

Tartu Ülikool
Loodus- ja täppisteaduste valdkond
Ökoloogia ja maateaduste Instituut
Zooloogia osakond

Carolina Bergstein

KUNSTLIKU METSAUENDUSE MÕJUD ELUSTIKULE

Bakalaureusetöö
Ökoloogia ning elustiku kaitse
12 EAP

Juhendaja: juhtivteadur Asko Lõhmus

Tartu 2019

Kunstliku metsauuenduse mõjud elustikule

Käesoleva töö eesmärgiks on kirjeldada kunstliku metsauuenduse mõjusid elustikule võrreldes loodusliku uuenemisega. Töös antakse ülevaade peamistest metsakasvatussüsteemidest ning kunstliku uuenduse viisidest. Kunstlik uuendus on laialdaselt kasutusel, kuna võimaldab üldiselt puude kiiremat kasvu ja seeläbi suuremat majanduslikku kasu. Maailma eri paigus tehtud uuringute tulemustest järeldub üldiselt, et looduslikult uuenenud puistutes on suurem kasvukohale omaste elupaikade varieeruvus, mis toetab suuremat liigirikkust. Puistute omavahelised erinevused suurendavad elustiku mitmekesisust kogu maastikumosaigis.

Märksõnad: bioloogiline mitmekesisus, looduskaitse, kunstlik uuendamine, looduslik uuenemine, metsamajandus

CERCS teaduseriala kood: B280 Loomaökoloogia

Effects of artificial and natural forest regeneration on biota

The aim of this thesis is to describe the effects of artificial forest regeneration compared with natural regeneration on biota. The main forest management approaches and silvicultural systems are described. Artificial regeneration is widely used because it usually promotes faster tree growth and increases economic profits. Studies from different parts of the world generally conclude that naturally regenerated stands have greater local habitat diversity that contributes to higher species richness. Differences among stands increase biodiversity at the landscape level.

Keywords: artificial regeneration, biodiversity, forest management, nature conservation, natural regeneration

CERCS research field code: B280 Animal ecology

Sisukord

1. Sissejuhatus	4
2. Metsa uuendamine.....	7
2.1 Uuendusviisi valik	7
2.2 Uuendus- ja hooldusraied	8
2.3 Kultiveerimine	9
3. Kultuurpuistute ökoloogilised omadused.....	11
3.1 Omamaiste puuliikidega kultuurpuistud.....	11
3.2. Kultuurpuistu struktuuri muutumine suktsessioonis.....	12
3.3 Kultuurpuistute häiringurežiim.....	14
4. Metsauuenduse mõjud elustikule	15
4.1 Mõjud taimestikule	16
4.2 Mõjud putukakooslustele	17
4.3 Mõjud seenestikule	19
4.4 Mõjud samblikukooslustele	20
4.5 Mõjud linnustikule.....	20
5. Järeldused.....	22
Kokkuvõte	24
Summary.....	25
Tänuavaldused.....	26
Kasutatud allikad	27
Lisad	31

1. Sissejuhatus

Metsa uuendamine on inimtekkelise või loodusliku häiringu järgselt metsata metsamaale uue puistu rajamine inimese abiga või looduslikule uuenemisele jätmise kaudu (ÜRO Toidu- ja Põllumajandusorganisatsioon, 2019). Looduslikeks puistuvahetushäiringuteks (ingl. *stand-replacing disturbances*) on näiteks tormid ja põlengud (Hocking *et al.*, 2013). Inimkonna arvukuse ja ressursivajaduse suurenedes domineerib metsa ökosüsteemides aga aina enam inimõju ja enamikus maailma metsades on peamiseks puistuvahetushäiringuks kujunenud puidu varumiseks tehtavad raied. Puidutootmise eesmärgil raiutud alad üldjuhul ka uuendatakse uue metsapõlvkonna kasvatamiseks (Noble ja Dirzo, 1997).

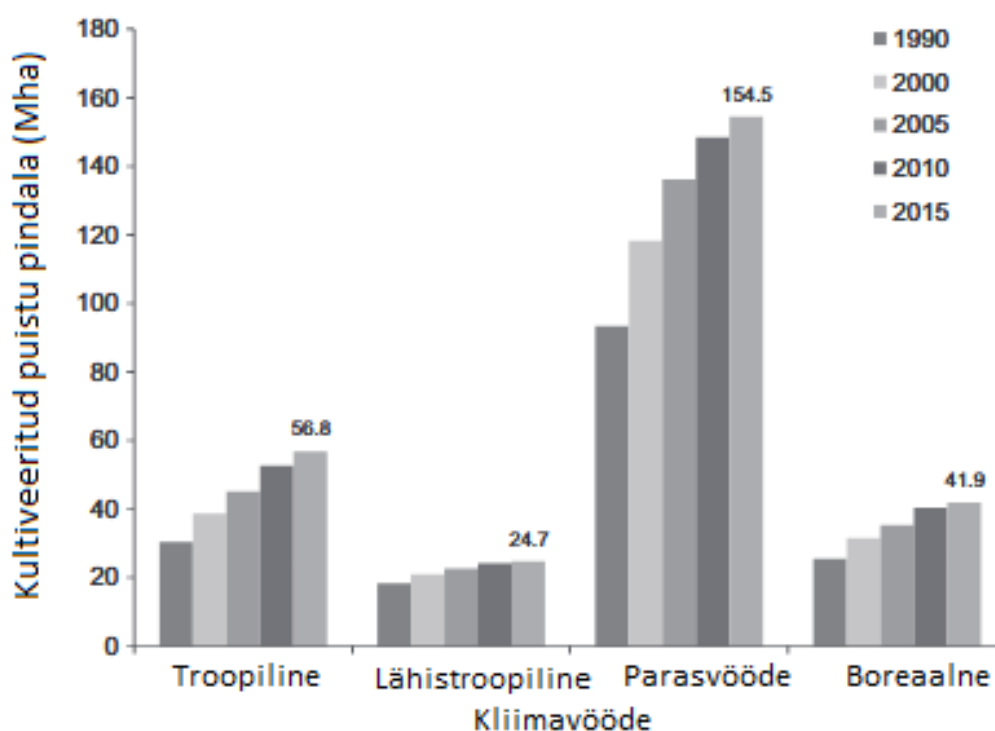
Majandatavate metsade laienemise käigus suureneb ka kunstlikult uuendatud (kultiveeritud) puistute osakaal, kuna nende puidutootlikkus on üldjuhul suurem kui loodusliku uuendusega metsades. Kogu maailmas on kultiveeritud 278 miljonit hektarit metsamaad (ingl. *planted forests*), mis moodustab 7% maailma metsade pindalast. Kultiveeritud metsamaast 55% asub parasvöötmes (Joonis 1) (Payn *et al.*, 2015). Kuna kultiveeritud metsade suhteline pindala suureneb looduslike metsade arvel, on tähtis teada, millist mõju kunstlik uuendus parasvöötme metsaökosüsteemidele ja nende elustikule avaldab. Alternatiivseks (võrreldavaks) uuendusviisiks on seejuures looduslik uuendus, kuid lisanduvad ka erinevused eri moel uuendatud metsade edasises hooldamises, mis kokku moodustavad metsakasvatuse süsteemi.

Inimese sekkumise üldise ulatuse poolest jaotatakse metsakasvatuse süsteemid esmaselt viieks, mille klassifitseerimisel ja jätkusuutlikkuse hindamisel on esindatud nii ökoloogilised, majanduslikud kui ka sotsiaalsed aspektid (Payn *et al.*, 2015). Neist kaks esimest ja osaliselt kolmas kuuluvad ÜRO Toidu- ja Põllumajandusorganisatsiooni kultuurpuistute (*planted forests*) määratluse alla.

1. **Istandikud** (ingl. *short-rotation plantation forests*) on kõige intensiivsem metsakasvatussüsteem, mille rajamise eesmärgiks on enamasti toota võimalikult kiiresti palju puitu. Lühikese raieringi (20 aastat või vähem) võimaldamiseks kasutatakse kõiki kunstliku uuenduse meetodeid (Duncker *et al.*, 2012). Kultiveerimismaterjal võib olla geneetiliselt muundatud ning kasvavate liikide valikul lähtutakse puidutootmisest. Puistu tootlikkuse tõstmiseks kasutatakse kuivendamist, väetamist, lupjamist ning kahjuritõrjet kemikaale (Brockhoff *et al.*, 2008). Metsakasvatus on mehhaniseeritud ja lõppstaadiumiks

on lageraie, millega kaasneb enamasti kogu puitmaterjali eemaldamine majandusliku tulu saamiseks. Istandikes ei kujundata taotluslikult elupaiku (Duncker *et al.*, 2012). Siiski eristab ÜRO Toidu- ja Põllumajandusorganisatsioon ka istandikke, mille rajamise eesmärgid on keskkonna- ja looduskaitse, näiteks erosiooni vähendamiseks, mulla ja veekogude kaitseks (Brockerhoff *et al.*, 2008).

2. Puhtkultuurina kasvatatavaid **ühealisi puistusi** (ingl. *even-aged forests*) rajatakse samuti puidu tootmiseks. Kui puude vanus puistu piires erineb vähem kui 20% raieringi pikkusest, saab raiet efektiivselt ühe korraga läbi viia. Geneetiliselt modifitseeritud taimi ega võõrliike istutamisel ja külvamisel ei kasutata, kemikaale kahjuritõrjel vaid hädavajadusel (Duncker *et al.*, 2012). Puistu eri funktsioone edendavaid võtteid kasutatakse siis, kui nende rakendamine ei põhjusta lisakulutusi. Uuendusraiena kasutatakse turbe- või lageraiet (ÜRO Toidu- ja Põllumajandusorganisatsioon, 2019).



Joonis 1. Kultuurpuistute pindala eri kliimavöötmes aastatel 1990-2015 (Payn *et al.*, 2015).

3. **Kombineeritud metsakasvatus** (ingl. *combined objective forests*) arvestab majanduslike kõrval ka ökoloogilisi aspekte, s.t oluline on metsa puidutootlikkus, aga ka kõrvalsaaduste nagu seente ja marjade ning metsa puhkeväärtuste hoidmine. Arvestatakse elupaigatüüpide ning liikide kaitse vajadustega (Duncker *et al.*, 2012). Puistut kujundatakse näiteks harvendusraiete ja väetamisega. Raied teostatakse vastavalt valitud metsakasvatusemeetoditele. Eelistatud on looduslik uuendamine ja kultiveerimist kasutatakse eelkõige siis, kui puistu ei taastu looduslikult kasvukohale omaste puuliikidega (ÜRO Toidu- ja Põllumajandusorganisatsioon, 2019).

4. **Looduslähedane metsandus** (ingl. *close-to-nature forests*) on looduslikult uuenenud kohalike puuliikidega mets, kus saadakse majanduslikku tulu. Metsakasvatuses lähtutakse antud kasvukoha looduslikult toimuvatest protsessidest. Väetamist kasutatakse vaid mulla toitainesisalduse taastamiseks ning pestitsiide ainult suurte kahjuriepideemiade korral. Kultiveerimist kasutatakse siis, kui metsa looduslik uuenemine on raskendatud või pole võimalik (Duncker *et al.*, 2012). Lõppraie jälgendab looduslikku häiringut, s.t lageraiet ei tehta, kui kasvukohas looduslikult puistuvahetushäiringut ei esine (ÜRO Toidu- ja Põllumajandusorganisatsioon, 2019).

5. **Looduslikule arengule** jätmise (ingl. *unmanaged forests*) seisneb metsa isetaastumise võimaldamises, mil puistu kujuneb looduslike protsesside ja häiringute tulemusena. Lubatud on objektide rajamine turismi edendamiseks ja aktiivsed kaitsevõtted välismõjude, nt suurte herbivooride eest (Duncker *et al.*, 2012).

Käesolevas töös uuritakse parasvöötmes tehtud uuringute põhjal, kuidas kunstliku uuendamise viisi valik mõjutab metsa ökoloogiliste hüvede säilimist, võrreldes loodusliku uuendusega. Tuginedes eelnevalt käsitletud informatsioonile püstitatakse hüpotees, et üldine liigirikkus on looduslikult uuenenud puistutes suurem kui kultuurpuistutes. Uuendusviise vaadeldakse võrreldavates kasvukohtades, kuna maapinna eelnev kasutusviis mõjutab mulla parameetreid. Keskse näitena kasutatakse kuusikuid.

Töö kirjutamisel selgus, et looduslikku uuendust on valdavalt uuritud looduslähedaste metsakasvatuse süsteemides, kuigi reaalsuses ei käi loodusliku uuendusega tingimata kaasas vähem intensiivne majandamine. Näiteks Eestis on kasutusel lageraiemajandus, kus kasutatakse ka palju looduslikku uuendust (Keskkonnaagentuur, 2018).

2. Metsa uuendamine

2.1 Uuendusviisi valik

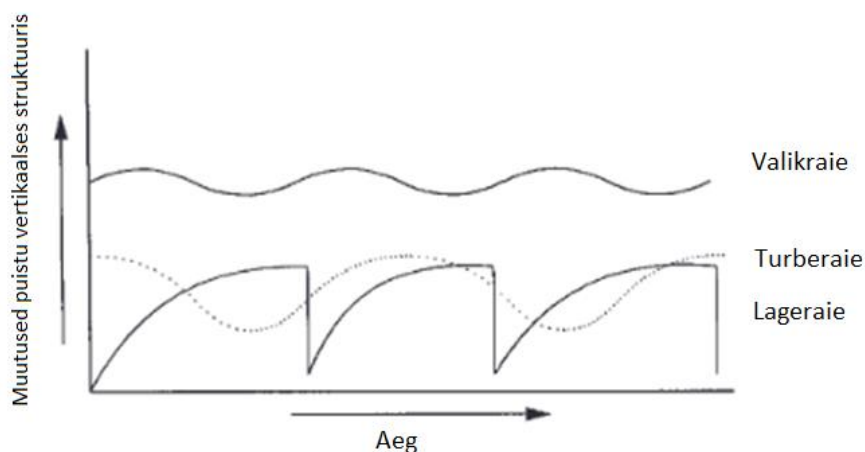
Metsa uuendamine algab maakasutusele eesmärkide seadmisest ning sellele vastavast tegevuskavast, tüüpiliselt metsaomaniku või -valdaja poolt (Laas jt, 2011), kes on kohustatud puistu raiumise või hukkumise järgselt uuendama (Metsaseadus, §24). Asukohapõhiste tingimustena mõjutavad seda otsust kohalik kliima ja liigiline koosseis, tähtsad on ka ühiskonnas valitsevad sotsiaalsed ja majanduslikud olud. Maaomaniku metsakasvatuslik otsus uuendusviisi valimisel kujundab metsa ökosüsteemi kogu raieringi jooksul (Nilsson *et al.*, 2010).

Kunstliku uuenduse eelis seisneb enamasti selles, et puistu geneetilise või liigilise koosseisu muutmise kaudu saab soodustada suuremat puidutootlikkust. Kultiveerimisele (külvamisele ja istutamisele) tehtud kulutused tasuvad end ära, kui puistu puidutootlikkus suureneb ja küpsusvanus lüheneb (Duncker *et al.*, 2012). Lisaks on kunstliku uuenduse tekke efekte võimalik puistu produktsiooni tõstmiseks tunduvalt võimendada, näiteks herbitsiidide, kuivenduse ja hooldusraietega. Maailmas on välja aretatud vähemalt 24 geneetiliselt modifitseeritud puuliiki, selline aretustöö pole Eestis aga lubatud (Laas jt, 2011).

Parasvõõtmes on levinud lageraiejärgselt metsa looduslikule uuenemisele jätmine (Noble ja Dirzo, 1997). Looduslik uuendus võib olla majanduslikult kasulik, kuna ei nõua koheseid investeeringuid, kuid pikas perspektiivis on puistu taastumine raskendatud (näiteks seemnepuude puudumise tõttu) või ei toimu see sobivate puuliikidega. Näiteks kuusikud ei taastu lageraiejärgselt looduslikult samasugustena, vaid asenduvad esmalt lehtpuumetsadega (Laas jt, 2011). Seega on Eesti lageraiepõhise majanduse tingimustes kuusikute säilimist ilma kultiveerimiseta raske saavutada. Ja loodusliku uuenduse tulemuslikkus ja kultiveerimise vajalikkus on järelikult suuresti ka raieviisist.

2.2 Uuendus- ja hooldusraied

Uuendustsükkel algab lõpp- ehk uuendusraie planeerimisega. Uuendusraiate hulka kuuluvad lageraie ja turberaie. Lageraie puhul raiutakse ühe korraga kõik puud peale seemne- ja säilikpuude. Turberaie jaguneb omakorda aegjärkseks, häil- ja veerraieks, mille lõppraie puhul eemaldatakse puud eri moel valikuliselt korduvate raiejärgudega (Metsaseadus, §28-30). Kuigi lageraiejärgsel alal võib olla palju kõdupuitu (Runnel ja Lõhmus, 2017), on turberaiel mitmeid teisi ökoloogilisi eeliseid, näiteks võimaldatakse puude piisavalt tiheda kasvama jätmisega säilitada puistu suurem struktuuriline varieeruvus (Joonis 2) (Kerr, 1999). Alles jäetud puud soodustavad noorte puude kasvu, kujundades puistus valitsevaid tingimusi, pakkudes näiteks kaitset varakevadise istutamise puhul külmade eest ja liiga intensiivse valguse eest keskpäeval. Turberaie puhul on täheldatud ka väiksemaid männikärsaka (*Hylobius abietis*) kahjustusi (Nilsson *et al.*, 2010).



Joonis 2. Muutused puistu vertikaalses struktuuris korduvate lageraie, turberaie ning valikraie tulemusena (Kerr, 1999).

Selektiivne raie on kasutusel nii üksikute puude kui ka puistute tasandil. Siia kuulub ka hooldusraie, millega tõstetakse puistute majanduslikku väärtust, eemaldades metsakasvatuse eesmärgi suhtes ebasobivaid puud („miinuspuud“) ja soodustades sobilike omadustega puude („plusspuude“) kasvu. Sellega ühtlustatakse puude kasvu puistus, mis on oluline näiteks okaspuupuidu kvaliteedis (Laas jt, 2001).

Valikraiet kasutatakse peamiselt püsimetsana kasvatatavates majandusmetsades, kus seda saab kasutada uuendus- ja hooldusraiete asemel. See raieliik võimaldab metsa erinevate funktsioonide täitmist, nii puudu mõõdukas koguses pidevat varumist kui ka liikide jaoks enam-vähem muutumatute kasvutingimuste tagamist (Laas jt, 2011).

Hooldusraied (harvendusraie, valgustusraie ja sanitaarraie) võimaldavad metsakasvatamisel teenida rohkem tulu, kui nendega soodustatakse peapuuliikide jämeduskasvu ning raietäpsus saabub lühema ajaga (Laas jt, 2011). Harvendusraiega eemaldatakse metsast väikese majandusliku väärtusega puud (sh kahjustatud ja haiged). Valgustusraie eesmärgiks on peapuuliikidele tihedas noores puistus ruumi tekitada, et parandada nende toite- ja valgustingimusi. Sanitaarraiega parandatakse aga puude üldist tervislikku seisundit (Metsaseadus, §28). Hooldustöödega parandatakse majanduslikult eelistatud noorte puude kasvutingimusi, kuna puistust eemaldatakse ka põõsaid ja risu (Laas jt, 2011).

2.3 Kultiveerimine

Kultuurpuistute rajamisel kasutatakse tihti maapinna ettevalmistamist (mineraliseerimist), et soodustada külvamist ja istutamist (Laas jt, 2011). Mulla kobestamisega väheneb noorte puude konkurents rohttaimedega ilma herbitsiidide kasutamisetä ning luuakse soodsad tingimused hilisemaks hoolduseks (Nilsson *et al.*, 2010). Mineraliseerimise tulemusena vähenevad ka mõnede kahjurite, näiteks männikärsaka (*Hylobius abietis*) ja maipõrnika (*Melolontha melolontha*) kahjustused puudel (Laas jt, 2011). Lageraitud või viljakate alade uuendamisel ei pruugi see meetod aga suure rohttaimede konkurentsi tõttu piisav olla (Nilsson *et al.*, 2010).

Kylv on Eestis üldiselt vähe kasutatud kultiveerimisviis. Näiteks Riigimetsa Majandamise Keskus tegi 2017. metsauuendustöid kokku 9571,7 hektaril, millest külvi osakaal moodustas vaid 3% (Keskkonnaagentuur, 2018). Külvi eeliseks on, et puude juured saavad arenedes võtta loomuliku kuju, mille tulemusena kasvavad elujõulised puud. Lisaks on see suhteliselt väikese töömahuga meetod, kuna on suures osas masinate abil tehtav (Laas jt, 2011).

Istutus on metsade uuendamisel laialdaselt kasutusel. 2017. aastal RMK tehtud uuendustöödest oli metsaistutuse osa 75% (Keskkonnaagentuur, 2018). Istutus on külvist laiemalt kasutusel kuna väiksemad on nii seemnetele kui ka hooldamisele tehtavad kulutused (Laas jt, 2011). Istutamiseks sobivate puittaimede konteinerites kasvatamise järgselt lähevad

noored puud metsas suhteliselt kergesti kasvama ja pikeneb istutamiseks sobilik aeg. Paljasjuurse istutamise puhul (istutatakse seemnetest kasvatatud 1-2 aastaseid või vanemaid taimi) on aga täheldatud suuremat vastupidavust männikärsaka kahjustuste suhtes (Nilsson *et al.*, 2010).

Istutamiseks sobilike noorte kuuskede saamiseks kasvatatakse seemnetest väikesed puittaimed ehk seemikud, mis paari aasta pärast välja kaevatakse. Kui näiteks kuusekultuuride rajamisel pole istutamine liiga noorte seemikutega tulemuslik, on suuremate taimede saamiseks vaja kaheaastased seemikud „kooliosakonda“ ümber istutada, kus istikud kahe järgneva aasta jooksul metsa ümber istutamiseks piisavalt suurteks kasvavad (Laas jt, 2011).

3. Kultuurpuistute ökoloogilised omadused

3.1 Omamaiste puuliikidega kultuurpuistud

Peamine põhjus, miks puude omamaine päritolu ja liigiline koosseis olulised on, seisneb selles, et need kujundavad metsaökosüsteeme kasvukohale omase loodusliku metsa sarnaseks ning soodustavad kohaliku, sh ohustatud elustiku mitmekesisust (Humphrey ja Quine, 2009). Parasvöötmes on täheldatud, et kohaliku päritoluga kultuurpuistutes on lindude liigirikkus suurem kui võõrpuuliikidega kultuurpuistutes. Seejuures võõrpuuliikide kultiveerimisest tulenev negatiivne mõju näiteks lindude liigirikkusele leeveneb, kui puistusse lisada omamaiseid puuliike (Castano-Villa *et al.*, 2019).

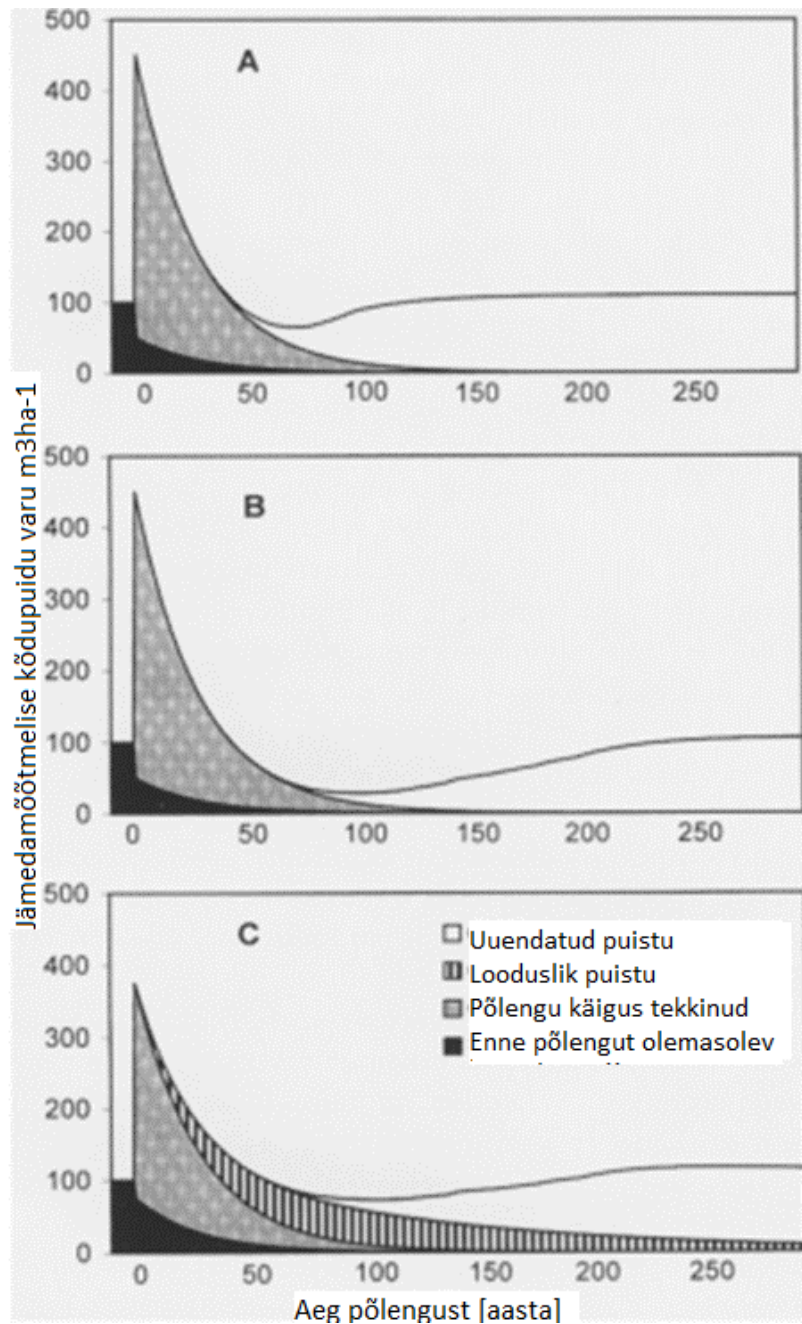
Parasvöötmes on kasvukohale omased lisaks okasmetsadele ka sega- ja lehtmetsad. Laialdaselt kultiveeritavatest kasvukohale omaste liikide seas on kõige rohkem aga okaspuid: harilik mänd (*Pinus sylvestris*), harilik kuusk (*Picea abies*), merimänd (*Pinus pinaster*), keerdmänd (*Pinus contorta*), sitka kuusk (*Picea sitchensis*), euroopa lehis (*Larix decidua*) ja harilik ebatsuuga (*Pseudotsuga menziesii*). Vähem kultiveeritakse harilikku tamme (*Quercus robur*), harilikku pööki (*Fagus sylvatica*) ja teisi lehtpuuliike (ÜRO Toidu- ja Põllumajandusorganisatsioon, 2006). Okaspuuliike eelistatakse kultiveerimisel sellepärast, et neid kasutatakse kvaliteetse puidu tootmisel rohkem ja okaspuude raiejärgne looduslik paljunemine on tihti ebahütlane ja pikaajaline. Näiteks Eesti metsades kultiveeritakse tüüpiliselt peapuuliigina kasvatamiseks harilikku kuuske, sest domineeriva lageraiemajanduse tingimuses asenduksid raiutud kuusepuistud looduslikult 90% muldadel raiejärgselt lehtpuudega. Looduslikult on kuusikute teke raskendatud, sest eeldab lähedalasuvaid seemnepuid ning kuused hakkavad segapuistutes domineerima alles siis, kui kasvavad varju mittetaluvatest lehtpuudest kõrgemaks (Laas jt, 2011).

Leidub ka uuringuid, mille kohaselt omamaiste puude kultiveerimine ei muuda kultuurpuistut elustiku jaoks sobivamaks. Seda peamiselt kultuurpuistu rajamisega kaasneva intensiivse hooldamise korral, mis muudab puistus kujunevaid tingimusi suurel määral. Näiteks Humphrey ja Quine (2009) leidsid, et kuuse kultiveerimisel istandikes omamaise puuliigina avaldus puistu üldisele liigirikkusele sarnane mitmekesisust vähendav toime, mis ilmnes võõrpuuliikide kasvatamisel. Kui kultiveerimismaterjaliks ei valita kohalikke liike, siis on valiku tegemisel tavaliselt lähtutud majandusliku kasu saamise aspektist (Brockerhoff *et al.*, 2008).

3.2. Kultuurpuistu struktuuri muutumine suksessioonis

Kultuurpuistu struktuur aja jooksul konvergeerub loodusliku struktuuri suunas ja muutub mitmekesisemaks. Noortes okaspuukultuurides on puistu struktuur homogeenne ja seal pole piisavalt lagupuitu, mis on paljude elustikuliikide jaoks vajalik. Samuti on võrastiku tiheduse tõttu maapinnal vähe valgust (Humphrey *et al.*, 2002). Aja jooksul kujundavad puistute ilmet väikeseskaalalised looduslikud häiringud. Inimeste sekkumiseta suureneb puistu liigiline koosseis ning näiteks Eesti kuusekultuuridest saavad hooldusraiate puudumisel segametsad, kuna seal hakkab kasvama rohkem lehtpuuliike (Lõhmus, 2011). Surnud ja konkurentsivõimeliste puude arvult kasvab lagupuidu mitmekesisus, tekivad õõnsused puudesse ning aluspinnale koguneb varist (Ross-Davis *et al.*, 2002). Erinevate struktuurivormide tekkimine suurendab elurikkust, kuna näiteks torikseente kooslused sõltuvad lagupuidu, eriti lamapuude hulgast (Runnel ja Lõhmus, 2017). Aja jooksul tekib rohkem ka tugevalt kõdunenud jämedat puitu (Joonis 3), mis soodustab samblike mitmekesisust, kelle liigirikkus suureneb tüügaspuidu kõduastme kasvades (Humphrey *et al.*, 2002).

Hooldamata jätmise korral meenutavad kultuurpuistud vanuse kasvades üha enam looduslikku metsa ja sealne elurikkus suureneb. Seda on näidatud nii samblike ja seente (Humphrey *et al.*, 2002), liblikaliikide (Taki *et al.*, 2010), kui ka lindude puhul (Gjerde ja Sætersdal, 1997; MacKay *et al.*, 2014). Kuusikutes tõuseb lindude mitmekesisus märkimisväärselt, kui lasta puudel kasvada vähemalt 60 aasta vanuseks, sest siis jõuab kogu ökosüsteem piisavalt teiseneda. Näiteks on vanematel puudel suurema pindalaga võrastik, mis võimaldab suuremat putukate arvukust ja selle tulemusena rikastuvad lindude toitumisvõimalused (Gjerde ja Sætersdal, 1997). Kuna raieringi pikkus on majanduslikust vaatenurgast aga kriitilise tähtsusega ning Eestis kasutatakse uuendusraienena peamiselt lageraiet (Laas jt, 2011), siis raiutakse kuusikuid juba alates 60 aastaseks saamisest (Metsaseadus, §29). Looduslikult kasvavad kuused soodsates tingimustes tavaliselt aga 200-300 aasta vanuseks (Caudullo *et al.*, 2016).



Joonis 3. Boreaalse mustika kasvukohatüübi loodusliku kuusiku jämedamõõtmelise kõdupuiduvaru kujunemine suksessioonis. Kõdupuit on vastavalt päritolule jaotatud nelja klassi: uuendatud puistus tekkinuks, looduslikust puistust pärinevaks, põlengu käigus tekkinuks ning enne põlengut olemasolevaks (Siitonen, 2001).

3.3 Kultuurpuistute häiringurežiim

Häiringute tulemusena kujuneb kultuurpuistute struktuur mitmekesisemaks. Tihedalt istutatud puistutes esineb tihti tormikahjustusi ning neis valitseb suur tuleoht, eriti kuivemas kliimas (Caudullo *et al.*, 2016). Kuigi nende häiringute tulemusena kujuneb kultuurpuistu mitmekesisele elustikule paremini sobivaks elupaigaks, siis ulatuslikumate häiringute korral avalduvad tõsised tagajärjed nii majanduslikust kui ka keskkonna aspektist. Näiteks põhjustab kultuurpuistute rajamise tulemusena alustaimestiku vähenemine erosiooni (Carnus *et al.*, 2006).

Tihedalt istutatud kultuurpuistutes on kahjuripuhangute korral ulatuslikud tagajärjed, sest hävineda võivad terved puistud. Männi-juurepessiga (*Heterobasidium annosum*) ja juuremädanikku tekitavate külmaseentega (perekond *Armillaria*) nakatumisel on monokultuursetes puistutes suured kahjud, kuna tihe ja ühtlane samast liigist puude paiknemine soodustab seenpatogeenide levikut (Carnus *et al.*, 2006). Külmaseened rikuvad näiteks kuuskede, mändide ja lehiste puidu kvaliteeti, põhjustades seeläbi suurt majanduslikku kahju (Caudullo *et al.*, 2016).

Võõrpuuliikidega kultuurpuistud võivad kahjurite suhtes olla veelgi haavatavamad, kui omamaiste puudega kultiveeritud puistud. Näiteks on täheldatud, et kuuse-kooreüraskeid (*Ips typographus*) esineb hariliku kuuse kultiveerimisel peamiselt seal, kus kuuski kultiveeritakse võõrliigina (Caudullo *et al.*, 2016). Kesk-Euroopa istandikes, kus harilikku kuuske kasvatatakse võõrpuuliigina, on suuri kahjusid põhjustanud võrgendivaablase perekonna liik (ingl. *web spinning sawfly*) (*Cephalcia arvensis*) (Battisti *et al.*, 2000). Carnus jt (2006) tõid välja, et epideemiaid levivad puistust edasi seda ulatuslikumalt, mida sarnasemad on maastikumosaigi puistud omavahel.

4. Metsauuenduse mõjud elustikule

Metsanduspraktika käigus avalduvad mõjud kogu puistu elustikule nii isendite hukkumise, häirimise kui mitmesuguste kaudsete mõjude kaudu. Nende efektide erisused seisnevad selles, kui suures ulatuses ja mida metsatööd täpsemalt mõjutavad. Pikaajalised mõjud elurikkusele on seotud sellega, kui palju puistu kultiveerimise tulemusena elupaigad muutuvad (Ross-Davis *et al.*, 2002).

Kultuurpuistute rajamisest tulenevaid mõjusid elupaikadele ja elustikule vaadatakse lisaks puistu mastaabile ka kogu maastikumosaigi tasemel. Kuna puistute omavahelised erinevused suurendavad maastiku elupaikade mitmekesisust, siis sellest vaatenurgast võib kultuurpuistutel olla elustiku liigirikkuse suurenemisele ka positiivne mõju. Näiteks Gjerde ja Sætersdal (1997) võrdlesid Norras looduslikul männikute alal kasvavaid looduslike puistute ja kuusekultuuride mosaiike ning kuusekultuure sisaldavates maastikes leiti linnuliike, keda looduslikest metsamaastikest ega kuusekultuuridest eraldi ei leitud. Puistute kultiveerimisel erinevate puuliikidega suureneb maastikumosaigi ressursside mitmekesisus. Kui kultuurpuistus mõned sobivad tingimused (näiteks pesitsemiseks sobivad puuliigid) ka puuduvad, võivad need olla kättesaadavad kõrvalasuvas puistus (MacKay *et al.*, 2014).

Maastiku tasemel liigirikkuse hindamisel on informatiivseimad need kohalikud elupaigaspetsiifilised liigid, kes on olulised ökosüsteemi toimimiseks ning liigikaitse seisukohalt (Taki *et al.*, 2010). Kuna võõrpuuliikide kultiveerimine üldiselt ei soosi kohalikke liike, ei pruugi maastikumosaigi liigirikkuse suurenemine võõrpuuliikidest kultuurpuistutesse asuvate generalistide tõttu olla looduskaitse seisukohalt kasulik (Humphrey ja Quince, 2009). Võõrpuuliikide kultiveerimise tulemusena võib väheneda ka maastiku puuliikide mitmekesisus. Näiteks kiirekasvulised invasiivsed võõrpuuliigid, võivad levida ka kõrvalolevatesse looduslikesse puistutesse ja seal domineerima hakata (Brockerhoff *et al.*, 2008).

Kui kultuurpuistud moodustasid maailma metsadest 4%, siis andsid need 10% kogu puidutoodangust (Laas jt, 2011). On arvatud, et kultuurpuistud, eriti istandikud, võiksid aidata kaudselt elustiku liigirikkust säilitada, kuna nende suure puidutootlikkusega rahuldatakse inimeste aina suurenevat puidu nõudlust väiksemal alal ja seetõttu raiutakse vähem looduslikke metsi (Carnus *et al.*, 2006; Payn *et al.*, 2015). See teema vajab aga rohkem uurimist.

4.1 Mõjud taimestikule

Sammaltaimede liigirikkus on üldiselt seda suurem, mida väiksem on metsakasvatuse võtete intensiivsus. Puistu kultiveerimise käigus maapinna töötlemise ja alustaimestiku eemaldamise tagajärjena võivad vabanenud kasvukohta hõivata kiire levikuga domineerivad liigid, kelle kasvu piiras varasemalt konkurents teiste taimedega. Kanada intensiivselt majandatavas kultuurpuistus täheldati näiteks palusambla (*Pleurozium scherberi*) ulatuslikku levikut. Ühe samblaliigi domineerimise tulemusena väheneb puistu maapinnal kasvavate sammaltaimede üldine liigirikkus (Ross-Davis *et al.*, 2002). Humphrey jt (2002) leidsid aga, et samblaliikide arv on looduslikult uuenenud puistutes ja kultuurpuistutes sarnane, ning et liigirikkuseks seisukohalt on uuendusviisist olulisem puistus leiduv lagupuidu hulk.

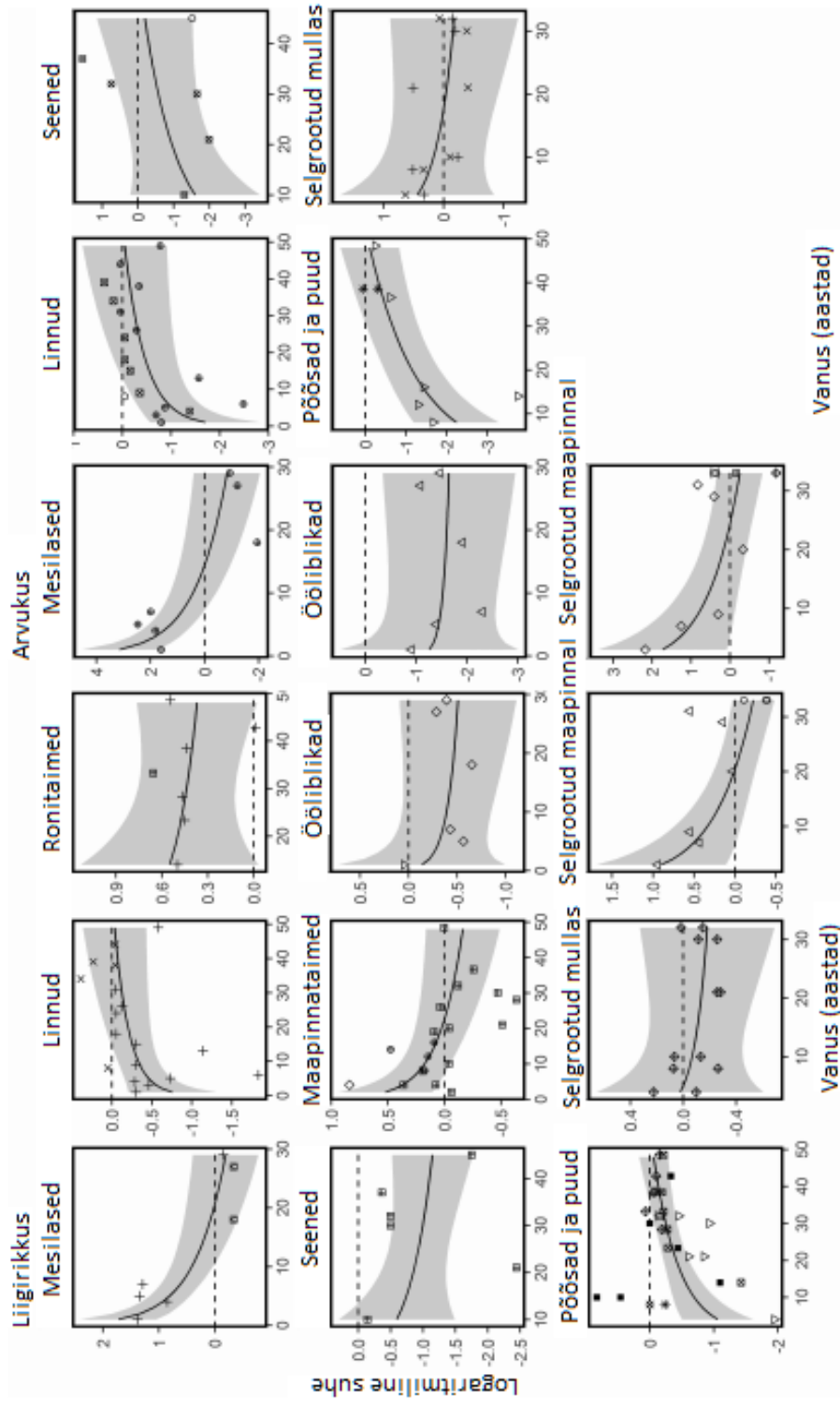
Soontaimede liigirikkus on suurem seal, kus on head valgustingimused. Sobivad valgustingimused kujunevad looduslikult uuenenud metsa hooldamata jätmise korral kiiremini kui tiheda kultuurpuistu hooldamata jätmisel. Näiteks Iirimaa poollooduslikust metsast leiti arvukalt harilikku luuderohu (*Hedera helix*), metsmaasikat (*Fragaria vesca*) ja võsakannikest (*Viola riviniana*) ning palju teisi soontaimeliike, mida aga lähedalasuvast raieküpses kultuurpuistust ei leitud (Fahy *et al.*, 1998). Jaapanis näidati, et kultuurpuistute soontaimede liigirikkus ja arvukus suurenesid märkimisväärselt valgustingimusi parandavate raiete tulemusena (Spake *et al.*, 2019).

Maastiku tasemel ei pruugi kultuurpuistutega taimede üldine liigirikkus suurenda. Näiteks Kanadas leiti kuusekultuuridega maastikumosaaiigis vaid üks samblaliik, lainjas põikkupar (*Plagiothecium undulatum*), mis kuusekultuure looduslikult uuenenud metsadele eelistas. Küll aga täheldati, et elupaiga suhtes nõudlikke liike leidis maastiku kultuurpuistutes vähem (Ross-Davis *et al.*, 2002).

4.2 Mõjud putukakooslustele

Paljude putukarühmade liigirikkus sõltub kultuurpuistutes rohkem suksessioonist kui looduslikult uuenenud puistutes. Näiteks ööliblikate (*Heterocera*) liigirikkus kasvab kultuurpuistus aja möödudes märkimisväärselt, loodusliku uuendusega puistutes ei muutu liigirikkus aga suksessioonis oluliselt (Taki *et al.*, 2010). Sama on täheldatud ka kultuurpuistute puitu asustavate (saproksüülsete) selgrootute liigilise mitmekesisuse puhul, kuna kultuurpuistute lagupuidu hulk tavaliselt kasvab ajaga (Siitonen, 2001). Suurema lagupuidu hulga suureneb ka seda substraadina eelistavate seente, samblike ja sammalde mitmekesisus, need on omakorda toiduks erinevatele ööliblikatele (Taki *et al.*, 2010). Lüljalgsete liigirikkuse suurenemine viib ka röövtoiduliste putukate suurema arvukuse ja mitmekesisuseni (Humphrey *et al.*, 1999).

Teised rühmad reageerivad kultiveerimisele erinevalt. Näiteks Inglismaal ei leitud erinevusi kultuurpuistutes ja looduslikult uuenenud puistutes elavate sirelaste (*Syrphidae*) liigirikkuses (Humphrey *et al.*, 1999). Kuigi metsaputukate üldine liigirikkus on tavaliselt intensiivselt majandatavates kultuurpuistutes väiksem, võivad need olla väärtuslikuks elupaigaks mõnedele liikidele, kelle looduslikud elupaigad on inimtegevuse tõttu juba hävinud. Näiteks Uus-Meremaa männiistandikud on kriitiliselt ohustatud jooksiklase *Holcaspis brevicula* ainsateks allesjäänud elupaikadeks (Brockerhoff *et al.*, 2005).



Joonis 4. Puistu vanuse mõjud elustiku liigirikkusele ja arvukusele lühikese ja pikema raieringiga Jaapani kultuurpuistutes. Erinevad sümbolid kajastavad erinevaid uurimusi. Katkendjoon näitab erineva raieringiga puistute sarnasust ning hall ala prognoosi 95% usaldusvahemikku (Spake *et al.*, 2019).

4.3 Mõjud seenestikule

Kultiveerimismaterjali valikuga mõjutatakse metsa peremeespuu-spetsiifiliste seente kooslusi. Puude suremise järgselt asustavad mitmed mikro seeneliigid tüved juba esimese aasta jooksul, sattudes sinna mardikaliste või teiste saproksüülsete organismidega, näiteks sinetavust põhjustav kottseen (*Grosmannia clavigera*) koloniseerib okaspuutüved, sattudes nendele üraseenlaste (*Scolytidae*) sümbiontidena. Vastavalt peremeespuu liigile ja tüvel kasvavale esmasele seenekooslusele, hakkavad surnud tüvedel edaspidi kasvama kujunenud substraati eelistavad puiduseente liigid (Siitonen, 2001). Järelkult mõjutatakse kultuurpuistute rajamisel nii esmaste lagundajate kui ka nende järglaskooslusi, kuna seentel on tihti eelistused kindlate puuliikide ja eelnevalt kujunenud kõdupuidutingimuste suhtes.

Eestis on torikseente liike leitud looduslikule uuendusele jäetud metsades rohkem kui kuusekultuurides. See võis tuleneda esmajoonest sellest, et loodusliku uuendusega metsades oli rohkem lehtpuid, keda asustab eripärane seenestik (Lõhmus, 2011). Seega on loodusliku uuenduse tulemusena kujunevates segapuistutes suurem potentsiaalsete substraatide mitmekesisus, mille tulemuseks on suurem torikseente liigirikkus.

Puiduseente liigirikkus sõltub peamiselt jämedamõõtmelise kõdupuidu hulgast. Kõduneva puidu erinevate vormide mitmekesisus viib suurema liigirikkuseni, sest puiduseened on spetsialiseerunud erinevatele substraatidele (Runnel ja Lõhmus, 2017). Metsakasvatuse süsteemidest soodustab nii seisva kui ka lamapuidu kogunemist puistusse eelkõige looduslähedane metsandus ja looduslikule arengule jätmine, kuna looduslike häiringute toimet meenutavate metsakasvatusevõtetega jääb puistusse rohkem kõdupuitu ning elupaikade mitmekesisus kujuneb kasvukohale omase metsa sarnaseks (Duncker *et al.*, 2012).

Lõhmus (2011) leidis, et kuusekultuuride esinemine maastikumosaaiigis ei suurendanud torikseente liigirikkust maastiku mastaabis. Ainsa erandina esines noortes kuusekultuurides kõbjukitarrik (*Skeletocutis carneogriosa*), mida loodusliku uuendusega noortest metsadest ei leitud (ilmus sinna alles hilisemas suksessioonis). Samuti võib arvata, et kultuurpuistute (eriti intensiivselt majandatavate võõrpuuliikidega istandike) rajamine suurel pindalal maastikumosaaiigi looduslike metsade vahele võib põhjustada torikseente populatsioonide killustumist ja selle tulemusena väheneda liigirikkus. Näiteks Põhja-Euroopa okasmetsades väheneb elupaikade killustumise tulemusena roosa pessi (*Fomitopsis rosea*) isoleeritud

populatsioonides geneetiline varieeruvus, mis omakorda vähendab eoste elujõulisust ja nende võimet kaugemale levida (Högberg *et al.*, 2002).

4.4 Mõjud samblikukooslustele

Kultuurpuistute rajamisel mõjutab inimene kultiveerimismaterjali valikul epifüütsete samblike ehk lihheniseerunud seente liigilise koosseisu kujunemist, sest elus puudele kinnituvad samblikud on puuliigi suhtes valivad (Kuusinen, 1996). Suurbritannias leiti, et looduslikult uuenenud puistute samblike liigirikkus oli suurem kui intensiivselt majandatavates kultuurpuistutes ka sellepärast, et esimestes oli rohkem kõdupuitu ning paremad valgustingimused (Humphrey *et al.*, 2002).

Samblike liigirikkus on suurem puistutes, kus on erinevaid substraate. Näiteks on paljude kooriksamblike eripäraseks elupaigaks pikka aega püsivad tüügaspuid, mis on seente ja teiste lagundajate suhtes vastupidavad. Tulenevalt samblike tundlikkusest mikrokliimaatiliste tingimuste suhtes, varieerub liigiline koosseis ka tüve eri kõrgustel (Siitonen, 2001). Ökoloogiaga arvestavate metsakasvatussüsteemide puhul jäetakse puistusse seisvaid surnud tüvesid taotluslikult alles ja soodustatakse seeläbi substraatide mitmekesisuse suurenemist (Duncker *et al.*, 2012).

4.5 Mõjud linnustikule

Globaalse metanalüüsi kohaselt avalduvad parasvöötme kultuurpuistutes negatiivsed mõjud lindude liigirikkusele tugevamalt, kui näiteks troopilistes metsades. Kuigi liigid reageerivad muutustele erinevalt, on siiski leitud üleilmselt kehtivaid reeglipärasusi. Näiteks on lindude liigirikkus tavaliselt võrreldavates kasvukohtades loodusliku uuendusega metsades suurem, kui kultuurpuistutes (Castano-Villa *et al.*, 2019). Peamisteks põhjusteks on suurem metsa struktuuriline heterogeensus ja asjaolu, et istutatud puistutes ei kujune eripäraseid tingimusi, mis soodustaksid nii maapinnal, võrastikus kui ka puuõõntes pesitsemist (MacKay *et al.*, 2014).

Kultuurpuistu rajamisega kaasnevad enamasti ka intensiivsed metsatööd ja põõsarinde eemaldamine, mille tagajärjena on maapinnal ja põõsarindes pesitsevaid linnuliike kultuurpuistutes vähem kui looduslikult uuenenud metsades (MacKay *et al.*, 2014, Castano-Villa *et al.*, 2019).

Puudel pesitsevate liikide mitmekesisust kujundavad kultiveeritavate puuliikide valimine ja hooldusraied, mis peapuuliikide kasvutingimuste soodustamise eesmärgil eemaldavad puistust mõnede linnuliikide poolt eelistatud puid (Castano-Villa *et al.*, 2019). Näiteks suluspesitsejad vajavad pesitsemiseks puuõõnsusi, mis tekivad oksade murdumise või puu kahjustuste teel (Carlson *et al.*, 1998). Kuusekultuurides on tavaliselt liiga vähe seisvaid surnud puid, mis samuti suluspesitsejatele elupaiku pakuvad (Gjerde ja Sætersdal, 1997). Lisaks on täheldatud, et suluspesitsejad eelistavad lehtpuudes asuvaid õõnsusi (Carlson *et al.*, 1998). Kuna loodusliku uuenduse tulemusena kujunevad parasvöötme segapuistud sisaldavad tavaliselt rohkem lehtpuid, siis on järelikult õõnelindude liigirikkus seal suurem kui kultuurpuistutes.

Kultuurpuistute rajamisel avalduvad mõjud linnustikule sõltuvad majandamise intensiivsusest ning kultiveeritud puistu suurusest. Peamiselt puistute piirialade struktuurilise mitmekesisumise servaeefekti tõttu on lindude liigirikkus suurem väikese pindalaga istandikes (keskmiselt vahemikus 36 ha kuni 50 ha). Negatiivne efekt lindude liigirikkusele ja arvukusele kasvab koos istandike pindalaga (Didham ja Ewers, 2012). Maastiku tasemel on lindude liigirikkus suurem, kui looduslikult uuenenud metsa osa moodustab poole (Gjerde ja Sætersdal, 1997) või vähemalt 60% kogu puistute mosaiigi alast (MacKay *et al.*, 2014).

5. Järeldused

1. Metsaomanikele ja -majandajatele on seatud üha suurem vastutus bioloogilise mitmekesisuse säilimise eest (Laas jt, 2011). Kuna uuendamiskiisi ja metsakasvatussüsteemi valik mõjutab oluliselt kogu metsa liigilist koosseisu ja struktuuri, siis on oluline, et metsaomanikud oleksid valikutega kaasnevatest tagajärgedest teadlikud ja soodustaksid liigirikka elustiku säilimist metsa kasvatamisel. See on eriti oluline intensiivsete metsakasvatustõtetega, nagu kunstlik uuendus, kasutamisel.

2. Kultiveerimine võimaldab uuendada metsi, mille häiringujärgne taastumine on looduslikult raskendatud ja parandada seeläbi kohalike liikide elupaikade tingimusi. Lisaks saadakse kultuurpuistutest rohkem majanduslikku kasu, kuna need on tavaliselt suure puidootlikkusega. Kultuurpuistute rajamisel on puistu hüvede säilimise seisukohalt aga oluline kasvukoha eripäradega arvestamine. Näiteks võõrpuuliikide kasvatamine võib olla ebaõnnestunud majandusotsus, kui neis puistutes ilmuvad ulatuslikud häiringud. Omamaiste puuliikide kultiveerimisega kaasneb vähem riske, sest need on kohalike tingimustega pikaajaliselt kohastunud, kasvavad sobivates tingimustes jõudsalt ja seeläbi toetavad ka kohalikku elustikku. Käesolevas töös kasutatud allikatest selgus, et omamaiste puuliikide kultiveerimine on laiaulatuslikult uuritud teema ning nende kasvatamisega kaasnevat mõju kultuurpuistute kohaliku elustiku liigirikkuse suurenemisele on näidatud paljude elustikurühmade puhul.

3. Looduslikult uuenenud puistutes on liigirikkus tavaliselt suurem kui kultuurpuistutes. Kuna loodusliku uuenduse tulemusena kujunevad kohalike liikidega segapuistud meenutavad koosluselt looduslikke metsi, kujunevad neis kiiremini välja piirkonnale omased elupaigad ning liikidevahelised seosed. Segapuistute suurem substraatide varieeruvus võimaldab elustiku mitmekesisustumist (Lõhmus, 2011). Ühe elustikurühma arvukuse tõus viib omakorda järgnevate rühmade arvukuse tõusuni, näiteks troofiliste suhete kaudu. Järelikult kujuneb looduslikult uuenenud puistutes kiiremini välja vanade metsade elustiku sarnane liigirikkus, eriti loodustähedases metsanduses, kus pikema raieringi korral tagatakse piisav aeg ka aeglase levikuga liikidele raiutud alade taasasustamiseks.

4. Uuendamise järgselt oleneb elustiku liigirikkuse taastumine puistu suurusest ning ümberkaudsetest looduslikest metsadest. Tulenevalt liikide piiratud levimisvõimest, kasvab liigirikkus kiiremini väikestes uuendatud puistutes. Kuna liigiline mitmekesisus kasvab lähedalasuvatest puistutest pärinevate organismide või nende leviste kaudu, on looduskaitseks oluline suure liigirikkusega looduslike metsade piisava osakaalu säilimine maastikumosaigis (Carnus *et al.*, 2006; Spake *et al.*, 2019).

Kokkuvõte

Metsa uuendatakse looduslike või inimtekkeliste puistuvahetushäiringute järgselt uue metsapõlve kasvatamiseks. Inimkonna arvukuse suurenemisest tulenevalt on domineerivaks häiringuks saanud puiduvarumiseks tehtavad raied ning raiutud alade kunstlik uuendamine, kuna see soodustab suuremat puidutootlikkust. Parasvöötme kultuurpuistutes asub suur osa metsaelustikust, kellele avalduvad mõjud nii kultiveerimise kui ka seda hõlmavate metsakasvatussüsteemide teistest eripäradest tulenevalt. Käesolevas töös uuriti erinevate metsakasvatussüsteemide osana kunstliku ja võrdlusena loodusliku uuenduse mõjusid elustikule.

Kultuurpuistute eripärad elupaigana kujunevad suktsessiooni, puistustruktuuri mitmekesisumise ja häiringute koosmõjus. Omamaiste puuliikidega kultuurpuistutes kujunevad suhteliselt kiiresti kasvukohale omased looduslähedased elupaigatüübid. Ka hooldamata jätmise korral kujunevad kultuurpuistud looduslike häiringute tulemusena aja jooksul looduslike metsade sarnaseks, kuid see võtab rohkem aega. Kultuurpuistute, eriti istandike, rajamisega võivad kaasned ka ulatuslikud looduslikud häiringud.

Loodusliku uuendusega puistutes on liigirikkus tavaliselt suurem kui kultuurpuistutes. Kultiveeritava puistu maapinna ettevalmistuse tulemusena väheneb taimede ning neist sõltuvate loomade liigirikkus. Kultiveerimismaterjali valikuga mõjutatakse otseselt puuliikide spetsiifilisi kooslusi. Kõdupuidust sõltuvate liikide arvukus muutub kultuurpuistutes suktsessioonis suuremal määral kui looduslikult uuenenud metsakasvatussüsteemides. Kultuurpuistute lisandumisel maastikumosaiki tõuseb ressursside mitmekesisus, mille tulemusena võib maastikku lisanduda uusi liike, kuid mitte tingimata looduskaitseväärtust.

Summary

Forest regeneration after natural or anthropogenic stand replacing disturbances enables to re-establish a forest stand. Due to increasing human population felling for timber harvesting has become the main disturbance regime and is mostly followed by artificial regeneration, because it promotes faster tree growth. Planted forests in temperate zone contain a big part of forest biota, that is affected by artificial regeneration itself and other characteristics of applied forest management approaches. In this research silvicultural systems with artificial regeneration effects on biota were compared with natural regeneration.

Characteristics of planted forest habitats are formed as a result of succession, stand structure diversification and disturbances. Planting native tree species promotes relatively fast development of local natural habitats. Planted stands left unmanaged are shaped by small-scale disturbances and also start to resemble natural forests, but it requires more time. Planted stands, especially plantations are also associated with major natural disturbances.

Naturally regenerated stands have usually higher species-richness than planted stands. Disturbance to the forest floor during cultivation has negative impact on plant species richness and animal species depending on them. Choosing tree species for planting has direct impacts on tree species-specific communities. Abundance of species relying on deadwood in planted stands responds more strongly to succession age, than in silvicultural systems with natural regeneration. Establishing planted stands contributes to landscape level resource diversity that might add new species to landscape, but not necessarily conservation value.

Tänuavaldused

Täna enda juhendajat Asko Lõhmust, kelle põhjalikud nõuanded ja toetav suhtumine olid töö valmimisel väga suureks abiks. Täna ka Kadri Runnelit, kes aitas selle tööga alustada.

Kasutatud allikad

- Battisti, A., Masutti, L., Boata, A. 2000. Influence of silvicultural practices and population genetics on management of the spruce sawfly, *Cephalcia arvensis*. *Forest Ecology and Management*. **128**:159-166.
- Brockerhoff, E.G., Berndt, L.A., Jactel, H. 2005. Role of exotic pine forests in the conservation of the critically endangered New Zealand ground beetle *Holcaspis brevicula*. *New Zealand Journal of Ecology*. **29**: 37- 43.
- Brockerhoff, G., Jactel H., Parrotta, J.A., Quine, C.P., Sayer, J. 2008. Plantation forests and biodiversity: oxymoron or opportunity? *Biodiversity and Conservation*. **17**:925-951.
- Carlson, A., Sandström, U., Olsson, K. 1998. Availability and use of natural tree holes by cavity nesting birds in a Swedish deciduous forest. *Ardea-Wageningen*. **86**:109-119.
- Carnus, J.M., Parrotta, J., Brockerhoff, E.G., Arbez, M., Jactel, H., Kremer, A., Lamb, D., O'Hara, K., Walters, B. 2006. Planted forests and biodiversity. *Journal of Forestry*. **104**: 65-77.
- Castaño-Villa, G.J., Estevez, J., Guevara, G., Bohada-Murillo, M. 2019. Differential effects of forestry plantations on bird diversity: A global assessment. *Forest ecology and Management*. **440**:202-207.
- Caudullo, G., Tinner, W., de Rigo, D. 2016. *Picea abies* in Europe: distribution, habitat, usage and threats. European Atlas of Forest Tree Species. pp 114-116.
- Didham, R.K., Ewers, R.M. 2012. Predicting the impacts of edge effects in fragmented habitats: Laurance and Yensen's core area model revisited. *Biological Conservation*. **155**:104–110.
- Duncker, P.S., Barreiro, S.M., Hengeveld, G.M., Lind, T., Mason W.L., Ambrozy, S., Spiecker, H. 2012. Classification of forest management approaches: a new conceptual framework and its applicability to European forestry. *Ecology and Society*. **17**:51

- Fahy, O., Gormally, M. 1998. A comparison of plant and carabid beetle communities in an Irish oak woodland with a nearby conifer plantation and clearfelled site. *Forest Ecology and Management*. **110**:263-273.
- Gjerde, I., Saetersdal, M. 1997. Effects on avian diversity of introducing spruce *Picea* spp. plantations in the native pine *Pinus sylvestris* forests of western Norway. *Biological Conservation*. **79**:241-250.
- Hocking J.D., Babbit, K.J., Yamasaki, M. 2013. Comparison of silvicultural and natural disturbance effects on terrestrial salamanders in northern hardwood forests. *Biological Conservation*. **167**: 194-202.
- Humphrey, J.W., Davey, S., Peace, A.J., Ferris, R., Harding, K. 2002. Lichens and bryophyte communities of planted and semi-natural forests in Britain: The influence of site type, stand structure and deadwood. *Biological Conservation*. **107**:165-180.
- Humphrey, J.W., Peace, A.J., Haews, C., Ferris, R. 1999. Relationships between insect diversity and habitat complexity in plantation forests. *Forest Ecology and Management*. **113**:11-21.
- Humphrey, J.W., Quine, C.P. 2010. Plantations of exotic tree species in Britain: Irrelevant for biodiversity or novel habitat for native species? *Biodiversity and Conservation*. **19**:1503-1512.
- Högberg, N., Stenlid, J. 2002. Population genetics of *Fomitopsis rosea*– a wood-decay fungus of the old-growth European taiga. *Molecular Ecology*. **8**:703 – 710.
- Kerr, G. 1999. The use of silvicultural systems to enhance the biological diversity of plantation forests in Britain. *Forestry*. **72**: 191–205.
- Keskkonnaagentuur. 2018. Aastaraamat Mets 2017. Keskkonnaagentuur, Tallinn.
- Kuusinen, M. 1996. Epiphyte flora and diversity on basal trunks of six old-growth forest tree species in southern and middle boreal Finland. *Lichenologist*. **28**: 443–463.
- Laas, E., Uri, V., Valgepea, M. 2011. Metsamajanduse alused. Tartu Ülikooli Kirjastus, Tartu.

- Löhmus, A. 2011. Silviculture as a disturbance regime: the effects of clear-cutting, planting and thinning on polypore communities in mixed forests. *Journal of Forest Research*. **16**:194-202.
- MacKay, A., Allard, M., Villard, M.A. 2014. Capacity of older plantations to host bird assemblages of naturally-regenerated conifer forests: A test at stand and landscape levels. *Biological Conservation*. **170**:110-119.
- Nilsson, U., Luoranen, J., Kolstrom, T., Örlander, G. 2010. Reforestation with planting in northern Europe. *Scandinavian Journal of Forest Research*. **25**: 283-294.
- Noble, I.R., Dirzo, R. 1997. Forests as human-dominated ecosystems. *Science*. **277**: 522-525.
- Payn, T., Carnus, J.M., Freer-Smith, P., Kimberley, M., Kollert, W., Liu, S., Orazio, C., Rodriguez, L., Silva, L.N., Wingfields, M.J. 2015. Changes in planted forests and future global implications. *Forest Ecology and Management*. **352**:57-67.
- Runnel, K., Löhmus, A. 2017. Deadwood-rich managed forests provide insights into the old-forest association of wood-inhabiting fungi. *Fungal Ecology*. **27**(B): 155-167.
- Ross-Davis, A.L., Frego, K.A. 2002. Comparison of plantations and naturally regenerated clearcuts in the Acadian Forest: forest floor bryophyte community and habitat features. *Canadian Journal of Botany*. **80**: 21-33.
- Siitonen, J. 2001. Forest Management, Coarse Woody Debris and Saproxylic Organisms: Fennoscandian Boreal Forests as an Example. *Ecological Bulletins*. **49**:11-41.
- Spake, R., Ezard, T.H., Martin, P.A., Newton, A.C., Doncaster, C.P. 2015. A meta-analysis of functional group responses to forest recovery outside of the tropics. *Conservation Biology*. **29**: 1695-1703.
- Spake, R., Yanou, S., Yamaura, Y., Kawamura, K., Kitayama, K., Doncaster, P. 2019. Meta-analysis of management effects on biodiversity in plantation and secondary forests of Japan. *Conservation science and practice*. **1**:1-12.
- Taki, H., Yamaura, Y., Okochi, I., Inoue, T., Okabe, K., Makino, S. 2010. Effects of reforestation age on moth assemblages in plantations and naturally regenerated forests. *Insect Conservation and Diversity*. **3**:257 – 265.

Kasutatud internetiallikad

ÜRO Toidu- ja Põllumajandusorganisatsioon. 2006. Global planted forests thematic study: results and analysis.

www.fao.org/forestry/site/10368/en (Kasutatud 20.04.19)

ÜRO Toidu- ja Põllumajandusorganisatsioon. 2019. Definitions.

<http://www.fao.org/forestry/plantedforests/67504/en/> (Kasutatud 5.05.19)

Lisad

Lisa 1. Erinevused linnuliikide esinemises looduslikus männimetsas, loodusliku männimetsa ja kuuse istandike mosaiikides, kuuseistandikus. Tabelis on näidatud iga metsatüübi asukohtade arvu, kus erinevaid liike märgati. Sekventsid on organiseeritud vastavalt liikide esinemisele metsatüübis: 1) ei esinenud kuuseistandikus; 2) esines kõigis kategooriates; 3) esines ainult metsade mosaiigis; ja 4) ei esinenud männimetsas (Gjerde ja Saetersdal, 1997).

Species	Pine	MoA	MoB	MoC	Spruce
(1) Pine forest species					
Redstart <i>Phoenicurus phoenicurus</i>	3	2			
Capercaillie <i>Tetrao urogallus</i>	3	2			
Black grouse <i>Tetrao tetrix</i>	1	1			
Marsh tit <i>Parus palustris</i>	1	2			
Jay <i>Garrulus glandarius</i>	1	1	2		
Spotted flycatcher <i>Muscicapa striata</i> ^a	7	3	4	2	
Pied flycatcher <i>Ficedula hypoleuca</i> ^a	7	6	3	3	
Tree pipit <i>Anthus trivialis</i> ^a	7	7	6	7	
Treecreeper <i>Certhia familiaris</i>	3	4	2	1	
Blue tit <i>Parus caeruleus</i>	2	2	1	1	
Wryneck <i>Jynx torquilla</i>	1			1	
(2) Forest generalists					
Parrot crossbill <i>Loxia pytyopsittacus</i> ^a	6	3	4	1	1
Crested tit <i>Parus cristatus</i> ^a	6	6	4	7	1
Woodcock <i>Scolopax rusticola</i>	7	7	7	6	3
White-backed woodpecker <i>Dendrocopos leucotos</i>	5	2	3	3	1
Cockoo <i>Cuculus canorus</i>	4	3	2	1	1
Nuthatch <i>Sitta europaea</i>	3	2	3	2	1
Wren <i>Troglodytes troglodytes</i> ^a	7	7	7	7	5
Great tit <i>Parus major</i> ^a	6	7	7	6	4
Hooded crow <i>Corvus corone</i>	4	2	3	4	2
Fieldfare <i>Turdus pilaris</i>	3	2	3	1	
Robin <i>Erithacus rubecula</i> ^a	7	7	7	7	7
Song thrush <i>Turdus philomelos</i> ^a	7	7	7	7	7
Willow warbler <i>Phylloscopus trochilus</i> ^a	7	7	7	7	7
Chaffinch <i>Fringilla coelebs</i> ^a	7	7	7	7	7
Blackbird <i>Turdus merula</i> ^a	7	7	7	7	6
Redwing <i>Turdus iliacus</i> ^a	6	5	7	6	6
Siskin <i>Carduelis spinus</i> ^a	7	6	6	6	7
Brambling <i>Fringilla montifringilla</i>	2	1	2		
Willow tit <i>Parus montanus</i> ^a	6	7	7	6	7
Blackcap <i>Sylvia atricapilla</i>	2	4	3	3	3
Bullfinch <i>Pyrrhula pyrrhula</i> ^a	2	6	4	5	2
Redpoll <i>Carduelis flammea</i>	4	5	4	5	5
Duncock <i>Prunella modularis</i> ^a	6	7	7	7	7
Goldcrest <i>Regulus regulus</i> ^a	6	7	7	7	7
(3) Mosaic forest species					
Raven <i>Corvus corax</i>		2			
Goshawk <i>Accipiter gentilis</i>		2		1	
Chiffchaff <i>Phylloscopus collybita</i>			1		
Yellowhammer <i>Emberiza citrinella</i>			1		
Long-tailed tit <i>Aegithalos caudatus</i>			1		
Icterine warbler <i>Hippolais icterina</i>			1		
Rough-legged buzzard <i>Buteo lagopus</i>			1		
Grey-headed woodpecker <i>Picus canus</i>			1		
Whitethroat <i>Sylvia communis</i>		1	2	2	
Tawny owl <i>Strix aluco</i>				1	
Green woodpecker <i>Picus viridis</i>				1	
(4) Spruce forest species					
Coal tit <i>Parus ater</i>		3	4	5	2
Woodpigeon <i>Columba palumbus</i>		1	4	4	2
Greenfinch <i>Carduelis chloris</i>		2	2	3	3
Nutcracker <i>Nucifraga caryocatactes</i>		2	1	1	5
Sparrowhawk <i>Accipiter nisus</i>			2		2
Magpie <i>Pica pica</i>					1
Lesser whitethroat <i>Sylvia curruca</i>					1

Lihtlitsents lõputöö reprodutseerimiseks ja üldsusele kättesaadavaks tegemiseks

Mina, Carolina Bergštein,

annan Tartu Ülikoolile tasuta loa (lihtlitsentsi) enda loodud teose „Kunstliku metsauuenduse mõjud elustikule“, mille juhendaja on Asko Lõhmus,

reprodutseerimiseks säilitamise ja üldsusele kättesaadavaks tegemise eesmärgil, sealhulgas digitaalarhiivi DSpace-is lisamise eesmärgil kuni autoriõiguse kehtivuse tähtaja lõppemiseni;

üldsusele kättesaadavaks tegemiseks Tartu Ülikooli veebikeskkonna kaudu, sealhulgas digitaalarhiivi DSpace'i kaudu kuni autoriõiguse kehtivusetähtaja lõppemiseni.

Olen teadlik, et punktis 1 nimetatud õigused jäävad alles ka autorile.

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

Tartus, 23.05.2019