataime lähikonnas nii tuule kui ka teiste organismide (putukad, väikeimetajad) abil (Zarnowiec et al., 2021; Laaka-Lindberg et al., 2003). On täheldatud, et sammaltaimede eosed võivad säilida isegi nälkjate seedetraktis (Boch et al., 2013), mis näitab, et herbivooria on üks potentsiaalne sammaltaimede levikut mõjutav tegur. Kropik et al. (2020) leidsid, et ka linnud, hiired ja mitmed teised pisi-imetajad on vektoriteks sammaltaimede levimisel nii lokaalselt kui ka pikemate vahemaade taha.

On leitud, et vegetatiivne paljunemisviis on oluline eriti alpiinses ja arktilistes ökosüsteemis, kus sporofüütide valmimine on karmide ilmastikutingimuste tõttu haruldane (Robinson & Miller, 2013). Kuigi sigikehasid moodustub taimel arvuliselt vähem kui eoseid (Pohjamo et al., 2006), võimaldavad just sigikehakesed stressirohketes elupaikades sammaltaimedel efektiivselt paljuneda (Laaka-Lindberg et al., 2003). Siiski on erinevate liikide levikustrateegiad erinevad ning isegi areaali eri piirkondades võib liik levimiseks kasutada erinevat strateegiat. Suguline paljunemine on näiteks ebatavaline stressirohketes elupaikades, kuna sugurakkude tootmiseks ja sporofüütide arenguks kulub rohkem ressursse (Robinson &

Miller, 2013). Nii näiteks leiti, et kõdupuiduliigi Helleri ebatähtlehik (*Crossocalyx helleriamus*) sporofüütide valmimisega seotud kulutuste tagajärjel suureneb võsude suremus ja väheneb vegetatiivsete võsude suurus (Pohjamo et al., 2006).

Kõdupuit on substraadina üpriski stressirohke kasvukoht, arvestades seda, et varem või hiljem laguneb lamapuit sellisele tasemele, mil see pole enam epiksüülsetele liikidele kasvukohana sobiv (Jonsson et al., 2005). Kõdunemisprotsess muudab puidu struktuuri, keemiat ja niiskuse sisaldust ning see mõjutab otseselt kõdupuidul kasvavaid (sambla)kooslusi, eriti kui lamatüvi on erinevates osades erinevates lagunemisastmetes (Bunell & Houde, 2010), ning lagunemise käigus toimub koosluste suktsessioon, kus sõltuvalt erinevatest lagunemisastmetest toimub liikide vahetumine kõdupuitu asustavates kooslustes (Kushenvskaya et al., 2007). Staniaszek-Kik & Zarnowiec (2018) tõid välja erinevates kõduastmetes lamapuidu olemasolu tähtsuse metsades kõdupuidu koosluste jaoks, tõestades, et erinevates lagunemisastmetes kõdupuidul esinevad erineva liigilise koosseisuga kooslused ja erineva kõduastmega tüvesid asustavad ka erinev arv liike. Arvestades liikide vahelise konkurentsiga, on kõdupuit stressirohke substraat paljudele liikidele, sealhulgas rohelisele hiidkuprale, kelle varajane elutsükkel on eriti aeglane (Holá et al., 2014). Makrokliima on sammaltaimede puhul üks peamisi piirkondliku leviku ja liigirikkuse tõukejõude (Kropik et al., 2021b), sest sammaltaimed on üldiselt tundlikud kliima kõikumiste ja suurte keskkonnamuutuste suhtes. Eelkõige kõdupuiduliigid võivad saada kahjustada juba lühikese kuivamisperioodi käigus ja seetõttu on niiskemates elupaikades ka suurem epiksüülsete sammalde mitmekesisus (Kropik et al., 2021a).

Lisaks klimaatilistele tingimustele, on kõdunev puit (lamapuit) metsaökosüsteemide oluline struktuurne ja funktsionaalne element, sest see tagab paljude organismirühmade mitmekesisuse säilimise, andes liikidele võimaluse moodustada stabiilseid populatsioone ning suurendada nende ellujäämise ja levimise võimalusi (Staniaszek-Kik & Zarnowiec, 2018). Epiksüülsete sammaltaimede esinemise ja leviku tingib muu hulgas ka sobiva substraadi esinemine koosluses, mis omakorda sõltub metsa majandamisest (Goia & Gafta, 2019). Seetõttu on piisavas koguses ja sobivas kõdunemisjärgus kõdupuidu olemasolu oluline eriti liikide puhul, mille populatsioonid on väikesed ja piiratud levimisvõimega nagu näiteks ka roheline hiidkupar (Staniaszek-Kik & Zarnowiec, 2018).

Poolas tehtud uuringute põhjal on selgunud, et lamapuidul esinevate sammaltaimede liigirikkus on olulises positiivses korrelatsioonis lamapuidu suuruse, lagunemisastme ja kõdupuidu niiskusastmega, samuti täheldati, et suurematel kõrgustel on kõdupuitu asustavate liikide

mitmekesisus suurem (Staniaszek-Kik & Zarnowiec, 2018). Kuna seisvaid surnud puid ja mahalangenud puid peetakse ümbritsevate puude võimalikuks haiguste ja kahjurite allikaks, on metsamajanduses levinud praktika eemaldada metsast võimalikult palju lamapuitu. Selline metsamajandus on põhjustanud aga kõdupuiduliikide mitmekesisuse languse ja on täheldatud ka mõnede kõdupuiduliikide lokaalset väljasuremist (Goia & Gafta, 2019).

### 1.1.2. Kõdupuiduliigid lipuliikidena metsaelustiku mitmekesisuse säilimisel

Lipuliike on määratletud kui populaarseid karismaatilisi liike, mis on sümbolid, et suurendada looduskaitsealast teadlikkust ja sellel põhinevat tegevust, ning liike, millel on võime haarata avalikkuse tähelepanu ja innustada inimesi kaitsemeetmeid toetama erinevate tegevustega (Verissimo et al., 2010). Lipuliike on kasutatud ülemaailmselt looduskaitsealase teadlikkuse tõstmiseks ning üks parimaid näiteid sellest on hiidpanda (*Ailuropoda melanoleuca*), kes on Maailma Looduse Fondi sümboliks (Bowen-Jones & Entwistle, 2002). Enamasti hõlmab lipuliikide geograafiline levila ka mitme teise olulise, kuid mitte nii karismaatilise liigi levilat, ning seega kaitstes lipuliike, on tagatud ka nende liikide püsimine koosluses ning seetõttu rajatakse sageli just lipuliikide baasil kaitsealasid (Caro et al., 2004). Lipuliigid on enamasti suured imetajad või linnud (Bowen-Jones & Entwistle, 2002), kuna sellised liigid on meeldejäävamad ja populaarsemad (Verissimo et al., 2010) kui näiteks mõõtmetelt väiksemad taime- või seeneriigi esindajad.

Rohelist hiidkupart mainiti esimest korda haruldaste ja ohustatud kõdupuiduliikide lipuliigina aastal 2013, tuues eriti olulisena esile tema olulisust vanade (põlis)metsade indikaatorliigina (Holá et al., 2014). Aastal 2021 tõsteti rohelise hiidkupra tähtsust lipuliigina esile seetõttu, et ta kasvab lamapuidu-rikastes metsaökosüsteemides, mis on ka paljude teiste taime- ja seenerühmade mitmekesisuse levialaks (Kropik et al., 2021b). Sammaltaimede vähest sobimist lipuliigiks on põhjendatud sellega, et nad on väikesed ja neid on tihtipeale raske märgata, mistõttu on avalikkusel raske hinnata nende ilu ja/või ainulaadseid morfoloogilisi omadusi, ning leiti, et sammalde efektiivsem kaitse tagatakse läbi elupaikade kaitsmise (Hallingbäck & Tan, 2010).

Sageli kasutatakse mingi kindla koosluse või elupaiga väärtuse hindamisel ja esiletõstmisel antud elupaigale iseloomulikke liike ehk indikaatorliike. Lachat et al. (2012) leidsid, et Euroopa pöögimetsades mõjutavad temperatuur ja kõdupuidu kogus indikaatorliikide

esinemist, mis tähendab, et mida rohkem on lamapuitu, seda rohkem võib leiduda ka indikaatorliike. On leitud, et head kõdupuidu kvaliteedi indikaatorid on kõdupuidus elavad selgrootud või isegi linnud (Lachat et al., 2012; Martin et al., 2021).

Haruldaste liikide esinemine metsas on metsaökoloogilise terviklikkuse ja toimimise seisukohalt vähemalt sama oluline kui üldine liigirikkus ning seetõttu kasutatakse metsa looduslikkuse (mitmekesisuse) indikaatoritena paljusid ohustatud epiksüülseid sammaltaimede liike (Goia & Gafta, 2019). Ka Eesti metsade vääriselupaiga (VEP) indikaatorliikidena on kirjas mitmed kõdupuidul esinevad samblaliigid. Vääriselupaiga tunnusliikidena on Eestis kirjas 38 sammaltaimede liiki (Keskkonnaministri määruse 2 lisa 6, 2007), millest 12 on leitavad valdavalt kõdupuidul ja üheksa liiki võivad kasvada kõdupuidul kuid ka muudel substraatidel (Vähetuntud elurikkus, 2021).

## 1.2. Metsade majandamise mõju kõdupuiduliikidele

Pärast teist maailmasõda, tänu lageraietel põhinevale metsandussüsteemile, on boreaalse vööndi metsad domineerivalt kujunenud ühtlase vanusega puistudeks (Dynesius et al., 2021). On teada, et lageraie ja valikraie korral kogevad surnud puidust ja/või eluspuidust ja tüvedest sõltuvad samblakooslused suuremaid muutusi kui teistest substraatidest sõltuvad samblakooslused (Tullus et al., 2018). Metsade raiumine kahjustab ka püstijäävate puude võrastikku, mille tulemusena jõuab kõdupuidule läbi võrastiku enam valgust, mis mõjutab oluliselt substraadi mikroklimaatilisi tingimusi (Raabe et al., 2010). Raietavade peamised mõjud metsasammaldele on nende liigirikkuse vähenemine ja liigilise koosseisu muutumine, ning nende muutuste ulatus on korrelatsioonis raie intensiivsusega (Tullus et al., 2018).

Tänapäevaks on metsapraktika muutunud nii, et nüüd võetakse arvesse ka metsaelustiku erinevaid vajadusi – näiteks jäetakse maha surnud puitu, alles jäetakse väiksemad puistud ja vooluveekogude äärde rajatakse servavööndeid (Jonsson et al., 2005). Lisaks on metsamajandusmeetodite arendamise käigus katsetatud erinevaid metsamajandamissüsteeme, mis oleksid vähem laastavad kui lageraie. Üheks selliseks meetodiks peetakse turberaiet, mis hõlmab osalisi raieid, kus jäetakse alles vanemad nn varjupuud, et uus puistu saaks looduslikult või kunstlikult enne viimase vana puistu eemaldamist peale kasvada (Tullus et al., 2018).

Katseliselt on selgunud, et võrastik leevendab metsaaluse niiskustingimuste kõikumisi ja seega metsastamine (elupaikade taastamine) soodustab ka sammaltaimede kasvu (Ingerpuu et al., 2019). Osaliste raiete ja elupaikade taastamise abil on eeldatud, et see leevendab metsamajandamise negatiivseid mõjusid bioloogilisele mitmekesisusele ja seda on ka viimastel aastakümnetel teatud määral praktiseeritud (Koivula & Vanha-Majamaa, 2020).

Boreaalsetes metsades on sammaltaimed oluline funktsionaalne rühm, kuid on haavatavad intensiivse metsamajandamise põhjustatud muutuste suhtes rohkem kui soontaimed (Tullus et al., 2018). Üldiselt näitab metsastamine positiivset mõju parasvöötme metsaökosüsteemide bioloogilisele mitmekesisusele, ning surnud puidu säilitamist peetakse oluliseks majandamisvahendiks metsaelupaikade taastamisel (Doerfler et al., 2020). Kõdupuiduliikide ökoloogiliste nõudluste uuringu tulemustel selgus, et efektiivsemaks kõdupuiduliikide kaitseks tuleks suurendada surnud puidu rikaste ja kõrge bioloogilise väärtusega metsade kaitset ja luua surnud puitu raiete käigus (Jonsson et al., 2005). Samuti näitasid Doerfler et al. (2020), et surnud puidu koguse taastamine metsas ei too kaasa ainult kõdupuiduliikide mitmekesisuse

suurenemise, vaid mõjutab ka mardikate ja vähesel määral ka seente esinemise dünaamikat. Kuigi metsamajandamisega kaasnevad ebasoodsad tingimused kõdupuiduliikidele, on täheldatud, et erinevad metsamajandamisviisid mõjuvad liikidele erinevalt. Müller et al. (2015), leidsid, et majandamata metsades esines vähem epiksüülseid samblaliike kui majandatavates metsades. Puidust sõltuvate liikide majandamise ja kaitsmise teeb keeruliseks asjaolu, et suurem osa liikidest on üsna haruldased, seega tuleb kasutusele võtta uued metsandusmeetodid, sealhulgas ka surnud puidu metsa jätmine (Jonsson et al., 2005).

### 1.2.1. Sobiva substraadi kättesaadavus ja kvaliteet

Surnud puitu tekitab puude suremus, mida looduslikes metsades põhjustavad tulekahju, tuul, lumemurd, põud, konkurents, putukad ja patogeenid, kuid majandatavates metsades peaks surnud puidu olemasolu tagamiseks tööde käigus surnud puitu maha jätma ning tänapäeval võetakse seda juba ka metsatöödes arvesse (Jonsson et al., 2005). Euroopas on majandamata metsade osakaal võrreldes majandatud metsadega väike ja lamapuidu kogus metsades väga varieeruv, ning on leitud, et metsade majandamine peaks hõlmama mitte ainult meetmeid lamapuidu hulga suurendamiseks, vaid ka lamapuidu mitmekesisuse suurendamiseks (näiteks säilitada majandusmetsades erineva läbimõõdu ja liigiga lamapuud) (Müller et al., 2015). Seda kinnitab ka asjaolu, et paljud epiksüülsed liigid vajavad kasvamiseks ka teatud liigi lamapuitu – näiteks on Euroopa punasesse nimekirja kantud liikide jaoks kõige olulisem lamapuu liik tamm, millele järgneb harilik kuusk (Jonsson et al., 2005).

Lageraiel on pikaajaline mõju sammaltaimedele, eriti epiksüülsammaldele. Lamapuidul elavad liigid vajavad sobivas laguastmes oleva puiduga pidevat juurde kujunemist, ning niisket ja varjulist mikrokliimat, mis aga kaob lageraie tagajärjel (Opoku-Nyame et al., 2021). Sobiva substraadi kvaliteedi hindamisel on oluline näiteks kõdupuidu asend (lamav või püsti), kasvukoha mikrokliima, puistu vanus ja tihedus, puuliik, lagunemise staadium ja lamapuu suurus (Dynesius et al., 2010). Kõige olulisem on muidugi lamapuidu olemasolu ja Põhja-Rootsis tehtud väliuuringutel leiti, et jämeda surnud puidu maht oli poollooduslikes puistutes rohkem kui kolm korda suurem kui sekundaarsetes puistudes (s.o. metsamaa, mis on pärast raiumist taaskasvanud) (Dynesius et al., 2021). Kuna paljud kõdupuiduliigid vajavad erinevates lagunemisastmetes lamapuitu (Staniaszek-Kik & Zarnowiec, 2018), siis on oluline, et metsas esineks nii väga lagunenud kui ka vähem lagunenud lamapuitu. Majandamata puistutes toimub

hilisemas lagunemisjärgus substraatide varustamine naturaalselt ja järjepidevalt, kuid majandatud metsades võivad teatud lagunemisjärgus substraadid üldse puududa, mistõttu võivad mõned liigid välja surra (Magnusson, 2010).

### 1.2.2. Metsade järjepidevus ja killustumise mõju

Enamus epiksüülsed samblaliigid on spetsialiseerunud kasvamiseks hilisemate laguastmetega kõdupuidul, kuid enamasti on nende levik piiratud nii sobiva substraadi vähesuse kui ka piiratud levimisvõime tõttu (Löbel et al., 2017). Piiratud levikuga liikide puhul sõltub nende ellujäämine ka maastiku killustatusest ja suur osa boreaalse vööndi metsadest, kus on ka ohtralt surnud puitu, on tugevalt killustunud (Jonsson et al., 2005). Liikide suutlikkus kohaneda keskkonnamuutustega on liikide lõikes erinev ning elupaikade killustumise ja kliimamuutuste koosmõju võib kaasa tuua olulisi muutusi koosluste koosseisus ja mitmekesisuses (Löbel et al., 2017). Metsade killustumise ja kliimamuutuste koosmõju liikidele uuriti ka aastal 2007, kus toodi välja, et kohalike elupaikade muutus koos mikrokliimamuutustega on olulised tegurid kõdupuidul elavate sammaltaimede asustamisel (Pharo & Zartman, 2007). Põhja-Rootsis metsade uuringus leiti, et metsaservade negatiivne mõju ilmnes isoleeritud vanade metsalaikude kõdupuidul elavatele sammaltaimedele kuni 50 meetri kaugusele puistupiirist (Jonsson et al., 2005), mis kinnitas, et servaefekt mängib killustatud populatsioonide ökoloogias keskset rolli (Pharo & Zartman, 2007).

Metsa järjepidevus on liikide jaoks oluline, kuna uuringute põhjal on selgunud, et pika järjepidevusega metsades on eriti erinevas laguastmes kõdupuitu rohkem ning eriti hiliste laguastmete spetsialiseerunud liikide arvukus on suurem ning võimaldab seetõttu spetsiifilisemate kõdupuidukoosluste püsimist (Janssen et al., 2017). Üks seletus metsade järjepidevuse tähtsusele võib olla see, et liikide koloniseerumise tõenäosus suureneb ajas, kuna on säilinud pidev metsakate, kuid tõenäolisem seletus oleks ilmselt see, et järjepidevas metsas on suurem elava puidu kui ka surnud puidu esinemissagedus (Fritz et al., 2008).

## 1.3. Keskkonnatingimuste (sh kliimamuutused) mõju kõdupuidul kasvavatele sammaldele (sh roheline hiidkupar)

Eesti asub Põhja-Euroopas, boreaalses vööndis, ning mille peamisteks puuliikideks on harilik mänd (Pinus sylvestris), harilik kuusk (Picea abies) ja arukask (Betula pendula) (Pach et al., 2018). Boreaalse vööndi valitsevaks metsatüübiks on läänetaiga, mis sisaldab peamiselt hariliku kuuse ja hariliku männi segapuistusid (Sundseth, 2010). Metsas paikneva kõdupuidu lagunemiskiirus sõltub lisaks muudele keskkonnateguritele (niiskus, temperatuur) ka lamapuidu puuliigist, ning on leitud, et okaspuu-kõdupuit laguneb tavapäraselt aeglasemalt ja ühtlasemalt kui näiteks mõne lehtpuu liigi esindaja lamapuu (Fravolini et al., 2016; Hararuk et al., 2020), kuid on ka erandeid - näiteks laguneb tamme (*Quercus spp*) lamapuu 1,4 korda aeglasemalt kui kuusk ja 1,6 korda aeglasemalt kui mänd (Rock et al., 2008)

Kliimamuutused, mille tulemusel toimub nii lokaalsete elupaikade degradeerumine või kadu, kui ka tervete ökosüsteemide seisundi halvenemine, on peamised ohud ülemaailmsele bioloogilisele mitmekesisusele. On leitud, et just paljud boreaalse ja parasvöötme sammaltaimed on tundlikud temperatuuride tõusu suhtes ning seega on kliimamuutuste tõttu oodata märkimisväärset sammaltaimede mitmekesisuse kadu (Löbel et al., 2021). Kliimamuutustel on taimedele otsene ja kaudne mõju. Otsesed mõjud hõlmavad taimekudede kahjustust kõrgetel kuumustel, ning veestressi suurenemist madalama õhuniiskuse ja sademete vähenemise tõttu (Thom et al., 2020). Kliimamuutuste kaudsed mõjud tulenevad looduslike häiringute sageduse ja/või intensiivsuse suurenemisest (nt metsatulekahjud) (Nitschke & Innes, 2006), mis võivad põhjustada näiteks häilude suurenemist metsakooslustes, mis omakorda avaldab negatiivset mõju kooslusesisesele mikrokliimale (Thom et al., 2020). On leitud, et metsa tihedus (võrade liituvus) on oluline kliimamuutuste mõju leevendaja, pakkudes varju otsese päikesevalguse eest ja vähendades seeläbi aurustumisstressi (Thom et al., 2020).

Tuleviku keskkonnatingimusi (temperatuuri muutusi ja sademete hulka) on võimalik prognoosida tuginedes globaalsetele kliimamudelitele (*Global climate models*). Juba on välja töötatud ka piirkondlikud kliimamudelid (*Regional climate models*), mis aitavad uurida kliimamuutuste mõjusid erinevatele liikidele ka lokaalsemas skaalas (Ruete et al., 2012). Prognoositakse, et kliimamuutustel on nii otsene kui kaudne mõju metsaökosüsteemide elustikule (Nitschke & Innes, 2006). Näiteks põhjustavad kliimamuutustega kaasnevad põua perioodid metsades puude suremuse suurenemist ning äärmuslike ilmastikunähtuste sageduse suurenemine toob kaasa metsade biomassi ja koosluste liigilise koosseisu muutusi (Zhang et

al., 2018). Temperatuuri ja sademete eeldatava muutuse tõttu tulevikus, prognoositakse ka näiteks hariliku kuuse (*Picea abies*) levila olulist vähenemist ning põuaperioodidega rohkem kohanenud liikide, näiteks tammed (*Quercus* spp.) levikuareaalide laienemist (Hanewinkel et al., 2012). Metsakoosluste liigilise koosseisu muutused tõenäoliselt aga rohelise hiidkupra levikut siiski ei mõjuta, kuna epiksüülsete sammaltaimede levik ei piirdu kindlate puuliikidega ja rohelist hiidkupart on leitud ka teiste, sealhulgas ka lehtpuuliikide lamapuidult (Wikilund, 2002).

Tuginedes regionaalsetete kliimamudelitele selgitasid Ruete et al. (2012) välja peamised kliimamuutujad, mis mõjutavad rohelise hiidkupra populatsioonide dünaamikat. Nendeks on lokaalses skaalas sügisesed külmapäevad ja kevadine niiskustasakaal ning selgus, et rohelisele hiidkuprale on kevadise temperatuuritõusu negatiivne mõju suurem, kui prognoositav suurenev sademete positiivne mõju piirkonnas (Ruete et al., 2012). Need tulemused on osaliselt kooskõlas aastatel 2016-2020 Austrias läbi viidud väliuuringutega rohelise hiidkupra ökoloogiliste nõudluste ja elupaiga eelistuste kohta, kus leiti, et niiskusega seotud keskkonnatingimuste muutused on rohelise hiidkupra peamiseks tõukejõuks, olles oluline just taime levimise faasis, ning niiskem keskkond on oluline eriti sambla sporofüüte moodustavas faasis, kuna sammalde suguline paljunemine toimub veekeskkonnas (Kropik et al., 2021a). Lisaks sellele, leiti 2003-2015 aastatel Poolas tehtud uuringutes, et üldine sammaltaimede liigirikkus lamapuidul on positiivses korrelatsioonis ka kõrgusgradiendiga, lamapuidu suuruse ja niiskusesisaldusega ning kõige enam lamapuidu lagunemisastmega (Staniaszek-Kik & Zarnowiec, 2018).

### 1.3.1. Niiskus- ja valgustingimuste muutuste mõju liikidele ja substraadi kvaliteedile.

Kõdupuidul kasvavad samblad on eriti tundlikud niiskustingimuste suhtes ja isegi lühiajalised kuivad perioodid võivad kahjustada kõdupuidu liike (Kropik et al., 2021b). Temperatuuri ja õhuniiskuse suurenedes suureneb ka lamapuidu lagunemiskiirus (Vitkova et al., 2018) ning seega kliimamuutuste tulemusel suureneb eriti suuremõõtmelise lamapuidu olemasolu tähtsus metsas, kuna jämedamad lamatüved lagunevad aeglasemalt ning on kõdupuiduliikidele elupaigana kauem sobilikud (Haughian & Frego, 2017). Surnud puidu asukoht ja asend metsas mõjutab ka selle, kui elupaiga kvaliteeti ning enamus kõdupuidul kasvavaid samblaliike eelistavad varjulisi ja niiskeid tingimusi, samas kui mardikatele ja samblikutele sobivad ka

kuivemad ja soojemad tingimused (Vitkova et al., 2018). Valgus, mis jõuab läbi võrastiku maapinnale või kõdupuidule, on oluline tegur sammaltaimede kooslustele, kuna mõjutab oluliselt metsakoosluse maapinnalähedasi mikrokliimaatilisi tingimusi (Raabe et al., 2010). Thom et al. (2020) leidsid, et juba 10-protsendiline tõus maapinnale pääsevast valgusest suveperioodil, põhjustab temperatuuritõusu keskmiselt 0,42 ℃ võrra, maksimaalne temperatuuritõus avatud häiludes ja kohtades, kus on tehtud metsaraiet, võib tõusta koguni 10 ℃ võrra võrreldes tervete liitunud võrastikuga metsadega, kus metsaraiet ei ole korraldatud.

Otsene päikesevalgus lamatüvele põhjustab "temperatuuri kuhjumise" surnud lamapuidus (black-body effect), mille tulemusel kiireneb lamapuidu kuivamine, ning seega valguskiirguse negatiivne mõju kõdupuiduliikidele kumuleerub veelgi, eriti juhul, kui lamapuit on maapinnast kõrgemal (Raabe et al., 2010). Lagunemisastme olulisus kõdupuiduliikidele on välja toodud mitmetes uuringutes, kus on kirjeldatud, et erinevates laguastmetes domineerivad erinevad liigikooslused, ning teatud liigid on ka spetsialiseerunud just rohkem kõdunenud lamapuidule, kuna selle veesisaldus on suurem (Staniaszek-Kik & Zarnowiec, 2018; Kropik et al., 2021b; Vogel et al., 2020). Rohelise hiidkupra uuringutes on selgunud, et oluline on just hilisemas lagunemise faasis kõdupuidu olemasolu (Holá et al., 2014).

## 1.4. Uurimisalune liik – roheline hiidkupar

### 1.4.1. Rohelise hiidkupra iseloomulikud tunnused, ökoloogia ja elupaigad

Roheline hiidkupar on hiidkupraliste (*Buxbaumiaceae*) sugukonda kuuluv lehtsammaltaim. Tal on pikk eelniidi staadium ning sporofüüt valmib enamasti hilissügisel (Wikilund, 2002). Roheline hiidkupar kasvab valdavalt vanades loodusmetsades, kus on piisavalt lamapuitu, mis on selle sambla peamiseks elupaigaks (Guillet et al., 2021). Ta kasvab eelistatult väga lagunenud okaspuu kõdupuidul, harvem on teda leitud ka lehtpuu kõdupuidul (Heras & Infante, 2018) ning isegi huumusrikkal happelisel pinnasel (Dragicevic et al., 2012). Roheline hiidkupar on kahekojaline taim ja ta sporofüüt on suhteliselt suur – harjas võib olla kuni 2 cm kõrgune ning kupra pikkus võib ulatuda kuni 25 millimeetrini (Wikilund, 2002). Rohelise hiidkupra eosed on väga väikesed (8,8 – 14,7 μm) ning valmivad meie laiuskraadidel enamasti juuni keskpaigas (Wikilund, 2002). Rohelise hiidkupra küpsed sporofüüdid säilivad sageli kuni järgmise aasta sporofüütide moodustumiseni ja seega võib samalt lamatüvelt leida aastaringselt erinevas arengujärgus sporofüüte (Wikilund, 2002). Uuringute põhjal on selgunud, et roheline hiidkupar eelistab asustada põhja- või kirde-poolsemat lamapuiduosa (Plašek, 2004). Liiki leidub Alpides 1300 m merepinnast (Dragicevic et al., 2012), Püreneedes (Heras & Infante, 2018) ning ka madalamates piirkondades, vaid 15-30 m merepinnast (Wikilund, 2004).

### 1.4.2. Levik ja ohustatus Eestis ja Euroopas

Rohelise hiidkupra levila hõlmab Euroopa, Põhja-Ameerika ning Kaukasuse. Euroopas on ta teada enamusest riikidest (Hodgetts & Lockhart, 2020). Uusi leiukohti ja liigi taasleide on registreeritud enam Lõuna-Euroopas (Holá et al., 2014; Vončina et al., 2015; Deme et al., 2020; Brewczyński et al., 2021). Roheline hiidkupar leiti esimest korda Eestis 1922. aastal Ruhnu saarelt, kuid tõendeksemplari pole säilinud ja leiukoha info põhines vaid kirjandusallikal, seega loeti liik 1988. aastal Eesti esimeses sammaltaimede punases nimekirjas piirkondlikult väljasurnuks (Lõhmus et al., 2020). Esimesed kaasaegsed rohelise hiidkupra leiud pärinevad aastast 1999, mil liiki leiti metsade vääriselupaikade inventeerimisel Hiiumaalt (Lõhmus et al., 2020). 2012. aastaks oli teada rohelist hiidkupart kümnes asukohas Hiiumaal ja Saaremaal (Vellak & Ingerpuu, 2012). Viimaste aastate jooksul on järjest lisandunud uusi leiukohti, sealhulgas ka Eesti mandriosas ning 2020. aastal oli registreeritud juba 68 leiukohta (Lõhmus et al., 2020).

Roheline hiidkupar kuulub Berni konventsiooni II lisasse ja Euroopa Loodusdirektiivi II lisa liikide nimistusse (Nõukogu direktiiv 92/43/EMÜ), kuid Euroopa sammalde ohustatuse hindamise tulemustel on ta arvatud ohuväliste liikide kategooriasse nii Euroopa kui ka Euroopa Liidu riikide tasemel (Hodgetts et al., 2019).

Esimene Eesti ohustatud sammaltaimede nimestik koostati alles 1987. aastal, kuid riikliku kaitse alla võeti samblad alles seitse aastat hiljem (Vellak, 2005). Eestis on roheline hiidkupar arvatud looduskaitse I kaitsekategooriasse ja Eesti Punase Raamatu (2018) ohukategoorias on ta ohualdis (VU). Vastavalt looduskaitse seaduse § 10 lõike 3 alusel kehtestatud määrusele on roheline hiidkupar I kaitsekategooria sammaltaim aastast 2004 (Riigi Teataja, 2014), varasemalt riikliku kaitse all olevate sammaltaimede nimistus kuulus roheline hiidkupar aga II kaitsekategooriasse (Vellak, 2005).

### 1.4.3. Ülevaade rohelise hiidkupra olemasolevatest ökoloogilistest uuringutest

Erinevate maade uuringud on näidanud, et rohelise hiidkupra ökoloogilised nõudlused on levila eri piirkondades erinevad, mistõttu on ka tema esinemissagedus piirkonniti erinev. Nii näiteks leiti Poola Tatrates uusi leiukohti ainult kaitsealustes okasmetsades (Vončina et al., 2015), kuid Poola teises piirkonnas, Bieszczady Rahvuspargis, esines liik ka majandatud metsades (Brewczyński et al., 2021). Mõlemad uurimistööd kinnitasid aga, et roheline hiidkupar kasvab eelistatult niiskel okaspuu-kõdupuidul ning liigi ohtrus on olulises seoses kasvukoha niiskusastmega. Samas, Ungari teadlased täheldasid, et roheline hiidkupar võib kasvada ka majandatud pöögimetsades edukalt ning esineb ka maapinnal. Tööst selgus ka, et eelkõige kuivemates piirkondades eelistab liik kasvada just happelisemates kasvukohtades (Deme et al., 2020). Seega liigil on erinevates piirkondades väga erinevad ökoloogilised nõudlused ning teatud piirkonna kõige efektiivsema kaitsemeetmete leidmiseks on vajalikud lokaalsed ökoloogilised uuringud. Põhjalikud lokaalsed uuringud rohelise hiidkupra ökoloogilistest nõudmistest on teinud Rootsi teadlane Karin Wikilund, kes tõi esile niiskuse ja substraadi pH olulisuse rohelise hiidkupra eoste idanemisel ning selgitas ka rohelise hiidkupra kasvupinna eelistusi (Wikilund, 2002; Wikilund, 2004). Rohelise hiidkupra esinemist mõjutavaid tegureid on uuritud Austrias, kus leiti, et klimaatiliselt soodsad tingimused on rohelise hiidkupra esinemiseks olulisemad kui kõdupuidu kogus (Kropik et al., 2021a; Kropik et al., 2021b).

# 2. Materjal ja metoodika

## 2.1. Uurimisalade valik ja ettevalmistavad tööd

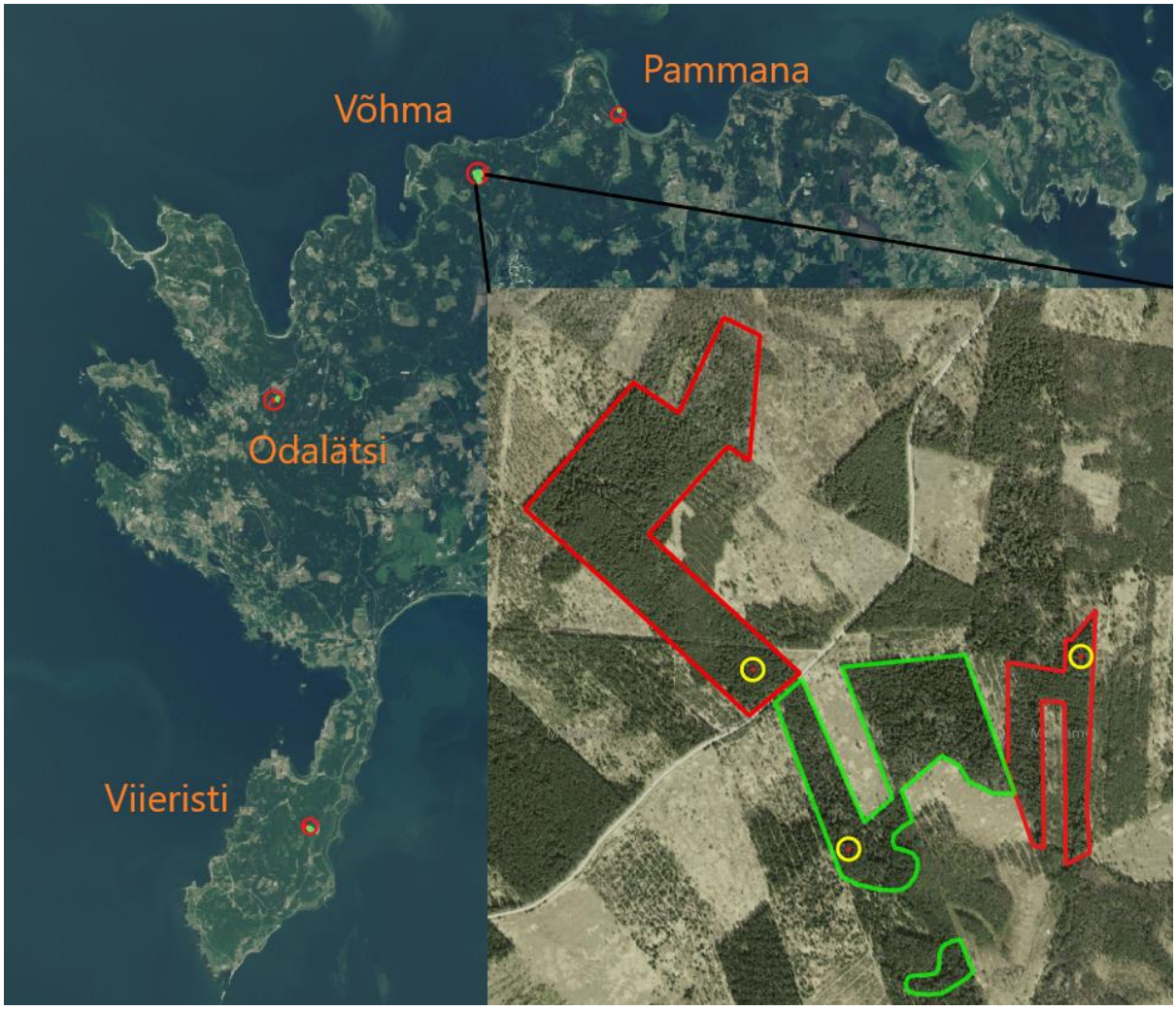
Uuring viidi läbi rohelise hiidkupra Saaremaa asurkonnas, mis on 2019. a. andmetel Eesti suurim ning esinduslikum, kus on teada rohkem kui 20 leiukohta neljast piirkonnast, mis moodustavad enam kui poole selle liigi leiukohtadest Eestis. 2020. aasta sügisese seisuga teada olevatest rohelise hiidkupra leiukohtadest valiti üks kõigist neljast piirkonnast, kust igas leidus suhteliselt lähestikku alasid, kus uuritav liik esineb, kui ka sellised, kus potensiaalselt sobilike elupaiga tunnuste põhjal (s.o pohla, jänesekapsa-pohla ja mustika ning sinilille kasvukohatüübi vanemad männikud ja kuusikud) võiks liiki esineda, kuid esialgsed otsingud 2019. a ei andnud tulemusi või polnud ala veel inventeeritud.

Igas piirkonnas valiti kaks prooviala tüüpi:

**TÜÜP A:** metsaala, kust rohelise hiidkupra esinemine on hiljutiselt teada (leiukoht registreeritud Eesti Looduse Infosüsteemi); leitud 2019/2020. a talvel Keskkonnaameti (KeA) töötajate Maarja Nõmme ja/või Rein Nellise poolt, kes valisid metsaala kui liigile potentsiaalselt sobiva ning käisid seda ka kontrollimas;

**TÜÜP B:** potentsiaalselt sobiv metsaala, kust rohelist hiidkupart ei leitud (2019/2020. a talvel ülalpool nimetatud KeA ametnike inventuuri põhjal) või kus liigi esinemine ei olnud prooviala valiku ajal teada (sest liiki hakkas sealt otsima alles 2021. a aprillis või novembris KeA tellimustööna juhendaja P. Lõhmus)

Kokku oli uuringusse kaasatud 12 prooviala - igas piirkonnas kolm ala (Joonis 1), st. tüüp A alasid üks ja tüüp B alasid kaks. Tüüp A aladest oli üks rohelise hiidkupra rohke ala (liik oli metsaeraldises teada >5 kasvupinnal) ja kolm vähearvukat ala (liik oli metsaeraldises teada vaid 1-2 kasvupinnal). Piirkonna siseselt oli proovialade omavaheline kaugus <3 km (minimaalselt 0,3 km).




**Joonis 1**. Rohelise hiidkupra Saaremaa asurkonna neli piirkonda (Pammana, Võhma, Odalätsi ja Viieristi), kust valiti uuringu proovialad.: Suurendatud proovialade asendi skeemil on näidiseks Võhma piirkonna kolme prooviala (kollase piirjoonega) paiknemine, millest üks asus metsa-alal, kus rohelise hiidkupra olemasolu oli enne uuringut teada (rohelise piirjoonega) ning kaks asusid potentsiaalselt sobivas metsas, kus rohelist hiidkupart ei leitud või polnud liigi olemasolu eelnevalt teada (punase piirjoonega)

## 2.2. Väliandmete kogumine

Prooviala suuruseks valiti 30 m raadiusega ring, sest 30 m on keskmine kuuse kõrgus Eestis ja kuna roheline hiidkupar kasvab lamatüvel, siis sellise raadiusega ala hõlmab isendi suuruse, milleks rohelise hiidkupra ja teiste kõdupuiduliikide puhul loetakse substraadiüksust.

Igal proovialal mõõdeti mikrokliima, elupaiga ja populatsiooni suuruse tunnuseid (Tabel 1). Prooviala tähistati metsas põhja-lõuna ja lääne-ida suunalise 60 m pikkuse transekti abil nii, et keskpunktist jäi 30 m iga põhi-ilmakaare suunas.

Tüüp A aladel, s.t. kus rohelise hiidkupra esinemine oli teada, oli prooviala keskpunktiks alati seal teada olnud rohelise hiidkupraga asustatud lamapuu asukoht. Ülejäänud proovialade

keskpunkti asukohad pandi eelnevalt paika kaardikihil MapInfo kaardiprogrammiga ning välitöödel kasutati keskpunkti leidmiseks keskpunkti GPS koordinaati.

**Tabel 1.** Mõõdetud elupaiga, mikrokliima ja rohelise hiidkupra populatsiooni suuruse tunnused proovialadel

| **Elupaiga tunnused** | **Mikrokliima tunnused** | **Populatsiooni suuruse tunnused** |
|---|---|---|
| Puurinde koosseis | Temperatuur (°C) | Noorte kuparde arv |
| Põõsarinde koosseis | Suhteline õhuniiskus (%) | Vanade kuprde arv |
| Lamapuidu maht ($m^3$/ha) | | Harjaste arv |
| Lamapuidu tihedus (tk/ha) | | |
| Lamapuude omadused (kõduaste, läbimõõt, kontakt maapinnaga) | | |

### 2.2.1. Mõõdetud puistu ja substraadi parameetrid

Puistu parameetrid (puu- ja põõsaliigid ning nende suhteline osatähtsus) ja liigile potentsiaalselt sobivate kasvupindade omadused (v.a. lamapuude maht) kirjeldati proovialadel iga nelja sektori (kirde, kagu, edela ja loe) kaupa. Sobivate kasvupindadena arvestati kände ja III-V kõduastmes olevaid lamapuid. Neil kirjeldati puuliik ja kõduaste ning lamapuudel täiendavalt ka diameeter kõige jämedamast prooviala piiresse jäävast osast ning hinnati kas tüvi on maapinnaga kontaktis; kändudel aga mõõdeti kõrgus ja diameeter. Kõigil III-V kõduastmega lamapuudel, kui eriti potentsiaalselt rohelise hiidkupra eluks sobivatel kasvupindadel registeeriti ka asukoha geograafiline koordinaat ning lamapuud tähistati ja nummerdati looduses, et oleks lihtsam kordusvaatlustel iga ühe ID määratleda (Joonis 2). Järgmisena hinnati prooviala keskpunktis ka puistu liituvust vahemikus 0-1 (10% täpsusega).

Kõduneva lamapuidu maht ja omadused mõõdeti piki N-S ja E-W suunalist 60 m pikkust joontransekti. Selleks registreeriti kõigi transektliini alla jäänud jämedamõõtmeliste (st läbimõõt ≥ 10 cm) lamapuude arv ja omadused. Lamapuude omaduste alla kuulusid transektliini alla jäävas kohas lamapuu puuliik, tüve läbimõõt, lamapuu kontakt maapinnaga (10% vahemikena 0-100%) ja kõduaste 5-pallises skaalas (Tabel 2).

Metsastruktuuri kirjeldused viidi proovialadel läbi 2020. a sügisel ja 2021. a suvel.

**Tabel 2**. Lamapuude kõduastme hindamiseks kasutatud skaala Lõhmus & Kraut 2010 järgi.

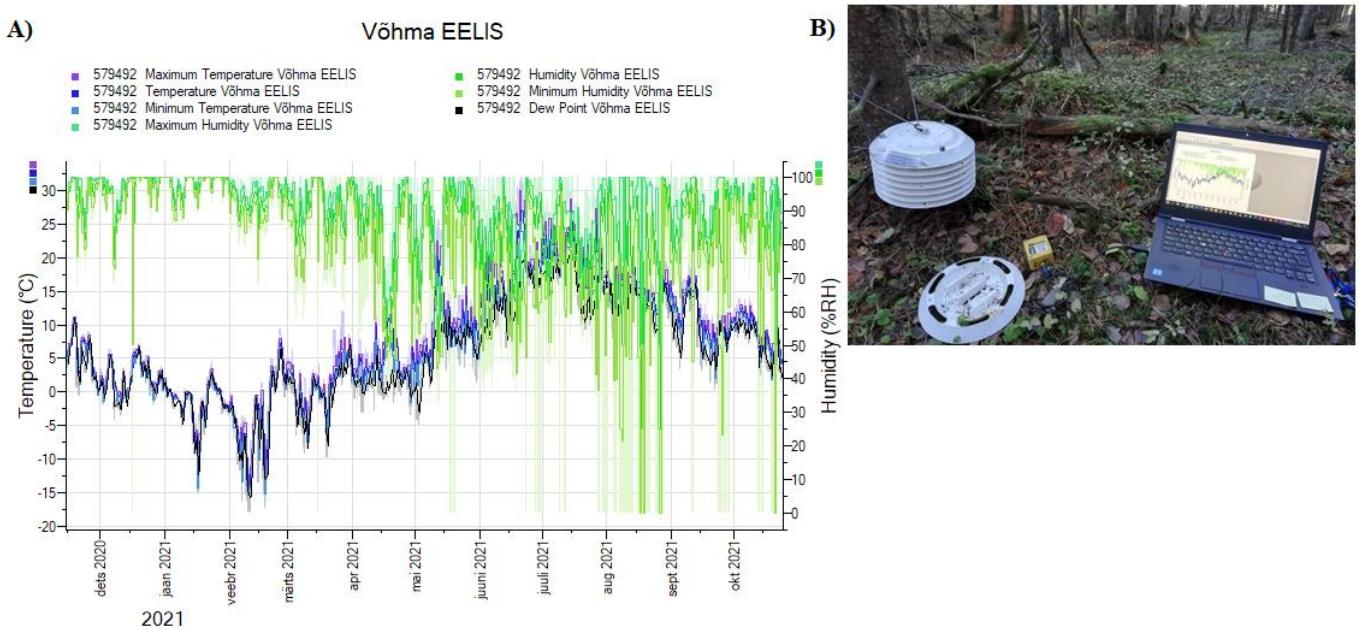
| **Kõduaste** | **Iseloomustus** |
|---|---|
| **1** | Värskelt maha langenud lamapuu, mille võra ja puu koor on puu küljes säilinud. |
| **2** | Lamapuu, mille võra ja puukoor puudub osaliselt või täielikult ning mille sisse läheb nuga < 1 cm. |
| **3** | Terve välimusega pehme lamapuu, mille sisse läheb nuga vähemalt 2 cm. |
| **4** | Hästi pehme, välimuselt lagunenud lamapuu, millest nuga läheb täielikult või peaaegu täielikult läbi. |
| **5** | Peaaegu täielikult kõdunenud lamapuu, millest nuga läheb täielikult läbi või täielikult kõdunenud lamapuu mis on visuaalselt kõdupuidutükkidena. |

**Joonis 2.** Proovialal tähistati bambuspulgaga rohelisele hiidkuprale potentsiaalselt sobivad lamapuud

### 2.2.2. Mõõdetud kliimaparameetrid

Seireala keskpunkti kõige lähemal oleva puu külge seoti 2020. aasta sügisel u 0,5 m kõrgusele ilmamõõtmisjaam Tinytag TGP-4500 (Joonis 3), mis seadistati mõõtma minimaalset ja maksimaalset õhuniiskust ja õhutemperatuuri, seda neli korda ööpäevas ajavahemikus 15.11.2020 – 15.03.2022. Ilmamõõtmisjaama andmed laaditi arvutisse 2021. aasta oktoobris läbiviidud välitöödel (Joonis 4).

**Joonis 3.** Ilmamõõtmisjaam Tinytag TGP-4500 (suurendatult vasakul ülal) ja prooviala keskpunktis asuva puu külge seotud ilmamõõtmisjaam (asub kaitsva sirmi sees).




**Joonis 4.** A) Ilmamõõtmisjaama kogutud andmete graafiline esitus ühel Võhma proovialal ja B) kohapealne ilmamõõtmisjaama andmete üleslaadimine arvutisse.

### 2.2.3. Liigi populatsioonide mõõtmised

Rohelise hiidkupra populatsioone kirjeldati 2020. aasta novembris ja kordusvaatlustel 2021. aasta augustis ja oktoobris. Rohelise hiidkupra leidmisel järgiti liigi populatsiooni kirjeldamisel kaitsealuste sammalde riiklikku seire metoodikat (Vellak & Ingerpuu 2016), mille kohaselt registreeritakse kogu kasvupinna ulatuses ning eraldi kasvupinnale paigutatud 20x20 cm ruudus (Joonis 5A)eoskuparde arv nende arengustaadiumite kaupa (st vana ehk eelmise aasta kupar, tänavune noor kupar, harjas ehk kupra jalg, mis on jäänud eelmise aastal tekkinud, kuid tõenäoliselt loomade poolt ära söödud kuprast) (Joonis 5B).

**Joonis 5.** Rohelise hiidkupra kasvupinnale paigutatud 20x20 cm ruut (A) ja noored ning vanad kuprad luubi abil vaadelduna (B).

## 2.3. Andmetöötlus

Nii ilmamõõtmisjaamade kui metsastruktuuri ning kasvupindade mõõtmisandmed, samuti hiidkupraga asustatud kasvupindade kordusvaatluste andmed sisestati andmetabelisse ja korrastati arvutiprogrammis Microsoft Excel 365. Edasiseks andmetöötluseks jagati proovialad kahte gruppi vastavalt prooviala uuringu tulemusele:

1. proovialad, kus välitööde käigus leiti rohelise hiidkupraga asustatud lamapuu (tähistatud kui Bux+) ja
2. proovialad, kus välitööde käigus rohelist hiidkupart ei leitud (tähistatud kui Bux–).

Ühte Odalätsi piirkonna prooviala (Odalätsi 1) oli raske üheselt määratleda, sest oli ainus tüüp A proovialadest, kus 2020. a välitööde käigus rohelist hiidkupart ei leitud, ehkki 2019. a kasvas prooviala piires ühel lamapuul üks noor kupar. Seepärast arvati see ala siiski proovialade gruppi Bux+.

Kogutud andmete põhjal arvutati iga prooviala lamapuude tihedus ning maht. Lamapuude tiheduse arvutamiseks kasutati prooviala pindala (2826 $m^2$), lamapuidu kogust prooviala kohta (tk) ja 1 hektari väärtust teisendatuna ruutmeetriteks.

Prooviala lamapuude maht arvutati kasutades Van Wagner'i (1968) metoodikat (*Line intersect method*),

$$V = \frac{\pi^2 \Sigma\, d^2}{8L}$$

kus d on lamapuidu diameeter (cm) ja L on transektliini kogupikkus (m).

Seejärel arvutati keskmised (ja mõnel juhul ka maksimum ning miinimum) väärtused kahe grupi (Bux+ ja Bux–) metsastruktuuri ja lamapuidu omadustele.

Ilmamõõtmisjaama andmedest sorteeriti iga prooviala kohta välja suve (juuni, juuli ja august) päevade kella 13-17 ajavahemiku keskmine temperatuur ja suhteline õhuniiskus. See kellaaja vahemik valiti, kuna eeldatavalt on nendel kellaaegadel kõige kõrgemad temperatuuri väärtused (s.t. potentsiaalselt kriitiline mikrokliima rohelise hiidkupra jaoks).

Rohelise hiidkupraga asustatud lamapuude omaduste kirjeldamisel kasutati kogu aasta jooksul (2020. a novembris, 2021. aasta augustis ja/või oktoobris) leitud populatsioonide lamapuid.

Nende analüüsitud andmete põhjal koostati Excelis prooviala põhised tunnuseid iseloomustavad joonised. Kahe grupi (rohelise hiidkupraga asustatud ja asustamata prooviala) vahel tehti T-teste andmetöötlus programmis RStudio (versioon 1.3.1093), et analüüsida kas gruppide keskväärtused erinevad üksteisest statistiliselt oluliselt. RStudiot kasutati ka karpdiagrammide koostamiseks, et hinnata gruppide keskmiste väärtuste omavahelist varieeruvust struktuuritunnuste põhjal. RStudios kasutati funktsioone *boxplot*, *ggplot2* ja *t.test*.

# 3. Tulemused

## 3.1 Rohelise hiidkupra asustatud ja potentsiaalselt sobivate elupaikade metsastruktuur

Kaheksa ala kaheteistkümnest olid okaspuu puistud, viis neist männi ja kolm kuuse enamusega. Ülejäänud neljal alal (neist kolm asus Viieristi piirkonnas) leidus lisaks okaspuudele vähesel määral ka kaskesid ja saarepuid (Tabel 3).

**Tabel 3.** Uuritud proovialade tüüp ala valikul (A- asustatud 2020. a sügisel liigiga, B- liiki alal 2020. a sügisel ei esine või pole alalt otsitud) ning kuuluvus analüüsitavasse gruppi pärast 2021. a välitöid (Bux+ asustatud liigiga; Bux – liiki alal ei esine), puurinde koosseis ja osatähtsus (%) ja põõsarindes esinenud liigid. Lühendid: Mä – harilik mänd, *Pinus sylvestris*; Ku – harilik kuusk, *Picea abies*; Ka – kask, *Betula* spp.; Sa – harilik saar, *Fraxinus excelsior*; *Sor auc* – pihlakas, *Sorbus aucuparia; Lon xyl* – kuslapuu, *Lonicera xylosteum*; *Vib opu* – harilik lodjapuu, *Viburnum opulus*; *Dap mez* – näsiniin, *Daphne mezereum*; *Cor ave* – sarapuu, *Corylus avellana*. Piirkonande asukohti vt joonis 1.

| **Prooviala nimi** | **Prooviala tüüp –> analüüsi grupp** | **Puurinde koosseis** | **Põõsarinde koosseis** |
|---|---|---|---|
| Pammana 1 | A –> Bux+ | 60Mä40Ku | ei esinenud |
| Pammana 2 | B –> Bux– | 60Mä40Ku | *Sor auc* |
| Pammana 3 | B –> Bux– | 70Mä30Ku | *Lon xyl*, *Sor auc*, *Vib opu* |
| Võhma 1 | A –> Bux+ | 60Mä40Ku | *Lon xyl*, *Cor ave* |
| Võhma 2 | B –> Bux– | 60Ku40Mä | *Dap mez* |
| Võhma 3 | B –> Bux+ | 60Mä40Ku | ei esinenud |
| Odalätsi 1 | A –> Bux+* | 50Ku30Mä10Ka10Sa | *Cor ave* |
| Odalätsi 2 | B –> Bux– | 60Ku40Mä | *Cor ave*, *Lon xyl* |
| Odalätsi 3 | B –> Bux+ | 70Ku30Mä | *Cor ave* |
| Viieristi 1 | A –> Bux+ | 50Ku40Mä10Ka | *Lon xyl*, *Sor auc*, *Cor ave* |
| Viieristi 2 | B –> Bux– | 60Mä30Ku10Ka | ei esinenud |
| Viieristi 3 | B –> Bux– | 60Ku30Mä10Ka | *Cor ave*, *Lon xyl* |

* Erandlikult Bux+ ala, sest 2020. a välitööde käigus rohelist hiidkupart alalt ei leitud, ehki 2019. a kasvas prooviala piires lamapuul üks noor kupar.

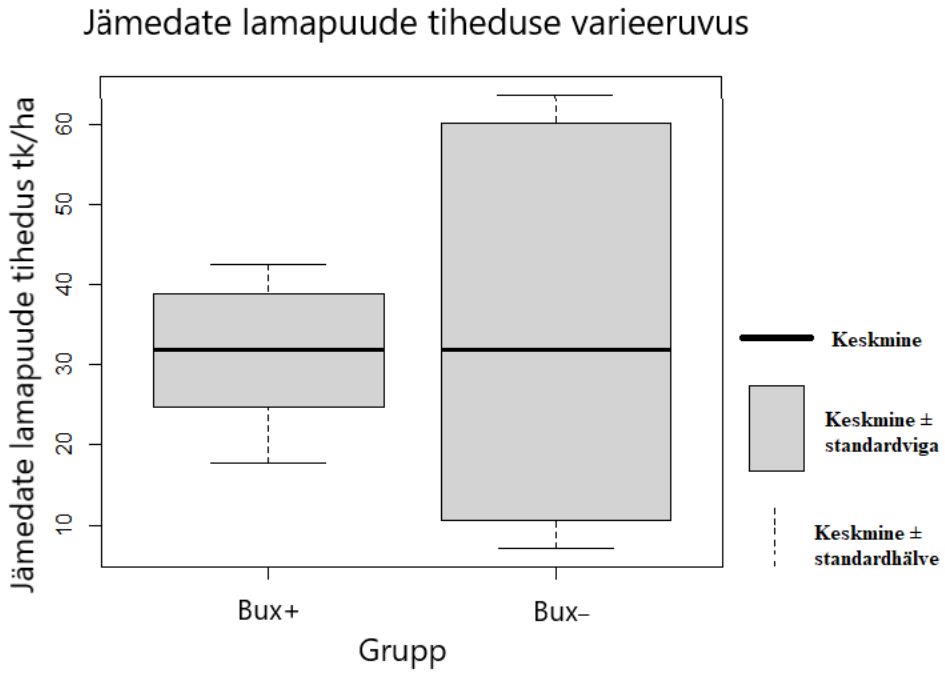
Uuringu eel oli rohelise hiidkupra esinemine teada neljal proovialal (tüüp A alad), uuringu lõpus aga viiel alal (Tabel 3), sest liiki leiti juurde kahelt tüüp B alalt (potentsiaalselt sobivaks peetud alad), kuid jäi taasleidmata ühel tüüp A alal (kaasati analüüsi siiski kui Bux+ ala; vt alamärkus Tabel; ning seega on nii grupis Bux+ kui ka grupis Bux– kokku kuus ala).

Rohelise hiidkupraga asustatud proovialade grupp (edaspidi kui Bux+) ja asustamata alade grupp (edaspidi Bux–) omavahel struktuuritunnuste osas statistiliselt oluliselt ei erinenud (T test; $p<0,05$, Tabel 4). Jämedate lamapuude (ø >20 cm) tiheduse varieeruvus rohelise hiidkupraga aladel (Bux+) oli väiksem, kui potentsiaalselt sobivatel, temaga asustamata aladel (Joonis 6). Lisaks oli ka grupis Bux+ üldine lamapuude (ø >10 cm) tihedus, keskmise jämedusfraktsiooni (ø 10-20 cm) lamapuude tihedus, puistu liituvus, kändude arv, vähe (kõduaste 1-2) ja palju (kõduaste 3-5) kõdunenud lamapuude tihedus ning >80% maapinnaga kontaktis olevate lamapuude tihedus mõnevõrra suuremate keskmiste väärtustega, kui grupp Bux– aladel. Samas olid kolme struktuuritunnuse – ø >20 cm jämedamate lamapuude tihedus, lamapuude kogumaht ja <80% maapinnaga kontaktis olevate lamapuude tihedus – rohelise hiidkupraga proovialade grupil väiksemate keskmiste väärtustega (Tabel 4). Samuti oli Bux+ proovialadel ühe võrra vähem alasid, kus esines põõsarinne.

Lamapuude maht varieerus kogu proovialade lõikes väga palju. Neist kõige suurem lamapuude maht (176,6 $m^3$/ha) oli Võhma 2 Bux– alal ja kõige väiksem maht (3,3 $m^3$/ha) oli Pammana 3 Bux– alal (Lisa 1; Lisa 4). Lamapuude tihedus, mis olid kontaktis maapinnaga >80%, varieerus alade vahel vähemal määral, kui lamapuude maht, ning nii Bux+ kui ka Bux– grupisisesed kõige madalamad väärtused olid Pammana piirkonna aladelt (Lisa 2; Lisa 4).

**Tabel 4.** Metsastruktuuri tunnuste väärtused rohelise hiidkupraga asustatud (Bux+) ja asustamata (Bux–) aladel ning gruppidevahelise võrdluse statistiline olulisus T-testi põhjal.

| **Tunnus** | **Bux+ n=6** | **Bux- n=6** | **df** | **t=** | **p=** |
|---|---|---|---|---|---|
| Keskmine liituvus | 0,4 | 0,3 | | | |
| Põõsarindega proovialade arv | 4 | 5 | | | |
| Lamapuude ø>10 cm keskmine tihedus (tk/ha) | 96,1 | 83,2 | 10 | -0,49 | 0,634 |
| Lamapuude ø>10 cm keskmine maht ($m^3$/ha) | 32,8 | 51,6 | 10 | 0,70 | 0,514 |
| Lamapuude ø 10-20 cm (miinumum), keskmine ja (maksimum) tihedus (tk/ha) | (7,1) 64,9 (113,2) | (10,6) 49 (92) | 10 | -0,85 | 0,413 |
| Lamapuude ø 20+ cm (miinimum), keskmine ja (maksimum) tihedus (tk/ha) | (17,7) 31,3 (42,5) | (7,1) 34,2 (63,7) | 10 | 0,27 | 0,799 |
| Lamapuud kõduastmega 1-2 keskmine tihedus (tk/ha) | 12,4 | 11,2 | 10 | -0,17 | 0,865 |
| Lamapuud kõduastmega 3-5 keskmine tihedus (tk/ha) | 83,7 | 72 | 10 | -0,46 | 0,655 |
| Lamapuude keskmine tihedus, mis olid maapinnaga kontaktis >80% (tk/ha) | 74,9 | 56,6 | 10 | -0,88 | 0,401 |
| Lamapuude keskmine tihedus, mis olid maapinnaga kontaktis 50-79% (tk/ha) | 8,8 | 11,8 | 10 | 0,63 | 0,546 |
| Lamapuude keskmine tihedus, mis olid maapinnaga kontaktis 20-49% (tk/ha) | 7,1 | 7,7 | 10 | 0,24 | 0,818 |
| Lamapuude keskmine tihedus, mis olid maapinnaga kontaktis <20% (tk/ha) | 5,9 | 6,5 | 10 | 0,16 | 0,875 |
| Kändude arv (tk/prooviala) | 15 | 11 | | | |

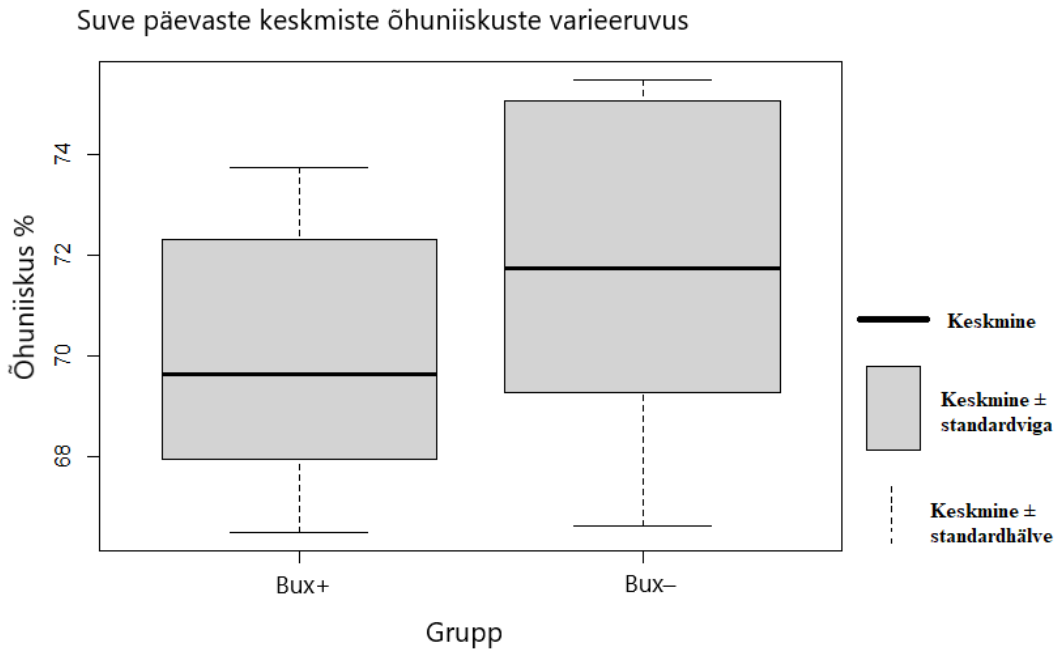



**Joonis 6.** Jämedate (ø>20 cm) lamapuude keskmine tihedus ja selle varieeruvus kahe proovialade grupi vahel (Bux+ - rohelise hiidkupraga asustatud ala; Bux– - rohelise hiidkupraga asustamata, kuid potentsiaalselt sobiv ala).

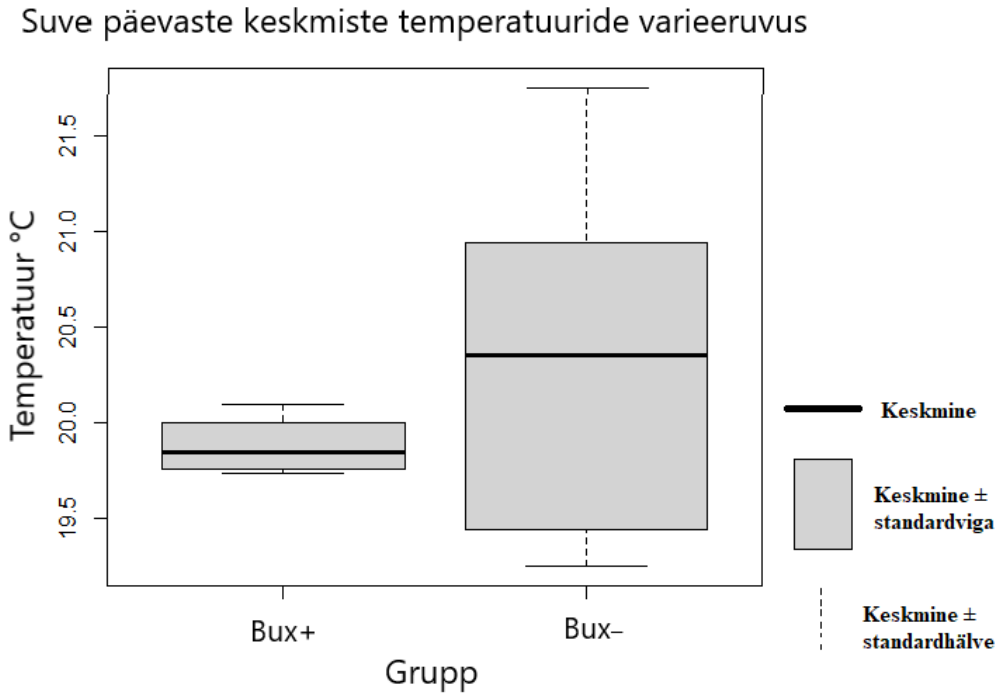
## 3.2 Proovialade ilmastikutingimused

Keskmine suhteline õhuniiskus suvekuude (juuni, juuli, august) päevasel (kl 13-17) perioodil oli hiidkupraga asustamata aladel 2% võrra kõrgem kui hiidkupraga asustatud aladel, ning statistiliselt see erinevus oluline ei olnud (Tabel 5). Samuti ei näidanud gruppide vaheline suvekuude päevase õhuniiskuse varieeruvus olulisi erinevusi (Joonis 7). Juulikuu päevase suhtelise õhuniiskuse keskmised tulemused olid gruppide vahel väga sarnased ja erinesid ainult 0,2% võrra (Tabel 5).

Kõrgemad keskmised väärtused Bux– aladel olid ka temperatuuri näitudes: suvekuude päevased keskmised temperatuurid olid ~0,4 °C võrra kõrgemad, ning juulikuu päevased keskmised temperatuurid ~0,5 °C võrra kõrgemad ning need temperatuuride erinevused ei olnud statistiliselt olulised (Tabel 5). Suvekuude päevaste keskmiste temperatuuride erinevused gruppide vahel ei olnud suured, kuid temperatuuri varieeruvus grupis Bux– oli märkimisväärne – keskmine varieerus kahe ja poole kraadi piires Bux– aladel, kuid Bux+ aladel vähem kui poole kraadi piires (Joonis 8).




**Joonis 7.** Suvekuude (juuni, juuli, august) päevaste (ajavahemik 13-17) suhtelise õhuniiskuste keskmine ja selle varieeruvus kahe prooviala grupi vahel (Bux+ - rohelise hiidkupraga asustatud ala; Bux– - rohelise hiidkupraga asustamata, kuid potentsiaalselt sobiv ala).



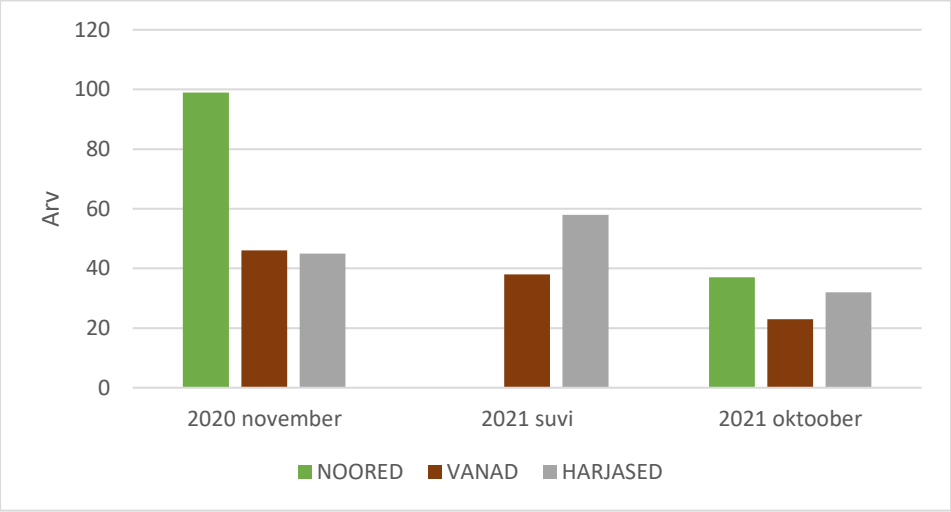

**Joonis 8.** Suvekuude (juuni, juuli, august) päevaste (ajavahemik 13-17) temperatuuride keskmine ja selle varieeruvus kahe prooviala grupi vahel (Bux+ - rohelise hiidkupraga asustatud ala; Bux – - rohelise hiidkupraga asustamata, kuid potentsiaalselt sobiv ala).

**Tabel 5.** Rohelise hiidkupraga (Bux+) ja rohelise hiidkuprata (Bux–) proovialade keskmised päevased (kella 13-17 vahel) temperatuurid ja suhtelised õhuniiskused erinevatel ajaperioodidel koos gruppide vahelise T-testi tulemustega.

| Tunnus | Bux+ n= 6 | Bux– n=6 | df | t= | p= |
|---|---|---|---|---|---|
| **Keskmine temperatures °C** | | | | | |
| Kogu aja-periood (aasta) | 8,9 | 9,1 | 10 | -1,2 | 0,289 |
| Suvekuud | 19,9 | 20,3 | 10 | -1,8 | 0,292 |
| Juuli | 22,6 | 23,1 | 10 | -1,07 | 0,332 |
| **Keskmine suhteline õhuniiskus (%)** | | | | | |
| Kogu aja-periood (aasta) | 74,4 | 78,4 | 10 | -0,84 | 0,422 |
| Suvekuud | 70,0 | 71,7 | 10 | -0,96 | 0,359 |
| Juuli | 71,7 | 71,9 | 10 | -0,09 | 0,928 |

## 3.3 Rohelise hiidkupraga asustatud lamapuude omadused ja kuparde esinemise dünaamika ühe aasta jooksul

Kõigil 2020. aastal rohelise hiidkupraga asustatud alade (prooviala tüüp A, vt Tabel 3) oli noorte ja vanade kuparde arv võrreldes 2021. a asustatud lamapuudega suurem (Joonis 9). Rohelise hiidkupra eoskupardeta harjaste koguarv tõusis 2021. aasta suveks, kuid langes 2021. aasta oktoobriks (Joonis 8).




**Joonis 8.** Noorte ja vanade eoskuparde ning eoskuprata harjaste arvud kolmel kontrollkorral ühe aasta jooksul (2020-2021). Joonisel on arvestatud 12. proovialade kõigil asustatud lamapuudel leitud eoskuparde summaarse arvuga. Suvel noored eoskuprad puuduvad, sest ilmuvad alles hilissügisel või varatalvel.

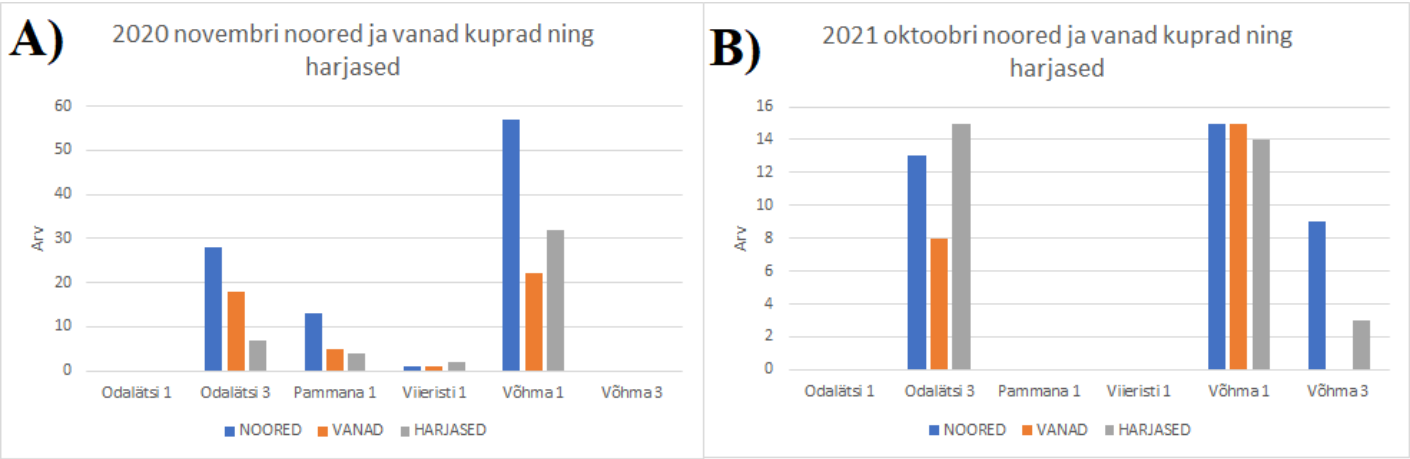
Kõige suuremad alapõhised muutused eoskuparde arvus olid alal Võhma 1 (Bux+), sest noorte eoskuparde arv lamapuudel vähenes 42 kupra võrra, ning vanade eoskuparde koguarv vähenes seitsme kupra võrra (Tabel 6; Joonis 10).

Lamapuude koguarvu muutus, kust rohelist hiidkupart leiti, oli samuti negatiivse trendiga (Lisa 3). 2020. aastal leiti 12 prooviala kohta 16 rohelise hiidkupraga asustatud lamapuud, noorte eoskuparde koguarvuga 99, vanade eoskuparde koguarvuga 46 ning harjaste koguarvuga 45 (Joonis 9). 2020. aastal leitud hiidkupraga asustatud lamapuudest kolm olid proovialalt, kust 2019. a liigi esinemine ei olnud teada (tüüp B ala, Odalätsi 3 prooviala). Rohelise hiidkupraga asustatud lamapuudest 11 olid Võhma piirkonnast (Tabel 6). 2021. aasta suvel tehtud välitöödel leiti 12 prooviala kohta aga vähem, kokku 12 rohelise hiidkupraga asustatud lamapuud, vanade eoskuparde koguarvuga 38 ja harjaste koguarvuga 58, ning noori eoskupraid ei leitud, kuna noored ilmuvad alles hilissügisel või varatalvel (Joonis 9). 2021. aasta oktoobris tehtud välitöödel leiti aga vaid 6 rohelise hiidkupraga asustatud lamapuud, noorte eoskuparde koguarvuga 37, vanade eoskuparde koguarvuga 23 ning harjaste koguarvuga 32 (Joonis 9). 2021. aasta oktoobris leitud rohelise hiidkupraga asustatud lamapuudest üks asus alal, kus polnud varem hiidkupra esinemine teada (Võhma 3 prooviala). Seega lisandus selle uurimistöö käigus liigile kaks uut leiukohta.

Kokku leiti välitöödel ühe aasta vältel 18 rohelise hiidkupraga asustatud substraadiüksust, neist 13 olid männi-, ning ülejäänud viis, kuuse-lamapuud (Tabel 6). Lamapuude diameeter varieerus vahemikus 10 – 50 cm, kõduaste varieerus vahemikus skaalal 2-5, ning 18-st substraadiüksusest 13-l määrati maksimaalne kõduaste (5). Kupraga asustatud lamapuude kontakt maapinnaga varieerus vahemikus 30%-100%, millest 15 lamapuud olid maapinnaga kontaktis rohkem kui 80% ulatuses (Tabel 6).

**Tabel 6.** Rohelise hiidkupraga 2020-2021 aastal asustatud lamapuud. Mä- Mänd, Ku- Kuusk, I-V on kõduaste, N- noor kupar, V- vana kupar, H- harjas, ID number – GPSi punkti number (Keskpunkt - prooviala keskpunktiks olev lamapuu)

| **Ala nimi ja lamapuu ID** | **Puuliik ja kõduaste** | **Dmax (cm)** | **Maapinnaga kontakt (%)** | **Kuparde arv (N/V/H)** | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | | | | Okt.20 | Aug.21 | Okt.21 |
| Viieristi 1 ID keskpunkt | Ku IV-V | 28 | 100 | 1/1/2 | 0/1/0 | - |
| Viieristi 1 ID 1088 | Ku II-V | 10 | 30 | - | 0/2/0 | - |
| Odalätsi 3 ID 1154 | Mä IV-V | 19 | 100 | 6/5/7 | 0/4/6 | 2/5/5 |
| Odalätsi 3 ID 1155 | Mä III-V | 17 | 100 | 17/5/0 | 0/13/8 | 9/2/2 |
| Odalätsi 3 ID 1156 | Mä II-III | 30 | 60 | 5/8/0 | - | 2/1/8 |
| Pammana 1 ID keskpunkt | Mä III-IV | 34 | 90 | 13/5/4 | 0/2/6 | - |
| Võhma 1 ID 1224 | Mä II-IV | 11 | 100 | 8/3/0 | 0/1/1 | - |
| Võhma 1 ID 1225 | Mä IV-V | 16 | 30 | 0/1/0 | 0/1/0 | - |
| Võhma 1 ID 1232 | Ku IV-V | 19 | 100 | 1/1/0 | 0/1/0 | - |
| Võhma 1 ID 1247 | Mä IV-V | 24 | 100 | 15/0/0 | 0/0/9 | - |
| Võhma 1 ID 1248 | Mä IV-V | 23 | 100 | 17/0/4 | 0/0/15 | - |
| Võhma 1 ID 1249 | Mä IV-V | 16 | 100 | 11/10/1 | 0/9/3 | 15/13/7 |
| Võhma 1 ID 1251 | Mä II-V | 10 | 80 | 0/7/7 | 0/4/10 | 0/2/7 |
| Võhma 1 ID 862 | Mä IV-V | 21 | 100 | 0/0/20 | - | - |
| Võhma 1 ID 855 | Ku IV-V | 15 | 100 | 1/0/0 | - | - |
| Võhma 1 ID 854 | Mä III-IV | 50 | 100 | 2/0/0 | - | - |
| Võhma 1 ID 851 | Ku II-IV | 18 | 100 | 2/0/0 | - | - |
| Võhma 3 ID 1451 | Mä III-V | 15 | 95 | - | - | 9/0/3 |




**Joonis 9.** Noorte ja vanade eoskuparde ning harjaste kogused Bux+ proovialade piires. A) 2020. a. novembris kokku loetud eoskuprad ja harjased. B) 2021. a. oktoobris kokku loetud eoskuprad ja harjased.

# 4. Arutelu

## Metsastruktuuri ja rohelise hiidkupra substraadi tunnused

Töö tulemuste põhjal selgus, et kõik registreeritud substraadid, millelt roheline hiidkupar leiti, olid okaspuud. See kinnitab varasemalt teada olevaid rohelise hiidkupra ökoloogilisi nõudlusi, et roheline hiidkupar asustab tavaliselt okaspuu lamapuitu (Wikilund, 2002; Wikilund 2004; Holá et al., 2014). Siiski, Euroopa lõunapoolsemates piirkondades, näiteks Austrias, Ungaris, Poolas, Tšehhis, Prantsusmaal, Horvaatias ja Rumeenias on rohelist hiidkupart leitud ka lehtpuu kõdupuidul ja isegi maapinnalt (Kropik et al., 2021; Deme et al., 2020; Brewczynski et al., 2021; Holá et al., 2014; Guillet et al., 2021; Deme & Csiky, 2021; Goia & Gafta, 2019). See viitab, et roheline hiidkupar ei ole oma Euroopa leviala piires nii substraadispetsiifiline liik, nagu varasemad tööd on näidanud (e.g. Berg et al., 2002). Ehkki kõik uuringu proovialad olid okaspuu enamusega puistud, esines neis ka sobivas kõduastmes lehtpuu-lamapuitu; samas rohelist hiidkupart lehtpuu kõdupuidult siiski ei leitud. Samuti näitavad töö tulemused, et kõigis potentsiaalselt liigile sobivates okaspuu enamusega puistutes rohelist hiidkupart siiski ei esine.

Võrreldes rohelise hiidkupraga asustatud ja asustamata, kuid potentsiaalselt sobivaid alasid, ei erinenud need struktuuritunnuste osas statistiliselt oluliselt, kuigi rohelise hiidkupraga asustatud aladel oli puistu keskmine liituvus 10% võrra suurem, mis viitab metsa liituvuse olulisusele rohelise hiidkuprale, sest puude võrastik tagab sammaldele varjulisema ja niiskema mikrokliima. Puistu liituvuse olulisust tõid esile ka Kanada teadlased vanametsa struktuurielementide mõju uurides epiksüülsetele sammaldele (Opoku-Nyame et al., 2021). Teisalt võib rohelise hiidkupra jaoks liituvuse mõju seisneda pigem metsaaluse niiskemas mikrokliimas kui valgustingimuste otseses mõjus, mida on ka välja toodud Spitale & Mair (2017) töös rohelise hiidkupra leviku kohta Itaalias.

Keskmine lamapuude (läbimõõduga alates 10 cm) tihedus oli rohelise hiidkupraga asustatud aladel kõrgem kui asustamata, ent potentsiaalselt sobivateks peetud aladel, mis viitab rohelise hiidkupra nõudlust lamapuidu hulga järele. Seda kinnitab ka Spitale & Mair (2017) uurimistöö, kus leiti, et kõdupuidu hulk (täpsemalt vahemikus 48-61 $m^3$/ha) on üks paremaid rohelise hiidkupra esinemist ennustavaid tunnuseid. Ka teistes uuringutes on välja toodud jämeda lamapuidu olemasolu tähtsus rohelisele hiidkuprale (Guillet et al., 2021; Bunell & Houde, 2010; Jonsson et al., 2005; Odor & van Hees, 2004; Andersson & Hytteborn, 1991). Minu töö tulemused aga viitavad, et jämeda-mõõtmelised (läbimõõduga alates 20 cm) lamapuud ei ole

tõenäoliselt olulisemad kui lamapuud, mille läbimõõt jääb vahemikku 10-20 cm, sest rohelise hiidkupraga asustatud aladel oli taoliste lamapuude keskmine tihedus mõnevõrra suurem (25%) kui jämedate lamapuude keskmine tihedus. Ehkki uuritavad jämedusvahemikud pole uuringutes ühesugused on peenemamõõtmeliste lamapuude olulisust välja toodud ka Brewczynski et al., (2021) töös, kus leiti, et lamapuudel (läbimõõduga < 7 cm ja 7-30 cm) oli rohelise hiidkupra sporofüütide tihedus suurem kui läbimõõduga 30-50 cm lamapuudel. Huvitav oli aga see, et jämedate (>20 cm läbimõõdus) lamapuude tiheduse varieeruvus oli rohelise hiidkupraga aladel väiksem, mis võib viidata sellele, et rohelise hiidkupra "täisväärtuslikuks" eluks on vaja vähemalt teatud koguses jämedamat lamapuitu. On ka leitud, et jämeda mõõtmelisel lamapuidul võivad hakata domineerima paremini levivad liigid, ning roheline hiidkupar tõrjutakse konkurentsi tulemusel välja (Deme et al., 2020; Wikilund, 2002; Holá et al., 2014). Samas on näidatud, et mida vähem on rohelisele hiidkuprale sobivat elupinda, seda väiksem on ka tõenäosus, et roheline hiidkupar proovialal esineb (Spitale & Mair, 2017).

Rohelise hiidkupraga asustatud aladel oli lamapuude tihedus suurem, kuid üllatuslikult, keskmine lamapuude maht aga väiksem. See tulemus viitab sellele, et rohelise hiidkupraga asustatud aladel on küll palju lamapuitu, kuid need on peenemõõtmelised. Keskmine lamapuude maht oli rohelise hiidkupraga asustamata, kuid potentsiaalselt sobivatel aladel 18,8 $m^3$/ha võrra suurem kui rohelise hiidkupraga aladel, kuigi see erinevus statistiliselt oluline ei tulnud. Tulemust mõjutas kindlasti ka see, et ühel hiidkuprata potentsiaalselt sobival alal (Võhma piirkond) oli keskmine lamapuude maht ligikaudu neli korda suurem (176,6 $m^3$/ha) kui oli kõige suurema keskmise mahuga hiidkupraga asustatud alal (46,1 $m^3$/ha). Selline erakordselt suur erinevus mõjutab ka gruppide vahelisi keskmise väärtusi. Kuna sobiva kõdupuidu esinemise maht oli väga varieeruv on antud tulemuste põhjal raske hinnata lamapuidu mahu olulisust rohelise hiidkupra leidmisel. Selle selgitamiseks oleks tõenäoliselt vaja suurendada proovialade hulka ja prooviala pinda.

Paljude teiste maade uuringute põhjal on selgunud, et lamapuidu kõduaste (just hilisemas lagunemisstaadiumis 3-5) on üks olulisemaid kasvupinna tunnuseid, mis mõjutab rohelise hiidkupra esinemist (Wikilund, 2002; Brewczynski et al., 2021; Kropik et al., 2021). Saaremaal uuritud proovialade gruppide vahel väga kõdunenud (kõduaste 3-5) lamapuude keskmine tihedus siiski statistiliselt oluliselt ei erinenud, mis võib tuleneda antud uurimistöö valimi väiksusest ja alade omavahelises lamapuude arvu suurest varieeruvusest. Samas viitavad töö tulemused, et kasvupinna kontakt maapinnaga võib olla üks mõjuv faktor rohelise hiidkupra

esinemisel, sest hiidkupraga asustatud proovialadel olid rohkem kui 80% maapinnaga kontaktis olevate lamapuude tihedus mõnevõrra suurem (74,9 tk/ha võrreldes hiidkupraga asustamata proovialadega 56,6 tk/ha), ehkki erinevus statistiliselt oluline ei olnud. Kontakt maapinnaga on oluline lamapuidu kõduastmega seotud tegur, sest on osa lamapuidu lagunemisprotsessist (Ódor et al., 2001). Kuna jämedamad väga kõdunenud lamapuud on suurema veesisaldusega ja hoiavad paremini vett (Haughian & Frego, 2017), siis võib lamapuidu suurem kontakt maapinnaga tähendada ka soodsamaid tingimusi rohelise hiidkupra eluks. Substraadi kontakti maapinnaga tähtsust on uurinud ka Guillet et al. (2021), näidates, et roheline hiidkupar oli leitav peaaegu alati just substraatidelt, mis olid täielikult kontaktis maapinnaga. Kahjuks, see uurimistöö on vaid ainus võrreldav töö, kuhu oli kaasatud substraadi kontakti ulatust maapinnaga, seega tuleks edaspidi rohelise hiidkupra leviku uurimisel hinnata ka substraadi kontakti maapinnaga. Seda enam, et proovialade piires <50% maapinnaga kontaktis olnud lamapuudel esines igas kõduastmes lamapuid, kuid vähene kontakt maapinnaga ei soosinud rohelise hiidkupra esinemist lamapuidul.

## Proovialade ilmastikutingimuste mõjud

Senised uuringud on näidanud, et temperatuur ja õhuniiskus on olulised rohelise hiidkupra esinemist mõjutavad ilmategurid (Kropik et al., 2021a), sealjuures eriti olulised on suvised põua-perioodid ja kõrged õhutemperatuurid (Kropik et al., 2021a; Wikilund 2002; Holá et al., 2014). Ilmastiku parameetrite osas käesolevas töös uuritud kahe grupi (rohelise hiidkupraga asustatud ja asustamata, kuid potentsiaalselt sobilikud alad) vahel statistiliselt olulisi erinevusi ei tulnud. Samas, ehkki hiidkupraga asustatud alade grupi suvekuude päevane keskmine temperatuur oli vaid poole kraadi võrra madalam, oli keskmise väärtuse hajuvus palju kitsamas vahemikus (<0,5 kraadi), kui potentsiaalsetel, ent asustamata aladel (u 2 kraadi). Kropik et al. (2021a) uuringu tulemused rohelise hiidkupra kliima ja elupaiga eelistuste kohta näitasid samuti rohelise hiidkupraga asustatud alade madalamat temperatuuri, kus hiidkupraga asustatud aladel oli keskmine temperatuur ligikaudu kahe kraadi võrra madalam.

Aasta suhteline õhuniiskus oli rohelise hiidkupraga asustatud aladel keskmiselt 5% võrra väiksem kui hiidkupraga asustamata aladel ning vähene erinevus oli ka suvekuude päevase keskmises, kus rohelise hiidkupraga asustatud aladel oli suhteline õhuniiskus ligikaudu 2% võrra väiksem kui hiidkupraga asustamata aladel. Käesoleva uurimistöö tulemustele põhinedes

ei saa seetõttu öelda, et metsa niiskustingimused on oluline tegur, mis mõjutab rohelise hiidkupra esinemist, nagu on välja toodud mitmes varasemas uuringus (Holá et al., 2014; Spitale & Mair, 2017; Kropik et al., 2021a). Selle põhjuseks võib olla see, et uuritavad alad olid kõik Saaremaal, mis ongi merelisema kliimaga, seega tuleks edaspidi kaasata uuringutesse ka mandri-Eestis esinevaid asustatud elupaiku.

## Kuparde esinemise dünaamika aastatel 2020 ja 2021

Võrreldes 2020. aasta novembriga, oli 2021. aasta oktoobris kõikide registreeritud rohelise hiidkupraga asustatud lamapuude kohta, noorte ja vanade kuparde koguarv väiksem. Sarnane muutus registreeriti ka lamapuude arvus, millel roheline hiidkupar 2020. aastal oli leitud (st. 16-st lamapuust 10-l enam 2021. aasta oktoobris rohelise hiidkupra eoskupraid ei leitud). Selline liigiga asustatud lamapuude arvu ja eoskuparde arvu lamapuul vähenemine võib olla seletatav sellega, et roheline hiidkupar oli välitööde ajal gametofaasis ning seetõttu ka raskemini märgatav, sest rohelise hiidkupra võsud on vaevalt paar millimeetrit kõrged (Guillet et al., 2021; Brewczynski et al., 2021). Sporofaasis kannab taim suuri eoskupraid ning on looduses paremini märgatav (Heras & Infante, 2018). Rohelise hiidkupra esinemist metsas gametofaasina kinnitab ka Guillet et al. (2021) uuring Prantsusmaal. Arvestades üldist kliimasoojenemist ja seda, et 2021. aasta suvi oli Eestis kõigi aegade kõige soojem, siis võib olla tõsi, et klimaatilised tingimused ei olnud rohelise hiidkupra sporofüütide moodustamiseks 2021. aasta suvel piisavalt soodsad ja liik võis esineda vaid gametofaasis ning ei jõudnud sporofaasi.

Kõige suurem rohelise hiidkupraga asustatud lamatüvede arv oli nii 2020. aasta novembris (11), kui ka 2021. aasta augustis (7) Võhma piirkonna alal #1. 2021 aasta oktoobriks aga oli samal proovialal alles kaks rohelise hiidkupraga asustatud lamapuud (Tabel 6). Sellele järgnes Odalätsi piirkonna ala #3, kus 2020. aasta novembris oli kolm hiidkupraga asustatud lamatüve, 2021. aasta augustis kaks hiidkupraga asustatud lamatüve ja 2021. aasta oktoobris jällegi kolm lamatüve (Tabel 6). Seevastu aga olid Viieristi piirkonna ala #1 ja Pammana piirkonna ala #1 kõige vaesemad nii rohelise hiidkupraga asustatud lamapuidu kui ka loendatud eoskuparde koguarvu poolest, seda nii 2020. kui ka 2021. aastal. Need tulemused võivad olla tingitud sellest, et Võhma ja Odalätsi piirkonna aladel oli lamapuude keskmine tihedus ~1.8 korda

suurem kui Pammana ja Viieristi piirkonna aladel. Sarnaselt, oli ka Võhma #1 ja Odalätsi #3 keskmine lamapuude maht umbes kaks korda suurem kui Pammana #1 ja Viieristi #1 aladel.

2020. aasta välitööde käigus leiti ka üks uus rohelise hiidkupra leiukoht (Odalätsi #3), kolme lamapuuga, mis olid rohelise hiidkupra poolt asustatud. 2021. aasta välitööde käigus leiti lisaks ka teine uus rohelise hiidkupra leiukoht (Võhma #3), kus roheline hiidkupar asustas ühte lamapuud. See viitab, et rohelise hiidkupra lokaalne levik võib olla laialdasem, kui seda varasemalt on arvatud, ning toob esile potentsiaalsete lokaalpopulatsioonide otsimise ja dünaamika uurimise tähtsuse (antud uuring) ning vajaduse laiendada uuringuid ka mandri-Eesti asurkonnale. Uuringu tulemuste põhjal ei saa paraku anda selgeid juhiseid, kuidas valida potentsiaalsete leiukohtade inventuurideks suurema leidmispotentsiaaliga alasid, seda enam, et metsaregistrist lamapuude arvu ja mahu andmeid kirjas pole. Kuid võib väita, et rohelise hiidkupra uuringutel peaks olema proovialasid rohkem või peaksid proovialad olema palju suuremad. Seda kinnitab ka 2021. a sügisel tehtud ülepinnaline inventuur proovialasid ümbritsevatel metsaeraldistel, kus rohelise hiidkupraga asustatud lamapuid leiti, ka aladelt, kus prooviala piires rohelist hiidkupart ei olnud leitud.

# Kokkuvõte

Roheline hiidkupar (*Buxbaumia viridis*) on haruldane ja ohustatud sammaltaim Eestis ja kogu Euroopas, mis kasvab tavapäraselt vanades okaspuu enamusega loodusmetsades väga lagunenud kõdupuidul. Kõdupuidu olemasolu ja klimaatilised tingimused on rohelise hiidkupra leidmisel kriitilise tähtsusega, kuna liik eelistab varjulist ja niisket elupaika. Lageraietega kaasneva elupaikade killustumine ja lamapuidu eemaldamine metsadest koosmõjus tänapäevaste kliimamuutustega muudavad niiskus- ja valgustingimused liigile ebasoodsateks. Sellegipoolest on viimaste aastate jooksul registreeritud mitmeid uusi rohelise hiidkupra leiukohti lääne-Eesti saartelt kui ka mandrilt.

Magistritöös uuriti rohelise hiidkupraga asustatud ja asustamata, kuid potentsiaalselt sobivaid metsaalasid Saaremaa asurkonnas, eesmärgiga kirjeldada rohelise hiidkupra elupaikade ja potentsiaalselt sobivate elupaikade ökoloogilisi tingimusi, et selgitada liigi elupaiga nõudlusi ning võrrelda ühe aasta vältel toimunud sporofüütide arvu muutusi. Uuring hõlmas 12 prooviala, mis paiknesid Saaremaal erinevates piirkondades (Pammana, Võhma, Odalätsi ja Viieristi), ning igas piirkonnas oli ühel proovialal rohelise hiidkupra esinemine varasemalt teada. Igal proovialal mõõdeti elupaikade, mikrokliima ja populatsiooni suuruse tunnuseid ühe aasta jooksul.

Magistritöö tulemusena ei tulnud ühtegi statistiliselt olulist tulemust, mille põhjuseks on tõenäoliselt antud uurimistöö valimi väiksus. Sellegipoolest olid enamus rohelise hiidkupraga asustatud proovialade metsastruktuuri tunnuste keskmised väärtused potentsiaalselt sobivate, kuid liigiga asustamata alade omadest suuremad. Suvekuude päevased keskmised temperatuurid olid samuti suuremate keskmiste väärtustega aladel, kus oli olemas roheline hiidkupar, seevastu aga oli suhteline niiskus suvekuudel väiksemate keskmiste väärtustega. Tulemused näitasid ka noorte ja vanade eoskuparde koguarvus ühe aasta jooksul negatiivset trendi. Samasugune negatiivne trend ilmnes ka rohelise hiidkupraga asustatud lamatüvede koguarvus. Sellegi poolest leiti välitööde käigus kaks uut rohelise hiidkupra leiukohta Võhma ja Odalätsi piirkonnast, neljal liigiga asustatud tüvel.

Kokkuvõtvalt viitab käesolev uurimitöö sellele, et kõigis potentsiaalselt liigile sobivates okaspuu enamusega puistutes rohelist hiidkupart ei esine. Sellegipoolest võib aga liigi lokaalne levik olla laialdasem kui seda varem on arvatud ning edasistel rohelise hiidkupra uuringutel

peaks kasutama rohkem ning suuremaid proovialasid, kaasates uuringutesse ka mandri-Eesti elupaiku.

# Summary

Green shield-moss (*Buxbaumia viridis*) is a rare and endangered bryophyte in Estonia and throughout Europe, which traditionally grows on highly decayed wood in highly deciduous old-growth natural forests. The presence of coniferous deadwood, combined with climatic conditions, are most important in finding the species, as it prefers a shady and humid habitat. The fragmentation of habitats associated with clear-cutting and the removal of deadwood from forests, combined with modern climate change, are changing the moisture and light conditions unfavourable to the species. Nevertheless, in recent years, the number of known localities of *Buxbaumia viridis* have risen notably on the western islands of Estonia, and new localities have also been found on the mainland.

In this thesis, inhabited and uninhabited but potentially suitable forest areas were studied in Saaremaa, with the aim of describing the ecological conditions of *Buxbaumia viridis* habitats and potentially suitable habitats in order to explain the species habitat demands and compare the changes in sporophyte numbers during one year. The study included 12 sample areas located in different regions of Saaremaa (Pammana, Võhma, Odalätsi and Viieristi), where the presence of *buxbaumia viridis* in one samle area in each region was previously known. Habitat, microclimate, and population size characteristics were measured in each plot over one year.

As a result, no statistically significant results were obtained, which is probably due to the small sample size of the work. Nevertheless, the average values of the forest structure characteristics of the sample areas where *Buxbaumia viridis* was found were higher than those of potentially suitable but inhabited areas. The daily average temperatures during summer were higher in areas inhabited by the species, while relative humidity was lower. The results also showed a negative trend in the total number of young and old sporophytes in one year. A similar negative trend was observed in the total number of deadwoods inhabited by the species. Nevertheless, during the fieldworks, two new *Buxbaumia viridis* locations were found in the Võhma and Odalätsi area, on four deadwood pieces.

In summary, the present study suggests that *Buxbaumia viridis* is not present in all potentially suitable coniferous stands, but the local distribution of the species may be more widespread than previously thought, and further studies should include larger and more sample plots, including the habitats of the mainland Estonia.

# Tänuavaldused

Esiteks soovin siiralt tänada oma professionaalseid ja alati abivalmis juhendajaid Piret Lõhmust ja Kai Vellakut, kes olid minu uurimistöö koostamisel hindamatu väärtusega. Tänu teie kiirele ja põhjalikule abile, sai läbi viidud edukad välitööd ja koostatud käesolev uurimistöö. Soovin tänada ka Asko Lõhmust, tänu kellele sain magistritöö tegemise toetuseks stipendiumit, mis aitas katta välitööde, kui ka üldiseid kulutusi - PRG 1121 „Ökosüsteemide taastuvus hüdroloogiliselt ümberkujundatud ja majandatavates loodusmaastikes“. Välitöödele aitas kaasa ka Hardi Tees. Suur aitäh kõikidele!

# Kasutatud kirjandus


Andersson, I. L., Hytteborn, H. (1991). Bryophytes and decaying wood – a comparison between managed and natural forest. *Holarctic Ecology,* 14, 121-130.

Barbe, M., Bouchard, M., Fenton, J. N. (2020). Examining boreal forest resilience to temperature variability using bryophytes: forest type matters. *Ecosphere*, 11 (8), 1-12

Berg, A., Gärdenfors, U., Hallingbäck, T., Noren, M. (2002). Habitat preferences of red-listed fungi and bryophytes in woodland key habitats in southern Sweden – analyses of data from a national survey. *Biodiversity and Conservation*, 11, 1479-1503.

Boch, S., Berlinger, M., Fischer, M., Knop, E., Nentwig, W., Türke, M., Prati, D. (2013). Fern and bryophyte endozoochory by slugs. *Oecologia,* 172, 817-822.

Bowen-Jones, E., Entwistle, A. (2002). Identifying appropriate flagship species: the importance of culture and local contexts. *Oryx,* 36 (2), 189-195.

Brewczyński, P., Grałek, K., Bilański, P. 2021. Occurrence of the Green Shield-Moss Buxbaumia viridis (Moug.) Brid. in the Bieszczady Mountains of Poland. – *Forests 2021*, 12, 374, 1-16.

Bunell, L. F., Houde, I. (2010). Down wood and biodiversity – implications to forest practices. *Environmental Reviews,* 18, 397-421.

Caro, T., Engilis Jr, A., Fitzherbert, E., Gardner, T. (2004). Preliminary assessment of the flagship species concept at a small scale. *Animal Conservation,* 7, 63-70.

Council of the European Communities. (1992). Council Directive 92/43//EEC of 21 May 1992 on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora. *Official Journal of the European Union,* L206 (35) 7-50.

Deme, J., Csiky, J. (2021). Development and survival of *Buxbaumia viridis* (Moug. ex DC.) Brid. ex Moug. & Nestl. Sporophytes in Hungary. *Journal of Bryology,* 43 (3), 213-223.

Deme, J., Erzberger, P., Kovac, D., Toth, I. Z., Csiky, J. (2020). *Buxbaumia viridis* (Moug. ex Lam. & DC.) Brid. ex Moug. & Nestl. in Hungary predominantly terricolous and found in managed forests. *Cryptogamie, Bryologie*, 41 (8): 89-103.

Doerfler, I., Cadotte, W. M., Weisser, W. W., Müller, J., Gossner, M. M., Heibl, C., Bässler, C., Thorn, S., Seibold, S. (2020). Restoration-oriented forest management affects community assembly patterns of deadwood-dependent organisms. *Journal of Applied Ecology,* 57, 2429-2440.

Dragicevic, S., Papp, B., Erzberger, P. (2012). Distribution of *Buxbaumia viridis* (Moug. Ex Lam. et DC.) Brid. ex Moug. et Nestl. (Bryophyta) in Montenegro. *Acta Botanica Croatica,* 71 (2), 365-370.

Dynesius, M., Gibb, H., Hjälten, J. (2010). Surface Covering of Downed Logs: Drivers of a Neglected Process in Dead Wood Ecology. *PLoS ONE*, 5(10), *1-10*.

Dynesius, M., Olsson, J., Hjälten, J., Löfroth, T., Roberge, J. (2021). Bryophyte species composition at the stand scale (1 ha) – Differences between secondary stands half a century after clear-cutting and older semi-natural boreal forests. *Forest ecology and Management,* 482, 1-11.

Fravolini, G., Egli, M., Derungs, C., Cherubini, P., Ascher-Jenull, J., Gomez-Brandon, M., Bardelli, T., Tognetti, R., Lombardi, F., Marchetti, M. (2016). Soil attributes and microclimate are important drivers of initial deadwood decay in sub-alpine Norway spruce forests. *Science of the Totan Environment,* 569-570, 1064-1076.

Fritz, Ö., Gustafsson, L., Larsson, K. (2008). Does forest continuity matter in conservation? – A study of epiphytic lichens and bryophytes in beech forests of southern Sweden. *Biological conservation,* 141, 655-668.

Goia, I., Gafta, D. (2019). Beech versus spruce deadwood as forest microhabitat: does it make any difference to bryophytes? *Plant Biosystems – An International Journal Dealing with all Aspects of Plant Biology*, 153:2, 187-194.

Guillet, A., Hugonnot, V., Pepin, F. (2021). The Habitat of the Neglected Independent Protonemal Stage of *Buxbaumia viridis*. *Plants*, 10, 83, 1-14.

Hanewinkel, M., Cullmann, A. D., Schelhaas, M., Nabuurs, G., Zimmermann, E. N. (2012). Climate change may cause severe loss in the economic value of European forest land. *Nature Climate Change,* 3, 203-207.

Hararuk, O., Kurz, A. W., Didion, M. (2020). Dynamics of dead wood decay in Swiss forests. *Forest Ecosystems*, 7 (36), 1-16.

Haughian, R. S., Frego, A. K. (2017). Does CWD mediate microclimate for epixylic vegetation in boreal forest understories? A test of the moisture-capacitor hypothesis. *Forest Ecology and Management,* 389, 341-351.

Heras, P., Infante, M. (2018). Notes on the herbivory on *Buxbaumia viridis* sporophytes in the Pyrenees. *Cryptogamie, Bryologie,* 39 (2): 185-194.

Hodgetts, N., Cálix, M., Englefield, E., Fettes, N., Criado, G. M., Patin, L., Nieto, A., Bergamini, A., Bisang, I., Baisheva, E., Campisi, P., Cogoni, A., Hallingbäck, T., Konstantinova, N., Lockhart, N., Sabovljevic, M., Schnyder, N., Schröck, C., Sergio, C., Sim, S. M.... Vrba, J. (2019). A miniature world in decline: European Red List of Mosses, Liverworts and Hornworts. IUCN, Brussels, Belgium, 1-87.

Holá, E., Vrba, J., Linhartova, R., Novozamska, E., Zmrhalova, M., Plašek, V., Kucera, J. (2014). Thirteen years on the hunt for *Buxbaumia viridis* in the Czech Republic: still on the tip of the iceberg? *Acta Societatis Botanicorum Poloniae*, 83 (2), 137-145.

Humphrey, W. J., Davey, S., Peace, J. A., Ferris, R., Harding, K. (2002). Lichens and bryophyte communities of planted and semi-natural forests in Britain: the influence of site type, stand structure and deadwood. *Biological Conservation,* 107, 165-180.

Hallingbäck, T., Tan, C. B. (2010). Past and present activities and future strategy of bryophyte conservation. *Phytotaxa*, 9, 266-274.

Ingerpuu, N., Kull, K., Vellak, K. (1998). Bryophyte vegetation in a wooded meadow: relationships with phanerogam diversity and reponses to fertilisation. *Plant Ecology*, 134, 163-171.

Ingerpuu, N., Kupper, T., Vellak, K., Kupper, P., Sõber, J., Tullus, A., Zobel, M., Liira, J. (2019). Response of bryophytes to afforestation, increase of air humidity, and enrichment of soil diaspore bank. *Forst Ecology and Management,* 432, 64-72.

Janssen, P., Fuhr, M., Cateau, E., Nusillard, B., Bouget, C. (2017). Forest continuity acts congruently with stand maturity in structuring the functional composition of saproxylic beetles. *Biological Conservation,* 205, 1-10.

Jonsson, B. G., Kruys, N., Ranius, T. (2005). Ecology of species living on dead wood – Lessons for dead wood management. *Silvia Fennica,* 39 (2), 289-309.

Keskkonnaministri 04.01.2007 määruse nr 2 lisa 6. Vääriselupaiga klassifikaator, valiku juhend, kaitse korraldamine ning vääriselupaiga kaitseks lepingu sõlmimine ja kasutusõiguse tasu arvutamise täpsustatud alused. Vääriselupaiga tunnusliigid. Kasutatud 17.05.2022: https://www.riigiteataja.ee/aktilisa/1150/9201/7005/KKM_13092017_m36_lisa(6).pdf#.

Koivula, M., Vanha-Majamaa, I. (2020). Experimental evidence on biodiversity impacts of variable retention forestry, prescribed burning, and deadwood manipulation in Fennoscandia. *Ecological Processes,* 9 (11), 1-22.

Kropik, M., Zechmeister, G. H., Fuxjäger, C. (2020). The Fate of Bryophyte Sporophytes – Phenology and Vectors of *Buxbaumia viridis* in the Kalkalpen National Park, Austria. *Plants* 2020, 9, 1320, 1-10.

Kropik, M., Zechmeister, G. H., Moser, D. (2021a). Climate Variables Outstrip Deadwood Amount: Desiccation as the Main Trigger for *Buxbaumia viridis* Occurrence. *Plants* 2021, 10, 61, 1-9.

Kropik, M., Zechmeister, G. H., Moser, D., Bernhardt, G. K., Dullinger, S. (2021b). Deadwood volumes matter in epixylic bryophyte conservation, but precipitation limits the establishment of substrate-specific communities. *Forest Ecology and Management,* 493, 1-10.

Kushenvskaya, H., Mirin, D., Shorohova, E. (2007). Patterns of epixylic vegetation on spruce logs in late-successional boreal forests. *Forest Ecology and Management,* 250, 25-33.

Laaka-Lindberg, S., Korpelainen, H., Pohjamo, M. (2003). Dispersal of asexual propagules in bryophytes. *The Journal of Hattori Botanical Lab,* 93, 319-330.

Lachat, T., Wermelinger, B., Gossner, M. M., Bussler, H., Isacsson, G., Müller, J. (2012). Saproxylic beetles as indicator species for dead-wood amount and temperature in European beech forests. *Ecological Indicators*, 23, 323-331.

Lassauce, A., Paillet, Y., Jactel, H., Bouget, C. (2011). Deadwood as a surrogate for forest biodiversity: Meta-analysis of correlations between deadwood volume and species richness of saproxylic organisms. *Ecological Indicators*, 11:5, 1027-1039.

Lõhmus, P., Nõmm, M., Nellis, R., Vellak, K. (2020). „Blooming“ of *Buxbaumia viridis* in Estonia: the case of mild winter. *The Bryological Times*, 150, 8-10.

Löbel, S., Mair, L., Lönnell, N., Schröder, B., Snäll, T. (2017). Biological traits explain bryophyte species distributions and responses to forest fragmentation and climatic variation. *Journal of Ecology*, 106, 1700-1713.

Löbel, S., Schröder, B., Snäll, T. (2021). Projected shifts in deadwood bryophyte communities under national climate and forestry scenarios benefit large competitors and impair small species. *Journal of Biogeography*, 48, 3170-3184.

Maciel-Silva, S. A., Porto, C. K. (2014). Reproduction in Bryophytes. *Reproductive Biology of Plants*, 57-84.

Magnusson, H. (2010). Epixylic lichens and bryophytes in young managed forests -substrate preferences and amounts of dead wood. *Institutionen för ekologi*, 7044, 750 07 Uppsala, 1-23.

Manukjanová, A. (2019). Molecular ecology of cryptic species of the fen moss *Hamatocaulis vernicosus*. Doktoritöö. University of South Bohemia. Loodusteaduskond.

Martin, M., Tremblay, A. J., Ibarzabal, J., Morin, H. (2021). An indicator species highlights continuous deadwood supply is a key ecological attribute of boreal old-growth forests. *Ecosphere*, 12 (5), 1-19.

Merganicova, K., Merganic, J., Svoboda, M., Bace, R., Seben, V. (2012). Deadwood in Forest Ecosystems. *Forest ecosystems – more than just trees*, 81-108.

Müller, J., Boch, S., Blaser, S., Fischer, M., Prati, D. (2015). Effects of forest management on bryophyte communities on deadwood. *Nova Hedwigia*, 100, Issue 3-4, 423-438.

Nitschke, R. C., Innes, L. J. (2006). Interactions between fire, climate change and forest biodiversity. *CAB reviews: Perspectives in Agriculture Veterinary Science Nutrition and Natural Resources*, 1 (60), 1-9.

Nõukogu direktiiv 92/43/EMÜ. (2007). Looduslike elupaikade ning loodusliku loomastiku ja taimestiku kaitse kohta. *Euroopa ühenduste nõukogu*.

Odor, P., Heilmann-Clausen, J., Christensen, M., Aude, E., van Dort, W. K., Piltaver, A., Siller, I., Veerkamp, T. M., Walleyn, R., Standovar, T., van Hees, M. F. A., Kosec, J., Matocec, N., Kraigher, H., Grebnec, T. (2001). Diversity and composition of dead wood inhabiting fungal and bryophyte communities in semi-natural beech forests in Europe. *Deliverable 10 of the Nat-Man project*, 1-60.

Odor, P., van Hees, M. F. (2004). Preferences of dead wood inhabiting bryophytes for decay stage, log size and habitat types in Hungarian beech forests. *Journal of Bryology*, 26, 79-95.

Opoku-Nyame, J., Leduc, A., Fenton J. N. (2021). Bryophyte Conservation in Managed Boreal Landscapes: Fourteen-Year Impacts of Partial Cuts on Epixylic Bryophytes. *Frontiers in Forests and Global Change, 4:674887, 1-11*.

Pach, M., Sansone, D., Ponette, Q., Barreiro, S., Mason, B., Bravo-Oviedo, A., Löf, M., Bravo, F., Pretzsch, H., Lesinski, J., Ammer, C., Dodan, M., Peric, S., Bielak, K., Brazaitis, G., del

Rio, M., Dezzotti, A., Drössler, L., Fabrika, M., Fonseca, T.... Corona, P. (2018). Silviculture of Mixed Forests: A European Overview of Current Practices and Challenges. *Dynamics, Silviculture and Management of Mixed Forests. Managing Forest Ecosystems* 31 (6), 185-253.

Pharo, J. E., Zartman, E. C., (2007). Bryophytes in a changing landscape: The hierarchical effects of habitat fragmentation on ecological and evolutionary processes. *Biological Conservation,* 135 (3), 315-325.

Plašek, V. (2004). The Moss Buxbaumia Viridis (Bryopsida, Buxbaumiaceae) in the Czech part of the Western Carpathians – Distribution and Ecology. *Bryological Studies in the Western Carpathians*, Sorus, Poznań, 37-44.

Pohjamo, M., Laaka-Lindberg, S., Ovaskainen, O., Korpelainen, H. (2006). Dispersal potential of spores and asexual propagules in the epixylic hepatic *Anastrophyllum hellerianum*. *Evolutionary Ecology*, 20, 415-430.

Raabe, S., Müller, J., Manthey, M., Dürhammer, O., Teuber, U., Göttlein, A., Förster, B., Brandl, R., Bässler, C. (2010). Drivers of bryophyte diversity allow implications for forest management with a focus on climate change. *Forest Ecology and Management,* 260, 1956-1964.

Randlane, T., Saag, A., Suija, A. (2019). Lichenized, lichenicolous and allied fungi of Estonia. *Folia Cryptogamica Estonica*, 35, 1-132.

Riigi Teataja. (2014). I ja II kaitsekategooriana kaitse alla võetavate liikide loetelu. Kasutatud: 20.03.2022. https://www.riigiteataja.ee/akt/118062014020?leiaKehtiv

Robinson, C, S., Miller, G, N. (2013). Bryophyte diversity on Adirondack alpine summits is maintained by dissemination and establishment of vegetative fragments and spores. *The bryologist,* 116 (4), 382-391.

Robinson, S., Lawrence, A., Obenauer, R. (2012). Bryophyte reproduction and dispersal in a mixed hardwood forest. *45yh Annual Report of the Biological Field Station,* 137-148.

Rock, J., Badeck, W. F., Harmon, E. M. (2008). Estimating decomposition rate constants for European tree species from literature sources. *European Journal of Forest Research,* 127, 301-313

Rothero, G. (2008). Looking after Green Shield-moss (*Buxbaumia viridis)* and other mosses and liverworts on dead wood. *Plantlife Scotland.* Kasutatud: 06.11.2021 https://www.plantlife.org.uk/application/files/6214/8233/6752/Green_Shield-moss_and_other_deadwood_mosses_mgt_guide_FINAL_PDF_lr.pdf

Ruete, A., Yang, W., Bärring, L., Stenseth, C. N., Snäll, T. (2012). Disentangling effects of uncertainties on population projections: climate change impact on an epixylic bryophyte. *Proceedings of the royal society B,* 279, 3098-3105.

Silva, M. P. P., Porto, C. K. (2009). Effect of fragmentation on the community structure of epixylic bryophytes in Atlantic Forest remnants in the Northeast of Brazil. *Biodiversity and Conservation,* 18, 317-337.

Spitale, D., Mair, P. (2017). Predicting the distribution of a rare species of moss: The case of *Buxbaumia viridis* (Bryopsida, Buxbaumiaceae). Plant Biosystems – An International Journal Dealing with all Aspects of Plant Biology, *Plant Biosystems*, 151 (1), 9-19.

Staniaszek-Kik, M., Zarnowiec, J. (2018). Diversity of mosses on stumps and logs in the Karkonosze Mts (Sudetes Mts, Central Europe). *Herzogia*, 31, 70-87.

Sundseth, K. European Commission, Directorate-General for Environment. (2010). Natura 2000 in the Boreal Region. Publications Office. Kasutatud 10.01.2022: https://op.europa.eu/en/publication-detail/-/publication/6183c233-c295-4017-8d9a-2fc6d146a138/

Zarnowiec, J., Staniaszek-Kik, M., Chmura, D. (2021). Trait-based responses of bryophtytes to the decaying logs in Central European mountain forests. *Ecological Indicators*, 126, 1-9.

Zhang, T., Niinemets, Ü., Sheffield, J., Lichstein, W. J. (2018). Shifts in tree functional composition amplify the response of forest biomass to climate. *Nature*, 556, 99-102.

Thom, D., Sommerfeld, A., Sebald, J., Hagge, J., Müller, J., Seidl, R. (2020). Effects of disturbance patterns and deadwood on the microclimate in European beech forests. *Agricultural and Forest Meteorology*, 291, 1-11.

Trass, H., Vellak, K., Ingerpuu, N. (1999). Floristical and ecological properties for identifying of primeval forests in Estonia. *Annales Botanici Fennici*, 36 (1), 67−80.

Tullus, T., Rosenvald, R., Leis, M., Lõhmus, P. (2018). Impacts of shelterwood logging on forest bryoflora: Distinct assemblages with richness comparable to mature forests. *Forest Ecology and Management*, 411, 67-74.

Vellak, K. (2005). Samblaid on nüüd kaitse all poole rohkem. Eesti loodus nr 08/2005. Kasutatud 14.09.2021: http://eestiloodus.horisont.ee/artikkel1201_1178.html

Vellak, K., Ehrlich, L., Leis, M., Kupper, T., Kannukene, L., Ingerpuu, N. (2021). Additions to the Estonian Bryoflora 2019-2021: Liverworts and Mosses. *Folia Cryptogramica Estonica*, 58, 93-97.

Vellak, K., Ingerpuu, N. (2012). The state of bryophyte conservation in Estonia. Institute of Ecology and Earth Sciences, Univeristy of Tartu. *Studia botanica hungarica*, 43, 59-68.

Vellak, K., Ingerpuu, N., Leis, M., Ehrlich, L. (2015). Annotated checklist of Estonian bryophytes. *Folia Cryptogramica Estonica*, 52, 109-127.

Vellak, K., Paal, J. (1999). Diversity of bryophyte vegetation in some forest types in Estonia: a comparison of old unmanaged and managed forests. *Biodiversity and Conservation*, 8, 1595-1620.

Verissimo, D., MacMillan, C. D., Smith, J. R. (2010). Toward a systematic approach for identifying conservation flagships. Mini-review. *Conservation Letters*, 4, 1-8.

Vitkova, L., Bace, R., Kjucukov, P., Svoboda, M. (2018). Deadwood management in Central European forests: Key considerations for practical implementation. *Forest Ecology and Management*, 429, 394-405.

Vogel, S., Gossner, M. M., Mergner, U., Müller, J., Thorn, S. (2020). Optimizing enrichment of deadwood for biodiversity by varying sun exposure and tree species: An experimental approach. *Journal of Applied Ecology*, 57, 2075-2085.

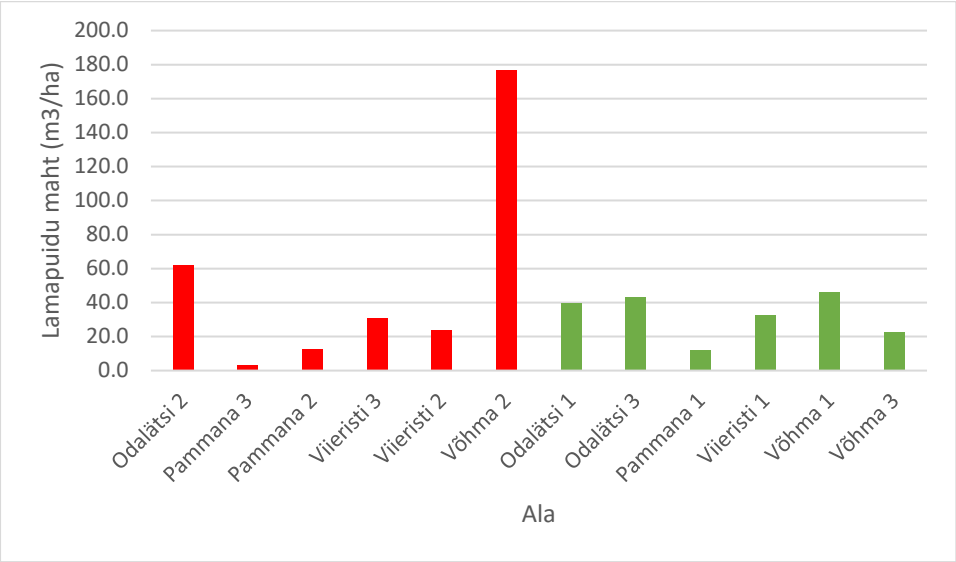
Vončina, G., Cykowska, B., Chachuła, P. (2011). Rediscovery of *Buxbaumia viridis* (Bryophyta, Buxbaumiaceae) in the Tatra and Gorce in the Polish Western Carpathians. *Chorological Studies on Polish Carpathian Bryophytes*, 171–176.

Vähetuntud elurikkus – soontaimede, sammalde ja samblike kaitsealused, ohustatud ja tunnusliigid. (2021). Kasutatud 17.05.2022: http://efloora.ut.ee/Eesti-vte

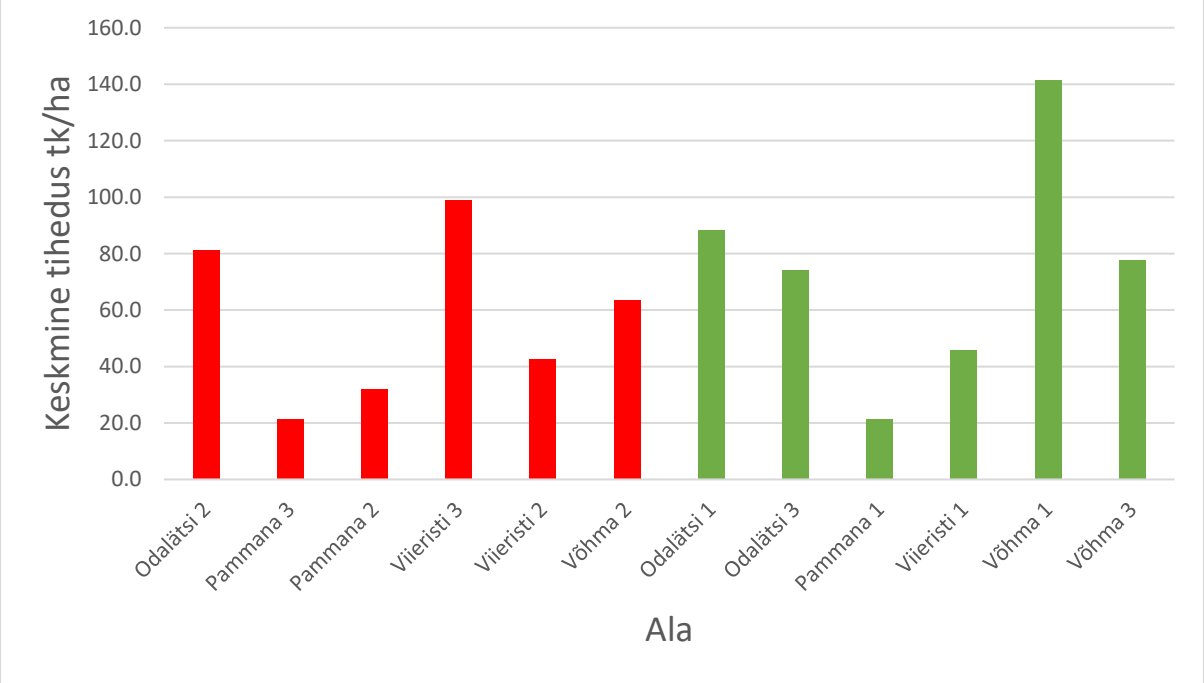
Wikilund, K. (2002). Substratum preference, spore output and temporal variation in sporophyte production of the epixylic moss *Buxbaumia viridis*. *Journal of Bryology*, 24 (3), 187-195.

Wikilund, K. (2004). Establishment, Growth and Population Dynamics in two Mosses of Old-growth Forests. Acta Universitatis Upsaliensis. *Comprehensive Summaries of Uppsala Dissertations from the Faculty of Science and Technology*, 996, 1-47.

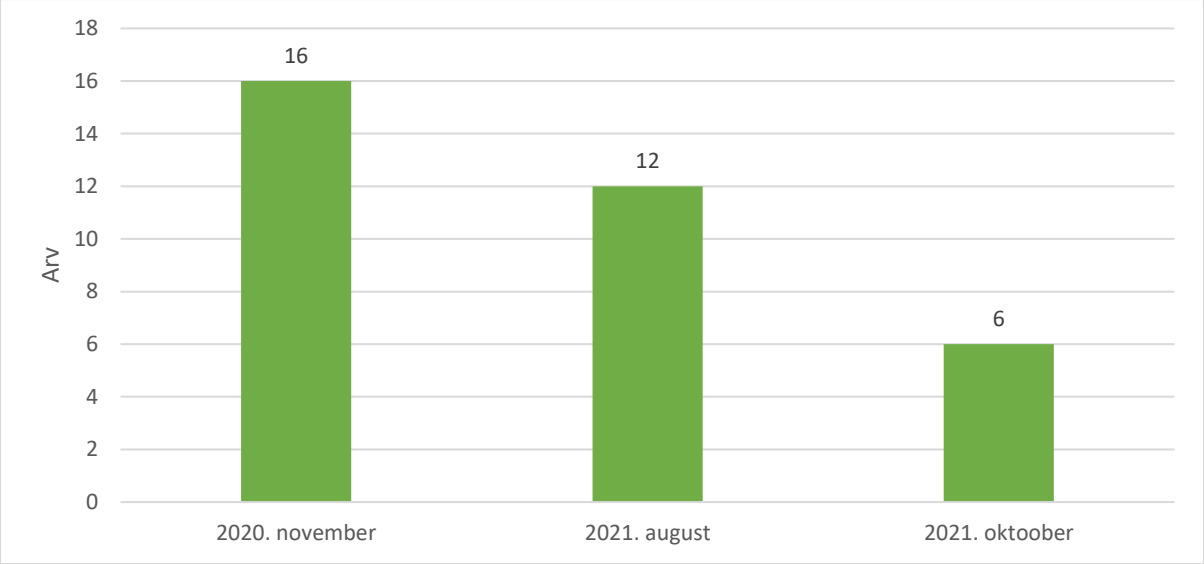
# Lisad




**Lisa 1.** Lamapuude mahud (m3/ha) proovialadel. Punasega on märgitud rohelise hiidkupraga asustamata kuid potentsiaalselt sobivad alad, rohelisega on märgitud alad, kus roheline hiidkupar oli leitav




**Lisa 2.** >80% maapinnaga kontaktis olnud lamapuude keskmine tihedus proovialadel. Punasega on märgitud rohelise hiidkupraga asustamata kuid potentsiaalselt sobivad alad, rohelisega on märgitud alad, kus roheline hiidkupar oli leitav




**Lisa 3.** Välitööde käigus (2020. a novembris, 2021. a augustis ja 2021 a. oktoobris) leitud rohelise hiidkupra poolt asustatud lamapuude koguarvu negatiivset trendi iseloomustav joonis, kõigi 12 prooviala kohta.

**Lisa 4.** Proovialasid üldistav tabel metsastruktuuri tunnustega. Kõik väärtused (v. a. Van Wagner) on keskmised tiheduse väärtused (tk/ha)

| Prooviala | Lamapuid tk/ha | Max dia 20+ tk/ha | Max dia 10-20 tk/ha | Max kõdu 1-2 tk/ha | Max kõdu 3-5 tk/ha | >80% kontakt tk/ha | 50-79% kontakt tk/ha | 20-49% kontakt tk/ha | <20% kontakt tk/ha | Van Wagner $m^3$/ha |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **Odalätsi 2** | 134.5 | 60.2 | 74.3 | 28.3 | 106.2 | 81.4 | 21.2 | 14.2 | 14.2 | 61.9 |
| **Pammana 3** | 21.2 | 10.6 | 10.6 | 0.0 | 21.2 | 21.2 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 3.3 |
| **Pammana 2** | 49.5 | 7.1 | 42.5 | 10.6 | 38.9 | 31.8 | 10.6 | 3.5 | 3.5 | 12.7 |
| **Viieristi 3** | 138.0 | 46.0 | 92.0 | 10.6 | 127.4 | 99.1 | 24.8 | 10.6 | 3.5 | 31.0 |
| **Viieristi 2** | 60.2 | 17.7 | 42.5 | 17.7 | 42.5 | 42.5 | 3.5 | 7.1 | 7.1 | 24.0 |
| **Võhma 2** | 95.5 | 63.7 | 31.8 | 0.0 | 95.5 | 63.7 | 10.6 | 10.6 | 10.6 | 176.6 |
| **Odalätsi 1** | 120.3 | 38.9 | 81.4 | 35.4 | 84.9 | 88.5 | 14.2 | 10.6 | 7.1 | 39.9 |
| **Odalätsi 3** | 102.6 | 35.4 | 67.2 | 3.5 | 99.1 | 74.3 | 17.7 | 3.5 | 10.6 | 43.1 |
| **Pammana 1** | 24.8 | 17.7 | 7.1 | 10.6 | 14.2 | 21.2 | 0.0 | 3.5 | 0.0 | 12.3 |
| **Viieristi 1** | 77.8 | 24.8 | 53.1 | 17.7 | 60.2 | 46.0 | 7.1 | 7.1 | 17.7 | 32.6 |
| **Võhma 1** | 155.7 | 42.5 | 113.2 | 3.5 | 152.2 | 141.5 | 7.1 | 7.1 | 0.0 | 46.1 |
| **Võhma 3** | 95.5 | 28.3 | 67.2 | 3.5 | 92.0 | 77.8 | 7.1 | 10.6 | 0.0 | 22.8 |

**Lihtlitsents lõputöö reprodutseerimiseks ja üldsusele kättesaadavaks tegemiseks**

Mina, Oskar Rumm

1. Annan Tartu Ülikoolile tasuta loa (lihtlitsentsi) minu loodud teose „Rohelise hiidkupra (*Buxbaumia viridis*) esinemise seosed kasvukoha omaduste ja keskkonnatingimustega Saaremaa asurkonnas“, mille juhendajad on Piret Lõhmus ja Kai Vellak, reprodutseerimiseks eesmärgiga seda säilitada, sealhulgas lisada digitaalarhiivi DSpace kuni autoriõiguse kehtivuse lõppemiseni.

2. Annan Tartu Ülikoolile loa teha punktis 1 nimetatud teos üldsusele kättesaadavaks Tartu Ülikooli veebikeskkonna, sealhulgas digitaalarhiivi DSpace kaudu Creative Commonsi litsentsiga CC BY NC ND 4.0, mis lubab autorile viidates teost reprodutseerida, levitada ja üldsusele suunata ning keelab luua tuletatud teost ja kasutada teost ärieesmärgil, kuni autoriõiguse kehtivuse lõppemiseni.

3. Olen teadlik, et punktides 1 ja 2 nimetatud õigused jäävad alles ka autorile.

4. Kinnitan, et lihtlitsentsi andmisega ei riku ma teiste isikute intellektuaalomandi ega isikuandmete kaitse õigusaktidest tulenevaid õigusi.

*Oskar Rumm*
***27.05.2022***