

TARTU ÜLIKOOL
ÖKOLOOGIA JA MAATEADUSTE INSTITUUT
ZOOLOOGIA OSAKOND
LOODUSRESSURSSIDE ÕPPETOOL

Maret Hobolainen

**Puidutagavara ja kase osakaalu seos looduskaitseliselt väärtuslike liikidega viljakates
jänese kapsa kuusikutes**

Magistritöö

Juhendajad: Maarja Kõrkjas MSc

Raul Rosenvald PhD

TARTU 2023

Puidutagavara ja kase osakaalu seos looduskaitsele väärtuslike liikidega viljakates jänesekapsa kuusikutes

Metsad on suure bioloogilise mitmekesisuse tõttu väga väärtuslikud looduskaitsele, olles samal ajal olulised taastuva puitmaterjali allikad. Bioloogiline mitmekesisus tagab metsade jätkusuutlikkuse ja vastupidavuse kliimamuutustele. Üha muutuvast kliimamuutustest mõjutatud maailmas muutub aina olulisemaks bioloogilise mitmekesisuse kaasamine metsamajandamise kavandamisse. Puistute puidutagavara suurendamiseks kasutatakse erinevaid metsamajanduspraktikaid, mille otsest ja kaudset mõju metsade bioloogilisele mitmekesisusele on palju uuritud. Puidutagavara ja seeläbi potentsiaalse puidutulu mõju elustikule aga uuritud ei ole. Käesolevast tööst ei leitud seoseid potentsiaalse puidutulu ja töös uuritavate kõrge looduskaitsele väärtusega indikaatorliikide arvu vahel. Suurenenud tagavara mõjutab küll puidutulu, kuid mitte indikaatorliikide arvu. Samuti ei leitud kuuse ja kase osakaaludel mõju puidutulule ja indikaatorliikide arvule. Looduskaitsele olulisi liike, mida töös uuriti, leiti aladelt kokku väga vähe, mis viitab sobivate kasvutingimuste puudumisele ning majandatavate puistute väikesele looduskaitsele väärtusele. Vähesed leitud indikaatorliigid ei olnud mõjutatud uuritud tunnustest, vaid pigem sobilike substraatide olemasolust. Selleks, et tulevikus uurida majandusmetsade tagavara seoseid elustikuga, tuleks valimisse kaasata rohkem puistuid.

Märksõnad: tagavara, puidutulu, bioloogiline mitmekesisus, metsa majandamine, segapuistud
CERCS: Metsakasvatuse, metsanduse, metsandustehnoloogia (B430)

Stand volume and composition of *Betula* spp. influence on species of conservation significance in Oxalis site type productive *Picea abies* forests

Forests have rich biodiversity and are very important for nature conservation, but also important sources of renewable wood material. Biodiversity ensures the sustainability and resilience of forests to climate change. In a changing world affected by climate change, it is becoming more and more important to include biodiversity in forest management planning. To increase the stand volume of stands, various forest management practices are used. The direct and indirect impact of forest management on forest biodiversity has been studied. However, the impact of stand volume and thus potential timber value on species richness has not been studied. Based on the results of this study, there is no relationship between potential timber value and indicator species richness. The increased stand volume affects timber value, but not indicator species richness. There were no relationships found between the composition of spruce and birch and timber value or indicator species richness. Very few species of conservation significance, which were studied in the work, were found in the total number of sites, indicating the amount of suitable growing conditions and the low nature conservation value of managed stands. The few indicator species found, were not affected by the traits studied but by the presence of suitable substrates. To study the relationship between stand volume and species richness in low variability intensively managed forests, more stands should be included in the future.

Keywords: stand volume, timber value, biodiversity, forest management, mixed stands
CERCS: Silviculture, forestry, forestry technology (B430)

Sisukord

1. Sissejuhatus	7
1.1 Metsamajanduslikud võtted metsade tagavara suurendamiseks.....	7
1.2 Metsamajanduslike praktikate mõju elustikule	10
1.3 Bioloogilise mitmekesisuse kaasamine metsade majandamisse	12
2. Materjal ja metoodika.....	14
2.1 Uurimisalade valik.....	14
2.2 Puistu struktuuri mõõtmine	16
2.3 Looduskaitsele väärtuslike liikide hindamine	17
2.4 Andmetöötlus	18
2.4.1 Suhteline tagavara.....	18
2.4.2 Puidutulu ja looduskaitsele väärtuslikud liigid.....	20
2.4.3 Andmeanalüüs	22
2.5 Autori roll	24
3. Tulemused	25
3.1 Puidutulu ja looduskaitsele väärtuslike liikide seos suhtelise tagavara ja puuliikide koosseisukordajatega.....	25
3.2 Puidutulu ja seda ennustavate tunnuste seos	27
3.3 Looduskaitsele väärtuslikud liigid ja neid ennustavate tunnuste seos.....	29
4. Arutelu	31
4.1 Potentsiaalse puidutulu ja looduskaitsele väärtuslike liikide seos suhtelise tagavaraga.....	31
4.1.1 Puidutulu seos suhtelise tagavaraga	31
4.1.2 Looduskaitsele väärtuslike indikaatorliikide seos suhtelise tagavaraga.....	31
4.2 Seos puuliikide koosseisukordajatega	32
4.2.1 Puidutulu seos puuliikide koosseisukordajatega	32
4.2.2 Looduskaitsele väärtuslike indikaatorliikide seos puuliikide koosseisukordajatega	33
4.3 Seos teiste puistus mõõdetud tunnustega.....	34
4.3.1 Puidutulu seos puistus mõõdetud tunnustega	34
4.3.2 Looduskaitsele väärtuslike indikaatorliikide seos puistus mõõdetud tunnustega.....	35
4.4 Harvendusraie mõju puidutulule ja kõrge looduskaitsele väärtusega liikidele.....	37
4.5 Töö põhitulemused ja edasised uuringud	38
Kokkuvõte	40
Summary.....	42

Tänuavaldused	44
Kasutatud allikad	45
Internetiallikad	51
Lisa 1. Elurikkuse hindamiseks kasutatud indikaatorliigid	52
Lisa 2. Sortimentide keskmised vahelaohinnad RMK €/m ³ (Aastaraamat mets 2021, 2023).	54
Lihtlitsents lõputöö reprodutseerimiseks ja üldsusele kättesaadavaks tegemiseks	55

1. Sissejuhatus

Maismaa pindalast 31% ehk umbes 4,06 miljardit hektarit katavad metsad, mistõttu peitub neis suur osa maismaa geneetilisest, liigilisest ja ökoloogilisest mitmekesisusest (FAO, 2022). Suur bioloogiline mitmekesisus võimaldab metsadel pakkuda inimestele eluks vajalikke ökosüsteemi teenuseid ning suurendab metsade ja laiemalt ökosüsteemide vastupidavust ilmastikuoludele nagu põud ja ekstreemsed temperatuurid (Millennium ecosystem assessment, 2005; Fischer *et al.*, 2006; FAO, 2022). Lisaks looduslikule tähtsusele on metsad väga olulised ka majanduses. Metsi ja neist saadavat puitu peetakse üheks olulisemaks ressursiks taastuvale ja säästvale majandusele üleminekul (Bouget *et al.*, 2012; FAO, 2022). Maailma ümarpuidu toodang on viimase kahekümne aasta jooksul kasvanud 12 protsenti ning nõudlus puidu biomassi järele suureneb ehitusest ja pakendamisest tingitud nõudluse suurenemise tõttu veelgi (Allen, 2001; FAO, 2022). Seetõttu on oluline metsade biomassi suurendamine ning selleks, et saada ehitusmaterjali või toota puidust mööblit on vaja suurendada just kvaliteetse ümarpuidu biomassi.

1.1 Metsamajanduslikud võtted metsade tagavara suurendamiseks

Metsade tagavara suurendamiseks on mitmeid erinevaid meetodeid. Üheks võimaluseks on mahajäetud põllumajandusmaade, avamaakarjääride, põõsastike, turbamaardlate ja poollooduslike koosluste metsastamine (Woziwoda & Kopeć, 2014; Laarmann *et al.*, 2015; Rytter *et al.*, 2016; FAO, 2022). Olemasoleva metsamaa puidutagavara saab suurendada kasutades metsauuenduseks kiirekasvulisi, produktiivseid võõrliike, metsaselektioonil aretatud produktiivseid kohalikke liike või parandades puistu kasvutingimusi (Rytter *et al.*, 2016). Kindla puuliigi kasvu soodustamiseks kasutatakse erinevaid raieid (Metsaseadus, 2022; Allen, 2001). Puistu haigustele ja tormidele vastupidavamaks muutmiseks ning seeläbi puidukvaliteedi parandamiseks rajatakse segapuistuid (Laas & Uri, 2023). Hinnatakse, et puistu skaalal on erinevaid metsamajanduslikke võtteid kasutades võimalik ühe raieringi jooksul juurdekasvu võrreldes praeguse tootlikkusega suurendada 50–100% (Rytter *et al.*, 2016). Võimalikke kaasnevaid riske arvestades on võimalik tootlikkus maastiku tasemel siiski palju väiksem (Knoke, 2014).

Üheks võimaluseks metsade tagavara suurendamiseks on kasutades olemasoleva metsamaa uuendamiseks produktiivseid, lühema raieringiga võõrliike (Kjær *et al.*, 2014; Pötzelsberger *et al.*, 2020). Metsanduses kasutatavate võõrliikidena on Põhja-Euroopas kõige

populaarsemad okaspuudest: sitka kuusk (*Picea sitchensis* (Bong.) Carr.), keermänd (*Pinus contorta* Bol.), lehis (*Larix* spp. Mill.), harilik ebatsuuga (*Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco) ja hiigelnulg (*Abies grandis* (Douglas ex D. Don) Lindl.) ning lehtpuudest kasutatakse kõige rohkem hübriidhaaba (*Populus × wettsteinii* Hämet-Ahti; Kjær *et al.*, 2014; Rytter *et al.*, 2016). Eestis on lubatud metsa uuendamisel kasutada 13 erinevat võõrpuuliiki (Metsa uuendamisel kasutada lubatud võõrpuuliikide loetelu, 2006). Kõige arvukamalt esineb Eesti metsades lehise perekonna esindajaid kokku 485 000 hektaril (0,1%) majandataval metsamaal (Sander & Meikar, 2009; Keskkonnaagentuur, 2022). Võõrliikide kasutamisel majandusmetsade uuendamiseks on omad riskid. Võõrliigid võivad hübriidiseeruda kohalike liikidega või tuua kaasa haiguseid ja kahjureid, mis levivad edasi kohalikele liikidele (Felton *et al.*, 2013). Kardetakse, et võõrliigid muudavad puistu kasvutingimusi ning suuremast produktiivsusest tulenev lämmastiku sidumine viib eutrofeerumiseni, mullatoitainete ammendumiseni, hüdroloogiliste muutusteni ja suurendab põlengute riski puistutes (Pötzelsberger *et al.*, 2020).

Võõrpuuliikidest enam kasutatakse olemasoleva metsamaa uuendamiseks metsaselekttsioonil aretatud puid. Metsaselekttsiooni käigus keskendutakse puidu omaduste (kasv, puidu kvaliteet ja elujõulisus) parandamisele (Jansson *et al.*, 2013). Elujõulisuse all mõistetakse puude kliimaga kohanemist, vastupanuvõimet patogeenidele ja vastupidavust erinevates kasvutingimustes. Metsaselekttsiooni käigus aretatud puude produktiivsus võib olla isegi 10–25% suurem kui tavapuistust pärit seemnetest kasvatatutel (Ruotsalainen, 2014). Ligi 99% Soomes, Rootsis ja Norras metsadesse istutatavatest puudest on aretatud metsaselekttsiooni käigus (Rytter *et al.*, 2016). Eestis on aretatud metsaselekttsiooni käigus üksnes produktiivsemaid ja majanduslikult kvaliteetsemaid puid (Eesti metsanduse arengukava aastani 2020, 2011).

Kasvavate puistute produktiivsust saab tõsta, parandades puude kasvutingimusi, näiteks muutes mulla veesisaldust või lisades mulda kasvuks vajalikke toitaineid (Allen, 2001). Vesi on peamine tegur mõjutamaks mulla kvaliteeti, toitainete kättesaadavust ja seeläbi metsade produktiivsust (Gholz *et al.*, 1989; Launiainen *et al.*, 2022). Kõrge mulla veesisaldusega muldades on hapnikupuudus, mis kahjustab taimejuurte funktsioone (Gholz *et al.*, 1989; Sikström & Hökkä, 2016). Pidevalt kõrge põhjavee tase põhjustab pinnalähedast juurdumist, mis halvendab kasvukiirust, suurendab suremust ja võib suurendada puude vastuvõtlikkust põuastressile kuivade ilmade ajal (Glenz *et al.*, 2006). Kuivendamine võib oluliselt suurendada puude kasvu tingimused, et teised kasvuks vajalikud tingimused on täidetud (Sikström & Hökkä, 2016). Väga kuivadel muldadel seevastu on veedefitsiit, mistõttu

toitainete kättesaadavus mullast on raskendatud ning seetõttu puude kasv aeglane (Rennenberg *et al.*, 2006). Metsanduses parandatakse mullavee sisaldust kõige sagedamini kuivendus- või niisutuskraavide rajamisega (Sikström & Hökkä, 2016). Lisaks veele on metsade produktiivsuse oluliseks määrajaks toitainete olemasolu mullas (Allen, 2001). Soomes ja Rootsis on muldade viljakuse tõstmine mineraalväetisi kasutades levinud vahend puistute produktsiooni suurendamiseks. Kõige tulemuslikum on väetamise ja niisutamise koosmõju (Bergh *et al.*, 1999). Eestis on väetiste kasutamine metsamajandusliku võttena keelatud (Rytter *et al.*, 2016; Metsaseadus, 2022).

Kindla puuliigi biomassi suurendamiseks kasutatakse harvendusraiet ja valgustusraiet (Allen, 2001; Metsaseadus, 2022). Harvendamine on peamine vahend kasvava puistu majandusliku väärtuse tõstmiseks ning metsa tiheduse ja koosseisu reguleerimiseks (Kerr & Haufe, 2011). Harvendusraiet teostatakse puistutes, mille rinnasdiameeter on 8 sentimeetrit või suurem (Metsaseadus, 2022). Puistust eemaldatakse soovimatud või nõrgemad ja väljalangevad puud ning sellega soodustatakse alles jäävate puude kasvu, kusjuures majanduslikku tulu saadakse ka harvenduse käigus eemaldatud puudest (Becking, 1953; Allen, 2001). Harvendusraie on kõige sagedasem raie Eesti riigimetsades. 2020. aastal tehti riigimetsades harvendusraieid 10 300 hektaril mis on 31% kõigist riigimaal tehtud raietest, mida oli 2020. Aastal kokku 32 900 ha (Keskkonnaagentuur, 2022). Valgustusraie on sarnane harvendusraiele, kuid seda viiakse läbi siis, kui puistu keskmine rinnasdiameeter on alla 8 sentimeetri (Metsaseadus, 2022). Valgustusraie ülesanne on parandada soovitud puuliigi valgus- ja toitetingimusi ning sarnaselt harvendusraiele kujundada puistu liigilist koosseisu (Metsaseadus, 2022). Valgustusraie käigus raiutud puit on väiksema väärtusega ning seetõttu ei leia suurem osa valgustusraiel saadud puidust kasutust. 2020. aastal tehti riigimetsas valgustusraiet kokku 4800 hektaril, mis on 13% kõigist riigimaal tehtud raietest (Keskkonnaagentuur, 2022).

Puistu haigustele ja tormidele vastupidavamaks muutmiseks rajatakse segapuistuid (Laas & Uri, 2023). Kõrge tootlikkusega segapuistud kasutavad ära kogu potentsiaalse ressursi puistus ning muutuvad olulisemaks metsanduses, kus on olulised suur kasvukiirus, süsiniku sidumine ja vastupidavus häiringutele (Rytter *et al.*, 2016; Jactel *et al.*, 2017). Arvatakse, et suured monokultuurid on vastuvõtlikumad erinevatele haigustele ja kahjuritele, eriti kuusk (*Picea abies* (L.) Karst.), millel on mitmeid patogeene ja kahjureid, mis kliimamuutuste mõjul edukalt levivad (Bolte *et al.*, 2010; Huuskonen *et al.*, 2021). On leitud, et segapuistute, eriti kuuse-männi segapuistute kasutamine metsanduses vähendab juurepessi (*Heterobasidion* sp. (Fr.) Bref.) vegetatiivset levikut ning vähendab puude suremust ja

suurendab seeläbi puistu tagavara ja tulusust (Lindén & Vollbrecht, 2002). Põhja–Euroopas kombineeritakse segapuistus tavaliselt kahte puuliiki, üks pika raieringiga liik (tavaliselt kuusk või mänd; *Pinus sylvestris* Lour.) kvaliteetse puitmaterjali ning teine kiiresti kasvav lühikese raieringiga puuliik (tavaliselt kask, *Betula spp.* L.) bioenergia tootmiseks (Rytter *et al.*, 2016). Põhja–Euroopa boreaalsetes metsades läbi viidud uuringutes on leitud nii seda, et viljakatel muldadel kasvavate kuuse-kase segapuistute puidutagavara on võrreldes puhtpuistutega suurem, seda, et kase osakaalul puudub mõju puistu tagavarale aga ka seda, et mõju tagavarale on negatiivne (Huuskonen *et al.*, 2021).

1.2 Metsamajanduslike praktikate mõju elustikule

Eelpool välja toodud metsamajanduslike võtete mõju liikidele on palju uuritud. Avatud koosluse metsastamisel muutub oluliselt ala liigiline koosseis. Valguslembesed ja avamaa liigid asenduvad varjotaluvate ja metsaliikidega ning olenevalt metsastavast alast võib liigirikkus seetõttu väheneda või suureneda (Lachance *et al.*, 2005; Woziwoda & Kopeć, 2014; Prangel *et al.*, 2023). Istutatud metsi kujutatakse meedias tihti, kui liigivaesed puupõlde, kuid see ei ole alati õige. Istutatud metsad võivad olla oluliseks puhvriks väärtuslikele loodusmetsadele, vähendada nende servaepekti, suurendada metsade sidusust maastikus ning pakkuda elupaiku erinevatele liikidele (Brockerhoff *et al.*, 2008). Seevastu looduslike metsade muutmine ja loodusliku mittemetsamaa metsastamine on liigirikkusele kahjulik (Brockerhoff *et al.*, 2008).

Metsamaa uuendamiseks produktiivsete võõrliikide kasutamine muudab oluliselt elupaiga tingimusi puistus, mistõttu on mõju kohalikele metsaliikidele suur (Thompson *et al.*, 2003; Vilà *et al.*, 2011; Kjær *et al.*, 2014). Suurimaks ohuks peetakse eksootiliste liikide negatiivset mõju kohalikule bioloogilisele mitmekesisusele, ökosüsteemidele ja ökosüsteemi teenuste pakkumisele (Pötzelsberger *et al.*, 2020; Bindewald *et al.*, 2021). Koos kohalike puuliikidega kaovad nendega kaasnevad liigid, kuid see ei pruugi vähendada üldist liigirikkust puistus (Finch & Szumelda, 2007; Davis *et al.*, 2011). Mõju üldisele liigirikkusele on vahelduvalt oluline, mida introductseeritakse ja kohalikust liigist, mida asendatakse (Kjær *et al.*, 2014). Üldiselt on võõrliikide mõju kohalikele liikidele, elupaikadele ja ökosüsteemidele heterogeenne ega ole ühesuunaline isegi teatud mõjude piires (Vilà *et al.*, 2011). Seetõttu tuleb võõrliike metsamaa uuendamiseks kasutades olla väga ettevaatlik ning eelnevad uuringud ja katsed liikidega on vajalikud (Kjær *et al.*, 2014).

Võõrliikide kasutamisele alternatiivsete metsaselektioonil aretatud kohalike puude kasutamises ei nähta otsest suurt mõju keskkonnale (Thompson *et al.*, 2003; Ruotsalainen, 2014). Üheks võimalikuks otseseks mõjuks peetakse seda, et puud ja seeläbi terved metsad on väga homogeensed ning risk biotilistele mõjuteguritele on seetõttu suurem (Ruotsalainen, 2014). Geneetiline mitmekesisus on oluline puistu elujõulisuse määramisel ning suurem geneetiline varieeruvus puistute vahel vähendab kahjurite ja haiguste levikut (Aitken *et al.*, 2008; Rosvall *et al.*, 2019). Geneetilise mitmekesisuse vaesumist ei peeta keskkonnale siiski suuremaks riskis kui teisi intensiivse metsamajanduse praktikaid (Sonesson *et al.*, 2001; Ruotsalainen, 2014). Metsaselektioonil aretatud puude kaudsed mõjud elurikkusele on seotud intensiivistunud metsamajandusega, metsata alade metsastamisega ning puistu lühenenud raieringiga (Ruotsalainen, 2014; Rosvall *et al.*, 2019).

Kuivendus- ja niisutuskraavide rajamine ning puistu veerežiimi muutmine muudab oluliselt mulla kvaliteeti, toitainete kättesaadavust ja seeläbi alustaimestiku kasvutingimusi (Gholz *et al.*, 1989; Maanaviilja *et al.*, 2014). Näiteks Soomes uuritud rabastuvates metsades leiti, et kuivendades väheneb maapinnal kasvavate sammalde katvus puistus ning suureneb taimestiku poolt katmata maapinna osakaal (Maanaviilja *et al.*, 2014). Niisutades seevastu kattub kogu maapind ühtlaselt samblaga. Leiti, et alustaimestiku liigiline mitmekesisus on väiksem kuivendamata aladel, kui kuivendatud ja niisutatud aladel peamiselt selle tõttu, et kuivendamata aladel on rohkem domineerivaid taimeliike (Maanaviilja *et al.*, 2014). Puistu väetamine teeb lisatud toitained kättesaadavaks kogu puistus olevale elusloodusele (Sullivan & Sullivan, 2018). Alusmetsa rohttaimestiku ja põõsaste arvukus suureneb, kuid kääbuspõõsaste, sammalde ja maapinnal kasvavate samblike arvukus väheneb lämmastikuväetiseid kasutades (Thomas *et al.*, 1999; Sullivan & Sullivan, 2018). Üldine alustaimestiku liigirikkus ja mitmekesisus väheneb või ei ole pikaajalisel väetamisel alustaimestikule olulist mõju (Thomas *et al.*, 1999; Sullivan & Sullivan, 2018). Muutused alustaimestikus mõjutavad läbi toidutaimede olemasolu ka loomastikku (Sullivan & Sullivan, 2018).

Erinevad raied muudavad oluliselt puistu alusmetsa valgus- ja hüdroloogilisi tingimusi ja temperatuuri ning mõjutavad seeläbi alustaimestikku (Légaré *et al.*, 2001; Kim *et al.*, 2021). Suurema intensiivsusega raied suurendavad alustaimestikus valguslembeste liikide katvust ning vähendavad varjataluvate liikide katvust (Tonteri *et al.*, 2016). Väiksema intensiivsusega raie (harvendusraie ja valgustusraie) puhul väheneb valguslembeste liikide katvus ning suureneb varjataluvate liikide katvus, mis ka taastub raie tekitatud häiringust

kiiremini (Tonteri *et al.*, 2016). Näiteks Hiinas läbi viidud uuringutest leiti, et üldiselt suurenes peale harvendusraiet alusmetsas kasvavate põõsaste mitmekesisust 28% ja rohttaimede mitmekesisust 24% (Li *et al.*, 2020). Peamised harvendusraie järgse alustaimestiku mitmekesisust määravateks teguriteks olid harvenduse eelne alustaimestiku mitmekesisus puistus ja harvendusest taastumise aeg (Li *et al.*, 2020). Puistud, kus harvenduse eelne alustaimestiku mitmekesisus oli väike vähenes mitmekesisus harvenduse järgselt veelgi (Li *et al.*, 2020).

Segapuistud on monokultuuridest heterogeensema struktuuriga ning pakuvad elupaiku ja kasvukohti rohkematele erineva kasvukohaelistusega metsaliikidele kui puhtpuistud (Felton *et al.*, 2010; Gao *et al.*, 2014; Felton *et al.*, 2016; Huuskonen *et al.*, 2021). Lõuna–Rootsi kuuse monokultuurides ja kuuse-kase segapuistutes läbi viidud uuringus leiti, et segapuistutes on võrreldes puhtpuistutega liigirikkus suurem maapinnal kasvavatel soontaimedel, samblikel, saprotroofsetel mardikatel ja lindudel (Felton *et al.*, 2010). Sammalde arvukus ja liigirikkus segapuistus vähenes ning punase nimestiku liikide arvukus ja liigirikkus ei muutunud (Felton *et al.*, 2010). Samblikuliike on kuuse-kase segapuistutes vähem seetõttu, et nad eelistavad niiskemaid tingimusi ning väiksemat konkurentsi valgusnõudlike taimedega (Felton *et al.*, 2010). Punase nimestiku liigid on rohkem sõltuvad kindlatest puuliikidest (näiteks tamm; *Quercus spp.*), mistõttu ei mängi enamuspuuliigi osakaal puistus neile olulist rolli (Felton *et al.*, 2010). Lisaks leiti, et metsa majandamine jätkusuutlikumalt ja elurikkust soodustavalt (suurem rotatsioonipikkus, surnud puidu maha jätmine jne) aitab kaasa bioloogilise mitmekesisuse suurenemisele segapuistutes, aga mitte puhtpuistutes (Felton *et al.*, 2010). Üldiselt peetakse segapuistuid bioloogilist mitmekesisust soodustavaks metsamajanduslikuks praktikaks (Uliczka & Angelstam, 2000; Gao *et al.*, 2014; Huuskonen *et al.*, 2021).

1.3 Bioloogilise mitmekesisuse kaasamine metsade majandamisse

Bioloogiline mitmekesisus on väga oluline metsade produktiivsuse, jätkusuutlikkuse ja kliimamuutustele vastupanuvõime tagamisel, mistõttu muutub bioloogilise mitmekesisuse kaasamine metsamajandamise kavandamisse üha olulisemaks (Kapos & Iremonger, 1998; Liang *et al.*, 2016; Čosović *et al.*, 2020). Euroopa metsade jätkusuutlikkuse saavutamiseks tuleks metsi majandada meetoditega, mis arvestavad nii keskkonna, elustiku mitmekesisuse kui ka puidutagavara vajadustega (Niemelä, 1997). Enamik praegu kasutatavaid eelpool välja toodud metsanduspraktikaid ei arvesta puistu bioloogilise mitmekesisusega, puistu

struktuuride (sh ruumiliste mustrite) ja arenguprotsesside keerukusega ja häirete rolliga struktuuriliste elementide loomisel (Franklin *et al.*, 2002). Tuleviku metsanduspraktikad peaksid olema loodussõbralikumad ning järgima looduslike häiringute dünaamikat (Esseen *et al.*, 1996; Fries *et al.*, 1997; Bengtsson *et al.*, 2000).

Looduslike häiringute jäljendamist metsamajanduspraktikates on palju uuritud (Franklin *et al.*, 2007). Samuti on uuritud metsamajanduse otsest ja kaudset mõju elurikkusele ning leitud, et kaks kõige väiksema mõjuga majanduspraktikat on metsaselektioonil aretatud kohalike puude kasutamine metsade uuendamisel ning segapuistute rajamine (Ruotsalainen, 2014; Huuskonen *et al.*, 2021). Intensiivselt majandatud istutatud kuusemetsad on ühtlaselt suure tagavaraga, puuduvad hõredamad metsaosad ja häilud ning on seetõttu väga homogeense struktuuriga (Brockhoff *et al.*, 2008). Seda, kuidas mõjutab elurikkust ja bioloogilist mitmekesisust selline tehnikult suurendatud ühtlaselt jaotuv tagavara puistus, ei ole palju käsitletud, kuid ka tagavara enda mõju bioloogilisele mitmekesisusele tuleks tulevikus metsa majandades arvesse võtta.

Käesoleva magistr töö eesmärgiks on uurida potentsiaalse majanduslikult väärtusliku puidutagavara seost elurikkusega. Saadav teadmine aitab mõista, kuidas muutub majandusmetsas kõrge looduskaitsega liikide arv puistu tulususe suurenedes. Saame teada, kas puistu potentsiaalse tulususe vähendamisel on märkimisväärne positiivne mõju looduskaitsega liikide arvule puistus. See teadmine aitab välja töötada meetodeid, mis võimaldavad tulevikus majandada metsi elurikkusele säästlikult.

Töös otsitakse vastuseid järgmistele küsimustele:

1. Kuidas on jänesekapsa viljakate kuusikute potentsiaalne puidutulu seotud kõrge looduskaitsega liikidega?
2. Kuidas mõjutavad kuuse ja kase osakaal puistus puidutulu ja kõrge looduskaitsega liikide arvule?

Töö uurimisaladeks on jänesekapsa kasvukohatüübil kasvavad istutatud kuuse enamusega 1a boniteediga puistuid. Tegemist on ühtede viljakamate, intensiivselt majandatud ühevanuseliste metsadega Eestis, mida on ka protsentuaalselt kõige rohkem (Keskkonnaagentuur, 2022).

2. Materjal ja metoodika

2.1 Uurimisalade valik

Käesoleva töö jaoks valiti välja Mandri–Eesti kaguosas asuvad 45 – 55 aastased Ia boniteediga jänesekapsa kasvukohatüübil kasvavad istutatud kuuse enamusega puistud, mille pindala on suurem kui 1 ha (Joonis 1). Valiti sellised puistud, sest taheti välistada boniteedi ja kasvukohatüübi võimalik segav mõju uuritavatele tunnustele. Alade valimisel kasutati ArcGIS 10.6 programmi ning Maa–ametilt sisendina saadud metsaregistri andmeid. Varieeruvaks tunnuseks nendes puistutes on kuuse ja teiste puuliikide osakaal. Sobilikuks osutunud 426 puistut jaotati kuuse ja kase osakaalude alusel 4 gruppi, kus:

I grupis on kuuse osakaal puistus 50% – 62% ning kase osakaal 38% – 50%;

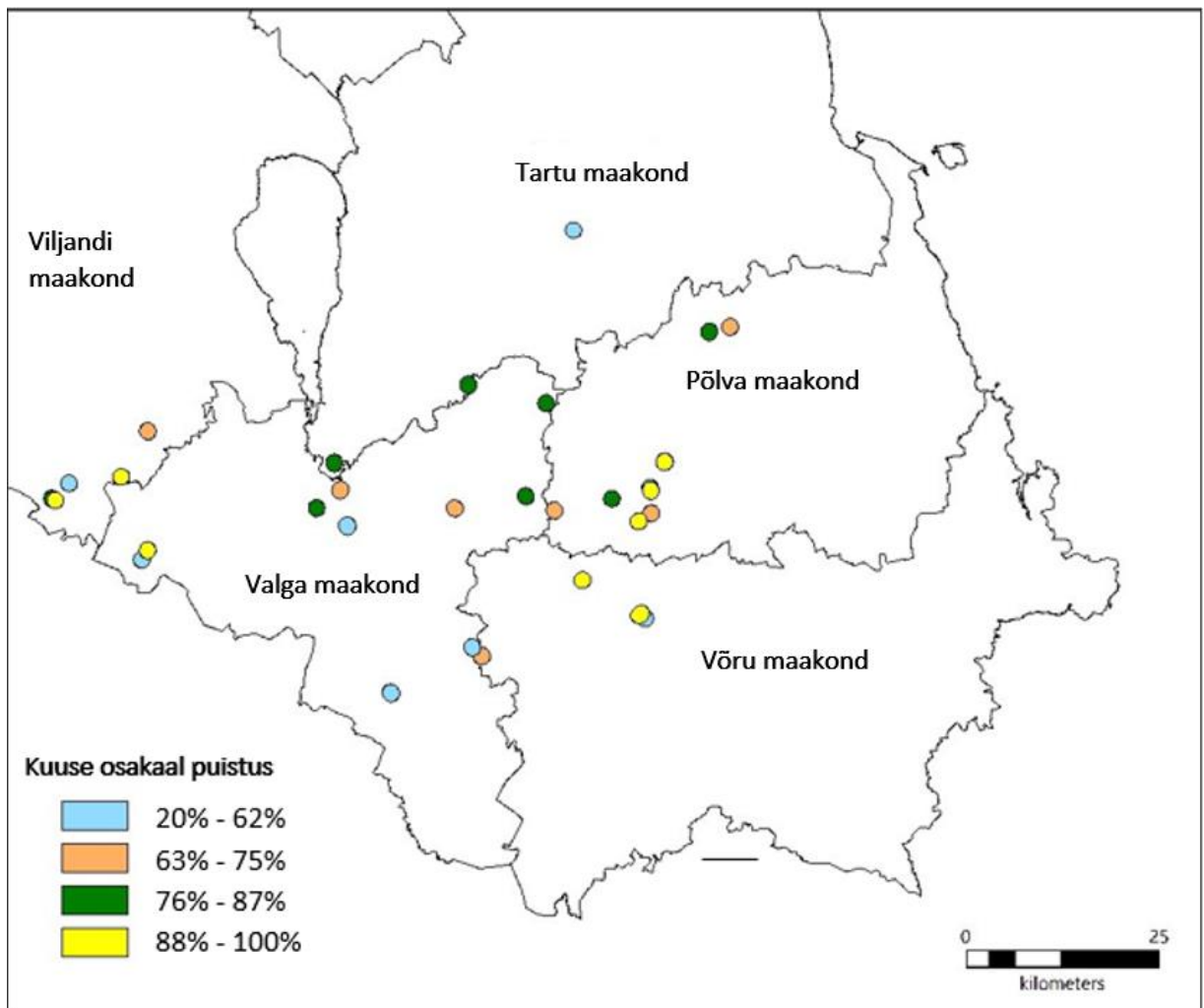
II grupis on kuuse osakaal puistus 63% – 75% ning kase osakaal 25% – 37%;

III grupis on kuuse osakaal puistus 76% – 87% ning kase osakaal 13% – 24%;

IV grupis on kuuse osakaal puistus 88% – 100% ning kase osakaal 0 – 12%.

Seejärel valiti nii harvendamata kui harvendatud puistute seast kokku välja 32 puistut, igast grupist 8 puistut. Töösse kaasati nii harvendatud kui harvendamata puistud selleks, et vaadelda samavanuselisi erineva tagavara puistuid. Kõigis puistutes võis teiste puuliikide (peale kase ja kuuse) osakaal olla maksimaalselt 5%. Alade täpsemal valikul eelistati puistusid sõiduteede läheduses ning vaadati, et ühte gruppi kuuluvad puistud paikneksid piirkonnas hajusalt.

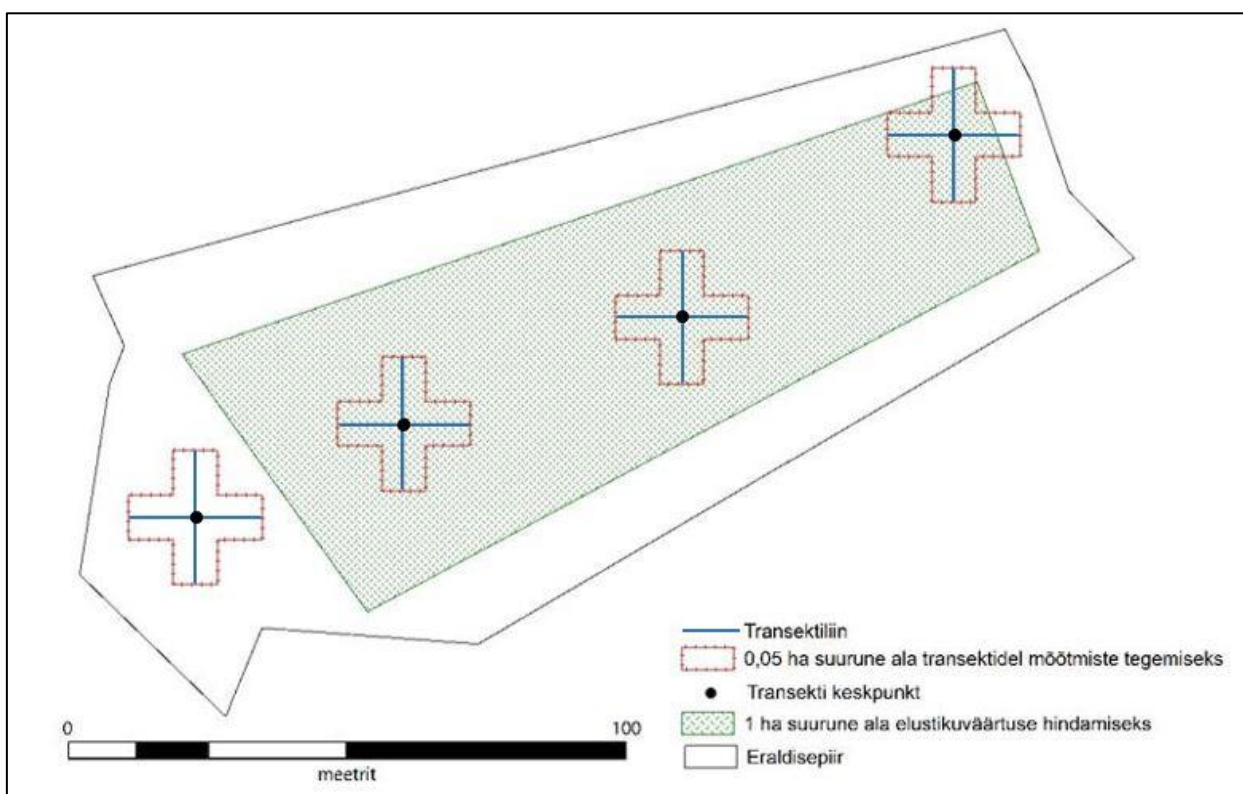
Valituks osutunud 32 puistust langes 1 puistu välja puudulike andmete tõttu ning lõpuks jäi valimisse kokku 31 puistut, millest 17 oli harvendusega ning 14 ilma harvenduseta. Andmetöötamise käigus selgus, et metsaregistri andmed on vananenud ning kuuse osakaalud erinesid tegelikkuses metsaregistri andmetest. Selgus, et kuigi alguses valiti kuuse enamusega puistud, siis tegelikult on 3 puistu kuuse osakaal alla 50% ning kõige väiksema kuuse osakaaluga puistus on kuuske vaid 20%. Samuti ei jaotu puistud võrdselt osakaalu gruppide vahel. Esimesse gruppi kuulub 8 puistut, teise gruppi 10, kolmandasse 7 ning neljandasse gruppi 6 puistut.



Joonis 1. Alade paiknemine kaardil ja jagunemine kuuse osakaalu järgi.

2.2 Puistu struktuuri mõõtmine

Puistu struktuuri mõõdeti neljast juhuslikult valitud transektide asukohast, mille keskpunkt märgiti GIS-analüüsi käigus igale puistule enne välitoid. Kaks märgitud punkti paiknesid puistu servas ning kaks keskel selleks, et transektid paikneksid puistutes läbivalt ühtlaselt ning väheneks võimaliku servaeefekti mõju tulemustele (Joonis 2).



Joonis 2. Transektid ja 1 ha suurune looduskaitseliselt väärtuslike liikide hindamise ala.

Igasse varasemalt valitud transektide keskpunkti märgiti mõõdulindiga maha kaks ristuvat 30 meetri pikkust transekti. Üks põhja–lõunasuunaliselt ja ristuv ida–läänesuunaliselt.

30 m pikkustelt transektidelt mõõdeti:

- 1) 1. rindesse kuuluvad püstised surnud puud – kuni 5 m mõlemale poole linti, kahe transekti kattuvalt alalt loendati elemente üks kord. Mõõdeti nende rinnasübermõõt, ja kõrgus ning määrati kõduaste ja liik;
- 2) tüükad, mis olid pikemad kui 1,3 meetrit– kuni 5 m mõlemale poole linti, kahe transekti kattuvalt alalt loendati elemente üks kord. Mõõdeti nende rinnasübermõõt ja kõrgus ning määrati kõduaste ja liik;

3) tuuleheitejuurestikud, mis on kõrgemad kui 10 cm – kuni 5m mõlemale poole linti, kahe transekti kattuvalt alalt loendati elemente üks kord. Mõõdeti kõrgus maapinnast ja määrati liik;

4) lamapuit (diam \geq 10cm) transektiga ristumiskohas. Mõõdeti diameeter, määrati kõduaste ja liik.

Püstiste surnud puude, tüügaste ja lamapuidu kõduastme määramisel kasutati Renvalli kirjeldatud meetodit (Renvall, 1995).

Selleks, et hiljem arvutada puistu tagavara, mõõdeti transektide ristumiskohast lähima 15 puu rinnasümbermõõt ja määrati liik ning mõõdeti 15. puu kaugus transekti keskpunktist. Kahjustatud puude korral määrati kahjustuse tüüp, kõrgus ja kahjustusaste. Puude kahjustuste- ja kahjustusastmete määramisel kasutati metsa korraldamise juhendi lisa 16 (Metsa korraldamise juhend, 2009). Transektide keskpunktist hinnati võrastiku katvuse protsent.

2.3 Looduskaitseliselt väärtuslike liikide hindamine

Looduskaitseliselt väärtuslike liikide hindamiseks valiti varasemalt välja kõrge kaitseväärtusega 20 soontaime, 17 sambliku ning 15 torikseene indikaatorliiki (Lisa 1). Indikaatorliikide valimisel lähtuti sellest, et liigid oleks metsas kergesti määratavad. Pisisamblike puhul valiti liigid ja perekonnad, mida on laboris mikroskoobi abil lihtne eristada. Kõik soontaimed ning suurem osa samblikest ja torikseentest valiti inimpeglিকে liikide seast (Trass *et al.*, 1999). Samblike ja torikseente valikul lähtuti lisaks sellest, et liigid oleksid vanale metsale iseloomulikud või vanadel puudel kasvavad (Holien, 1998; Tibell, 1998; Trass *et al.*, 1999; Selva, 2003; Niemelä, 2008; Lõhmus & Lõhmus, 2011; Lõhmus & Runnel, 2017). Torikseente puhul valiti lisaks kuusel kasvavatele liikidele ka kasel ja teistel lehtpuudel kasvavaid liike (Lisa 1; Niemelä, 2008).

Välja valitud indikaatorliikide olemasolu märgiti ja ohtrus hinnati 1 ha suurusel alal 2 tunni vältel. Indikaatorliikide leidmisel märgiti liigi substraadi tüüp, lamapuidult ja tüügastelt leitud liikide puhul lisaks substraadi jämedusklass ja kõduaste, kasutades varasemalt kirjeldatud metoodikat (Lõhmus & Kraut, 2010).

Lisaks märgiti indikaatorliigi ohtrus alal. Ohtruse määramiseks kasutati viiepallisüsteemi. Kui alal leidis üks isend (1), 2–5 isendit alal (2), 6–15 isendit alal (3), 16–100 isendit alal (4), üle 100 isendi alal (5; Lõhmus & Lõhmus, 2011).

2.4 Andmetöötlus

2.4.1 Suhteline tagavara

Puidutulu ja looduskaitseliselt väärtuslike liikide vahelise seose hindamiseks arvutati kõigepealt suhteline tagavara. Suhteline tagavara on puistu tagavara erinevus ühevanuseliste, harvendamata ja harvendatud puistute keskmisest tagavarast. Suhteline tagavara on ajas stabiilne kindlale vanusele vastav majanduslikult väärtuslik tagavara. Suhtelise tagavara hulka arvestatakse töös uuritavate puistute kasvatamisel eesmärgiks oleva tagavaraga, ehk kuuse ja kase tagavaraga.

Suhteline tagavara on sõltumatu muutuja, mille leidmiseks viidi läbi kaks paralleelset lineaarset segamudelit (ingl, *linear mixed model* edaspidi *LMER*). Sõltuva muutujana kaasati mudelitesse puistu tagavara, mis on 1. rinde elusate puude tagavara puistus. Sõltumatute muutujatena kaasati ühte mudelisse puuliikide vanused ja harvenduse olemasolu (ST), teise lisaks eelnevatele veel ka kuuse osakaal (ST_1). Kase osakaal jäeti mudelist välja, sest see korreleerub tugevalt kuuse osakaaluga ($r = -0.91$). Kummagi mudeli jäägid ongi prognoosijäägid, ehk suhteline tagavara.

Kahe mudeli erinevus seisneb selles, et ST puhul on tegemist kindlale vanusele vastava tagavaraga puistus, mis ei arvesta endas konkreetse puistu kuuse ja kase koosseisukordajaid (osakaalusid). See tähendab, et suhteline tagavara ennustatakse valimi keskmiste koosseisukordajate põhjal. Puuliikide koosseisukordajate välja jätmine suhtelise tagavara mudelist võimaldab kasutada mudelites puidutulu ja indikaatorliikide ennustamiseks eraldi suhtelist tagavara ja puistu koosseisukordajaid.

ST_1 puhul on tegemist kindlale vanusele ja koosseisule vastava tagavaraga puistus. Suhteline tagavara ennustatakse iga konkreetse puistu kuuse ja kase koosseisukordajate põhjal. ST_1 võrdlemisel puidutulu ja indikaatorliikidega kaasatakse mudelisse segav faktor kuuse-kase suhe. Seda seetõttu, et lisaks kuuse ja kase osakaaludele mõjutab puistu tulusust ja looduskaitseliselt väärtuslike liike ka nende puude osakaalude suhe puistus.

ST ja ST_1 võrreldi 5 aasta keskmise puidutulu (Tabel 1), 2022. aasta keskmise puidutulu (Tabel 2) ja indikaatorliike (Tabel 3). Tulemustest selgub, et ST, kui ST_1 ennustavad nii puidutulu kui looduskaitseliselt väärtuslike liike sarnaselt. Seda seetõttu, et töös uuritavad puistud ei erine kuuse ja kase koosseisukordajate põhjal oluliselt keskmisest. Kuna lisaks suhtelise tagavara seosele puidutulu ja indikaatorliikidega uuritakse töös ka puistu koosseisukordajate mõju antud tunnustele, siis kasutatakse edasistes analüüsidest mudelit ST (edaspidi suhteline tagavara).

Tabel 1. Lmer tulemused 5 aasta keskmise puidutulu ja ST (suhteline tagavara, kuhu on kaasatud puuliikide vanused ja harvenduse olemasolu) ning ST_1 (suhteline tagavara, kuhu on lisaks puuliikide vanustele ja harvenduse olemasolule kaasatud ka kuuse koosseisukordaja) võrdluse kohta. Võrreldavaid objekte N = 30. Hinnang – mõju hinnang, SE – standardviga, t – t-statistik. Tärniga on märgitud oluliseks osutunud muutujate p-väärtused (p<0.05).

Mõju	Hinnang	SE	df	t	p
ST	169.56	10.27	28	16.52	<0.001*
ST_1	164.16	11.12	27	14.77	<0.001*
Kuuse-kase suhe	120.54	99.69	27	1.209	0.237

Tabel 2. Lmer tulemused 2022. aasta keskmise puidutulu ja ST suhteline tagavara, kuhu on kaasatud puuliikide vanused ja harvenduse olemasolu) ning ST_1 (suhteline tagavara, kuhu on lisaks puuliikide vanustele ja harvenduse olemasolule kaasatud ka kuuse koosseisukordaja) võrdluse kohta. Võrreldavaid objekte N = 30. Hinnang – mõju hinnang, SE – standardviga, t – t-statistik. Tärniga on märgitud oluliseks osutunud muutujate p-väärtused (p<0.05).

Mõju	Hinnang	SE	df	t	p
ST	214.25	14.01	28	15.29	<0.001*
ST_1	213.03	15.57	27	13.680	<0.001*
Kuuse-kase suhe	27.32	139.63	27	0.196	0.846

Tabel 3. Glmer.nb mudeli tulemused looduskaitsele väärtuslike liikide ja ST suhteline tagavara, kuhu on kaasatud puuliikide vanused ja harvenduse olemasolu) ning ST_1 (suhteline tagavara, kuhu on lisaks puuliikide vanustele ja harvenduse olemasolule kaasatud ka kuuse koosseisukordaja) võrdluse kohta. Võrreldavaid objekte N = 30. Hinnang – mõju hinnang, SE – standardviga, z – z-statistik.

Mõju	Hinnang	SE	df	z	p
ST	-0.0004	0.002	26	-0.162	0.87
ST_1	0.001	0.003	25	0.318	0.750
Kuuse-kase suhe	-0.003	0.024	25	-1.159	0.246

2.4.2 Puidutulu ja looduskaitseliselt väärtuslikud liigid

Peamisteks sõltuvateks tunnusteks andmeid analüüsid, olid puidutulu ja looduskaitseliselt väärtuslike indikaatorliikide arv ning sõltumatuteks muutujaks suhteline tagavara, kuuse osakaal ja kuuse-kase suhe puistus. Kase osakaal jäeti mudelist välja, sest see korreleerub tugevalt kuuse osakaaluga. Kuuse-kase suhe kirjeldab, milline on kase osakaal puistus, kus kuuse osakaal on teada. Kuuse-kase suhe kaasati mudelisse kuuse osakaalu segava faktorina, kuna lisaks kuuse ja kase koosseisukordajatele mõjutab sõltuvat muutujat ka nende omavaheline suhe puistus.

Puistute puidutulu vaadeldi kahel ajahetkel: viimase 5 aasta (2018 a. – 2022 a.) keskmise puidutuluna ja 2022. aasta keskmise puidutuluna. Kasutades Deskis tarkvara (versiooni Metsahaldus 5.0.0) arvutati puistus oleva puidutagavara sortimentideks jagunemine. Puistu puidutulu arvutamiseks kasutati RMK sortimentide keskmisi vahelaohindu 2022. aastal ja viimasel viiel aastal (Lisa 2; Keskkonnaagentuur, 2023). Puidutulu arvutati harvendatud ja harvendamata puistutele ühte moodi ning harvendusel saadud tulu arvesse ei võetud.

Looduskaitselise väärtusega liigid on alalt leitud kõrge looduskaitseväärtusega, varasemalt koostatud nimekirjas olevate, indikaatorliikide arv. Looduskaitselise väärtusega liikidele lisaks uuriti ka seda, kuidas erinevad nimekirjas esinevad indikaatorliikide rühmad eraldi (soontaimede indikaatorliikide arv, samblike indikaatorliikide arv ja torikseene indikaatorliikide arv) seostuvad suhtelise tagavara ja teiste muutujatega. Looduskaitseliselt väärtuslikke liike kirjeldas 31 ala peale kokku registreeritud 24 erinevat indikaatorliiki. Nimekirjas olnud 20 soontaimeliigist leiti 31 ala peale kokku 13 liiki soontaimi, 17 samblikuliigist ja -perekonnast leiti aladelt kokku 8 liiki samblikke ja 15 nimekirjas olnud torikseeneliigist leiti aladelt kokku 3 liiki torikseeni.

Lisaks suhtelisele tagavarale, kuuse ja kase koosseisukordajatele ja kuuse-kase osakaalule kaasati mudelitesse teisi sõltumatuid muutujaid, milleks on:

- kvartali nr – mudelitesse kaasatud juhuslik faktor;
- tagavara (tm/ha), arvutati kasutades Deskis metsahaldus 2.6.2 tarkvara (*edaspidi* Deskis tarkvara), 1. rinde elusate puude tagavara puistus.
- harvenduse olemasolu – eeldatakse, et iga harvendusraie eemaldab kõigist puistutest samapalju tagavara; näitab kui palju tagavara on keskmiselt harvendusega eemaldatud;
- kuuse tagavara puitus (tm/ha) – arvutati kasutades Deskis tarkvara;

- kase tagavara puistus (tm/ha) – arutati kasutades Deskis tarkvara;
- muude okaspuude osakaal puistus (%), okaspuud v.a kuusk;
- muude lehtpuude osakaal puistus (%), lehtpuud v.a kask;
- puistu tihedus (tk/ha), 1. rinde elusate puude arv;
- muude lehtpuude tagavara (tm/ha), lehtpuud v.a kask, arutati kasutades Deskis programmi;
- võrastiku katvus (%), hinnati puistus;
- lamapuidu maht (tm/ha), arutamiseks kasutati Wagneri valemit (Van Wagner, 1968);
 - lamapuidu maht kõduastmel 1;
 - lamapuidu maht kõduastmel 2;
 - lamapuidu maht kõduastmel 3;
 - lamapuidu maht kõduastmel 4;
 - lamapuidu maht kõduastmel 5;
- tüügaste ja püstiste surnud puude maht (tm/ha), arutamiseks kasutati Ozolinsi tüvemoodustaja valemeid (Padari, 2004);
 - tüügaste ja püstiste surnud puude maht kõduastmel 1;
 - tüügaste ja püstiste surnud puude maht kõduastmel 2;
 - tüügaste ja püstiste surnud puude maht kõduastmel 3;
 - tüügaste ja püstiste surnud puude maht kõduastmel 4;
- tuuleheitejuurestike arv (tk/ha).

Tabelis 4 kirjeldatakse valimis olevate puistute tunnuseid.

Tabel 4. Töö valimis olevaid puistuid kirjeldav tabel N=30, eristades harvendatud (N= 17 puistut) ja harvendamata (N= 13 puistut); esitatud tunnuse väärtus ± standardviga.

Puistut iseloomustav tunnus	Harv	Harvendamata
Kuuse vanus	51,6 ± 1	50,5 ± 1
Kase vanus	46,9 ± 1,7	53,6 ± 3,6
Kuuse osakaal %	65 ± 5	75 ± 4
Kase osakaal %	28 ± 5	19 ± 4
Muude okaspuude osakaal %	2 ± 1	3 ± 2
Muude lehtpuude osakaal %	5 ± 1	4 ± 2
Võrastiku katvus %	62 ± 5	60 ± 5
Puistu tihedus puud/ha	726,5 ± 45,9	711,6 ± 60,9
Puistu tagavara tm/ ha	411,3 ± 22,4	417,4 ± 27,7
Surnud püstiste puude ja tüügaste maht tm/ha	11,7 ± 3,5	38,5 ± 7,7
Lamapuidu maht tm/ha	12,4 ± 2,1	16,7 ± 3,5
Tuuleheitejuurestike arv tk/ha	0,8 ± 0,2	0,7 ± 0,3
Indikaatorliikide arv tk/ha	6 ± 0,4	5 ± 0,4
5 aasta keskmine puidutulu €/ha	24542 ± 1441,3	24938,7 ± 1771,7
2022. aasta keskmine puidutulu €/ha	33273,8 ± 1838,7	33247,5 ± 2254

2.4.3 Andmeanalüüs

Andmeid analüüsid kasutati mitut lihtsustust. Arvesse ei võetud raieringi pikkust ning seda käsitleti kui trendi, mille jooksul puidutagavara väärtus suurenes. Lihtsustamise mõttes eeldati, et iga puistu väärtuse kujunemine ajas on samasugune. Samuti ei arvestatud töös sellega, et puistu algtihedus ei pruugi kirjelda puistu tihedust raieealisena. Tagavara vanusefunktsioonist jääke arvestades eeldati, et erinevused puistute puiduväärtused on ajas püsivad ning algselt tihedam puistu on seda ka raieealisena.

Statistilised analüüsid viidi läbi rakenduses R, kasutades Rstudio programmi (versioon 1.3.959, R versioon 4.1.2). Statistilistest analüüsides kasutati lineaarset segamudelit (ingl *linear mixed-effects model*, edaspidi LMER) ja üldistatud lineaarset segamudelit (ingl *generalized linear mixed-effects model*, edaspidi GLMER) milles eeldati negatiivset binomiaaljaotust jaotust (ingl *negative binomial GLMER model*, edaspidi GLMER.NB). Looduskaitsele väärtuslike liikidega seose uurimiseks teiste tunnustega testiti kõigepealt, kas kasutada tuleks negatiivset binomiaaljaotust või Poissoni jaotust. Kuna looduses on probleemiks alahajuvus otsustati kasutada negatiivset binomiaaljaotust, mis on sellistel juhtudel usaldusväärsem.

Kõikide tunnustega viidi läbi Pearsoni korrelatsioonianalüüs ning mudelitest eemaldati tugevalt korreleeruvad tunnused ($r \geq 0.5$). Samuti kontrolliti kõikides mudelites sõltumatute tunnuste mittelineaarseid seoseid ning viidi läbi lineaarne segamudel, kuhu kaasati sõltumatute tunnuste ruutliikmeid. Vajadusel lisati ruutliikmed mudelitesse.

2.4.3.1. Puidutulu ja looduskaitsele väärtuslikud liigid

Puidutulu ja looduskaitsele väärtuslike liikide ning suhtelise tagavara ja puuliikide koosseisukordajate vaheliste seoste leidmiseks kasutati mudeleid, milles võrreldi 30 puistut. Esialgselt 32 puistust eemaldati andmeanalüüsis üks puistu puudulike andmete tõttu ning teine seetõttu, et puistu kuuse-kase suhe erines oluliselt teistest ning oli mudelites segavaks faktoriks seoste leidmisel. Puidutulu seose leidmiseks kasutati LMER mudelit, looduskaitsele väärtuslike liikidega seose leidmiseks GLMER.NB mudelit. Sõltuvaks muutujaks oli 5 aasta puidutulu, 2022. aasta keskmine puidutulu või indikaatorliigid, sõltumatuteks muutujateks suhteline tagavara, millele kaasati puuliikide koosseisukordajate seose hindamiseks lisaks ka kuuse osakaal ja kuuse-kase suhe puistus. Kase osakaal jäeti mudelist välja, sest see korreleerub tugevalt kuuse osakaaluga ($r = -0.91$). Kuuse-kase suhe

lisati, sest see kirjeldab vaadeldavate puuliikide vahekorda puistus. Juhusliku faktorina kaasati mudelitesse puistu kvartali number.

Puidutulu ja seda ennustavate tunnuste vaheliste seoste leidmiseks lisati mudelisse suhtelisele tagavarale, kuuse osakaalule ja kuuse-kase suhtele lisaks okaspuude osakaal, lehtpuude osakaal ja võrastiku katvus. Lisatavate väärtuste puhul on tegemist tunnustega, mis kirjeldavad puistu struktuuri ja hetkel vaadeldavate majanduslikult väärtuslike puuliikide (kuusk ja kask) osakaalu puistus. Mudelist jäeti välja puistu tihedus, sest see korreleerus suhtelise tagavaraga ($r = 0.6$). Mittelineaarsete seoste kontrollimiseks lisati mudelisse lehtpuude osakaalu ruutliige.

Looduskaitsele väärtuslike indikaatorliikide ja neid ennustavate tunnuste vahelise seose leidmiseks lisati mudelisse puistu omadusi ja struktuuri kirjeldavad tunnused (Tabel 9). Varasemalt läbi viidud uuringutes on antud soovitusi vaadelda erinevaid liigirühmi ja neid mõjutavaid tunnuseid ka eraldi (Similä *et al.*, 2006). Seetõttu koostati looduskaitsele väärtuslike liikide erinevate indikaatorliikide rühmade ja neid ennustavate väärtuste vaheliste seoste leidmiseks iga indikaatorliikide rühma kohta mudel, kuhu lisati vaid kindla liigirühma liikide arvu ennustavad tunnused (Tabel 10). Eraldi viidi läbi analüüsid torikseente, samblike ja soontaimede liigirühmadega. Soontaimede mudelist jäeti välja tüügaste ja lamapuiduga seotud tunnused ning tuuleheitejuurestike arv, kuna töösse valitud soontaimede indikaatorliigid kasvavad maapinnal ning neid mõjutavad peamiselt kasvutingimused (valgus- ja niiskustingimused, toitainete kättesaadavus jne) ja kasvutingimusi mõjutavad puistu omadused (Chipman & Johnson, 2002; Similä *et al.*, 2006). Samblike mudelisse ei kaasatud lamapuidu mahtu puistus. Seda seetõttu, et töösse valitud samblike indikaatorliigid kasvavad peamiselt tüügastel, elusate puude korbal ja tuuleheitejuurestikel, mistõttu ei ole lamapuidu hulgal samblike arvuga eeldusliku seost. Samblike mudelisse kaasati võrastiku katvuse ruutliige. Torikseente mudelist jäeti välja tüügaste 4 maht, sest see väärtus korreleerub tugevalt lamapuidu V mahuga ($r = 0.88$) ning tuuleheitejuurestike arv, sest see korreleerub lamapuidu I mahuga ($r = 0.53$).

2.5 Autori roll

Magistritöö autor osales kõigis töö etappides. Koostöös juhendajatega valiti välja välitöödeks sobivad alad, koostati välitöö plaan ning viidi läbi välitööde proovipäev. Välitööd, mis toimusid 6. juulist 27. juulini 2022. aastal, viis autor läbi ilma juhendajate kaasabita. Juhendajate soovitudele ja näpunäidetele tuginedes viis autor läbi andmetöötluse, andmete analüüsi ning kirjutas ja vormistas lõpptulemusena magistritöö.

3. Tulemused

3.1 Puidutulu ja looduskaitsele väärtuslike liikide seos suhtelise tagavara ja puuliikide koosseisukordajatega

Viie aasta keskmine puidutulu ja 2022. aasta keskmine puidutulu suurenesid suhtelise tagavara suurenedes (Tabel 5; Joonis 3). Seos suhtelise tagavaraga oli tugevam 2022. aasta keskmisel puidutulul. Kuuse osakaal ja kuuse-kase suhe puistus ei ole statistiliselt olulised puidutulu ennustamisel (Tabel 5; Joonis 3).

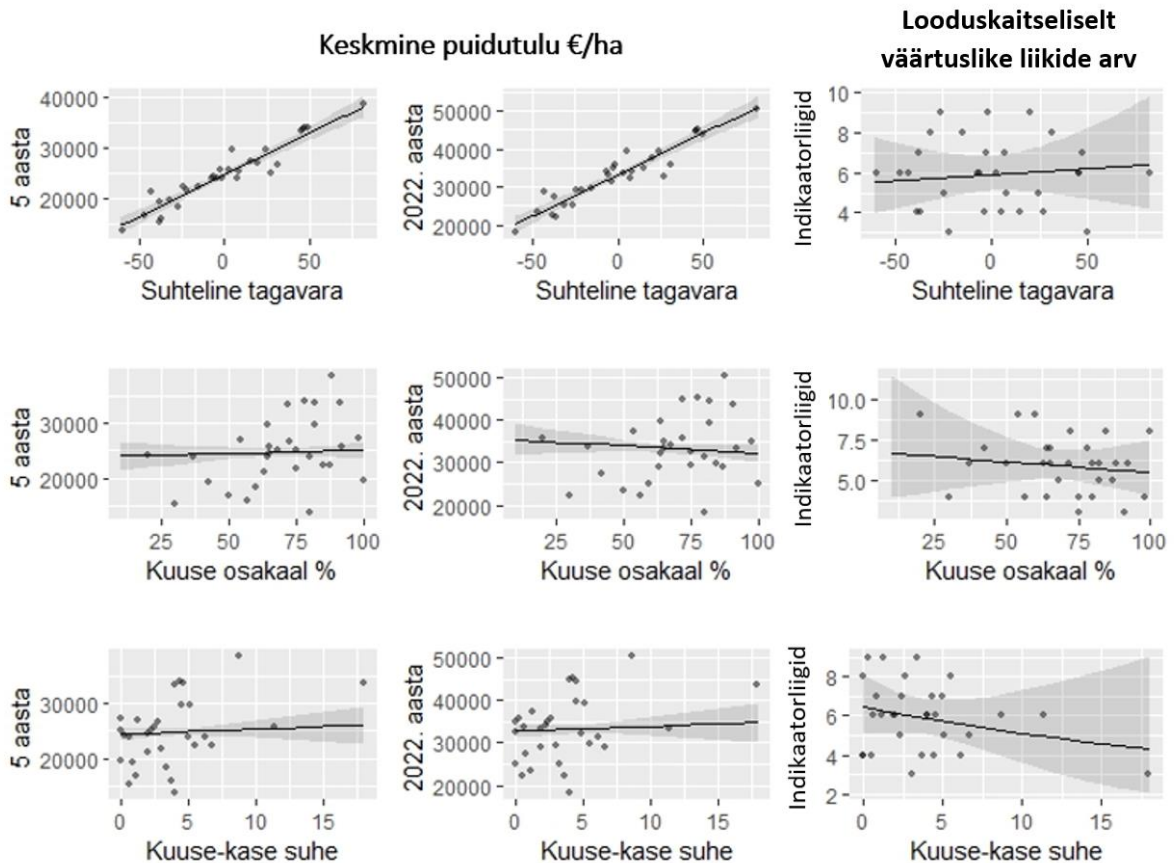
Tabel 5. LMER tulemused puidutulu, suhtelise tagavara, puistu koosseisukordajate ja kuuse-kase suhte võrdluste kohta. Võrreldavaid objekte $N = 30$, $df = 26$. Hinn. – mõju hinnang, SE – standardviga, t – t -statistik. Tärniga on märgitud oluliseks osutunud muutujate p -väärtused ($p < 0.05$).

Sõltuv tunnus	Suhteline tagavara				Kuuse osakaal				Kuuse-kase suhe			
	Hinn.	SE	t	p	Hinn.	SE	t	p	Hinn.	SE	t	p
5 aasta	163.01	11.47	14.212	<0.001*	11.24	20.87	0.539	0.595	96.22	110.66	0.87	0.393
2022. aasta	216.89	15.64	13.87	<0.001*	-37.56	28.45	-1.32	0.198	108.59	150.87	0.72	0.478

Suhtelise tagavara, kuuse osakaalu ja kuuse-kase suhte seos indikaatorliikidega ei ole statistiliselt oluline (Tabel 6; Joonis 3). Statistiliselt oluliseks ei tulnud ka seos suhtelise tagavara, kuuse osakaalu ja kuuse-kase suhte ning kolme indikaatorliigi rühma vahel eraldi (Tabel 6).

Tabel 6. GLMER.NB tulemused looduskaitsele väärtuslike liikide, suhtelise tagavara, puistu koosisukordajate ning kuuse-kase suhte võrdluste kohta. Võrreldavaid objekte N = 30, df = 24. Lood. – looduskaitsele väärtuslike liikide arv; soont. – soontaimede indikaatorliikide arv; sambl. – samblike indikaatorliikide arv; torik. – torikseente indikaatorliikide arv, hinnang – mõju hinnang, SE – standardviga, z – z-statistik.

Sõltuv tunnus	Suhteline tagavara				Kuuse osakaal				Kuuse-kase suhe			
	Hinnang	SE	z	p	Hinnang	SE	z	p	Hinnang	SE	z	p
Lood.	<0.001	0.003	0.407	0.684	-0.0021	0.004	-0.483	0.629	-0.0226	0.026	-0.874	0.382
Soont.	<-0.001	0.003	0.179	0.858	<-0.001	0.005	0.152	0.879	-0.026	0.028	-0.914	0.361
Sambl.	<-0.001	0.007	-0.151	0.880	-0.0142	0.011	-1.263	0.206	0.0054	0.071	0.077	0.938
Torik.	0.0245	0.016	1.574	0.116	-0.0187	0.027	-0.703	0.482	-0.0536	0.148	-0.362	0.718



Joonis 3. Puidutulu ja looduskaitsele väärtuslike liikide seos suhtelise tagavara, kuuse osakaalu ja kuuse-kase suhtega (Tabel 5).

3.2 Puidutulu ja seda ennustavate tunnuste seos

Suhtelise tagavara ja võrastiku katvuse suurenedes 5 aasta keskmine puidutulu suurenes, seos suhtelise tagavaraga oli tugevam (Tabel 7, Joonis 4A ja 4C). Lehtpuude osakaalu ruutliikme lisamisel mudelisse leiti, et lehtpuude (va kask) osakaalu suurenemisel 5 aasta keskmine puidutulu vähenes (Tabel 7, Joonis 4E).

Tabel 7. LMER tulemused 5 aasta keskmise puidutulu, seda ennustavate väärtuste ja suhtelise tagavara võrdluse kohta. Võrreldavaid objekte $N = 30$, $df = 22$. Hinnang – mõju hinnang, SE – standardviga, t – t -statistik. Tärniga on märgitud oluliseks osutunud muutujate p väärtused ($p < 0.05$), punktiga olulise lähedaseks osutunud p väärtused ($p < 0.1$).

Mõju	Hinnang	SE	t	p
Suhteline tagavara	160.779	9.191	17.493	<0.001*
Kuuse osakaal (%)	19.930	20.991	0.949	0.353
Kuuse-kase suhe	91.878	90.768	1.012	0.322
Okaspuude osakaal *	-96.206	53.809	-1.788	0.088 ·
Võrastiku katvus (%)	45.060	15.874	2.839	0.009*
Lehtpuude osakaal**	-55.074	46.198	-1.192	0.246
Lehtpuude osakaal ^{2***}	-4904.795	1898.484	-2.584	0.017*

* Okaspuude osakaal % - kõik okaspuuliigid, va kuusk

**Lehtpuude osakaal %: kõik lehtpuuliigid, va kask

***Lehtpuude osakaal² – Lehtpuude osakaal ruudus

Suhtelise tagavara ja võrastiku katvuse suurenedes kasvas 2022. aasta keskmine puidutulu (Tabel 8; Joonised 4B ja 4D). Sarnaselt 5 aasta keskmise puidutuluga on 2022. aasta keskmise puidutulu seos tugevaim suhtelise tagavaraga. Nii suhtelisel tagavara, kui võrastiku katvuse seos oli tugevam 2022. aasta keskmise puidutuluga kui viimase 5 aasta keskmise puidutuluga. Kuuse osakaalu suurenedes 2022. aasta keskmine puidutulu aga vähenes (Joonis 4F). Olulise lähedaseks tuli 2022. aasta puidutulu negatiivne seos muude lehtpuude osakaaluga (Tabel 8).

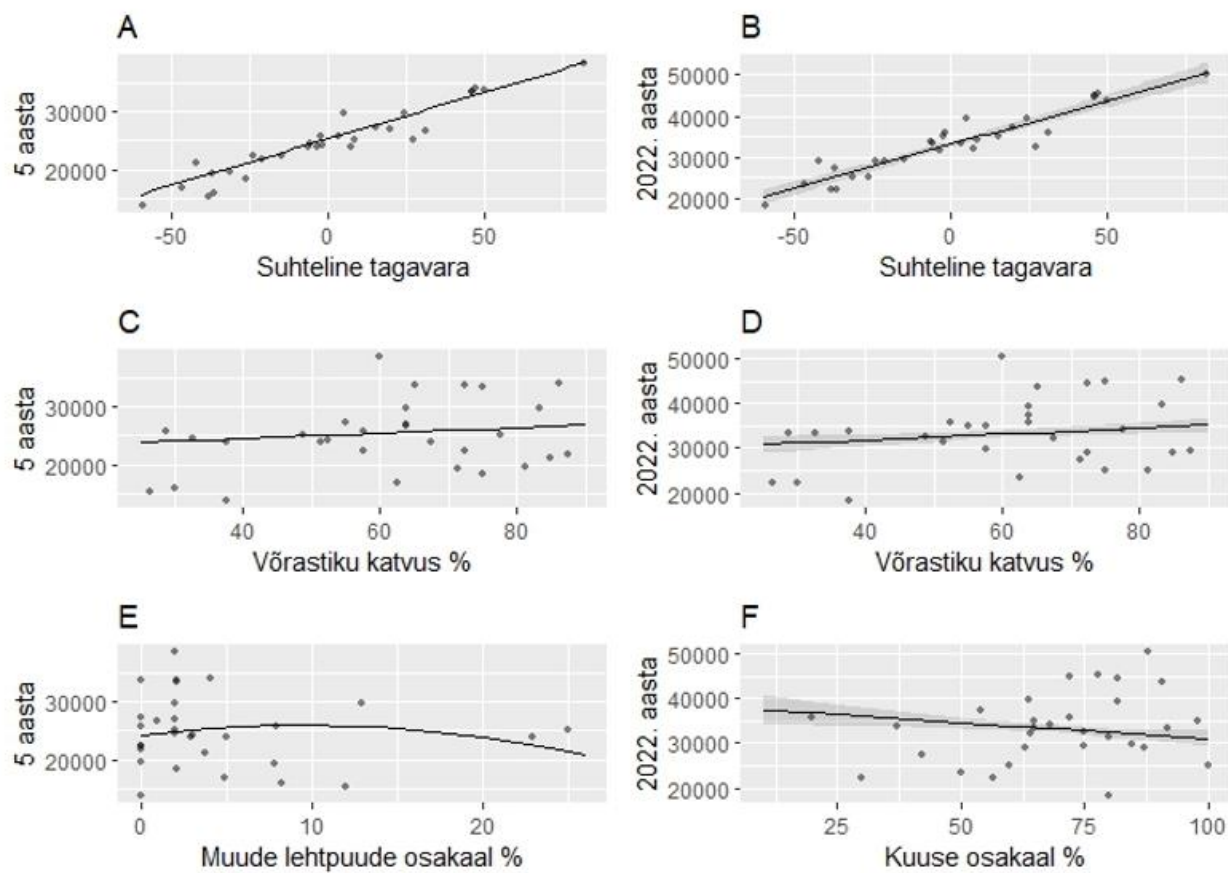
Tabel 8. LMER tulemused 2022. aasta keskmise puidutulu ja suhtelise tagavara ning teiste väärtuste võrdluse kohta. Võrreldavaid objekte $N = 30$, $df = 22$. Hinnang – mõju hinnang, SE – standardviga, t – t -statistik. Tärniga on märgitud oluliseks osutunud muutujate p -väärtused ($p < 0.05$), punktiga olulise lähedaseks osutunud p väärtused ($p < 0.1$).

Mõju	Hinnang	SE	t	p
Suhteline tagavara	211.50	13.44	15.732	<0.001*
Kuuse osakaal (%)	-71.33	25.13	-2.839	0.009*
Kuuse-kase suhe	177.46	129.20	1.373	0.183
Okaspuude osakaal*	-89.98	76.33	-1.179	0.251
Lehtpuude osakaal*	-135.82	66.58	-2.040	0.053 ·
Võrastiku katvus %	67.12	23.12	2.903	0.008*

* Lehtpuude osakaal % - kõik lehtpuuliigid, va kask

** Okaspuude osakaal % - kõik okaspuuliigid, va kuusk

Keskmine puidutulu €/ha



Joonis 4. Puidutulu seosed suhtelise tagavara, võrastiku katvuse, muude lehtpuude ja kuuse osakaaluga.

3.3 Looduskaitseliselt väärtuslikud liigid ja neid ennustavate tunnuste seos

Tabelis 9 välja toodud tunnuste ja indikaatorliikide vahelised seosed ei olnud statistiliselt olulised.

Tabel 9. GLMER.NB mudeli tulemused looduskaitseliselt väärtuslike liikide ja suhtelise tagavara ning teiste elustikku mõjutavate tunnuste võrdluse kohta. Võrreldavate puistute arv $N = 30$, $df = 14$. Hinnang – mõju hinnang, SE – standardviga, z – z -statistik.

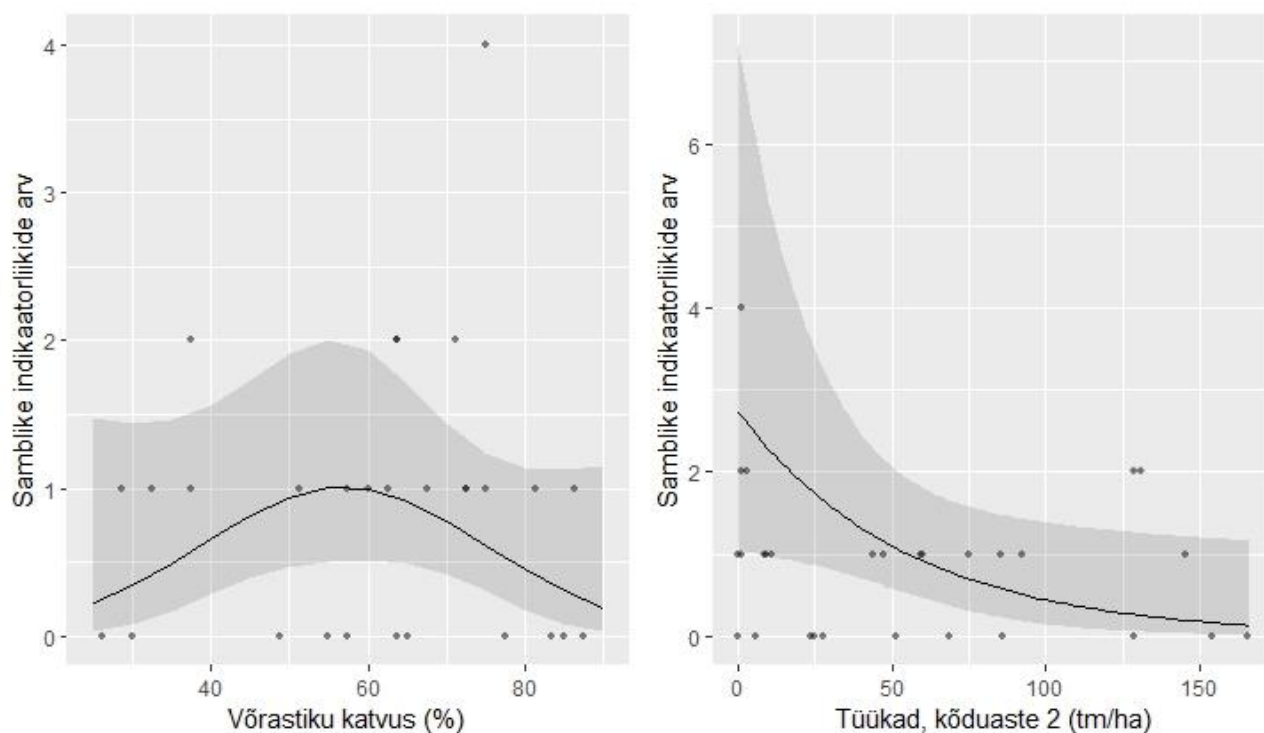
Mõju	Hinnang	SE	z	p
Suhteline tagavara	-0.001	0.003	-0.237	0.987
Kuuse osakaal (%)	0.001	0.007	0.158	0.884
Kuuse-kase suhe	0.0001	0.009	0.020	0.654
Okaspuude osakaal (%)	0.004	0.018	0.267	0.757
Lehtpuude osakaal (%)	0.005	0.019	0.263	0.881
Võrastiku katvus (%)	0.003	0.005	0.549	0.620
Tüükad kõduaste 1 (tm/ha)	0.001	0.002	0.293	0.832
Tüükad kõduaste 2 (tm/ha)	-0.002	0.002	-1.084	0.352
Tüükad kõduaste 3 (tm/ha)	0.009	0.011	0.756	0.398
Lamapuit kõduaste 1 (tm/ha)	0.039	0.046	0.848	0.482
Lamapuit kõduaste 2 (tm/ha)	0.0003	0.0167	0.017	0.988
Lamapuit kõduaste 3 (tm/ha)	-0.037	0.039	-0.944	0.365
Lamapuit kõduaste 5 (tm/ha)	0.059	0.035	1.700	0.147

Vaadeldes kolme indikaatorliikide rühma eraldi leiti, et soontaimeliikide arvu ennustavate väärtuste ja soontaimede indikaatorliikide arvu vaheline seos puistus ei olnud oluline (Tabel 10). Samblike indikaatorliikide arv vähenes tüügaste kõduastmega 2 mahu suurenedes puistus ($z = -2.012$, $df = 15$, $p = 0.0443$; Tabel 10; Joonis 5). Lisaks leiti oluline mittelineaarne negatiivne seos samblike indikaatorliikide arvu ja võrastiku katvuse vahel ($z = -0.985$, $df = 15$, $p = 0.0472$; Tabel 10; Joonis 5). Mõlemad seosed samblike indikaatorliikide arvuga olid nõrgad (võrastiku katvuse hinnang = -3.0; tüükad kõduastmega 2 hinnang = -0.0153). Olulise lähedaseks tuli torikseente indikaatorliikide ja suhtelise tagavara seos, kuid selle seose mõju oli väike (hinnang = 0.08328, SE = 0.04594, $z = 1.813$, $df = 15$, $p = 0.0699$).

Tabel 10. GLMER.NB mudeli tulemused erinevate liigigruppide indikaatorliikide arvu võrdlus neid ennustavate muutujatega. Tabelis on näidatud p väärtused. Võrreldavaid objekte N = 30. Hinnang – mõju hinnang, SE – standardviga, z – z-statistik. Tärniga on märgitud oluliseks osutunud muutujate p-väärtused (p<0.05), punktiga olulise lähedaseks osutunud p väärtused (p<0.1).

Mõju	Soontaimed	Samblikud	Torikseened
Suhteline tagavara	0.978007	0.5470	0.0699
Kuuse osakaal (%)	0.884505	0.4393	0.2858
Okaspuude osakaal (%)	0.481390	0.3016	0.1083
Lehtpuude osakaal (%)	0.423086	0.3495	0.4039
Kuuse-kase suhe	0.788216	0.7890	0.6040
Võrastiku katvus (%)	0.615286	0.9707	0.2938
Võrastiku katvus ² *	–	0.0472 *	–
Tüükad kõduaste 1 (tm/ha)	–	0.1576	0.4347
Tüükad kõduaste 2 (tm/ha)	–	0.0443 *	0.3805
Tüükad kõduaste 3 (tm/ha)	–	0.5911	0.5256
Tüükad kõduaste 4 (tm/ha)	–	0.0893	–
Tuuleheitejuurestikud tk/ha	–	0.2365	–
Lamapuit kõduaste 1 (tm/ha)	–	–	0.3199
Lamapuit kõduaste 2 (tm/ha)	–	–	0.4224
Lamapuit kõduaste 3 (tm/ha)	–	–	0.3773
Lamapuit kõduaste 5 (tm/ha)	–	–	0.4232

* Võrastiku katvuse ruutliige



Joonis 5. Samblike indikaatorliikide arvu ennustavad tunnused.

4. Arutelu

4.1 Potentsiaalse puidutulu ja looduskaitseliselt väärtuslike liikide seos suhtelise tagavaraga

Potentsiaalse puidutulu ja kõrge looduskaitsealise väärtusega liikide vaheliste seoste leidmiseks kasutati väärtust suhteline tagavara. Suhteline tagavara on puistu tagavara erinevus ühevanuseliste, harvendamata ja harvendatud puistute keskmisest tagavarast. Tegemist on ajas stabiilse majanduslikult väärtusliku tagavaraga. See tähendab seda, et arvestatakse kuuse ja kase mõju tagavarale ning algselt suurema tagavaraga puistus on suurema tagavaraga ka raieküpses eas.

4.1.1 Puidutulu seos suhtelise tagavaraga

Käesolevast uuringust selgus, et suhteline tagavara seostub puidutuluga positiivselt (Tabel 5). Mõju on suurem 2022. aasta keskmisele puidutulule. See on põhjustatud 2022. aastal toimunud hüppelisest puiduhinna tõusust. Näiteks kuusepaberipuidu 5 aasta keskmine hind oli 37.63 €/m³, 2022. aasta keskmine hind aga 57 €/m³. Lisaks sellele alustas RMK 2022. aastal uute sortimentide hinnastatistika avaldamist, mis samuti „tõstis“ puidu hinda (Keskkonnaagentuur, 2020). Näiteks arvutatakse alates 2022. aastast eraldi kasepalgi ja kasepeenpalgi hinnad, varasemalt oli tegemist ühe, kasepalgi, sortimendiga (Lisa 2; Keskkonnaagentuur, 2020).

4.1.2 Looduskaitseliselt väärtuslike indikaatorliikide seos suhtelise tagavaraga

Indikaatorliikide ja suhtelise tagavara vahel olulist seost ei leitud (Tabel 6). Varasemalt läbi viidud uuringutes on antud soovitusi vaadelda erinevaid liigirühmi ja neid mõjutavaid tunnuseid eraldi (Similä *et al.*, 2006). Seetõttu jaotati töös vaadeldavad liigid kolmeks indikaatorliikide rühmaks ning vaadeldi suhtelise tagavara seost eraldi soontaimega, samblikega ja torikseentega. Seost ei leitud ka suhtelise tagavara ja kolme indikaatorliikide rühmaga eraldi.

Indikaatorliikide ja suhtelise tagavara vahelise seose puudumine võib tuleneda sellest, et suhteline tagavara ei mõjuta seda osa elustikust, mida töös käsitleti. Varasemalt on leitud, et peamiseks alusmetsas kasvavaid soontaimi mõjutavaks teguriks kuusemetsades on

halvenenud valgustingimused (Hedwall *et al.*, 2010; Coote *et al.*, 2013; Petersson *et al.*, 2019). Samblikke ja torikseeni mõjutab keskkonnatingimustest enam sobivate struktuurielementide olemasolu (Ódor *et al.*, 2006; Paillet *et al.*, 2010; Lõhmus & Lõhmus, 2011; Madžule *et al.*, 2012; Gao *et al.*, 2015). Antud töös kirjeldati ühevanuseliste kuusikute kõrge looduskaitsega metsaliikide liigirikkust. Metsaliigid on kohastunud suurema tagavaraga, varjulistele, niiskemate tingimustega metsadele ning see võib olla põhjus, miks ei ole tagavara muutumisel neile suurt mõju.

Kuna seost suhtelise tagavara ja indikaatorliikide vahel ei leitud, ei leitud seost ka potentsiaalse puidutulu ja kõrge looduskaitsega liikide vahel.

4.2 Seos puuliikide koosseisukordajatega

4.2.1 Puidutulu seos puuliikide koosseisukordajatega

Kuuse ja kase osakaalude ning puidutulu vahelist seost ei leitud. Seost ei leitud 5 aasta keskmise puidutulu ega 2022. aasta keskmise puidutulu puhul. Kuuse ja kase segapuistute tulusus võrreldes kuuse monokultuuri tulususega sõltub kasvukoha tingimustest, kasepuidu hinnast konkreetsel ajahetkel ja vaadeldavast rotatsiooniperioodist (Felton *et al.*, 2016). Põhja–Euroopa boreaalsetes metsades läbi viidud uuringutes on leitud nii seda, et viljakatel muldadel kasvavate kuuse-kase segapuistute puidutagavara on võrreldes puhtpuistutega suurem, seda, et kase osakaalul puudub mõju puistu tagavarale aga ka seda, et mõju tagavarale on negatiivne (Huuskonen *et al.*, 2021). Lõuna–Rootsi viljakatel muldadel tehtud uuringus leiti, et kuuse kasvus ja üldises puistu tagavaras ei esine noorte puistute vahel suuri erinevusi (Fahlvik *et al.*, 2011). Puistute arengu simulatsioonid näitasid aga, et alates 25 aastast puistust kuni lõpliku raieni 66 aasta vanuselt vähenevad puistute kasv, saagikus ja nüüdispuhasväärtus kase osakaalu kasvades (Fahlvik *et al.*, 2011). Harvendusraietega kase osakaalu vähendamisel, vähenevad kuuse-kase segapuistute ja kuuse puhtpuistute vahelised erinevused (Fahlvik *et al.*, 2011; Huuskonen *et al.*, 2021). Antud töös oli harvendatud puistutes kuuse osakaal väiksem kui harvendamata puistutes (tabel 4). Tegemist on ebatüüpilise olukorraga, kus harvendatud ja harvendamata puistute erinevused välja ei joonistu ning see mõjutab ka tulemusi. Seega võib põhjus, miks antud töös uuritavate puistute puidutulu ja puuliikide koosseisukordajate vaheline seos puudub, tuleneda sellest, et uuritavates puistutes kase osakaalu suurenemine ja seeläbi kuuse osakaalu vähenemine ei mõjuta puistu tagavara ja seega puistust saadavat puidutulu.

4.2.2 Looduskaitsele väärtuslike indikaatorliikide seos puuliikide koosseisukordajatega

Kuuse ja kase osakaalu ja kõrge looduskaitsele väärtusega indikaatorliikide arvu vahel puistus ei leitud seost. Seos puudub ka kolme indikaatorliikide rühmaga eraldi. Euroopa majandusmetsades on tavaline see, et lehtpuud asendatakse okaspuudega ning eelistatakse puhtpuustuid, mida on kergem ja odavam majandada (Willems *et al.*, 2021). Seetõttu muutub puistu mikrokliima ja struktuuriline mitmekesisus homogensemaks ning pakub elupaika vaid spetsialiseerunud liikidele (Madžule *et al.*, 2012; Coote *et al.*, 2013; Willems *et al.*, 2021). Majandusmetsas luuakse tingimused puistu paremaks arenguks. Puude looduslik väljalangevus on väike ning hooldusraiate käigus eemaldatakse kasvus alla jäänud puud, mistõttu ei teki ka püstiseid surnud puid, tüükaid ja lamapuitu, mis on aga olulised elurikkusele (Becking, 1953; Allen, 2001; Madžule *et al.*, 2012). Selleks, et pakkuda välja lahendusi bioloogilise mitmekesisuse ja liigirikkuse säilitamiseks ja soodustamiseks majandusmetsades on läbi viidud mitmeid uuringuid mõistmaks, kuidas puistu struktuur ja mitmekesisus elurikkust soodustavad (Similä *et al.*, 2006; Madžule *et al.*, 2012; Coote *et al.*, 2013; Pouska *et al.*, 2016). Varasemates uuringutes on leitud, et kuuse-kase segametsas on võrreldes kuuse puhtpuustuga paremad valgustingimused, viljakam muld ning mitmekesisemad substraadid (Löbel *et al.*, 2006; Felton *et al.*, 2016; Willems *et al.*, 2021). Seetõttu suurendab kase osakaal puistus soontaimede, samblike ja torikseente üldist liigirikkust ja arvukust (Löbel *et al.*, 2006; Similä *et al.*, 2006; Madžule *et al.*, 2012; Felton *et al.*, 2016; Juutilainen *et al.*, 2017). Käesolevas töös uuritud soontaimede indikaatorliikidel puudub seos puuliikide koosseisukordajatega seetõttu, et tegemist on metsaliikidega, mis on kohastunud varjulise ja niiskema mikrokliimaga alusmetsas toimetulekuks (Trass *et al.*, 1999). Samblikud ja torikseened on rohkem mõjutatud kasvaks vajalike substraatide: sobiliku kõduastmega lamapuidu ja püstiste surnud puude ning tüügaste olemasolust (Ódor *et al.*, 2006; Paillet *et al.*, 2010; Gao *et al.*, 2015). Suurem osa töös uuritavatest sambliku- ja torikseente indikaatorliikidest ei eelista substraadiks kindlat puuliiki vaid vajavad kasvaks lamapuitu, tüükaid või korbastunud puukoort. Töös vaadeldavates puistutes on kuused ja kased suures osas ühevanuselised, mistõttu ei viita kase olemasolu puistus võimalikele heterogeensematele substraatidele. Lühema elueaga lehtpuude suremisel kujunenud eripärased segametsa substraadid ei ole jõudnud veel välja kujuneda (Haapanen, 1965).

4.3 Seos teiste puistus mõõdetud tunnustega

Lisaks puidutulu ja indikaatorliikide seostele suhtelise tagavara ning kuuse ja kase koosseisukordajatega uuriti taustainfoks seoseid teiste puistus mõõdetud tunnustega. Erinevate tunnuste mudelitesse kaasamisel lähtuti varasematest teadmistest ning kontrolliti nende seoste olemasolu töös uuritavates puistutes.

4.3.1 Puidutulu seos puistus mõõdetud tunnustega

Puidutulu ja seda ennustavate tunnuste vaheliste seoste leidmiseks lisati mudelisse suhtelisele tagavarale ja kuuse osakaalule lisaks okaspuude osakaal, lehtpuude osakaal ja võrastiku katvus. Leiti, et 5 aasta ja 2022. aasta keskmised puidutulud suurenevad suhtelise tagavara ja võrastiku katvuse suurenedes. Suhteline tagavara korreleerub puistu tihedusega ($r = 0.6$), mistõttu suureneb puidutulu puistu tiheduse suurenedes. Hõredamas puistus on väiksem võrastiku katvus ning ka puidutulu saadakse vähem. Võrastiku katvus korreleerub kuuse vanusega ($r = -0.56$). Seetõttu võib seos puidutuluga olla kaudne ning tuleneda sellest, et nooremates puistutes on vähem osa puistust mehaaniliselt kahjustatud ning vähem on konkurentsi tõttu väljalangevust. Puidutulu arvutades märgiti ära ka kahjustatud puud ja kahjustuse kõrgus ning vastavalt sellele arvutati välja, kui suur osa puust on majanduslikult väärtuslik, mistõttu võib kahjustustel olla oluline roll puidutulu määramisel.

Leiti, et viie aasta keskmine puidutulu väheneb muude lehtpuude osakaalu suurenedes. 2022. aasta keskmine puidutulu ja muude lehtpuude osakaalu vaheline seos oli olulise lähedane. Muude lehtpuude osakaaluna arvestatakse siin haava, saare, tamme ja pärna tagavara. Kõige rohkem leidis lehtpuudest haaba. Haavapalgi 5 aasta keskmine hind oli 49.23 €/m³, mis on võrreldes kuuse- ja kasepalgi hindadega väike (kuusepalgi 5 aasta keskmine hind oli 78.06 €/m³ ja kasepalgi 5 aasta keskmine hind 84.98 €/m³). See on ilmselt põhjuseks, miks lehtpuude osakaalu suurenedes puistu tulusus väheneb.

Samuti leiti, et 2022. aasta keskmine puidutulu väheneb kuuse osakaalu suurenedes. Kuuse osakaal korreleerub kase osakaaluga ($r = -0.91$), mistõttu puidutulu suureneb kase osakaalu suurenedes. 2022. aastal oli kasepalgi hind 1,4 korda suurem kuusepalgi hinnast, mistõttu kuuse osakaalu suurenedes ja kase osakaalu vähenedes 2022. aasta keskmine puidutulu vähenes.

4.3.2 Looduskaitseliselt väärtuslike indikaatorliikide seos puistus mõõdetud tunnustega

Indikaatorliike ja neid ennustavate tunnuste mudelisse lisati erinevaid puistu omadusi ja struktuuri kirjeldavaid väärtusi. Käesolevas töös ei leitud indikaatorliikide arvu ja seda ennustavate tunnuste vahel seoseid (Tabel 9).

Kolme indikaatorliikide rühma eraldi vaadeldes leiti, et tüügaste kõduastmega 2 suurenedes samblikuliikide arv puistus vähenes. Selle põhjuseks võib olla asjaolu, kõduastmega 2 tüügastele ei ole samblikuliigid veel levida jõudnud või on levinud, kuid viljakehi ei ole veel väljas. Renvalli 1995. aastal, kirjeldatud meetodi kohaselt hinnatakse puitu kõduastmega 1 siis, kui puu on alles murdunud või pikali kukkunud ning tüükad ja lampuit on kaetud koorega, kõduastmega 2 juhul, kui koor puul (kuusel) hakkab lahti kuivama ja ära kukkuma ning osa puust on koorest puhas (Renvall, 1995). Kõduastmega 1 puidul kasvavad samad liigid, mis elusatel püstistel puudel (Renvall, 1995). Puidul kõduastmega 2 kukuvad koorel kasvavad liigid koos koorega ära, kuid puidul kasvavad liigid ei ole jõudnud arenema hakata ja viljakehi kasvatada, mistõttu jäävad nad märkamata ning samblike liikide arv alal väheneb (Renvall, 1995).

Töös leiti, mittelineaarne nõrk seos võrastiku katvuse ja samblike indikaatorliikide arvu vahel. Samblike indikaatorliikide arvukus oli kõige suurem 58% võrastiku katvuse juures, võrastiku katvuse suurenedes või vähenedes samblike indikaatorliikide arv puistus vähenes (Joonis 5). Varasemates uuringutes on leitud, et samblike mõjutavad kõige rohkem metsa niiskustingimused, mistõttu võrastiku katvuse suurenedes ja puistu varjulisemaks ja niiskemaks muutudes metsasamblike arvukus suureneb (Klein *et al.*, 2020). Eesti puisniitudel läbi viidud uuringus leiti, et võrastiku katvuse suurenedes asenduvad valguslembesed liigid varjataluvate liikidega ning samblike liigirikkus puistus hoopis väheneb (Leppik & Jüriado, 2008). See võib olla põhjuseks, miks ka käesolevas töös oli samblike indikaatorliikide arv kõige suurem keskmise võrastiku katvuse juures. Võrastiku katvuse 58% juures saavad puistus kasvada nii valguslembesed kui varjataluvad liigid. Võrastiku katvuse suurenedes valguslembesed liigid kaovad, võrastiku katvuse vähenedes kaovad aga varjataluvad liigid ning samblike liigirikkus puistus väheneb. Põhjus, miks antud töös võrastiku katvuse suurenedes samblike indikaatorliikide arv väheneb võib tuleneda ka sellest, et võrastiku katvus korreleerub kuuse vanusega ($r = -0.56$), mis näitab seda, et nooremates puistutes on võrastiku katvus suurem. See omakorda viitab sellele, et võrastiku katvuse vähenedes ja puistu vananedes ning puude diameetri suurenedes samblike

indikaatorliikide arv puistus suureneb, mida on ka varasemates töödes välja toodud (Hyvärinen *et al.*, 1992; Esseen *et al.*, 1996; Uliczka & Angelstam, 1999). See on tingitud sellest, et vanematele puudele saab levida ja kasvama hakata rohkem liike kui noortele puudele (Uliczka & Angelstam, 1999). Lisaks on oluline koore struktuur. Vanade puude korbastunud koor pakub samblikele mitmekesise mikrokliimaga, stabiilseid substraate, noorte puude koor on sile ja tihti ebastabiilne, mistõttu on samblikuliikidel seal keeruline kasvada (Uliczka & Angelstam, 1999). Kui võrastiku katvus aga liialt väheneb, ei suuda paljud varjupaluvad samblikud seal olenevalt sobivate substraatide olemasolust enam ebasoodsate kasvutingimuste tõttu kasvada, mistõttu samblike indikaatorliikide arv väheneb.

Soontaimi ja torikseeni ennustavate tunnuste ja indikaatorliikide arvu vahel seoseid ei leitud. Olulise lähedaseks tuli torikseente indikaatorliikide arvu seos suhtelise tagavaraga. Suhteline tagavara korreleerub puistu tihedusega ($r = 0.6$), mistõttu suureneb torikseente indikaatorliikide arv puistus suhtelise tagavara ja puistu tiheduse suurenedes. Ka varasemalt on leitud, et torikseente liigirikkus suureneb puistu tiheduse suurenedes (Similä *et al.*, 2006; Pouska *et al.*, 2016). Tihedama puistu alusmetsas oleva lamapuidu niiskustingimused ja temperatuur on stabiilsemad ning pakuvad torikseentele paremaid elupaiku (Pouska *et al.*, 2016).

Erinevate puistu omaduste mõju soontaimedele puudub ilmselt seetõttu, et töös vaadeldavate indikaatorliikide puhul on tegemist kõrge looduskaitse väärtusega metsale spetsialiseerunud liikidega. Indikaatorliigid on kohastunud varjulisemate ja niiskemate kasvutingimustega ning väiksed muutused mikrokliimas neid ei mõjuta. Varasemalt on leitud, et metsaga seotud soontaimede liigirikkust mõjutavad lisaks mikrokliimale positiivselt ka metsamaa ja puistu vanus ning mullastikuga seotud tingimused (Similä *et al.*, 2006; Coote *et al.*, 2013).

4.4 Harvendusraie mõju puidutulule ja kõrge looduskaitse väärtusega liikidele

Kuna töös uuriti nii harvendatud kui harvendamata puistuid, vaadeldi ka nende puistute omavahelisi erinevusi ning erinevusi puidutulul ja indikaatorliikide arvus (Tabel 4). Töö valimi moodustasid 17 harvendatud ja 13 harvendamata puistut. Puistute vahel ei olnud suuri erinevusi. Üllatuslikult oli elusate puude tagavara ja tihedus harvendatud ja harvendamata puistutes sarnane. Puistu tagavara oli harvendamata puistutes isegi 6,1 tm/ha võrra suurem kui harvendatud puistutes. Puistu tihedus oli harvendatud puistutes keskmiselt 15 puud/ha võrra ja võrastiku katvus 2% suurem kui harvendamata puistutes. Puistu tiheduse arvutamiseks loendati käesolevas töös vaid elusaid puid. Harvendamata puistutes on aga loodusliku väljalangevuse tõttu paljud puud hukkunud, kuid puistu tiheduse arvutamisse neid ei kaasatud, mistõttu ongi uuritavates puistutes puistu tihedus suurem harvendatud puistutes, kus surnud püstiseid puid on vähem. Ka oli kuuse osakaal üllatuslikult 10% suurem harvendamata puistutes kui harvendatud puistutes, kase osakaal 9% suurem harvendatud puistutes (tavapraktikana vähendatakse harvendusraiel pigem lehtpuude osakaalu puistus). Kõige suurem erinevus harvendatud ja harvendamata puistute vahel oli surnud püstiste puude ja tüügaste mahus. Harvendamata puistutes oli keskmine surnud püstiste puude ja tüügaste maht 38,5 tm/ha, harvendatud puistutes aga 11,7 tm/ha. Lamapuidu maht oli samuti suurem harvendamata puistutes, kus keskmiselt oli lamapuitu 16,7 tm/ha, harvendatud puistutes 12,5 tm/ha. Tuuleheitejuurestike arv oli kõigis puistutes keskmiselt sama. Väikesed erinevused tagavaras, võrastiku katvuses, tiheduses ja selline puude liigiline jaotumine harvendatud ja harvendamata puistute vahel on ebatavalised. Harvendusraie käigus eemaldatakse puistust osa tagavara, tavaliselt lehtpuud, mistõttu peaksid harvendatud puistud olema märgatavalt väiksema kase osakaalu, üldise puistu tagavara ja tihedusega (Becking, 1953; Allen, 2001). Surnud püstiseid puid ja lamapuitu oli ootuspäraselt rohkem harvendamata puistutes ning ka varasemates uuringutes on leitud, et võrreldes harvendatud puistutega on harvendamata puistutes rohkem surnud puitu (Fridman & Walheim, 2000). Põhjus, miks antud töös ei joonistunud välja tavapärased harvendamata ja harvendatud puistute vahelised erinevused võib tuleneda sellest, et töös uuriti viljakatel muldadel kasvavaid istutatud kuusikuid. Sellistes viljakates, sobiliku veerežiimiga puistutes võib olla ainsaks kasvu piiravaks tunnuseks konkurents, mida harvendamise käigus vähendatakse, mistõttu kasvavad harvendatud puistutes puud paremini võrreldes

harvendamata puistutega. Samuti võib põhjuseks olla see, et puistute valim oli liiga väike ning tavapärased mustrid ei joonistunud seepärast välja.

Väikesed erinevused harvendatud ja harvendamata puistute vahel tähendavad seda, et ka puidutulu ja kõrge looduskaitse väärtusega indikaatorliikide arvukus ei erine puistute vahel oluliselt. Viie aasta keskmine puidutulu oli keskmiselt suurem harvendamata puistutes, 2022. aasta keskmine puidutulu harvendatud puistutes, kuid erinevused on väga väikesed. Viie aasta keskmise puidutulu puhul oli harvendatud ja harvendamata puistute vahe 396,7 €/tm ning 2022. aasta keskmise puidutulu puhul oli vahe 26,3 €/tm. Indikaatorliike oli rohkem harvendatud puistutes, kust leiti keskmiselt 6 indikaatorliiki. Harvendamata puistutest leiti keskmiselt 5 indikaatorliiki, mistõttu ei erine puistud oluliselt ka kõrge kaitseväärtusega liikide arvu poolest. Selle põhjuseks on ilmselt asjaolu, et nii harvendamata kui harvendatud puistud olid pigem vaesed sobilike substraatide poolest.

4.5 Töö põhitulemused ja edasised uuringud

Käesoleva töö põhitulemus on see, et potentsiaalse puidutulu ja indikaatorliikide arvu vahel seost ei leitud. Samuti ei mõjuta töös vaadeldavat puidutulu ega indikaatorliikide arvu majanduslikult väärtuslike puuliikide koosseisukordajad puistus. Majanduslikult peetakse kuuske kõige tulusamaks puuliigiks (Szymański, 2007). Antud töös ei leitud, et kõige viljakamatel kasvukohtadel kuuse-kase segametsade kasvatamine ja kase osakaalu suurenemine puistus vähendaks puistu tulusust. Töös vaadeldav puidutulu on otseselt mõjutatud tagavara suurenemisest puistus ning indikaatorliigid pigem sobivate substraatide olemasolust. Looduskaitse olulisi indikaatorliike leiti aladelt kokku väga vähe, mis viitab sobivate kasvutingimuste puudusele ning intensiivselt majandatavate puistute väikese looduskaitsele väärtusele. Vähesed leitud liigid ei olnud mõjutatud uuritud põhitunnustest. Need tulemused ei tähenda aga seda, et tagavara suurendamine puistus indikaatorliike ei mõjuta.

Käesoleva töö tähtsus seisneb selles, et uuriti inimõuliselt suurendatud majanduslikult väärtusliku puidutagavara mõju elustikule, millele ei ole varasemalt olulist tähelepanu pööratud. Töös võrreldi omavahel intensiivselt majandatud majandusmetsi, mida on kuuse-kase segametsade puhul samuti vähe tehtud, tavaliselt võrreldakse majandusmetsi ja looduslike metsi. Töö tulemustest selgus, et ka majandusmetsad erinevad üksteisest ning struktuurielementide (lamapuidu, püstiste surnud puude) maht neis on erinev, soodustades

seega elustikku erinevalt, küll aga ei joonistunud antud töös välja tavapärased harvendatud ja harvendamata puistute erinevused. Töös kasutatud suhteliselt lihtne meetodika annab hea ülevaate puistu tulususe ja looduskaitse väärtuse kohta üldiselt ning seda saab kindlasti ka tulevikus rakendada.

Tulevikus tuleks väikese varieeruvusega intensiivselt majandatavates puistutes tagavara ja elustiku vaheliste seoste uurimisel uuringutesse kaasata rohkem puistuid. Suurem puistute valim loob kindlustunde tulemuste õigsuses ning aitab vältida olukorda, kus seoste puudumine võis tekkida juhuslikult.

Käesoleva töö tulemusi arvestades tuleks tulevikus uurida seda, kuidas kõrge tagavara erinevas puistu vanuses mõjutab elustikku. Kas oluliste struktuurielementide ja elupaikade „kasu“ on erinev ka erineva tagavara puhul? Kas kõrge tagavara hakkab elustikku piirama ning liikide arv hoolimata substraatide olemasolust võib hakata puistu tihenedes vähenema? Samuti tuleks tulevikus uurida seda, millised kuuse ja kase osakaaludega segametsad on majanduslikult kõige tulusamad arvestades puistu istutamisele, hooldamisele ja lõpuks raiele minevaid kulusid.

Kokkuvõte

Metsades paikneb suur osa maismaa bioloogilisest mitmekesisusest, mistõttu on metsad väga olulised looduskaitseks. Kliimamuutuste poolt mõjutatud maailmas muutuvad metsad aina olulisemaks ka majanduslikult. Puit on oluline ressurss taastuvale ja säästvale majandusele üleminekul, mistõttu on oluline puidutagavara (ehituses kasutatava kvaliteetse ümarpuidu) suurendamine. Selleks, et metsad oleksid kestlikud ja vastupidavad kliimamuutustele on väga oluline metsade bioloogiline mitmekesisus, mistõttu muutub bioloogilise mitmekesisuse kaasamine metsamajandamise kavandamisse üha olulisemaks. Erinevate metsamajanduslike praktikate otsest ja kaudset mõju metsa liigirikkusele ja bioloogilisele mitmekesisusele on palju uuritud. Vähe on aga uuritud suurenenud tagavara enda mõju elurikkusele. Käesolevas töös uuriti potentsiaalse puidutulu ja looduskaitseks väärtuslike liikide vahelist seost. Varasemalt on arvatud, et üheks bioloogilist mitmekesisust soodustavaks metsamajanduslikuks võtteks on segapuistute rajamine. Seetõttu uuriti töös ka kuuse ja kase osakaalu seoseid puidutulu ja looduskaitseks oluliste liikidega.

Töös uuriti 30 jänesekapsa kasvukohatüübi kuuse enamusega istutatud kõige viljakamat (1a boniteet) puistut vanuses 45–55 aastat. Mõõdeti puistu struktuuri ja tagavara kirjeldavad väärtused, arutati tüvepuidust saadava materjali maksumus (puidutulu) ning hinnati valitud kõrge looduskaitseväärtusega liikide arvu puistus (indikaatorliigid). Puidutulu ja indikaatorliikide arvu vahelise seose uurimiseks võrreldi mõlema tunnuse seoseid suhtelise tagavaraga. Suhteline tagavara on puistu tagavara, kust on eemaldatud võimalik vanuse ja harvenduse mõju.

Käesolevas töös ei leitud seoseid potentsiaalse puidutulu ja indikaatorliikide vahel. Suhteline tagavara mõjutas küll oluliselt puidutulu, kuid indikaatorliikidega seos puudus. Samuti ei leitud seoseid kuuse ja kase osakaalu ning puidutulu ja indikaatorliikide arvu vahel. Töös uuritud indikaatorliigid on vanemate puistute substraatidega seotud liigid. Töö valimiks olid võrdlemise noored puistud, kus sellised substraadid puudusid, mistõttu leiti kõrge looduskaitseks väärtusega indikaatorliike töö käigus väga vähe. Kuigi varasemalt on räägitud puhtpuistute majanduslikust eelisest, leiti töös, et puidutulu suurenes tagavara suurenedes, olenemata puistu liigilisest koosseisust.

Kokkuvõtvalt võib öelda, et antud töös ei leitud seoseid puidutulu ja indikaatorliikide arvu vahel ega uuritavate tunnuste ning kuuse ja kase koosseisukordajate vahel. Looduskaitseks olulisi liike leiti aladelt kokku väga vähe, mis viitab majandatavate puistute väikesele looduskaitseks väärtusele. Kuna töös uuritavate intensiivselt majandatud puistute

omavaheline varieeruvus on väga väike, tuleks seoste puudumises veendumiseks kaasata tulevikus uuringutesse rohkem puistuid.

Summary

Stand volume and composition of *Betula* spp. influence on species of conservation significance in Oxalis site type productive *Picea abies* forests

Forests contain most of Earth's terrestrial biodiversity, which makes them very important for nature conservation. In a changing world affected by climate change, forests are becoming more and more important economically. Wood is an important resource in the transition to a renewable and sustainable economy, which is why it is important to increase the supply of timber (high-quality roundwood used in construction). Forest biodiversity is essential for forest ecosystems sustainable functioning and resilience provision, which is why the inclusion of biodiversity in forest management planning is very important. The direct and indirect impacts of different forestry practices on forest species diversity and biodiversity have been studied. However, little research has been done on how the increased stand volume impacts biodiversity. This study researched the relationship between potential timber value and species with high conservation value. It has been thought that one of the forestry techniques favouring biodiversity is the use of mixed stands for timber production. Therefore, in this study, we investigated the relationship between the composition of Norway spruce and birch and their relationship to timber value and species richness value that are important for nature conservation.

In this study we examined 30 Oxalis site type spruce stands aged 45 – 55 years with highest forest fertility. Descriptive values of the structure and stock of the stand were measured, and timber value was calculated. The indicator species were assessed by counting the number of high conservation value species, from the previously compiled list. To examine the relationship between timber value and indicator species richness, the relationship between both traits and relative stand volume was compared. The relative stand volume is the stand volume where the impact of tree age and selective cutting is eliminated.

In this paper there were no relationships found between potential timber value and indicator species richness. The relative stand volume had a significant impact on timber value, but there were no relationships between relative stand volume and indicator species richness. Also, there were no relationships found between the composition of Norway spruce and birch on timber value and indicator species richness. The indicator species used in this study need substrates that are characteristic of old forests. The stands used in this study are young and lack the specific old forest substrates. This is why there were only few indicator species found in the stands. Although in previous studies it was said that monocultures are more

productive economically, we didn't find this relationship in this study. In this study we found that the potential timber value increased with the relative stand volume despite the species in the stands.

In summary, it can be said that in this study, no relationships were found between timber value and indicator species richness, nor between the studied features and the composition of spruce and birch. Very few species of conservation significance were found in the areas in total, which indicates the low nature conservation value of the managed stands. Since the variability between the stands being studied in the work is small, more stands should be included in future studies in order to make sure that there are no relationships.

Tänuavaldused

Täna oma juhendajaid Maarja Kõrkjast ja Raul Rosenvaldi, abi ja toetuse eest töö kirjutamisel. Täna looduskaitsebioloogia töörühma liikmeid, kes andsid tööle konstruktiivset tagasisidet ning aitasid otsida lahendusi tekkinud probleemidele. Eraldi täna Piret Lõhmust ja Kadri Runnelit statistikaalase nõu ning abi ja nõuannete eest liikidega töötamisel. Metsaregistri andmebaasi andmete eest täna Keskkonnaagentuuri.

Eriline tänu läheb välitöödel abistanud Kaisale, Kristjanile ja minu vendadele Atsile ja Siimule. Toe ja motiveerimise eest täna oma perekonda.

Käesolev magistritöö on seotud Eesti Teadusagentuuri projektiga PRG1121.

Kasutatud allikad

- Aitken, S. N., Yeaman, S., Holliday, J. A., Wang, T., Curtis-McLane, S. Adaptation, migration or extirpation: climate change outcomes for tree populations. *Evolutionary applications*, 1 (2008), *pp.* 95–111
- Allen, H. Silvicultural treatments to enhance productivity. *The forests handbook: Applying forest science for sustainable management*, 2 (2001), *pp.* 129–139
- Becking, J. H. Thinning research in forestry. *Netherlands journal of agricultural science*, 1(1953), *pp.* 122–129
- Bengtsson, J., Nilsson, S. G., Franc, A., Menozzi, P. Biodiversity, disturbances, ecosystem function and management of European forests. *Forest ecology and management*, 132 (2000), *pp.* 39–50
- Bergh, J., Linder, S., Lundmark, T., Elfving, B. The effect of water and nutrient availability on the productivity of Norway spruce in northern and southern Sweden. *Forest ecology and management*, 119 (1999), *pp.* 51–62
- Bindewald, A., Brundu, G., Schueler, S., Starfinger, U., Bauhus, J., Lapin, K. Site-specific risk assessment enables trade-off analysis of non-native tree species in European forests. *Ecology and evolution*, 11 (2021), *pp.* 18089–18110
- Bolte, A., Hilbrig, L., Grundmann, B., Kampf, F., Brunet, J., Roloff, A. Climate change impacts on stand structure and competitive interactions in a southern Swedish spruce–beech forest. *European journal of forest research*, 129 (2010), *pp.* 261–276
- Bouget, C., Lassauce, A., Jonsell, M. Effects of fuelwood harvesting on biodiversity — a review focused on the situation in Europe. *Canadian journal of forest research*, 42 (2012), *pp.* 1421–432
- Brockerhoff, E.G., Jactel, H., Parrotta, J.A., Quine, C.P., Sayer, J. Plantation forests and biodiversity: oxymoron or opportunity? *Biodiversity and conservation*, 17 (2008), *pp.* 925–951
- Chipman, S. J. & Johnson, E. A. Understory vascular plant species diversity in the mixedwood boreal forest of western Canada. *Ecological applications*, 12(2002), *pp.* 588–601
- Coote, L., Dietzsch, A.C., Wilson, M.W., Graham, C.T., Fuller, L., Walsh, A.T., Irwin, S., Kelly, D.L., Mitchell, F.J., Kelly, T.C., O'Halloran, J. Testing indicators of biodiversity for plantation forests. *Ecological indicators*, 32 (2013), *pp.* 107–115
- Ćosović, M., Bugalho, M. N., Thom, D., Borges, J. G. Stand structural characteristics are the most practical biodiversity indicators for forest management planning in Europe. *Forests*, 11 (2020), *pp.* 343
- Davis, M.A., Chew, M.K., Hobbs, R.J., Lugo, A.E., Ewel, J.J., Vermeij, G.J., Brown, J.H., Rosenzweig, M.L., Gardener, M.R., Carroll, S.P., Thompson, K. Don't judge species on their origins. *Nature*, 474 (2011), *pp.* 153–154
- Esseen, P.-A., Renhorn, K.-E., Pettersson, R. B. Epiphytic lichen biomass in managed and old-growth boreal forests: effect of branch quality. *Ecological applications*, 6 (1996), *pp.* 228–238

- Fahlvik, N., Agestam, E., Ekö, P. M., Lindén, M. Development of single-storied mixtures of Norway spruce and birch in Southern Sweden. *Scandinavian journal of forest research*, 26 (2011), pp. 36–45
- FAO. The state of the World's Forests 2022. Forest pathways for green recovery and building inclusive, resilient and sustainable economies. FAO (2022)
- Felton, A., Boberg, J., Björkman, C., Widenfalk, O. Identifying and managing the ecological risks of using introduced tree species in Sweden's production forestry. *Forest ecology and management*, 307 (2013), pp. 165–177
- Felton, A., Lindbladh, M., Brunet, J., Fritz, Ö. Replacing coniferous monocultures with mixed-species production stands: An assessment of the potential benefits for forest biodiversity in northern Europe. *Forest ecology and management*, 260(2010), pp. 939–947
- Felton, A., Nilsson, U., Sonesson, J., Felton, A.M., Roberge, J.M., Ranius, T., Ahlström, M., Bergh, J., Björkman, C., Boberg, J., Drössler, L. Replacing monocultures with mixed-species stands: Ecosystem service implications of two production forest alternatives in Sweden. *Ambio*, 45 (2016), pp. 124–139
- Finch, O. - D. & Szumelda, A. Introduction of Douglas fir (*Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco) into Western Europe: Epigaeic arthropods in intermediate-aged pure stands in northwestern Germany. *Forest ecology and management*, 242(2007), pp. 260–272
- Fischer, J., Lindenmayer, D. B., Manning, A. D. Biodiversity, ecosystem function, and resilience: ten guiding principles for commodity production landscapes. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 4 (2006), pp. 80–86
- Franklin, J. F., Mitchell, R. J., Palik, B. Natural disturbance and stand development principles for ecological forestry. United States department of agriculture (2007)
- Franklin, J.F., Spies, T.A., Van Pelt, R., Carey, A.B., Thornburgh, D.A., Berg, D.R., Lindenmayer, D.B., Harmon, M.E., Keeton, W.S., Shaw, D.C., Bible, K. Disturbances and structural development of natural forest ecosystems with silvicultural implications, using Douglas-fir forests as an example. *Forest ecology and management* 155 (2002), pp. 399–423
- Fridman, J. & Walheim, M. Amount, structure, and dynamics of dead wood on managed forestland in Sweden. *Forest ecology and management*, 131 (2000), pp. 23–36
- Fries, C., Johansson, O., Pettersson, B., Simonsson, P. Silvicultural models to maintain and restore natural stand structures in Swedish boreal forests. *Forest ecology and management*, 94(1997), pp. 89–103
- Gao, T., Hedblom, M., Emilsson, T., Nielsen, A. B. The role of forest stand structure as biodiversity indicator. *Forest ecology and management*, 330 (2014), pp. 82–93
- Gao, T., Nielsen, A. B., Hedblom, M. Reviewing the strength of evidence of biodiversity indicators for forest ecosystems in Europe. *Ecological indicators*, 57 (2015), pp. 420–434
- Gholz, H. L., Ewel, K. C., Teskey, R. O. Water and forest productivity. *Forest ecology and management*, 30 (1989) pp. 1–18.
- Glenz, C., Schlaepfer, R., Iorgulescu, I., Kienast, F. Flooding tolerance of Central European tree and shrub species. *Forest ecology and management*, 235 (2006), pp. 1–13

- Haapanen, A. Bird fauna of the Finnish forests in relation to forest succession. I. *Annales Zoologici Fennici*, 2 (1965), pp. 153–196
- Hedwall, P.-O., Nordin, A., Brunet, J., Bergh, J. Compositional changes of forest-floor vegetation in young stands of Norway spruce as an effect of repeated fertilisation. *Forest ecology and management*, 259 (2010), pp. 2418–2425
- Holien, H. Lichens in spruce forest stands of different successional stages in central Norway with emphasis on diversity and old growth species. *Nova Hedwigia*, 66(1998), pp. 283–324
- Huuskonen, S., Domisch, T., Finér, L., Hantula, J., Hynynen, J., Matala, J., Miina, J., Neuvonen, S., Nevalainen, S., Niemistö, P., Nikula, A. What is the potential for replacing monocultures with mixed-species stands to enhance ecosystem services in boreal forests in Fennoscandia? *Forest ecology and management*, 479 (2021), pp. 118558
- Hyvärinen, M., Halonen, P., Kauppi, M. Influence of stand age and structure on the epiphytic lichen vegetation in the middle-boreal forests of Finland. *Lichenologist*, 24 (1992), pp. 165–180
- Jactel, H., Bauhus, J., Boberg, J., Bonal, D., Castagneyrol, B., Gardiner, B., Gonzalez-Olabarria, J.R., Koricheva, J., Meurisse, N., Brockerhoff, E.G. Tree diversity drives forest stand resistance to natural disturbances. *Current forestry reports*, 3 (2017), pp. 223–243
- Jansson, G., Danusevičius, D., Grotehusman, H., Kowalczyk, J., Krajmerova, D., Skråppa, T., Wolf, H. Norway Spruce (*Picea abies* (L.) H.Karst.). *Forest Tree Breeding in Europe: Current State-of-the-Art and Perspectives*, (2013), pp. 123–176
- Juutilainen, K., Mönkkönen, M., Kotiranta, H., Halme, P. Resource use of wood-inhabiting fungi in different boreal forest types. *Fungal ecology*, 27 (2017), pp. 96–106
- Kapos, V. & Iremonger, S. F. *Achieving global and regional perspectives on forest biodiversity and conservation*. Springer Netherlands, (1998), pp. 3–13
- Kerr, G. & Haufe, J. *Thinning practice: a silvicultural guide*. Forestry Commission, 1 (2011)
- Keskkonnaagentuur. *Aastaraamat Mets 2020*, (2020)
- Keskkonnaagentuur. *Aastaraamat Mets 2021*, (2023)
- Keskkonnaagentuur. *Statistiline metsainventuur 2021*, (2022)
- Kim, S., Axelsson, E. P., Girona, M. M., Senior, J. K. Continuous-cover forestry maintains soil fungal communities in Norway spruce dominated boreal forests. *Forest management and ecology*, 480 (2021), pp. 118659
- Kjær, E. D., Lobo, A., Myking, T. The role of exotic tree species in Nordic forestry. *Scandinavian journal of forest research*, 29 (2014), pp. 323–332
- Klein, J., Thor, G., Low, M., Sjögren, J., Lindberg, E., Eggers, S. What is good for birds is not always good for lichens: Interactions between forest structure and species richness in managed boreal forests. *Forest ecology and management*, 473 (2020), pp. 118327
- Knoke, T. *Economics of mixed forests*. *Mixed-species forests: Ecology and management*, (2014), pp. 545–577
- Laarmann, D., Korjus, H., Sims, A., Kangur, A., Kiviste, A., Stanturf, J.A. Evaluation of afforestation development and natural colonization on a reclaimed mine site. *Restoration ecology*, 23 (2015), pp. 301–309

- Laas, E. & Uri, V. Metsandusteatmik. Tartu, (2023)
- Lachance, D., Lavoie, C., Desrochers, A. The impact of peatland afforestation on plant and bird diversity in southeastern Québec. *Ecoscience*, 12 (2005), pp. 161–171
- Launiainen, S., Kieloaho, A.J., Lindroos, A.J., Salmivaara, A., Iivesniemi, H., Heiskanen, J. Water retention characteristics of mineral forest soils in Finland: impacts for modeling soil moisture. *Forests*, 13 (2022), pp. 1797
- Légaré, S., Bergeron, Y., Leduc, A., Paré, D. Comparison of the understory vegetation in boreal forest types of southwest Quebec. *Canadian journal of botany*, 79 (2001), pp. 1019–1027
- Leppik, E. & Jüriado, I.. Factors important for epiphytic lichen communities in wooded meadows of Estonia. *Folia cryptogamica Estonica*, 44 (2008), pp. 75–87
- Liang, J., Crowther, T.W., Picard, N., Wiser, S., Zhou, M., Alberti, G., Schulze, E.D., McGuire, A.D., Bozzato, F., Pretzsch, H., De-Miguel, S. Positive biodiversity-productivity relationship predominant in global forests. *Science*, 354 (2016)
- Lindén, M. & Vollbrecht, G. Sensitivity of *Picea abies* to butt rot in pure stands and in mixed stands with *Pinus sylvestris* in southern Sweden. *Silva Fennica*, 36 (2002)
- Li, X., Li, Y., Zhang, J., Peng, S., Chen, Y., Cao, Y. The effects of forest thinning on understory diversity in China: A meta-analysis. *Land degradation and development*, 31 (2020), pp. 1225–1240
- Löbel, S., Snäll, T., Rydin, H. Species richness patterns and metapopulation processes—evidence from epiphyte communities in boreo-nemoral forests. *Ecography*, 29 (2006), pp. 169–182
- Lõhmus, A. & Kraut, A. Stand structure of hemiboreal old-growth forests: characteristic features, variation among site types, and a comparison with FSC-certified mature stands in Estonia.. *Forest ecology and management*, 260 (2010), pp. 155–165
- Lõhmus, A. & Lõhmus, P. Old-forest species: the importance of specific substrata vs. stand continuity in the case of calicioid fungi. *Silva Fennica*, 45 (2011), pp. 1015–1039
- Lõhmus, A. & Runnel, K., Deadwood-rich managed forests provide insights into the old-forest association of wood-inhabiting fungi. *Fungal ecology*, 27 (2017), pp. 155–167
- Maanavilja, L., Aapala, K., Haapalehto, T., Kotiaho, J.S., Tuittila, E.S. Impact of drainage and hydrological restoration on vegetation structure in boreal spruce swamp forests. *Forest ecology and management*, 330 (2014), pp. 115–125
- Madžule, L., Brūmelis, G., Tjarve, D. Structures determining bryophyte species richness in a managed forest landscape in boreo-nemoral Europe. *Biodiversity and conservation*, 21 (2012), pp. 437–450
- Millennium ecosystem assessment. *Ecosystems and human well-being*. Washington, DC (2005)
- Niemelä, J. Invertebrates and boreal forest management: Invertebrados y Manejo de Bosques Boreales.. *Conservation biology*, 11 (1997), pp. 601–610
- Niemelä, T. Torikseened Soomes ja Eestis. Tartu (2008)
- Ódor, P., Heilmann-Clausen, J., Christensen, M., Aude, E., van Dort, K.W., Piltaver, A., Siller, I., Veerkamp, M.T., Walley, R., Standovár, T., van Hees, A.F. Diversity of dead wood

- inhabiting fungi and bryophytes in semi-natural beech forests in Europe. *Biological conservation*, 131 (2006), pp. 58–71
- Padari, A. Metsahindamisprogramm RaieWin. Unpublished master thesis, Tartu: Eesti Maaülikool (2004)
- Paillet, Y., Bergès, L., Hjältén, J., Ódor, P., Avon, C., Bernhardt-Römermann, M.A.R.K.U.S., BIJLSMA, R.J., De Bruyn, L.U.C., Fuhr, M., Grandin, U.L.F., Kanka, R. Biodiversity differences between managed and unmanaged forests: meta-analysis of species richness in Europe. *Conservation biology*, 24 (2010), pp. 101–112
- Peterson, L., Holmström, E., Lindbladh, M., Felton, A. Tree species impact on understory vegetation: Vascular plant communities of Scots pine and Norway spruce managed stands in northern Europe. *Forest ecology and management*, 448 (2019), pp. 330–345
- Pötzelsberger, E., Spiecker, H., Neophytou, C., Mohren, F., Gazda, A., Hasenauer, H. Growing non-native trees in European forests brings benefits and opportunities but also has its risks and limits. *Current Forestry Reports*, 6 (2020), pp. 339–353
- Pouska, V., Macek, P., Zibarova. The relation of fungal communities to wood microclimate in a mountain spruce forest. *Fungal ecology*, 21 (2016), pp. 1–9
- Prangel, E., Kasari-Toussaint, L., Neuenkamp, L., Noreika, N., Karise, R., Marja, R., Ingerpuu, N., Kupper, T., Keerberg, L., Oja, E., Meriste, M. Afforestation and abandonment of semi-natural grasslands lead to biodiversity loss and a decline in ecosystem services and functions. *Journal of Applied Ecology*, 60 (2023), pp. 825–836
- Rennenberg, H., Loreto, F., Polle, A., Brilli, F., Fares, S., Beniwal, R.S., Gessler, A.J.P.B. Physiological responses of forest trees to heat and drought. *Plant biology*, 8 (2006), pp. 556–571
- Renvall, P. Community structure and dynamics of wood-rotting Basidiomycetes on decomposing conifer trunks in Finland. *Karsteina*, (1995), pp. 35, 1–51
- Rosvall, O., Bradshaw, R.H., Egertsdotter, U., Ingvarsson, P.K., Mullin, T.J., Wu, H. Using Norway Spruce clones in Swedish forestry: implications of clones for management. *Scandinavian journal of forest research*, 34 (2019), pp. 390–404
- Ruotsalainen, S. Increased forest production through forest tree breeding. *Scandinavian journal of forest research*, 29 (2014), pp. 333–344
- Rytter, L., Ingerslev, M., Kilpeläinen, A., Torssonen, P., Lazdina, D., Löf, M., Madsen, P., Muiste, P., Stener, L.G. Increased forest biomass production in the Nordic and Baltic countries - a review on current and future opportunities. *Silva Fennica*, 50 (2016)
- Sander, H. & Meikar, T. Exotic coniferous trees in Estonian forestry after 1918. *Allgemeine forst- und jagdzeitung*, 180 (2009), pp. 158–169
- Selva, S. Using calicioid lichens and fungi to assess ecological continuity in the Acadian Forest Ecoregion of the Canadian Maritimes. *The forestry chronicle*, 78 (2003), pp. 550–558
- Sikström, U. & Hökkä, H. Interactions between soil water conditions and forest stands in boreal forests with implications for ditch network maintenance. *Silva Fennica*, 50(2016), pp. 29

- Similä, M., Kouki, J., Mönkkönen, M., Sippola, A.L., Huhta, E. Co-variation and indicators of species diversity: can richness of forest-dwelling species be predicted in northern boreal forests? *Ecological indicators*, 6 (2006), *pp.* 686–700
- Sonesson, J., Bradshaw, R., Lindgren, D., Ståhl, P. Ecological evaluation of clonal forestry with cutting-propagated Norway spruce, (2001)
- Sullivan, T. P. & Sullivan, D. S. Influence of nitrogen fertilization on abundance and diversity of plants and animals in temperate and boreal forests. *Environmental reviews*, 26 (2018), *pp.* 26–42
- Szymański, S. Silviculture of Norway spruce. *Biology and Ecology of Norway spruce*, (2007), *pp.* 295–307
- Thomas, S.C., Halpern, C.B., Falk, D.A., Liguori, D.A., Austin, K.A. Plant diversity in managed forests: understory responses to thinning and fertilization. *Ecological applications*, 9 (1999), *pp.* 864–879
- Thompson, I. D., Baker, J. A., Ter-Mikaelian, M. A review of the long-term effects of post-harvest silviculture on vertebrate wildlife, and predictive models, with an emphasis on boreal forests in Ontario, Canada. *Forest ecology and management*, 177 (2003), *pp.* 441–469
- Tibell, L. Crustose lichens as indicators of forest continuity in boreal coniferous forests. *Nordic journal of botany*, 12 (1998), *pp.* 427–450
- Tonteri, T., Salemaa, M., Rautio, P., Hallikainen, V., Korpela, L., Merilä, P. Forest management regulates temporal change in the cover of boreal plant species. *Forest ecology and management*, 381 (2016), *pp.* 115–124
- Trass, H., Vellak, K., Ingerpuu, N. Floristical and ecological properties for identifying of primeval forests in Estonia. *Annales botanici Fennici*, 36 (1999), *pp.* 67–80
- Uliczka, H. & Angelstam, P. Occurrence of epiphytic macrolichens in relation to tree species and age in managed boreal forest. *Ecography*, 22 (1999), *pp.* 396–405
- Uliczka, H. & Angelstam, P. Assessing conservation values of forest stands based on specialized lichens and birds. *Biological conservation*, 95 (2000), *pp.* 343–351
- Van Wagner, C. The line intersect method in forest field sampling. *Forest Science*, 14 (1968), *pp.* 20–26
- Vilà, M., Espinar, J.L., Hejda, M., Hulme, P.E., Jarošík, V., Maron, J.L., Pergl, J., Schaffner, U., Sun, Y., Pyšek, P. Ecological impacts of invasive alien plants: a meta-analysis of their effects on species, communities and ecosystems. *Ecology letters*, 14 (2011), *pp.* 702–708
- Willems, F.M., Scheepens, J.F., Ammer, C., Block, S., Bucharova, A., Schall, P., Sehr, M., Bossdorf, O. Spring understory herbs flower later in intensively managed forests. *Ecological applications*, 31 (2021), *pp.* e02332
- Woziwoda, B. & Kopeć, D. Afforestation or natural succession? Looking for the best way to manage abandoned cut-over peatlands for biodiversity conservation. *Ecological engineering*, 63 (2014), *pp.* 143–152

Internetiallikad

- Eesti metsanduse arengukava aastani 2020 (2011). *Riigi Teataja III*. Kasutatud 21.05.2023, https://www.riigiteataja.ee/akt/3180/2201/1003/Eesti_%20metsanduse_arengukava.pdf
- Metsa korraldamise juhend (2009). *Riigi Teataja L*. Kasutatud 14.04.2023, <https://www.riigiteataja.ee/akt/13124148>
- Metsaseadus (2022). *Riigi Teataja I*. Kasutatud 17.04.2023, <https://www.riigiteataja.ee/akt/127052022014>
- Metsa uuendamisel kasutada lubatud võõrpuuliikide loetelu (2006). *Riigi Teataja L*. Kasutatud 14.04.2023, <https://www.riigiteataja.ee/akt/12759372>

Lisa 1. Elurikkuse hindamiseks kasutatud indikaatorliigid

Soontaimed:

1. *Athyrium filix-femina* – harilik naistesõnajalg
2. *Ulmus glabra* – jalakas
3. *Chimaphila umbellata* – talvik
4. *Cypripedium calceolus* – kaunis kuldking
5. *Dryopteris carthusiana* – ohtene sõnajalg
6. *Dryopteris expansa* – laiuv sõnajalg
7. *Galeobdolon luteum* – koldnõges
8. *Goodyera repens* – roomav öövilge
9. *Hyperzia selago* – harilik ungrukold
10. *Linnaea borealis* – harakkuljus
11. *Lycopodium annotinum* – kattekold
12. *Lycopodium clavatum* – karukold
13. *Maianthemum bifolium* – leseleht
14. *Matteuccia struthiopteris* – harilik laanesõnajalg
15. *Moneses uniflora* – kuningakübar
16. *Neottia nidus-avis* – pruunikas pesajuur
17. *Orthilia secunda* – lakkleht
18. *Oxalis acetosella* – harilik jänesekapsas
19. *Pyrola rotundifolia* – ümaralehine uibuleht
20. *Trientalis europaea* – laanelill

Pisisamblikud:

1. *Calicium claucellum*
2. *Calicium salicinum*
3. *Calicium trabinellum*
4. *Calicium viride*
5. *Chaenotheca brachypoda*
6. *Chaenotheca brunneola*
7. *Chaenotheca chrysocephala*
8. *Chaenotheca chlorella*
9. *Chaenotheca ferruginea*
10. *Chaenotheca furfuracea*
11. *Chaenotheca gracilentia*
12. *Chaenotheca gracillima*
13. *Chaenotheca stemonea*
14. *Chaenotheca trichialis*
15. *Chaenotheca xyloxena*
16. perek. *Chaenothecopsis*
17. perek. *Mycocalicium*

Torikseened:

Kuusel

1. *Phellinus chrysoloma* – kuusetaelik
2. *Pycnoporellus fulgens* – roostetorik
3. *Climacocystis borealis* – põhjatorik
4. *Phellinus ferrugineofuscus* – tumepruun taelik
5. *Fomitopsis rosea* – roosa pess
6. *Junghuhnia collabens* – pruun nääts
7. *Antrodia serialis* – kuusekorgik

Kasel jt lehtpuudel

8. *Rigidoporus populinus* – vahtratarjak
9. *Phellinus laevigatus* – sile taelik
10. *Rigidoporus corticola* – haavatarjak
11. *Gloeoporus pannocinctus* – kollane tarrik
12. *Polyporus badius* – läiktorik
13. *Mitmeaastane hele liibukas* (grupp morfoliike)
14. *Multiclavula mucida* – limane hariksamblik
15. *Inonotus obliquus* – must pässik

Lisa 2. Sortimentide keskmised vahelaohinnad RMK €/m³ (Aastaraamat mets 2021, 2023).

Sortiment	Aasta 2018	Aasta 2019	Aasta 2020	Aasta 2021	Aasta 2022	5 aasta keskmine
Männilatt (5-9,9cm)	62,20	62,20	50,30	71,64	44,89	58,25
Männipeenpalk (10-17,9cm)					86,49	66,57
Männipalk (18+cm)	76,10	75,50	68,10	97,47	116,22	86,68
Kuuselatt (5-9,9cm)	61,50	60,60	48,10	71,05	52,56	58,76
Kuusepeenpalk (10-17,9cm)					81,25	64,50
Kuusepalk (18+cm)	77,30	72,10	57,70	86,55	96,67	78,06
Kasepeenpalk (12-15,9cm)	67,40	68,50	64,90	86,24	73,24	72,06
Kasepalk (16+cm)					137,66	84,94
Kasespoonipakk (24+cm)	114,00	113,30	106,30	130,73	194,90	131,85
Haavapalk (16+cm)	42,20	41,50	38,80	50,87	72,79	49,23
Sanglepapalk (16+cm)	-	-	-	40,76	68,21	54,49
Hall-lepapalk (16+cm)	-	-	-	34,62	56,60	45,61
Männipaberipuit	43,00	38,50	26,00	26,79	50,46	36,95
Kuusepaberipuit	41,70	38,00	26,00	25,46	57,00	37,63
Kasepaberipuit	40,20	41,80	31,80	35,99	73,06	44,57
Haavapaberipuit	21,50	22,00	22,30	24,40	43,22	26,68
Saarepalk	21,80	24,60	22,80	91,40	138,63	59,85
Tammepalk	21,80	24,60	22,80	89,15	158,43	63,36
Küttepuit	21,80	24,60	22,80	21,46	39,65	26,06

Lihtlitsents lõputöö reprodutseerimiseks ja üldsusele kättesaadavaks tegemiseks

Mina, Maret Hobolainen,

1. annan Tartu Ülikoolile tasuta loa (lihtlitsentsi) minu loodud teose „Puidutagavara ja kase osakaalu seos looduskaitsealiselt väärtuslike liikidega viljakates jänesekapsa kuusikutes“, mille juhendajad on Maarja Kõrkjas ja Raul Rosenvald, 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 Commons'i 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.

Maret Hobolainen

25.05.2023