EESTI MAAÜLIKOOL

Metsandus- ja maaehitusinstituut

Marek Salla

METSISE (*Tetrao urogallus* L.) ELUPAIKADE TAASTAMISE METSAMAJANDUSLIKUD VÕIMALUSED

FOREST MANAGEMENT POSSIBILITIES IN RESTORED HABITAT OF CAPERCAILLIES (*Tetrao urogallus* L.)

Magistritöö

Metsamajanduse õppekava

Juhendaja: vanemteadur Raul Rosenvald, *PhD*

Tartu 2016

www.emu.ee
Eesti Maaülikool
Estonian University of Life Sciences

Eesti Maaülikool Kreutzwaldi 1, Tartu 51014		Magistritöö lühikokkuvõte	
Autor: Marek Salla		Õppekava: Metsamajandus	
Pealkiri: Metsise (*Tetrao urogallus* L.) elupaikade taastamise metsamajanduslikud võimalused			
Lk.: 52	Jooniseid: 9	Tabeleid: 3	Lisasid: 0
Osakond: Metsakasvatuse Uurimisvaldkond: Metsamajandus Juhendaja(d): vanemteadur Raul Rosenvald Kaitsmiskoht ja aasta: Tartu, 2016			

Metsise (*Tetrao urogallus* L.) populatsioon on Eestis märgatavalt vähenenud viimaste aastakümnete jooksul. Töös on kirjeldatud ohutegureid metsisele. Nendeks on toidu kättesaadavus, ilmastik ja kliima, kisklus, küttimine, metsade kuivendamine ning raiete mõju. Metsise elupaikade kaitse ei täida oma eesmärki. Üheks põhjuseks on ka alade võsastumine. Metsise põhilisteks elupaikadeks on soometsad, mis on väga suures osas metsakuivenduse poolt mõjutatud. Kuivenduse tagajärjel tekkinud kõdusoometsades tekib lehtpuu-uuendus väga intensiivselt. Magistritöö eesmärgiks on välja selgitada, kuidas tekitada raiete abil metsisele sobiv metsakooslus, mis parandaks ala sobivust metsisele pikaks ajaks ning omakorda ei nõuaks pidevat järgnevate raietega sekkumist. Seniseks tehtud kujundusraied metsise elupaikades on hetkel nii noored, et seal ei saa veel hinnata ei lehtpuu ega okaspuuga uuenemise intensiivsust. Uurimisaladeks võeti seega kõdusoometsades läbi viidud aegjärkse raie alad, mis on praktikas üsna sarnased kujundusraietega. Magistritöö otsis vastust küsimusele, millise raieintensiivsuse juures ei teki kiiret lehtpuu-uuendust, mis muudab ala ebasobivaks metsise elupaigana. Uuringust ilmnes, et täius ei mõjuta statistiliselt lehtpuu-uuendust ($p=0,144$) ega okaspuu-uuendust ($p=0,175$). Välja raiudes 25% puude mahust tekib lehtpuu-uuendust rohkem kui 10 000 puud/ha. Ülarinde puude arv hektaril mõjutab statistiliselt lehtpuu-uuendust ($p<0,05$), kuid okaspuu-uuendust see ei mõjuta ($p=0,077$). Oluliselt ei mõjuta I rinde tagavara lehtpuu-uuendust ($p=0,904$) ega okaspuu-uuendust ($p=0,395$). Kõige rohkem mõjutab kõdusoometsade uuendust väljaraie protsent, sealhulgas nii lehtpuu-uuendust ($p<0,05$) kui ka okaspuu-uuendust ($p<0,05$). Kaitsealadel tuleks kujundusraietega tõsta metsise elukvaliteeti, kuid juba väike väljaraie protsent on oluline uuenduse mõjutaja. Seega näib, et soometsades ei ole sellist optimaalset raiekraadi, mille puhul tekiks vaid vähesel määral looduslikku lehtpuu-uuendust ning praktilise lahendusena tuleks metsise elupaikades perioodiliselt raiuda lehtpuu järelkasvu, millega saavutatakse hõredam alusmets.

Veel tuleks uurida, kuidas väga väike väljaraie protsent mõjutab uuenduse teket.

Märksõnad: metsis, aegjärkne raie, kisklus, mustikas, kuivendus

Estonian University of Life Sciences

Kreutzwaldi 1, Tartu 51014

Abstract of Master's Thesis

Autor: Marek Salla

Specialty: Forest management

Title: Forest management possibilities in restored habitat of capercaillies (*Tetrao urogallus* L.)

Pages: 52	Figures: 9	Tables: 3	Appendixes: 0

Deparment: Silviculture

Field of research: Silviculture

Supervisor(s): PhD Raul Rosenvald

Place and date: Tartu, 2016

Capercaillie (*Tetrao urogallus* L.) population in Estonia has decreased significantly over the last few decades. This study is describing the factors why the population of caprecaillie is decreasing so dramatically, which are the availability of food, weather conditions, predators, hunting by humans, drainage and deforestation. Current protection of capercaillie's habitat does not fulfil its purpose. For example, the understorey is too dense and the deciduous regeneration innovates intensively in the peatland forests. The aim of this master thesis is to find out how to create suitable habitats for capercaillies, which would improve their quality of life and expand their lifespan. This does not require constant human intervention of cutting down trees. The survey showed that the degree of stocking does not statistically affect the deciduous understorey ($p=0.144$) and the conifer understorey ($p=0.175$). If cutting down 25% from the stand volume, it occurs that the deciduous-regeneration is more than 10 000 trees/ha. Statistically, the number of trees per hectare affects the density of deciduous regeneration ($p<0.05$), but it will not affect the coniferous ($p=0.077$). Volume of first cohort does not significantly affect the deciduous understorey ($p=0,904$) or conifer understorey ($p=0.395$). The understorey of peatland forests is mainly affected by the percentage of cutting volume, including both the deciduous understorey ($p<0.05$) as well as the coniferous understorey ($p<0.05$). Cutting in the protected areas should increase the capercaillies quality of life, but even a little cutting would affect the intensive growth of understorey.

It should also be examined how a very small percentage of the cutting would affect the innovation.

Keywords: capercaillie, shelterwood cutting, predation, bilberry, drainage

SISUKORD

SISSEJUHATUS...…….....….....5
1. METSIS KUI LIIK……...……...….....8
1.1. Metsise bioloogia…….....8
1.1.1. Metsisemängud…….....9
1.1.2. Pesitsemine……10
1.1.3. Sigimisedukus……11
1.2. Metsise levik……12
1.3. Metsise toitumine ja elupaigad……...……..14
1.3.1. Metsise toitumine……..…….....14
1.3.2. Metsise elupaigad……...……....16
2. OHUTEGURID METSISELE……...……....19
2.1. Toidu kättesaadavus……19
2.2. Ilmastik ja kliima…..…….....20
2.3. Kisklus…….…….21
2.4. Küttimine……...……...24
2.5. Metsade kuivendamine…….....25
2.6. Raiete mõju…….....26
3. MATERJAL JA METOODIKA..……...28
3.1. Materjal…….28
3.2. Andmete kogumine ja valimi koostamine…..……....31
3.3. Metoodika……32
4. TULEMUSED JA ARUTELU...…….....35
4.1. Tulemused……35
4.1.1. Raiutud soometsade võrdlus teiste metsatüüpidega……..36
4.1.2. Kõdusoometsade uuendust mõjutavad tegurid……38
4.1.3. Harvendatud raiealade potentsiaalne sobivus metsisele……40
4.2. Arutelu……..42
KOKKUVÕTE…….....45
KASUTATUD KIRJANDUS……...…….....46

SISSEJUHATUS

Eestis pesitsevatest metsakanalisest on suurim metsis (*Tetrao urogallus* L.) ehk mõtus. Euroopas eristatakse metsisel 12 alamliiki, Eestis esineb metsisel 2 alamliiki, kogutud materjalide põhjal on leitud, et domineerivaks alamliigiks on *Tetrao urogallus pleskei,* keda esineb rohkem idapool ning on ühtlasi ka Kesk-Vene alamliik. Läänepoolseks alamliigiks loetakse *Tetrao urogallus major*. Viht ja Randla (2002) on leidnud, et neid alamliike on kõige parem eristada mängulaulu ehk häälitsuse põhjal, mida teeb metsis mängimise ajal.

Metsis kuulub Eesti kaitstavate liikide II kaitsekatergooriasse (Riigi Teataja 2004) ja on määratud Euroopa Nõukogu linnudirektiivi I lisa liikide hulka (Birds Directive 2009). Eesti viimase Punases Raamatu aruandes kuulub metsis klassi „ohualtid“ (Tartes 2008). Eestis on looduskaitseseaduse üheks ülesandeks reguleerida metsise kaitset (Keskkonnaministeerium 2004b). Metsaseadus reguleerib metsanduse suunamist, metsa korraldamist ja majandamist, eesmärk on tagada metsa kui ökosüsteemi kaitse ja säästev majandamine. Metsa majandamine on säästev, kui see tagab elustiku mitmekesisuse, metsa tootlikkuse, uuenemisvõime ja elujõulisuse ning ökoloogilisi, majanduslikke, sotsiaalseid ja kultuurilisi vajadusi rahuldava mitmekülgse metsakasutuse võimaluse. 2014 aastast jõustus metsaseaduses muudatus, millega tekitati uus raieviis – kujundusraie (Riigi Teataja 2014). Kujundusraie eesmärgiks pole puidu tootmine, vaid raiega parandatakse kaitsealuste liikide elutingimusi. See on vajalik, sest osa liike vajab elutegevuse parandamiseks hõredamat metsa, üheks selliseks liigiks on ka metsis. Pikka aega on arvatud**,** et metsisele on parim, kui tema elupaikades metsi ei majandata ja isegi inimesel on keelatud neid metsi linnu pesitsemiseperioodil külastada (Riigi Teataja 2014). On hakatud arusaama, et metsise elukvaliteeti saab tõsta, kui metsad on mõõdukalt harvendatud. Nii saab metsis ennast näiteks paremini kaitsta nende eest kelle toiduks ta ise on. Soome ja Rootsi on edukalt suutnud ühendada metsade majandamise ja metsise kaitse. Metsise elupaikades on lubatud kõik raieviisid ja metsise arvukuse trend on tõusmas. Kuid üldiselt ollakse üksmeelel, et

metsamajandamisel on suur roll metsise arvukuse vähenemisel kogu Euroopas (Miettinen *et al.* 2008).

2012. aasta seisuga on Eestis kokku 445 metsisemängu (Keskkonnaamet 2012). Osades tehakse kujundusraiet, mis tundub olevat metsise elutsemisele positiivne**.** Kuid täpselt ei ole veel selge, et milline raie ja millises kasvukohatüübis on metsisele parim. Samuti pole veel selge, et kuidas kujundusraiet teha niimoodi, et tekkinud metsakooslus püsiks pikka aega metsisele sobiv, mis ei nõuaks pidevat raietega sekkumist. Metsise püsielupaiga maa-ala jaguneb vastavalt kaitsekorra eripärale ja majandustegevuse piiramise astmele sihtkaitse- ja piiranguvööndiks. Püsielupaigas kehtib looduskaitseseaduses sätestatud kaitsekord selle määruse erisustega (Riigi Teataja 2010). Sihtkaitsevööndi staatus on mängupaikadel, kus igasugune majandustegevus on keelatud. Liigi elutingimuste säilimiseks ja parandamiseks vajaliku tegevusena võib püsielupaiga valitseja ehk Keskkonnaamet lubada sihtkaitsevööndis alusmetsa, järelkasvu ja puistu teise rinde harvendamist 1. septembrist 31. jaanuarini ning loodusõnnetuse tagajärgede likvideerimist (Riigi Teataja 2010). Piiranguvööndi kaitse staatusega on mängupaikade ümbrusesse jääv ala. Nendel aladel on lubatud tavapärane majandustegevus, kuid järgida tuleb kaitse-eeskirjaga kehtestatud nõudeid.

Eestis on vähe uuritud metsise elupaikade tingimusi ja arvukust mõjutavaid tegureid. 2015. aastal kaitses oma magistritööd „Metsise (*Tetrao urogallus*) kohanemine metsamaastiku muutustega: mängualade asukohadünaamika Eestis“ Tartu Ülikoolis Brit Peensoo ning Eliisa Pass, kelle töö pealkiri on „Siirdesoometsade kuivendamise mõju metsise (*Tetrao urogallus*) pesarüüstele – katse tehispesadega“. Peensoo (2015) leidis oma töös, et korduvvaadeldud mängudest oli vaatlusperioodil (mediaan 15a) jooksul nihkunud 42% (kokku 167 nihet) ning vähemalt 9 juhul esines ka mängude lagunemist mitmeks väiksemaks. Pass (2015) jõudis oma töös tulemusteni, mis viitasid, et kuivendatud aladel rüüstati 58% pesadest (N=80) ja looduslikel aladel 99% pesadest (N=64). Zilmer (2013) uuris oma magistritöö „Metssea (*Sus scrofa*) lisasöötmise mõju kanaliste pesarüüstajatele“**.** Ta leidis, et maaspesitsevate lindude pesarüüste tõuseb metssigade söödaplatside läheduses. Eesti Maaülikoolis kaitses oma magistritöö 2013. aastal Teet Paju, kelle töö pealkirjaks on „Raiete mõju metsiste (*Tetrao urogallus* L.) populatsioonile“. Metsise mängude analüüsist selgus, et perioodil 2000–2012 on aset leidnud mängude suuruse kahanemine kiirusega 0,6–4,9% aastas ning raiete pindala ja mängu suuruse muutuse

vaheline seos ei leidnud kinnitust (Paju 2013). Lisaks nendele töödele kaitses magistritööd 2011. aastal Tallinna Ülikoolis Piret Mägi teemal „Metsamajandamise mõju metsise (*Tetrao urogallus* L.) mängude asustusele“ ja 2014. aastal Tartu Ülikoolis bakalaureusetöö Kaari Susi teemal „Peamised metsise (*Tetrao urogallus* L.) arvukust vähendavad ohutegurid“.

Käesoleva magistritöö teemaks on „Metsise (*Tetrao urogallus* L.) elupaikade taastamine metsamajanduslikud võimalused“. Teema sai valitud sellepärast, sest metsis on väheneva arvukusega metsakanaline Eestis, peaks uurima põhjuseid ning kuidas elukvaliteeti parandada. Metsise arvukus on vaatamata mängude heale kaitstusele ikkagi languses. Võib järeldada, et mängualad on kasvanud liiga tihedaks metsise jaoks, mistõttu tulekski raietega sekkuda. Magistritöö eesmärgiks on selgitada välja, et kuidas tekitada metsisele sobiv metsakooslus, mis parandaks metsise elukvaliteeti pikaks ajaks ja ei nõuaks pidevat raietega sekkumist.

Hüpoteesi tõekspidavuse uurimiseks sai kõige pealt välja valitud alad, kus kasvukohatüüp sobiks metsisele ning on rakendatud aegjärgset raieviisi, mis piltlikult näeb sama välja nagu kujundusraie. Aladel sai metoodikat rakendades välja selgitatud raiekraad ning selle järgi hinnata raiekraadi ja uuenduse suhet. Uuringus kasutatakse alasid, kus on raiest möödas maksimaalselt 12 aastat. Seda sellepärast, et uuendusest ei saaks latimets. Valimis on kokku 21 ala, kus on rakendatud aegjärgset raieviisi.

Tulenevalt töö eesmärgist antakse esimesest peatükis ülevaade metsisest kui liigist. Töö teises peatükis tuuakse välja ohutegurid, mis mõjutavad otseselt või kaudselt metsise arvukust. Samuti käsitletakse teemat, kuidas on raied mõjutanud metsise tegevust ning kuidas läbi raiete parandada metsise elukeskkonda. Kolmandas peatükis antakse ülevaade magistritöö metoodikast ning valimi moodustamisest. Töö tulemused tuuakse välja viimases peatükis.

Käesoleva magistritöö autor soovib tänada oma töö juhendajat vanemteadur Raul Rosenvaldi kannatlikkuse ja paljude heade nõuannete eest. Väiksemad tänusõnad lähevad teele Evelyn Uibole, Heli Sallale ja Andris Kaldveele, kes olid abilisteks välitöödel.

1. METSIS KUI LIIK

1.1. Metsise bioloogia

Metsis (*Tetrao urogallus L*.) on Euroopas pesitsevatest metsakanalistest suurim, seega ka Eestis. Metsisel on suur suguline dimorfism ehk kuked on kanadest selgesti eristavad, erinevus ilmneb nii suuruses kui ka välimuses. Neil ei esine hooajalisi muutusi välimuses. Metsisekukkede sulestik on enamasti tumehall – pea, kael, tagaselg, saba ja päranipuala pealsed kattesuled. Puguala on must ja tugeva roheka metall-läikega, keha küljed on tumepruunid ja tagapooled valkjad. Tiivanukkidel ja õlgadel on valge laik ning kurgualusel pikenenud sulgedest habe. Kukkedel on nokk kollane ja ümber silma punane lihaseline rõngas. Metsisekanadel on sulestik enamasti pruunikas – pruuni-musta-valge kirju. Kanadel on suur roostepunane rinnalaik ning pikk ja ümaratipuga roostjas saba (Cramp *et al*. 2006). Nokk on aga natuke tumedam kui kukkedel – kollakaspruun. Metsisekanade kulm on punane ja lihaseline, mis silma alla ei ulatu (Randveer 2003). Metsisekuked on kanadest umbes kaks korda suuremad (Laas, Uri, Valgepea 2011). Ja kaaluvad kanadest poole rohkem, kuked umbes 4–5 kg ja kanad umbes 2 kg (Cramp *et al*. 2006). Kumari (1954) kirjutab isaslindude kehakaaluks 3,8–4,8 kg ja emaslindude kaaluks 1,4–1,85 kg. Wegge ja Rolstad (2011) leiavad oma uurimuses emaslinnu kehakaaluks ca. 1,9 kg. Täiskasvanud metsisekukkede tiibade siruulatus on 85–125 cm, kehapikkus nokast sabaotsani on 86–95 cm (saba 29–38 cm), kanade kehapikkus aga 56–65 cm (saba 16–21 cm) (Cramp *et al*. 2006). Täiskurna keskmine suurus on 7,25 muna (Summers, Willi, Selvidge 2009).

Metsis on polügaamne liik. See tähendab, et püsivaid paare ei moodustu ning üks isaslind võib paarituda sama sigimisaja kestel mitme emaslinnuga. Vastassugupooled saavad peamiselt kokku kevadistel mängudel. Emaslinnud valivad paaritumiseks partneri mänguasurkonna parimate isaslindude seast, kes on vähemalt kolme aastane ja on suutnud

hõivata territooriumi, mis ulatub mängupaiga tsentrisse (Viht, Randla 2002). Pärast paaritusperioodi on metsise elupaigaks mängu läheduses olevad puistud, isaslinnud liiguvad vähem ringi võrreldes emaslindudega.

1.1.1. Metsisemängud

Metsisemängud toimuvad traditsioonilistes mängupaikades, mida võidakse kasutada aastakümneid. Mängud toimuvad kevadel, enamasti märtsist maini. Mängupaigad asuvad Eestis suuremate või väiksemate rabade ümbruse männikutes. Mängu tsentrid võivad aga aasta-aastalt vähehaaval nihkuda. Viimast leidis oma magistritöös ka Peensoo (2015).

Metsisemäng on küllalti keeruline protsess ning see koosneb teatud poosidest, liikumistest ja laulust. Metsisekukkede mängukäitumise põhielemendid on: 1) mängulaulu esitamine maas või puuoksal vastavas poosis, kus kael ja saba on vertikaalselt suunatud üles; 2) mängupaiga hõivamine robistavate hüpetega ühelt puuoksalt teisele lennates ja hüpates; 3) maapinnal lühilennud tiibadega vehkides; 4) metsisekukkede omavahelised kaklused ja ähvardused; 5) emaslinnuga paarismäng, millele järgneb enamasti kopulatsioon (Viht, Randla 2002).

Eestis on levinud metsise kaks alamliiki, kelleks on *Tetrao urogallus major* ja *Tetrao urogallus pleskei* ning vastavalt alamliigile, koosneb kukkede laul kahest või kolmest osast. Kolme osaline laul on omane *Tetrao urogallus major*'le. Mida kirjeldatakse järgmiselt: 1) naksutamine, mis meenutab kahe kuivanud puupulga kokku löömist. Algab suurte vahepausidega, aga intervall lüheneb järjest ja lõpp on eriti kiire ning pausideta; 2) järgneb pealöök, mis meenutab pudelilt korgi äratõmbamist; 3) järgneb ihumine, mis kujutab endas häälitsust, mis kestab 3–4 sekundit. Ihumise ajal kaotab metsisekukk ümbruse üle kontrolli, ta ei kuule ega näe midagi. *Tetrao urogallus pleskei* mängulaulus esineb naksutamine ja ihumine, mille vahel on väike paus, kuid pealööki ei toimu, selle järgi on neid kahte alamliiki ka hea eristada (Viht, Randla 2002).

Mänguaktiivsus metsisekukkede puhul sõltub ilmastikust ja ööpäeva valgusperioodi kestusest. Näiteks võivad päikesepaistelised ja soojad ilmad varakevadel kukkedel mängu esile kutsuda juhuslikes toitumiskohtades. Metsise emaslinnud käivad mitmetel, juhul kui mängud on väikesed, või ühes kindlas mängupaigas. Emaslinnu territooriumi suuruseks kevadel (aprill – mai) on mõõdetud 50 ha (Cramp *et al*. 2006). Seevastu vanemad kuked on seotud kindlate mängupaikadega, üheaastased ja suurem osa kaheaastastest metsisekukkedest külastavad rohkem kui ühte mängupaika ning nad ei viibi kindlal territooriumil. Märtsikuus lume sulamise ajal ning soojade ilmade saabudes liiguvad kuked oma kindlatele territooriumitele ja jäävad sinna elama, sobiva ilmaga hakkavad ka mängima. Mänguaktiivsuse suurenemisel toimub mäng igal hommikul ning õhtul. Kukkede mänguaktiivsus on suurim perioodil, mil kanad külastavad mänguplatse, mis kestab tavaliselt paar nädalat. Mänguaktiivsus vaibub maikuu keskpaigas. Noored kuked mängivad ka augustis ja hiljem, kuid see ei ole alati seotud olemasolevate mängupaikadega. Mängu toimumise ajal leiavad kuked kanade seast paarilise ja paaritutakse. See toimub tavaliselt kolme kuni nelja päeva jooksul. Sellest edasi kolme kuni nelja päeva pärast hakkavad metsisekanad munema, millega lõppeb ka mänguplatside külastamine. Kui kanad hakkavad harvemini mängupaikasid külastama, väheneb ka kukkede mänguaktiivsus. Täiskasvanud metsistel toimub aastas korra täielik sulgimine. Metsisekuked alustavad laba-hoosulgede sulgimist mais, pärast pikka kevadist mänguperioodi lõppu. Tibudega emaslinnul algab küünra-hoosulgede sulgimine pärast tibude koorumist, mis leiab aset juunis. Sulgimine lõppeb täielikult oktoobris (Viht, Randla 2002). Noored kuked alustavad laba-hoosulgede sulgimist teisel eluaastal märtsis (Ginn ja Melville 2000). Sulgimine toimub tavaliselt niisketes, vanades, tihedama alusmetsaga ning inimese poolt vähehäiritavates metsades.

1.1.2. Pesitsemine

Emaslind haub ja pesakonna eest hoolitsemisega tegeleb samuti ainult metsisekana. Kui leidub pesitsemiseks sobivat elupaika piisavalt, näib pesakoha valik olevat sõltumatu mängupaiga asukohast. Emaslinnud võivad pesitseda mänguplatsi lähedal või mitme

kilomeetri kaugusel mängupaigast. Pesa võib paikneda kõikides metsatüüpides ja emaslind koos tibudega võib liikuda hiljem sadu meetreid eemal asuvasse sobivasse toitumispaika. Kuna metsis on maaspesitsev metsakanaline, kujutab pesa endast lohku põõsa, puhma või puu all (Viht, Randla 2002). Kurna suurus on keskmiselt 7,25 muna (Summers, Willi, Selvidge 2009). Muna on kreemjas, mille taustal on pruunid tähnid, suuruselt on muna keskmiselt 54,0 x 40,6 mm ja kaalub keskmiselt 4,125 grammi (Viht, Randla 2002). Munemine toimub vahemikus aprilli keskpaigast kuni juuni keskpaigani ja tibud kooruvad tavaliselt juuni esimesel poolel (Wegge, Rolstad 2011). Haudumine kestab enamasti 26 päeva (Summers *et al*. 2009). Enamjaolt on emaslinnul üks pesakond aastas, kuid pärast esimese haudme hukkumist võib metsisekanal aset leida ka järelkurn (Summers, Willi, Selvidge 2009). Pesahülgajatena hakatakse kohe ise putukatest ja selgrootutest toituma. Taimset toitu hakatakse tarbima hiljem, keskmiselt 11 elupäevast. Tibudel on kiire areng, viiepäevane tibu võib juba lennata kuni 30 cm kõrgusele, kaheksapäevane tibu aga kuni meetri kaugusele, 17-päevane kümne meetri kaugusele (Viht, Randla 2002). Iseseisvateks ning täiskasvanuks saavad noorlinnud kolme kuu vanuselt ehk keskmiselt septembri keskpaigal. Pesakonna laiali minek toimub sügusel või talve hakul. Noored kuked jäävad kuni kilomeetri kaugusele sünnikohast. Noored metsisekanad ei ole nii paiksed kui noored kuked, vaid liiguvad kaugemale, mis võib olla sünnikohast kuni 25 km (Viht, Randla 2002). Suguküpsus saabub metsisekanadel varem kui kukkedel, kanadel esimesel eluaastal ja kukkedel kolme aastaselt.

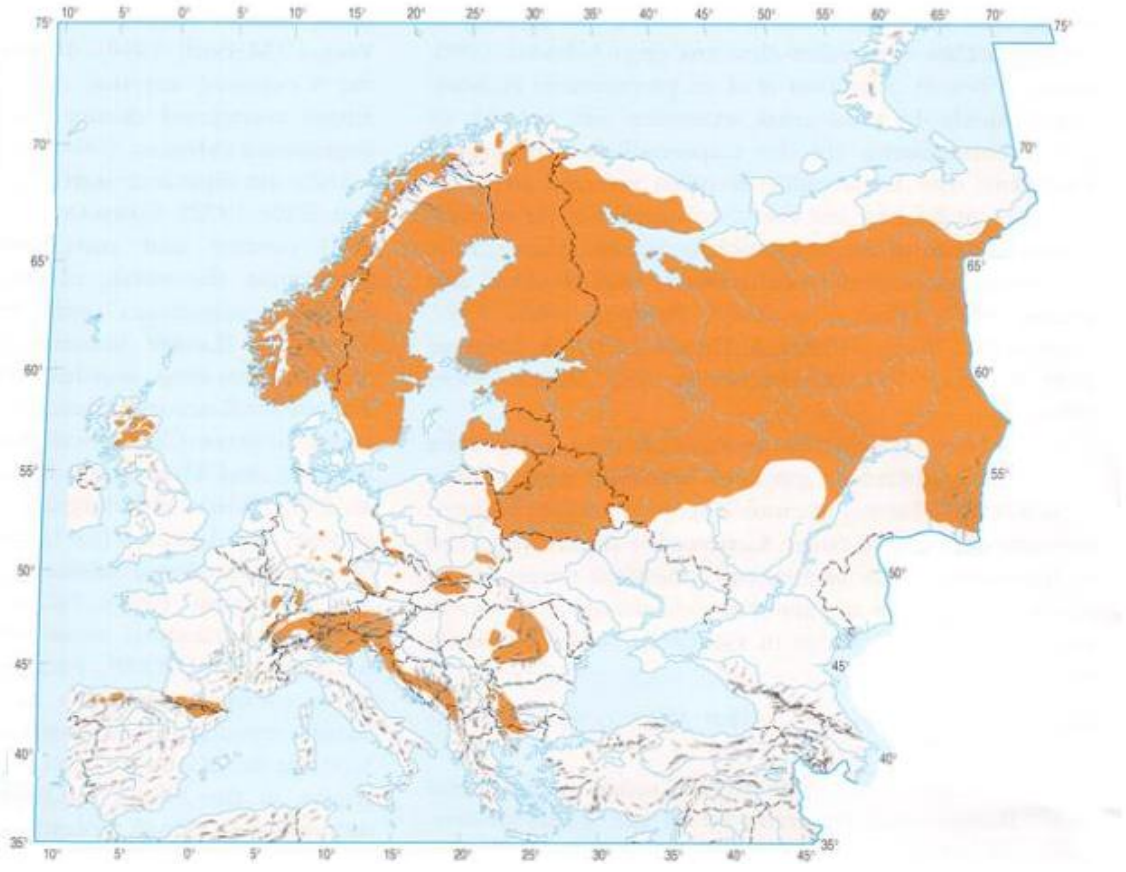
1.1.3. Sigimisedukus

Eestis on erinevate seireandmetel metsise asurkonnale iseloomulik madal sigimisedukus, mis väljendub pesakonnata metsisekanade kõrgest protsendist, 56% (Viht, Randla 2002). Ilmselt on see tingitud emaslindude mitteosalemisest sigimisel, kurnade või pesakondade hävimisest. 1978–2000 tehtud seire põhjal varieerus kukkede keskmine osakaal augustis 16,5–43,2% ulatuses. Eestis on metsise asurkonnas kukkede osakaal suurem võrreldes kanadega, metsisekukkede osakaal varieerus 1978–2000 seire andmete põhjal 52,8–73,8% (Viht, Randla 2002). Viimasel kümnendil on kukkede ja metsisekanade suhe võrdsustunud,

metsisekukkede osakaal on langenud 53,9% (Viht 2006). Röövloomad hävitavad sageli kogu kurna, seega võib suur pesakonnata emaslindude proportsioon augustis näidata pigem kõrget kurnade hävinemist kiskluse tagajärjel kui tibude kõrget suremust.

1.2. Metsise levik

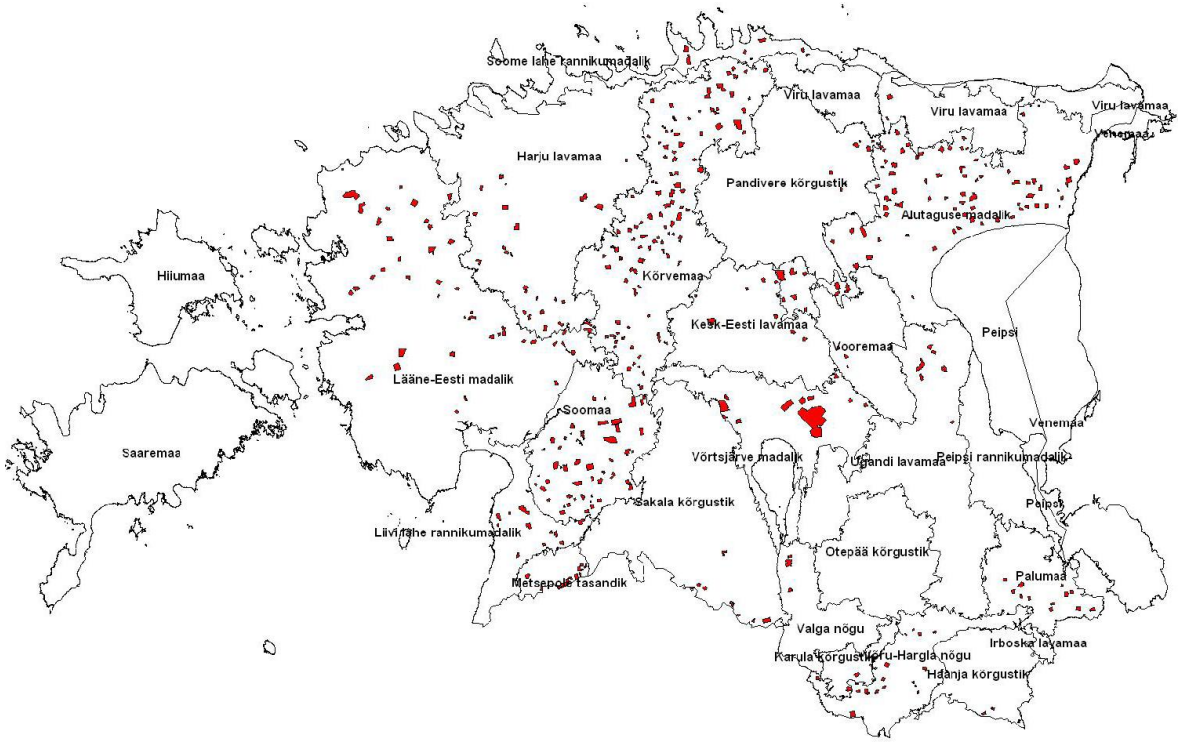
Metsis on levinud ühtlaselt Euraasia boreaalsetes metsades Skandinaaviast kuni Ida-Siberini (joonis 1). Euroopas on kokku 12 metsise alamliiki. Perioodil 1990–2000 hinnati metsise arvukuseks Euroopas kokku 760 000 – 1 000 000 paari. Metsise arvukus on kogu Euroopas kahanev, mis on viinud mitmel pool metsise lokaalse väljasuremiseni (Bircher *et al*. 2014).



Joonis 1. Metsise levik Lääne-Palearktikas (Cramp *et al.* 2006)

Metsis on Eestis levinud üle kogu mandri osa. Eesti suurimal saarel Saaremaa puudub metsise esinemine täielikult, Hiiumaal on esinenud üksikuid isendeid (Viht, Randla 2002). Eestis on levinud ainult 2 alamliiki, *Tetrao urogallus major* ja *Tetrao urogallus pleskei*, kes on ühtlasi ka domineerivamaks alamliigiks Eestis. Aastatel 1978–2000 läbi viidud seire põhjal oli Eestis metsise asustustihedus madal ja kõikus vahemikus 0,8–3,6 isendit/km^2 (Viht, Randla 2002). Perioodil 1970–2000 oli metsise mängupaikasid 627 (Viht ja Randla 2002) ning 21. sajandi esimesel kümnendil 445 mängu (Keskkonnaamet 2012), mis näitab, et hävinud on 30% mängudest. Mängude häving on leidnud aset kogu Eesti ulatuses, erinevates maakondades 15–55%. Kõige drastilisemad mängupaikade hävingud toimusid Kagu- ja Ida-Eesti maakondades, 51% teadaolnud metsise mängudest.

Aastatel 1991–2000 inventeeriti mängude seisundit kõigis Eesti mandriosa maakonnas, kus tehti kindlaks 442 eksisteerivat mängu. 37% oli väikesed mängud, kus oli 1–3 kukke mängupaigas; 45% keskmise suurusega mänge, kus mängis 4–7 kukke; 18% oli suuri mänge, kus mängis rohkem kui 8 kukke (Viht, Randla 2002).



Joonis 2. Metsisemängude paiknemine Eestis (Eesti Looduse Infosüsteem 2011)

Vaadates metsise leviku omapära Eestis (joonis 2), on näha, et valdav osa mängudest asub Vahe-Eesti ja Alutaguse piirkonnas. Seega saab väita, et arvukuse kõige intensiivsem vähenemine toimus metsise leviku äärealadel, kus asustus on hõredam. Metsisemängude

inventuur toimus sastatel 2009–2012, kus teostati loendused 445 mängus, hinnanguline metsisekukkede arv oli neis 1100–1200 isendit (Keskkonnaamet 2012). Loetud mängudest osutusid tühjadeks 71 ehk 16%.

1.3. Metsise toitumine ja elupaigad

Metsise toitumine ja elupaiga valik on tihedas omavahelises seoses. Metsis eelistab elupaigaks okaspuumetsi, Eestis valdavalt hariliku männi (*Pinus sylvestris*) osakaaluga. Metsise areng on tugevasti seotud vana metsaga (Viht, Randla 2002). Arvatavasti eelistab metsis vanemaid metsi sellepärast, et vanades metsades on metsisele sobiv alustaimestik ja piisavalt ruumi liikumiseks, sest metsis on suur lind. Vanemates metsades on mustika (*Vaccinium myrtillus*) ja pohla (*Vaccinium vitis-idaea*) saagikus suurem, eriti eelistab metsis mustikat. Eriti tähtis on mustikas metsise tibudele, sest nende vahele peidavad end selgrootud ja putukad, mis on tibude toiduks nende esimestel elupäevadel (Sirkiä *et al.* 2010). Leiti (*Ibid.*), et selgrootute biomassi fauna oli väikseim noorendikes võrreldes teiste metsa vanuseklassidega.

1.3.1. Metsise toitumine

Metsise sööb põhiliselt taimset toitu, välja arvatud metsise tibud, kellel on väga tähtsaks toiduks erinevad selgrootud ja putukad nende esimestel elupäevadel. Metsisekanad on toitumisstrateegialt palju oportunistlikumad kui metsisekuked. Kanadel toimub talviselt menüült suvisele menüüle üleminek varem kui metsisekukkedel. Talvel toitub metsis peamiselt hariliku männiokastest. Talvine toitumine on tugevalt seoses lumikatte paksusega, sest pideva lumikatte korral on männiokkad ja -pungad põhiliseks toiduallikaks. Vähese lumikatte korral väheneb aga männiokaste hulk metsise toidumenüüs ning see läbi

kasvab kanarbikuliste (*Ericaceae*) marjade osakaal. Männiokaste ja -pungade üldsuhkru sisaldus on madalam kui jõhvikamarjade ja pohlalehtede üldsuhkru sisaldus (Viht, Randla 2002).

Kevadel pärast lume sulamist toitub metsis põhiliselt männiokastest ja -pungades, küüvitsa (*Andromeda polifolia*) ja pohla lehtedest, mustika võrsetest, tupp-villpea (*Eriphorum vaginatum*) õitest ning vähesel määral süüakse jõhvikamarjul. Eriti eelistatakse mustikat, mille varred ja pungad on kevade hakul esimeste energiarikkamate toiduallikate hulgas. Märkimisväärset tähtsust omavad varakevadel õitsema hakkavad tupp-villpead, mille õisikuid moodustavad ligikaudu kolmandiku metsise toidumenüüst. Metsisekanadel on tupp-villpeade õisikude osakaal toidumenüüs veelgi suurem, kohati kuni 70%. Kevadel on munema hakkavate metsisekanade proteiinivajadus suur ning tupp-villpeade õisikutes on kõrge toorproteiini sisaldus võrreldes metsise teiste toidukomponentidega (Viht, Randla 2002).

Suvine menüü on võrdlemisi rikkalik, kuid eelistatakse süüa kanarbikuliste marju. Suurem osa toidust hankitakse maapinnalt, näiteks rohttaimede osad, marjad ja putukad. Esimesel elunädalal on metsisetibudel suur nõudlus putukate ja vastsete järele, mis on kergesti seeditavad ja toitvad (Wegge *et al.* 2005). Putukad on eriti tähtsad ühe kuni kahe nädala vanustele metsisetibudele, kelle toidust moodustavad putukad kuni 80% (Viht, Randla 2002). Noored metsisetibud vajavad valgurikast loomset toitu kasvuks ja ellujäämiseks, millest põhiosa moodustavad liblikaliste (*Lepidoptera*) vastsed, süüakse ka selgrootute rühma kuuluvaid sipelglasi (*Formicidae*), kiletiivalisi (*Hymenoptera*), mardikalisi (*Coleoptera*) ning ämblikulisi (*Arainaea*) (Wegge, Kastdalen 2008). Liblikaliste vastsed, eriti just vaksiklaste vastsed, kes kasutavad mustika lehti ja varsi oma toiduks, moodustavad ca 76% metsisetibude toidust. Alles viiendal kuni kuuendal elunädalal moodustab taimse toidu osakaal kuni 90% metsisetibude toidust, kui süüakse mustika marju, noori lehti ja võrseid (Lakka, Kauki 2009). Selles vanuses on mustika osakaal kuni 85% toidust.

Sügisel süüakse maapinnalt suvise toidu komponente ning männiokkaid ja ka hariliku haava (*Populus tremula*) lehti, nendest viimaseid rohkem küll lehtede avanemise perioodil. Hariliku haava osatähtsus toidus suureneb põhjast lõunasse, sest haava osakaal suureneb puistu koosseisus lõuna pool. Enne lume tulekut otsivad metsised väikeseid kive alla

neelamiseks, mis soodustab seedimist (Viht, Randla 2002). Seetõttu liiguvad metsised sügiseti rohkem metsavahelistel kruusateedel.

1.3.2. Metsise elupaigad

Kuna metsis on valdavalt paikne lind, jääb ta aastaringselt vähekäidavate vanade okasmetsade, põhiliselt vanade männikute liigiks. Metsise elupaiganõudlust tuleb vaadelda elutsüklite sesoonsusest: mänguaegne, pesitsusaegne ja elupaiganõudlus väljaspool pesitsusaega. Mänguaegse elupaiganõudluse võib jagada kaheks: 1) mänguala, kus toimub metsisekukkede mäng ja kuhu kanad koonduvad ning toimub paaritumine; 2) 1 km raadiuses olev piirkond ümber mänguala, kus kuked viibivad kogu mänguperioodi päevase aja puhates ja toitudes. Nii pesitsusajal kui ka väljaspool pesitsusaega veedavad metsised olulise osa oma ajast 3 km raadiuses ümber mängupaiga, kus asuvad ka olulised puhke- ja toitumispaigad erinevatel aastaaegadel (Sirkiä *et al.* 2011).

1986–1990 viidi läbi uuring Eestis Alutagusel, mille areaal oli 78 km^2. Tulemustest selgus, et metsis eelistas talvel ainult männi puistusi, vähem aga männi domineerimisega männikase segapuistusi. Kuid kuusikutes metsist talvel ei nähtud. Metsakasvukohatüübi rühmadest eelistas metsis kõige enam rabastuvaid metsasid (46% vaatlusest), millele järgnes samblasoometsad (33%). On leitud, et mida vanemad metsad, seda enam neid soositakse. Üle 100 aasta vanustest puistudest registreeriti 53% kõigist vaatlustest, nooremaid kui 60-aastaseid metsi ei kasutatud (Viht, Randla 2002).

Rolstad ja Wegge (1987b) väidavad, et mängupaikasid leiti traditsiooniliselt vanematest kui 60–70 aastastest metsadest. Swenson ja Angestam (1993) viisid läbi uuringu Fennoskandias, kus jõudsid sarnase tulemuseni, et vanemad kui 90 aastased metsad on sobivaks metsise. Küpsete metsade killustamine lageraietega on põhjustanud olukorra, kus metsis on traditsiooniliselt ühendatud vanemate metsaklassidega (Swenson, Angestam 1993). Tänapäeval on see põhjustanud olukorra, kus metsis väldib lageraietega killusatud vanasid metsasid tõenäoliselt sellepärast, et metsise elupaikade ulatus ei mahu vanade metsade ulatusse (Miettinen *et al.* 2008). Kuid Põhja-Soomes tehtud uuringu alusel

eelistavad metsised endiselt mängupaikasid vanades metsades, mis on mingi määral killusatud (Helle *et al.* 1989). 20. sajandil asusid enamus metsise mängupaigad vanades, poollooduslikes metsades, kuid 21. sajandi alguses on loodud uusi mängupaikasid metsadesse, mis on vanemad kui 30 aastat (Wegge, Rolstad 2011). Eestis asuvad metsise mängupaigad üldiselt soode ümbruses olevates männi puistudes. Ning mängida eelistatakse rabastuvates- ja samblasoometsades, kus puistud koosnevad ainult mändidest ja metsa vanus jääb vahemikku 81–120 aasta (Viht, Randla 2002). Enamjaolt on mängupaigad ümbritsetud vanade metsadega, mis toetab metsisekukkede elupaikasid (Wegge, Rolstadi 1986). Kukkede sesoonsed liikumised võivad hajuda suundades, mida järgiti noorlindudena või see võib olla määratletud maastiku mitmekesisusest, kus segunevad suvised ja talvised elupaigad ümber mängupaiga. Üha enam leitakse uusi mängupaikasid noorematest metsadest (26–46 aastat, 50–140 m^3/ha) (Rolstad *et al.* 2007) ja harvendatud puistudest (36–100 m^3/ha) (Miettinen *et al.* 2008).

Täiskasvanud metsis on tugevalt seotud vana, poollooduslikku metsaga igal aastaajal, kuid Wegge ja Rolstad (2011) uuringu tulemused selgitavad paindlikumat elupaiga valikut kui varem arvati. Suvel on metsise poolt kasutavate metsatüüpide diapasoon küllaltki lai, kuid kõige enam eelistatakse neid metsatüüpe, kus esineb enim kanarbikulisi (Viht, Randla 2002). Sjöbergi (1996) uuringus jõuti tulemusteni, et küpse metsa lopsakat taimkatet ja seega kõrget selgrootute aevukust peetakse sageli optimaalseks elupaigaks metsise tibudele. Kuid Lakka ja Kouki (2009) uuringu tulemused näitavad, et ka teised metsa vanuseklassid on suutelised pakkuma peaaegu sama kogust toitu. Eelnevalt välja toodud uuringust (*Ibid.*) selgus veel, et mustika kasvukohatüübiga kuusikute latimetsad ja vanemad metsad, kus 29,5–44% maapinnast katab mustikas, tunduvad sobivat metsise pesakondadele. Kuid alles tekkinud elupaigad võivad olla selgelt madalama kvaliteediga ning võivad esile kutsuda uusi selektiivseid surveid, mis ei ole metsisele sobivad (Ludwig *et al.* 2008). Noorte metsisekanade pesakonnad kasutasid pärast pesahülgamist erandlikult vanasid, poollooduslikke metsasid (Wegge, Rolstadi 2011), kuid sageli kasutati keskealisi kultiveeritud metsasid, eriti neid, kus on puhmarindes oli rohkesti mustikat. Metsise tibude toitumine on tugevasti seoses mustika põõsastega (Wegge *et al.* 2005), mille kattuvus väheneb pärast lageraiet (Kvasnes, Storaas 2007), seega eeldatakse, et noorendikud on pikaks ajaks pesakondadele sobimatuks elupaigaks (Stroch 2007). Vanemaks saades taastub puhmarindes mustika kattuvus kultiveeritud noorendikes ning seeläbi saab jällegi atraktiivseks haudepaigaks metsisekandadele (Wegge, Rolstad 2011).

Sigimisperioodil on metsisekanad ning kolmeaastased ja vanemad kuked terrotoriaalse käitumisega ning soetud kindlate elupaikade ja ühe kindla mängupaigaga. Mängupaik on ala, kus isaslindude terrotooriumid kokku puutuvad. Mänguperioodil on metsisekukkedel kindlad nõuded oma territooriumi iseloomule, eriti metsa vanusele ja terviklikkusele. Oluline on, et mängupaika ümberitsevad metsisekukkeda territooriumid asuksid terviklikul metsaalal. Üldiselt on sellised metsise elupaiganõudmised mängupaiga 1 km raadiuses ümbritseval alal (Viht, Randla 2002).

Viht ja Randla (2002) viitavad oma uuringus Vihti (1998) uuringule, kus uuriti Eesti idaosa 36 mänguasurkonna püsielupaigade metsade struktuuri. Peamised järeldused (*Ibid.*) olid: 1) keskmiselt ligi 50% püsielupaiga territooriumil on kasvukohatüübiks pohla ja mustika, üle 25% siirdesoo-, kõdusoo- ja rabametsad; 2) püsielupaiga domineerivaks puuks on mänd: 73% alal domineerib puistudes mänd, mille hulgas 41% puhtmännikud. Mängupaikades on männi eelisatus veelgi suurem, männikuid oli seal lausa 97%, mille hulgas 88% puhtmännikuid; 3) vana metsa on püsielupaigas 59%, kuid mängupaikades koguni 96%.

2. OHUTEGURID METSISELE

2.1. Toidu kättesaadavus

Metsisetibude suremus on tõusnud viimastel aastakümnetel, selle üheks põhjuseks võib olla optimaalne toit, eriti tibude esimestel elupäevadel (Lakka, Kouki 2009). Kuigi (*Ibid.*) nende uuringu tulemustest selgub, et võrreldes vanade metsadega, on võimelised ka teised metsa vanuseklassid pakkuma peaaegu sama kogust toitu metsisetibudele. Ainult noorendikes esinev 5%-line mustikakate ei suuda tõenäoliselt pakkuda piisavalt toitu tibudele, sest selgrootute biomass, eriti vastsete, on oluliselt väiksem kui teistes metsa vanuseklassides. Kui mustikakate on piisav, ei pea pesakond palju liikuma toitumiskohtade vahel ning sellega väheneb neil võimalus langeda kiskjate saagiks (Lakka, Kouki 2009). Metsisetibudel on esimestel elupäevadel väga oluline roll söömisel ja energia saamisel (Lindén 1981) ning suur nõudlus putukate järele, sest need on kergesti seeditavad ja toitvad (Wegge *et al.* 2005). Liblikaliste vastsed on peamiseks komponendiks, mis suudavad pakkuda tibudele valgurikast loomset toitu ning on metsisetibudele olulised kasvuks ja ellujäämiseks (Wegge, Kastdalen 2008). Mis omakorda on peamiselt seotud mustikate puhmatega (Wegge *et al.* 2005), mille ohtrus aga väheneb pärast lageraiet (Kvasnes, Storaas 2007). Seega tuuakse välja, et noorendikud ei suuda pakkuda piisavalt toitu metsisetibudele (Storch 2007). Sama järelduse tegid ka Lakka ja Kouki (2009) oma uuringus, et pärast lageraiet tekkivates noorendikes väheneb märgatavalt tibudel toidu kättesaadavus. Kuid mustikakate taastub mõne aastakümne jooksul ning juba latimets on suuteline pakkuma mustikaid ja selgrootuid metsisetibudele. Kuid noortes metsades on tibude toitumisefektiivsus madalam võrreldes vanemate metsadega (Sjöberg 1996). Raiesmikud ja noorendikud hõlmavad suhteliselt väikese protsendi kogu metsamaastikust, on üsna ebatõenäoline, et ainult mustikakatte suurus on põhjustanud suure metsise arvukuse languse (Lakka, Kouki 2009). Kuid Baines *et al.* (2004) leidsid, et metsise arvukus kasvas vähemalt 15–20% mustikakattega metsas. Seega saab järeldada, et

selgrootute biomass on seotud mustikakattega ja millega omakorda on võimalik tõsta tibude ellujäämist.

2.2. Ilmastik ja kliima

Vastkoorunud metsisetibudel puudub termoregulatsiooni võime ehk nad ei ole võimelised hoidma normaalset kehatemperatuuri jahedal ajal (Lindén *et al.* 1984). Järelikult on tibud oma elu esimestel elupäevadel tundlikud külma ja vihmase ilma suhtes ning sõltuvad väga palju neid soojendavast emaslinnust (Sjöberg 1996). Seega peavad metsisetibud külma ja vihmase ilmaga küllaltki palju aega olema emaslinnu tiibade all, et sooja säilitada, kuid sooja ilmaga on neil rohkem aega toitu otsida (Lakka, Kouki 2009). Külm ja vihmane ilm nõuab tibudele täiendavat energiat termoregulatsiooniks ning seeläbi võib tibude kasv sel perioodil katkeda (Lindén *et al.* 1984). Emastibudel on jala- ja rinnalihased suuremad kui isastibudel ning need lihased on tibudel ka peamised soojatoomisallikad. Seda erinevust peetakse ka üheks isastibude suuremaks suremuse põhjuseks (Milonoff, Lindén 1989a).

Kliimamuutusest tingitud ilmastiku muutused võivad mõjutada metsise populatsiooni ning seda eriti paljunemise ajal (Ludwig *et al.* 2006). Ilmselt mõjutab kohalik ilmastikuolu suhteliselt palju metsise sigimisedukust (Baines *et al.* 2007). Wegge ja Rolstad (2011) viisid läbi uuringu Kagu-Norras, kus tulemustest selgus, et 30 aasta jooksul on 5.–20. juuni minimaalsed temperatuurid 1,3 °C võrra tõusnud ja metsise aastase sigimisedukuse muutused on selgelt positiivses korrelatsioonis temperatuuri muutustega. Kevadel lume sulamise ja aprilli-mai temperatuuri ning sigimisedukuse vahel olevat korrelatsiooni ei märgatud. Soomes teostatud uuningu tulemustest tuli välja, et ilmastik oli pesa hävimise põhjuseks 9% juhtudest (Lindéni 1981). Ning haudeperioodil (juunis) esinev sademete hulk on temperatuuriga vastastikku seotud, mis järelikult mõjutab sigimisedukust (Ludwig *et al.* 2006). Sademete hulk võib ilmselt olla väiksem mõjutaja, otseselt mõjutab sigimisedukust veetaseme kõrgus kuivenduskraavides juunis (Ludwig *et al.* 2008), kui tibud vett täis kraave ületavad ja seeläbi hukkuda võivad. Võimalik, et mai sademed, mis tavaliselt langetavad märkimisväärselt õhutemperatuur, suurendavad kurnade hävitamist ja

seeläbi langeb sigimisedukus. Ilmastikutingimused mõjutavad väga selgelt tibude ellujäämist, kuid ilmastiku mõju on seotud ka teiste teguritega nagu peavari, taimede kasv ja toidu kättesaadavus.

2.3. Kisklus

Eestis on kiskluse mõju metsisele suur, seda kogu levialal. Olulisteks vaenlasteks metsisele on rebane (*Vulpes vulpes L.*), kährik (*Nyctereutes procyonoides L.*), metsnugis (*Martes martes L.*). Kurnade potentsiaalse hävitajana metssiga (*Sus scrofa L.*) ning juhuslikeks vaenlasteks kanakull (*Accipiter gentilis L.*), kaljukotkas (*Aquila chrysaetos*), kassikakk (*Bubo bubo*), hiireviu (*Buteo buteo L.*) ja ilves (*Lynx lynx L.*) (Viht ja Randla 2002). Viimase 30 aasta jooksul läbi viidud metsislaste seire tulemustest selgus, et Eestile on iseloomulk metsise järglaste kõrge suremus, mis viitab vaenlastest kiskjate kõrgele arvukusele. Rebase ja kähriku kõrge arvukus on ilmselt tingitud vähesest jahinduslikust huvist ja nende heast tervislikust olukorrast (Viht, Randla 2002), sest alates 3. aprillist 2013 on Eesti ametlikult marutaudivabaks kuulutatud (Veterinaar- ja toiduamet 2013).

Metsisetibude suremus on suurenenud, mille üheks põhjuseks on kiskluse surve suurenemine (Henttonen 1989; Wegge, Kastdalen 2007). Ka Baines *et al.* (2007) uuringust tuli välja, et kisklus on peamine tibude ja noorlindude suremuse põhjustaja. Norra uuringutel selgus, et metsisetibude suremus esimesel elukuul oli umbes 50–60% ja ainult sellest 7% juhtudest arvati, et tibude surm oli otseses seoses vihmase ja külma ilmaga ning needki juhtumid leidsid aset metsisetibude esimesel elunädalal (Wegge, Kastdalen 2007). Lisaks mõjutab kisklus ka täiskasvanud lindude ellujäämist, eriti just madala tihedusega populatsioonides (Park *et al.* 2008). Metsisekanade suremise taga oli ülekaalukalt kanakull, mis tuli välja Kagu-Norras läbi viidud uuringus (Wegge, Rolstadi 2011). Soomes Kurki *et al.* (2000) poolt läbi viidud uuringus leidsid uurijad tugeva seose, mis väljendus metsise madala sigimisedukuse ning kiskjate arvukuse tõusuga. Pesitsuspaigad latimetsas on sageli ümbritsetud raiesmikega ja noorendikega ning sealne kisklus mõjutab metsisetibude

ellujäämist rohkem kui ürgmetsades (Kouki, Väänänen 2000). On tõenäolisem, et kiskja leiab pesa üles, kui mets on killustatud (Kvasnes, Storaas 2007).

Kiskluse mõju on väga suur metsisetibudele killustatud metsaaladel. Kui pesakonnale sobilikul toitumisalal on mustikakate piisav, ei pea pesakonnad tihti toitumisalade ja peavarju vahel liikuma ning see omakorda vähendab neil võimalust langeda röövloomade saagiks. Kui aga toitumisalad on liiga väikesed ja üksteistest kaugel, võivad pesakonnad koonduda metsaaladele, kus röövloomadel on neid lihtsam leida. Kui sobivate toitumisalade protsent väheneb, võivad pesakonnad keskenduda väiksematele metsatukkadele ning sealt on kiskjatel neid jällegi kergem leida (Lakka, Kouki 2009). Kiskjate poolt leitavate pesade arv suureneb, sest otsimine muutub tõhusamaks, kuna pesade tihedus suureneb (Lakka, Kouki 2009). Kui metsisetibud suudavad juba lennata ning kuivenduskraave ületada, võib see omakorda muuta nad kiskjatele (näiteks kanakullile) nähtavamaks ja seega ka haavatavamaks (Ludwig *et al.* 2008).

Šotimaal viidi läbi uuring Summers *et al.* (2009) poolt, kus jälgiti 20 metsise pesa video- või digikaameraga. Uuringust selgus, et üksteist pesa kahekümnest lõhuti, neist üheksa metsnugise poolt, kahel juhul ei olnud võimalik röövlooma identifitseerida ning ühest pesast metsisekana lihtsalt loobus. Baines *et al.* (2004) oletab oma uuringus, et rebastel ja varestel on metsisele suurem mõju kui metsnugisel. Ja rebaste eemaldamine mõjub soodsalt nii metsisele kui ka metsnugise arvukusele. Metsise sigimisedukust on tugevalt mõjutanud kiskjad (Angelstam *et al.* 1984), seda on näidanud korrelatiivsed (Kurki *et al.* 1997) kui ka eksperimentaalsed uurimused Fennoskandias (Kauhala *et al.* 2000), kus on peamised väikekiskjad rebane ja metsnugis kes metsise arvukust mõjutavad.

Eestis on väga suur roll ka metsseal, kes juhuslikult rüüstab metsise pesasid. Seda, et metssiga võib toiduotsingul rüüstada metsise pesi, leidsid ka Schley ja Roperi (2003) oma uuringus. Saksamaal Klausi (1985) poolt teostatud uuringus selgus, et metssiga rüüstas 31% pesadest, olles suurim rüüstaja. Eestis tegi Zilmer (2013) tehispesadega katse, kus ilmnes, et kõige sagedasem pesarüüstaja oli samuti metssiga. Eestis tehtud uuringus on selgitatud metssea lisasöötmise kontsenteerivat mõju maaspesitsevate lindude pesade rüüstajate suhtes (Oja 2011). Metssigade rüüste on juhuslik, kuid mida kõrgem on nende arvukus mingil ala, seda suurem on ka tõenäosus, et nad metsise pesasid rüüstavad. Oja (2011) viis läbi katse tehispesadega, kuid enamikel juhtudel ei olnud võimalik pesa rüüstajat kindlaks teha. Võimalik oli tegevusjälgede järgi määrata liigilist kuuluvust, seda

vaid 24 pesa juures, mis moodustas 52% rüüstatud pesadest. 50% juhtudest oli pesarüüstajaks tõenäoliselt metssiga ning 21% juhtudest oli tegemist kährikuga või rebasega (Oja 2011). Metssiga on omnivoor ehk kõigesööja, kuid suurema osa tema toidust moodustavad taimed ning loomse toidu osakaal on enamasti väike (Schley ja Roper 2003). Metssiga jõudis Eestiasse 20. sajandi 20. aastatel (Valdmann 2000) ning alates 20. sajandi esimesest poolest on Eestis metsise arvukus märgatavalt langenud (Viht, Randla 2002). Metssiga on väga suure juurdekasvuga, Eestis keskmiselt 5–6 põrsast emisel ning oma toitumise ja elutegevusega võib põhjustada suuri muutusi oma elupaikade faunas ja flooras (Valdmann 2000). Metssigade arvukus on kõrge, aastal 2013 oli 22370 isendit (Keskkonnainfo 2014), kuid lähiaastatel on arvukus langenud, sest Eestis diagnoositi esimene sigade Aafrika katku juhtum 8. septembril 2014. aastal, mil Hispaanias asuvast Euroopa Liidu referentlaborist saabus kinnitus Valgamaal Hummulis leitut surnud metssealt võetud proovi kohta (Maaeluministeerium 2014). Samal aastal, kuid varem diagnoositi Eesti naaberriikides Lätis, Leedus ja Poolas mitu sigade Aafrika katku juhtumit. Sigade Aafrika katk on väga nakkav ning ägedalt kulgev kodusigade ja metssigade viirushaigus, mida iseloomustab palavik, verejooksud, põletikulised muutused elundites ja suur suremus (Maaeluministeerium 2014). Et sigade Aafrika katku levikut piirata, on suurendatud metssigade küttimist. Seda, kuidas metssigade arvukuse langus metsise arvukust mõjutab on veel vara öelda.

Metsise üks oluliseimaid loodulike vaenlasi on rebane, kes on karnivoor, toitudes enamasti hiirtest, lindudest ja linnumundadest (Viht ja Randla 2002). Järelikult oma toitumisega piirab rebane metsise arvukust. Põhja-Rootsis läbi viidud viie-aastase uuringu tulemustest tuli välja, et rebaste eemaldamine tõstis metsislaste (*Tetraonidae*) pesakonna keskmist suurust 3,3 tibult 5,5 tibuni ja pesakonnaga emaslindude arvu 59%-lt 77%-ni (Marcström, Kenward, Engren 1988). Norras teostatud uuringust tuli välja, et rebane murdis isaslinde (40–49%) rohkem kui emaslinde (13–17%) (Wegge, Rolstad 2011).

Samuti on üks oluliseimaid looduslikke vaenlasi metsisele kährik, kes tekitab suurt kahju rüüstades metsise pesasid ning süües nende tibusid (Viht, Randla 2002). Kährik on koerlane ning omnivoor nagu metssigagi. Kährik on võõrliik, esimene teadaolev leid Eestis on registreeritud 1938. aastal (Valdmann 2008) ning 20. sajandi esimesel poolel hakkas ka metsise arvukus langema. Seega saab oleteda, et kährik on seotud metsise arvukuse langusega. Metsloomade lisasöötmis kohad meelitavad ligi kährikuid ja rebaseid ning

lisaks on nendes kohtades ka kõrgem pisiimetajate arvukus. Kaelus- ja juttselg-hiir on olulised saakloomad rebastele ja kährikutele, kelle kõrgem arvukus omakorda hakkab kaudselt mõjutama survet maaspesitsevatele lindudele (Oja 2011).

2.4. Küttimine

Metsis kuulub Eestis II kaitsekategooria kaitsealuste linnuliikide hulka (Riigi Teataja 2004) ja Punases Raamatus on metsis märgitud ohualtide klassi (Tartes 2008). Samuti on metsis märgitud Euroopa Nõukogu linnudirektiivi I lisa loendisse (Birds Directive 2009) ja veel mainitakse metsist ka II/2 ja III/2 lisas. II/2 lisas mainimine tähendab, et seal märgitud liike võib küttida ainult nendes liikmesriikides, mille suhtes see on vastavalt märgitud, tagatud peab olema, et küttimine ei kujutaks ohtu populatsioonile. III/2 mainitud liikide korral on I lisas loetletud keelatud tegevused siiski peatud piirangutega lubatud. Eestis on metsise küttimine keelustatud Euroopa Komisjoni loodusliku linnustiku kaitse direktiiviga (Birds Directive 2009). Ning alates 1970. aastast on metsise jahti piiratud või täitsa keelustatud kõigis Lääne- ja Kesk-Euroopa riikides, kuid see ei ole oluliselt metsise populatiooni mõjutanud (Storch 2007). Näiteks Soomes on lubatud küttimine teatud piirangutega, kuid Eestis peeti ametlikult kevadisest mängust limiteeritud jahti 1980. aastani. Hiljem on antud mõned load topiste valmistamise eesmärgil. Salaküttimine avaldas mõju ilmselt 70. ja 80. aastatel, hiljem vaibus ning tänapäeval on see mõju ilmselt tähtsusetu. Salaküttimist on märgatud vähestel juhtudel piirkonniti kevadel mängupaikades ja sügisel kruusateedel, kuhu metsised tulevad väikeseid kivisid otsima (Viht, Randla 2002). Kuid kunagine küttimine ning salaküttimine on tänapäevalt ilmselt väikese tähtsusega metsise populatsioonile.

2.5. Metsade kuivendamine

On teada, et lageraied ja metsade killustatus mõjutavad metsise populatiooni. Veel on vähe teada suurte kuivendusvõrkude mõjust. Teada on, et kuivenduse mõjul toimub metsise elupaikade kvaliteedi langus. Eestis hinnatakse kuivenduse mõju suureks. Kuivenduse mõju on tõenäoliselt nii otsene kui ka kaudne, kuid kaudse mõju uurimise meetodid ei ole selged. Samuti on väga vähe teada suurte kuivendusvõrgustike otsesest ja kaudsest mõjust metsise sigimisedukusele. Metsade kuivendamisega vähendatakse metsisetibudele toidu kättesaadavus esimestel elunädalatel, kui toiduks on putukad ja ka hiljem, kui tibud lähevad üle taimsele toidule. Rootsis viidi läbi uuring, kus uuriti tibusid, kes toitusid kuivendamata niisketel soometsadel ja tibusid, kes toitusid kuivendatud niisketes soometsades. Leiti, et metsisetibude kasvu kiirus oli suurem neil tibudel, kes toitusid kuivendamata niisketel soometsades (Sjöberg 1996). Kuivendusvõrgustike otsene mõju väljendub tibude suremuses, sest nad upuvad vett täis kraavidesse, nagu selgus jahimeeste ja metsnike poolt leitud surnud tibude põhjal (Ludwig *et al.* 2008). Tavaliselt on kuivenduskraavide võrgustik üsna tihe ja labürintjas ning sellepärast on pesakonnal neid raske vältida. Metsisekanale üritavad tibud järgneda pärast kraavide ületamist, kuid tibud ei oska veel esimestel 4–5 elupäeva jooksul lennata ning on üsna suur tõenäosus, et nad upuvad (Ludwig *et al.* 2006). See on otsene mõju metsise populatioonile, erinevalt kaudsetest mõjudest, saab neid lihtsamal viisil uurida. Kraavide tihedus koos sademete hulgaga mõjub metsise sigimisedukusele püsivalt tugevamini, kui kraavide tihedus või sademete hulk üksinda (Ludwig *et al.* 2008). Millega toetatakse ka uuringu (*Ibid.*) prognoosi, et kraavid, mis täituvad vähemalt osaliselt veega, kannavad suuremat riski kui tühjad kraavid. Kuigi uuringu tulemused näitasid kuivenduse ja sademete negatiivset koosmõju metsise sigimisedukusele, pole tegelik põhjuste tõlgendamine kuigi lihtne.

Kaudne mõju väljendub taimkatte struktuuri muutuses (Rajala, Lindén 1982) ja see omakorda lülijalgsete (*Arthropoda*) kogukonna struktuuris, mis omakorda mõjutab toidu kättesaadavus ja rohkus tibude esimestel elunädalatel (Ludwig *et al.* 2008). Ludwigi (2007) varasemal uuringus selgus, et pesade lõhkumisi kiskjate poolt oli oluliselt rohkem kui kuivendatud aladel, kuid seda ainult aastal mil röövloomade arvukus oli kõrge. Kuivenduskraavid mõjutavad tibude suremust ka siis, kui tibud lennates kraave ületavad ning seeläbi endit kiskjatele nähtavamaks muudavad (Ludwig *et al.* 2008).

Kuigi uusi kraave tänapäeval peaaegu ei rajata, jääb kuivenduse põhjustatud mõju metsise sigimisedukusele tõenäoliselt kestma aastakümneteks (Ludwig *et al.* 2008). Edaspidi tuleks kindlasti kuivenduse mõjutatud piirkondades arvesse võtta metsise populatiooni, sest varasemalt sellega ei arvestatud. Suuremahuline kuivendus on viinud keskkonna tingimuste muutuseni ning seeläbi on kannatada saanud metsise sigimisedukus (Ludwig *et al.* 2008). Kuivenduse mõju metsise populatioonile saaks aga vähendada vanade kraavide kinniajamisega, kuid see on väga kulukas. Kui toimuks kraavide valikuline kinniajamine, ei oleks enam kraavide tihedus nii suur ja labürintjas. Sellega kergendatakse pesakondadel kraavide vältimist ja samuti ei väheneks puidutootmine ülemäära. Lihtsam lahendus on see, kui vanu kraave ei taastataks.

2.6. Raiete mõju

Metsise elupaikade kadu seostatakse lageraietega, sest mustikas on tundlik lageraie suhtes ja mustika kattuvus väheneb jõudsalt pärast lageraiet, jäädes konkurentsis alla teistele taimedele, näiteks kõrrelistele. Enamus lageraiealasid muutub teatud perioodiks rohundirakkaks, mis soodustab pisinäriliste arvukuse suurenemist antud aladel (Sjöberg 1996). Suured alad, kus on teostatud lageraieid, põhjustavad metsa killustamist, lõhuvad mänge ja seeläbi sunnivad metsistel otsima uusi mängialasid. Kuid see ei tähenda, et metsise pesitsuspaiga eelistused oleksid metsa suhtes muutunud, võib järeldada, et see on tingitud looduslikust situatsioonist ehk lageraietest (Wegge, Rolstadi 2011). On leitud (*Ibid.*), et juba 30–40 aastast kultuurpuistut eelistab metsis oma elupaigaks, seda ilmselt sellepärast, et alustaimestikus on taastunud mustika kattuvus ning üldine alustaimestik on sarnane vanale loodusmetsale. Lakka ja Kouki (2009) väidavad oma uuringu tulemustes, et pärast lageraiet väheneb märgatavalt toidu kättesaadavus metsise tibudele ning samuti peavarju võimalused, mida suudab taimestik muidu pakkuda. Samale järeldusele jõudsid ka Hanno ja Martin (2006) oma uuringus, et metsaraie võib vähendada sobiva toidu kättesaadavust ja peavarju pakkuvust metsisetibudele ning häirida nende liikumist. Lageraietega lõhutakse metsa terviklikkust, mille tagajärjel mõjutab kisklus metsisetibude ellujäämist rohkem killustatud metsades kui loodusmetsades, kus raieid ei teostata (Kurki

et al. 2000). Männimetsades teostatud raied põhjustavad tavaliselt vähem muutusi puhmarindes, sest pohl ja kanarbik suudavad säilitama oma katet (Wegge, Rolstadi 2011). Raiete tagajärjel nihkuvad mõningad metsise mängupaikade asukohad (Rolstad, Wegge 1989). Seda, et mängude asukohad nihkuvad, leidis ka Peensoo oma magistritöös. Ta leidis, et korduvvaadeldud mängudest oli 15 aasta jooksul nihkunud koguni 42% ja vähemalt 9 juhul oli toimunud mängupaikade lagunemine mitmeks väiksemaks mänguplatsiks (Peensoo 2015). Metsise mängupaikade kadumise üheks põhjuseks on ümbritsevate metsakultuuride liigtihedaks kasvamine, sellega põhjustatakse ka täiskasvanud metsisekukkede arvukuse vähenemist mängupaikades (Wegge, Rolstadi 2011). Samuti muutub metsise elupaiga kvaliteet oodatust vaesemaks, kui vana mets killustatakse lageraietega. See põhjustab teiste arvukuste mõjutavate tegurite teket, näiteks toimub kiskjate arvukuse suurenemine servaefekti mõju tõttu (Andrén 1992). Perioodil 2000–2002 teostati Eestis uuring, kus analüüsiti metsise mängude suurust. Selgus, et mängude suuruses toimus kahanemine kiirusega -4,9 kuni -0,6% aastas (Paju 2013). Samuti leiti (*Ibid.*), et raiete pindala ja mängu suuruse muutuse vahelise seose hindamisel, et kõigi kasvukohatüüpide raie pindala analüüsides ei näi mängu suuruse muutus raiutud pindalaga seostuvat.

3. MATERJAL JA METOODIKA

3.1. Materjal

Metsise elupaigad on enamasti niisketes okaspuumetsades, enamjaolt männikutes. Metsisel on selline eelistus üldiselt kogu Põhja-Euroopas. Seega saab väita, et metsise areng on tugevasti seotud vanemate okaspuumetsadega (Viht, Randla 2002). Arvatavasti eelistab metsis vanemaid okaspuumetsi sellepärast, et seal on talle sobiv alustaimestik ning piisavalt ruumi liikumiseks. Vanades metsades on ka marjasaagikus suurem, eriti just mustika, mille puhmas esineb putukaid ja selgrootuid rohkesti. Noorendikes on selgrootute biomassi fauna väikseim võrreldes kõigi teiste metsa vanuseklassidega (Sirkiä *et al.* 2010).

Eestis jõustus 2014. aastast metsaseaduses muudatus, millega tekitati uus raieviis, milleks on kujundusraie (Riigi Teataja 2014). Kujundusraiel pole eesmärgiks puidu saamine, vaid raiega parandatakse kaitsealuste liikide elutingimusi, sest osa liike vajabki elukvaliteedi parandamiseks hõredamat metsa, seal hulgas metsis. Arvatakse, et metsisele on parim, kui elupaikades metsi ei majandata. Kuid metsise elukvaliteet paraneb, kui metsad on mõõdukalt harvendatud, nii saab metsis paremini liikuda ja kaitsta ennast röövloomade ja röövlindude eest. Skandinaavia riikides on edukalt suudetud ühendada metsade majandamise ja metsise kaitse. Sealsetes metsise elupaikades on lubatud kõik raieviisid ja metsise arvukus on kõrgem kui Eestis.

Eestis on 2012. aasta seisuga kokku 445 metsisemängu (Keskkonnaamet 2012). Osades juba tehakse kujundusraiet, mis tundub olevat vähemalt teatud kasvukohatüüpides metsise elutegevusele positiivne. Kuid täpselt ei ole veel selge, kuidas kujundusraiet teha niimoodi, et tekkinud metsakooslus püsiks pikka aega metsisele sobiv. Metsise püsielupaiga maa-ala jaguneb vastavalt kaitsekorra eripärale ja majandustegevuse piiramise astmele sihtkaitse- ja piiranguvööndiks. Liigi elutingimuste säilimiseks ja parandamiseks vajaliku tegevusena

võib püsielupaiga valitseja ehk Keskkonnaamet lubada sihtkaitsevööndis alusmetsa, järelkasvu ja puistu teise rinde harvendamist 1. septembrist 31. jaanuarini ning loodusõnnetuse tagajärgede likvideerimist (Riigi Teataja 2010).

Kui teostatakse lageraieid väikeste pindaladega metsise mängupaikade ümber, näib see tegevus metsisekukkedele aktsepteeritav, sest see ei põhjusta metsa märkimisväärset killustamist. Kui aga teostada suurte pindaladega lageraied, on metsisekuked sunnitud liikvele minema (Rolstad, Wegge 1987b). Kuna pärast lageraiet hakkavad raiesmikul vohama madalamad põõsad, pajulillelised (*Epilobium spp.*), näiteks ahtalehine põdrakanep (*Chamaenerion angustifolium*) ning kõrgemad põõsad, näiteks harilik vaarikas (*Rubus idaeus*), puudest harilik pihlakas (*Sorbus acuparia*), hall lepp (*Alnus incana*) ja raagremmelgas (*Salix caprea*) ning kõrrelistest näiteks jänesekastik (*Calamagrostis epigeios*) ja luht-kastevars (*Deschampsia cespitosa*), mis ei ole metsisele sobilikud (Melekhov *et al.* 1965). Kui teostada metsise elupaikades kujundusraiet, tuleb kindlasti arvestada vajadusega minimeerida kiskluse survet (Miettinen 2012). Veel tuleks jälgida, et raiesmikud ja ka alad, kus on teostatud aegjärkset raiet, toimuks uuendamine ja uuenemine rohkem männiga. Kuid kõrge sõraliste arvukuse tagajärjel, et vältida vähem sõraliste kahjustusi, uuendatakse Eestis alates 90-ndatest raiesmikud peamiselt kuusega, seda kultiveerimise teel ja lehtpuuga läbi loodusliku uuenemise. Peamiselt uuendatakse mänd kuuse või lehtpuuga just jänesekapsa-mustika ja mustika kasvukohatüübis, mis on metsie eelustatumad elupaigad. Männi kasvukohtades tuleks säilitada raietega ikkagi peapuuliigina mänd. Seega tuleks pigem puistut hõrendada ja teostada alusmetsa raiet.

Šotimaal teostatud uuringus (Broome *et al.* 2014) soovitatakse, et rinnaspindala oleks metsisele sobivam, kui hariliku männi rinnaspindala oleks vahemikus 22–31 m^2/ha pärast harvendusraiet. Selleks, et tagada optimaalne läbilaskvus mustika jaoks, mis oleks 0,37–0,33 (Parlane *et al.* 2006), peaks rinnaspindala olema vahemikus 23–26 m^2/ha (Hale *et al.* 2009). Kuid kui teha kultiveeritud männi puistus harvendusraie, millega saavutatakse puistu rinnaspindala vahemikus 20–31 m^2/ha ning millega tagatakse samuti sobiv läbilaskvus mustika jaoks (0,40–0,28) (Hale *et al.* 2009). Suvel kasutavad metsised rohkem madalama diameetriklassi kuuluvaid metsi (10,5–14,5 cm), kuid pesakonnaga emaslinnud eelistasid metsi, mille diameetriklass oli 14,5–18,5 cm ning sama eelistus esines ka talvel. Ja järjest vähem kasutati metsi, mille diameetriklass oli 17–40 cm. Suhteliselt noor majandusmets (30–40 aastane) on juba suuteline metsisele elupaika pakkuma (Miettinen *et*

al. 2010). Üldiselt metsis väldib lagedaid alasid suvel. Kuna metsis vajab männiokkaid talvel toiduks (Seiskari 1962), oli harvendatud männikus männi osakaal peaaegu 91%, kuid harvendamata küpses männikus oli männi osakaal vaid 50% (Miettinen *et al.* 2010).

Metsis eelistab suhteliselt piiratud nähtavusega (20–50 m, kõrgusel 1 m) mängupaikasid (Valkeajärvi, Ijäs 1986) ning horisontaalne kate ja pesade hävimine on pöörvõrdelises seoses (Ludwig 2007). Muutused maapinnal tunduvad metsisele sobivat (Rolstad 1989). Kuid järelkasv (<1000 puud/ha), väikestes gruppides, suudab pakkuda sobivat katet metsisele (Miettinen *et al.* 2010). Aasta pärast valikraiet kasvab alusmets juba liiga tihedaks ning samuti hakkavad vohama kõrrelised (Moss, Borchtchevski 2015). Kui jätta teise rindesse liiga palju kuuske alles, on tõenäoline, et see ei mõju metsisele hästi (Moss, Borchtchevski 2015). Miettinen *et al.* (2008) uuringu tulemused näitasid, et keskealises metsas harvenduse tegemine sobis metsisele, sest positiivset seost harvendatud puistu ja metsise tiheduse vahel täheldati kogu Soomes. Metsis ei eelista alati vanasid metsasid, Rolstad *et al.* (1988) leidsid, et juunis ja juulis kasutasid metsised keskealisi metsi ning talvel samuti (Gjerde, Wegge 1989). Keskealised metsad on aga enamasti liiga tihedad metsise jaoks (Storch 1993).

Metsis eelistab puistusi, kus järelkasvu kattuvus on väiksem kui 10%, see teeb <5000 puud/ha (Brzeziecki *et al.* 2012). Võrreldi aktiivseid ja hüljatud mängupaikasid, võrldus (*Ibid.*) näitas, et suurenenud järelkasvu kate oli kahjulik metsisele, domineerivaks järelkasvu puuliigiks oli harilik kuusk (83%). Bolibok *et al.* (2014) poolt Poolas teostatud uuringu analüüs näitab, et metsis eelistab niiskeid okaspuu puistusi, mis on vanemad kui 100 aastat ja mille tihedus on väiksem kui 446 puud/ha. Traditsiooniliselt on mängupaikasid leitud metsadest, mis on vanemad kui 60–70 aastat (Valkeajärvi, Ijäs 1986) ning mõnest vanemast uuringust selgub, et vaid vanemad kui 90 aastased metsad on metsisele sobilikuks elupaigaks (Storch 1993). Kuid viimasel ajal on metsisekukkesid leitud moodustamas uusi mängupaikasid noorematesse metsadesse, kus vanust alles 26–46 aastat (50–140 m^3/ha) (Rolstad *et al.* 2007). Tihti on mängupaigade puistude vanus madalam kui neid ümbrtisevate metsade vanus (Miettinen et al. 2005).

Kesk-Euroopa ja Skandinaavia metsise populatiooni elupaiga erinevus seisneb võrade liituvuses ehk täiuses (40–70%) (Storch 1993) ja taimkatte rikkuses (Klaus *et al.* 1985), kus ideaalis domineerib mustikas (Storch 1993). Alpides oli mängupaikades puistu täius väiksem kui aladel, kust mängupaikasid ei leitud (Graf *et al.* 2007). Šveitsis tehtud

uuringus märgiti metsise mängupaiga puistu täiuse ülempiiriks vahemik 60–83% (Hofstetter *et al.* 2013), mis on üsna kõrge võrreldes 50–70%-ga, mis oli saadud teistest uuringutest (Storch 1993). Metsise mängupaikade puistu minimaalne täius oli 7% (Hofstetter *et al.* 2013), mis on üsna madal võrreldes Suchant ja Braunisch (2004) uuringu alampiiriga, mis oli 10–33%.

3.2. Andmete kogumine ja valimi koostamine

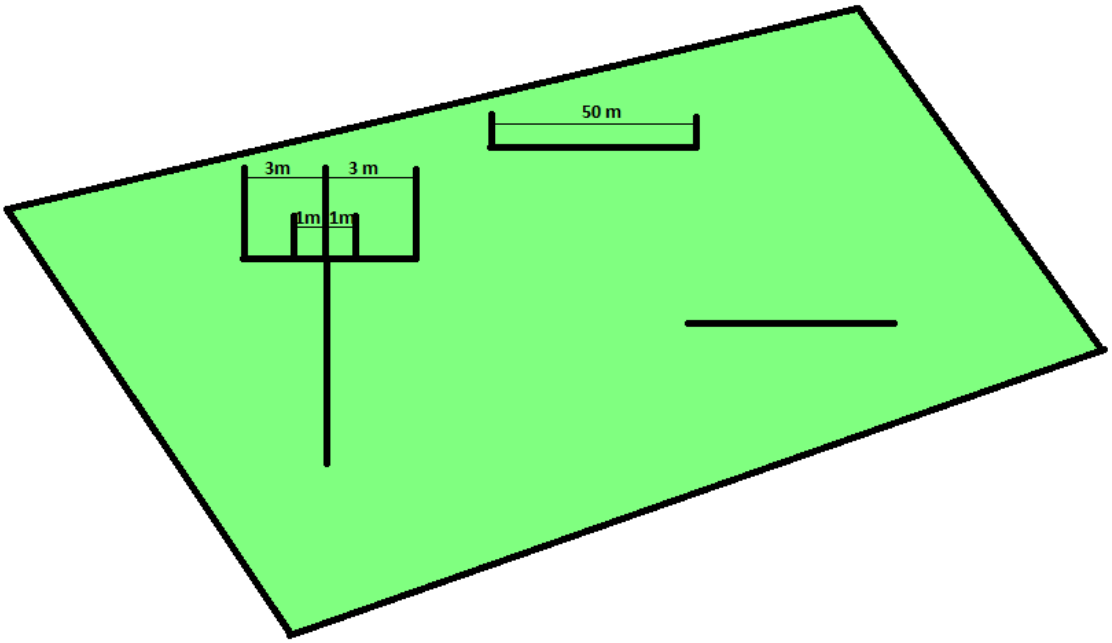
Välitööde andmestik pandi kokku kuivendatud soometsade eraldistest, kus oli varasemalt teostatud aegjärkne raie (ühel juhul ka häilraie). Välitöid andmete kogumiseks tehti 21 eraldisel neljas maakonnas – Tartu, Järva, Harju ja Pärnu. Eraldise sobis valikusse, kui ta vastas järgmistele kriteeriumitele: 1) enamuspuuliik on harilik mänd osakaaluga vähemalt 70%; 2) turberaie viimasest raiejärgust ei olnud möödas olla rohkem kui 12 aastat; 3) kasvukohatüübid olid järgmised: mustika-kõdusoo, jänesekapsa-kõdusoo, karusambla, karusambla-mustika ja siirdesoo. Kõigi alade läheduses oli tehtud kuivendust, seega kõik alad olid kuivendusest mõjutatud (sh siirdesoo).

Valikukriteeriumid pandi paika arvestades metsise elupaiga eelistusi. Metsis eelistab aastaringselt põhiliselt vanasid männikuid, mängida eelistatakse rabastuvates- ja samblasoometsades (Viht, Randla 2002). Metsise kaitsealadel ei ole varem kujundusraieid tehtud, seega ei saa hinnata uuenduse kasvu, mis tekib pärast kujundusraiet. Kujundusraied sarnanevad piltlikult aegjärgse raiega, sellepärast said valituks turberaiealad, kus on rakendatud aegjärgset raieviisi. Nendel aladel saab hinnata uuenduse kasvu pärast viimast raiejärku, millest on möödas vähemalt neli aastat. Nelja aastaga hakkab ala looduslikult uuenema ning saab valitud alal hinnata uuenduse kasvu. Kujundusraietega üritatakse parandada metsise elukvaliteeti tema elupaikades, kuid kuidas alad uuenevad ei ole veel täpselt teada, sest kujundusraieid ei ole varem Eestis tehtud. 2015. aastal rakendati Soomaale rajatud katsealal kujundusraiet, kuid sealselt katsealalt ei ole veel võimalik uuenduse kasvu kohta midagi teada saada, sellepärast osutusid valituks metsise

elupaikadele sarnased alad, kus oli teostatud aegjärset raieviisi. Osad alad asusid metsise elupaikadele suhteliselt lähedal.

3.3. Metoodika

Välitööde käigus mõõdeti sobival 21 eraldisel kolmel transektil (joonis 3) loodusliku uuendust, ülarinde puid ja kände. Iga transketi pikkuseks oli 50 m. Transektide arv ei olnud seoses sobiva eraldise pindalaga. Transektid paigutati eraldisel võimalikult hajali ning erinevate suundadega, ehk kas põhjast lõunasse või läänest itta.



Joonis 3. Transektide paiknemise näidis kvartali HU318 eraldise 5 põhjal

Igal transektil teostati järgmised toimingud: 1) 1 meeter transekti keskmest mõlemale poole (pindalaga 100 m^2) loendati uuendus puuliigiti koos kõrgusega; 2) 3 meetrit transekti keskmest mõlemale poole (pindalaga 300 m^2) mõõdeti puuliigiti 1,3 meetri kõrguselt puu ümbermõõt. Puu ümbermõõt jagati π-ga ning saadi puu rinnasdiameeter. Et puu sobiks ülarinde jaoks, pidi rinnasdiameeter olema vähemalt 8 cm; 3) 3 meetrit transekti keskmest

mõlemale poole (pindalaga 300 m^2) mõõdeti puuliigiti kännu diameeter koorega ja kännu kõrgus juurekaelast; 4) sobivalt alalt mõõdeti kümne enamuspuuliigi ehk hariliku männi kõrgus ja diameeter.

Transektidelt kogutud andmetega teostati uuenduse kohta järgmised andmetöötlused: 1) puude arv hektari kohta ja puude keskmine kõrgus; 2) lehtpuude arv hektari kohta ja nende keskmine kõrgus; 3) okaspuude arv hektari kohta ja nende keskmine kõrgus; 4) kõrgusega ≥50 cm lehtpuude arv hektari kohta ja nende keskmine kõrgus; 5) kõrgusega ≥50 cm okaspuude arv hektari kohta ja nende keskmine kõrgus; 6) uuenduse tihedus hektari kohta, mis on sobilik metsisele, <5000 puud/ha (Brzeziecki *et al.* 2012). Olemasolev analüüs on tehtud transektide põhiselt, sest alade siseselt oli varieeruvus väga suur, sellepärast otsustati teostada põhilised analüüsid transekti põhiselt.

Transektidelt kogutud andmetega teostati ülarinde kohta järgmisi andmetöötlusi: 1) rindeid eraldades puuliigiti arv hektari kohta; 2) rindeid eraldades puuliigiti tagavara hektari kohta; 3) rindeid eraldades puuliigiti täius hektari kohta. Olemasolev analüüs on samuti tehtud transektide põhiselt. Puu tagavara arvutamisel kasutati tüvemoodustaja programmi Ozolinš (Padari 2004) ja täiuse arvutamisel standardtabelit (Keskkonnaministeerium 2009).

Transektidelt kogutud kändude andmete põhjal arvutati enne raiet olemasoleva metsa kohta järgmised tunnused: 1) rindeid eraldades puuliigiti puude arv hektari kohta; 2) rindeid eraldades puuliigiti tagavara hektari kohta; 3) rindeid eraldades puuliigiti täius hektari kohta. Selleks, et teisendada kännu mõõtudest raiutud puu rinnasdiameeter, kasutati tüvemoodustaja programmi Ozolinš. Enne aga tuli arvutada kännu diameetri ja eraldise boniteedi põhjal puu kõrgus, hiljem sai puu kõrgus parandatud. Nüüd kui on teada, et kui palju on puid alles eraldisel ja kui palju on raiutud puude arv ja maht eraldisel, sai arvutatud raiekraad ehk väljaraie %. Need andmetöötlused teostati transektide, eraldiste ja hektari kohta.

Kõdusoometsade turberaiealade uuenemist võrreldi ka laane ja palumetsade turberaiealade uuenemisega. Vastavate tüübirühmade uuenduse andmestik oli kogutud 2012–2014 aastal RMK (Riigimetsa Majandamise Keskus) teadusprojekti „Turberaiete ökoloogilis-majanduslik analüüs ja näidis-püsikatsealade võrgustiku loomine“ raames. Projekti käigus andmestiku kogumise metoodika (vt Soolmann 2014) oli küllalt sarnane antud uurimuse

metoodikaga ja seega andmed hästi võrreldavad. Võrdluseks kasutati statistikaprogrammi Statistica, kus rakendati dispersioonanalüüsi ANOVA.

Selleks, et välja selgitada, mis tunnused mõjutavad kõdusoometsade lehtpuu- ja okaspuu-uuendust, teostati statistikaprogrammis Statistica üldiseid lineaarseid mudeleid (GLMM). Mudelid teostati esmalt ükshaaval. Mõjuvateks tunnusteks said valitud aeg raiest, boniteet, puistu tagavara väljaraie %, I rinde tagavara, ülarinde puude arv hektaril ja täius. Analüüsi järgmises etapis analüüsiti koos neid tunnuseid mis olid ükshaaval testides statistiliselt olulised. Tunnused, mis ei jäänud üheskoos analüüsides statistiliselt oluliseks ($p<0,05$) eemaldati ükshaaval mudelist suurema p-väärtusega tunnusest alustades, kuni lõppmudelisse jäid ainult statistiliselt olulised tunnused.

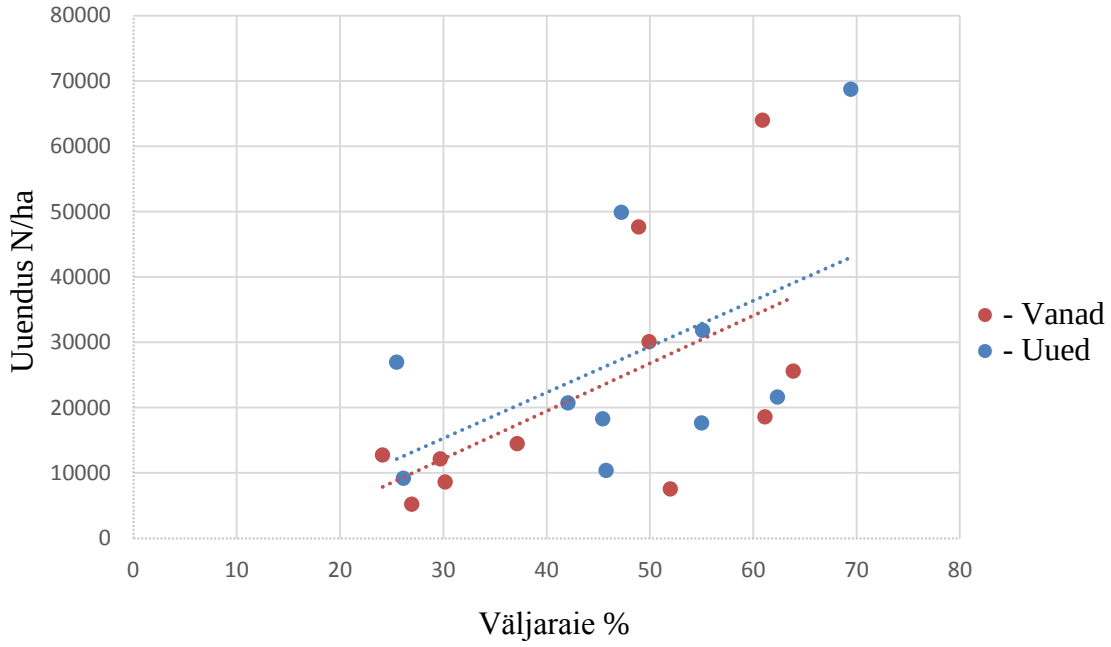
Selleks, et välja selgitada, mis tunnused mõjutavad kõdusoometsades seda, et kas ala võiks olla metsisele sobiv (lehtpuu-uuendus ≥50 cm/ha on <5000 puud/ha (Brzeziecki *et al.* 2012)), sai teostatud statistikaprogrammis Statistica logistiline regressioon. Sõltuvaks (binomiaalseks) tunnuseks oli ala sobivus metsisele: kui lehtpuu-uuendust ≥50 cm/ha oli <5000 puud/ha, oli tunnuse väärtuseks 1; kui vastavat uuendust oli >5000 puud/ha, oli tunnuse väärtuseks 0. Mõjutavateks tunnusteks said valitud aeg raiest, boniteet, puistu tagavara väljaraie %, I rinde tagavara, ülarinde puude arv hektaril ja täius.

Lisaks tehti logistiline regressioon ka liberaalsema hinnangu järgi, kus lehtpuu-uuendust ≥50 cm/ha sobivuse piiriks pandi <5000 puud ha asemel <10 000 puud ha.

4. TULEMUSED JA ARUTELU

4.1. Tulemused

Metoodikat rakendati 21 eraldisel. Tegemist oli kõdusoometsadega, kus oli rakendatud aegjärgset raieviisi. Tulemusi analüüsides selgus, et raiekraad jäi vahemikku 24–69%, keskmiselt 46%. See näitab, et teostatud raiejärk oli sooritatud nii mõõdukalt, keskmiselt kui ka väga tugevasti. Aladel on uuenduse kasv väga varieeruv, vanusest ei sõltu midagi (joonis 4), kohe mõni aasta pärast raiet on keskmiselt 10 000 puud hektaril. Näidata, et vanusest ei sõltu uuenduse kasv, jagati eraldised vanuse järgi kahte rühma – raiest oli möödas 4–7 aastat või raiest oli möödas 8–12 aastat.



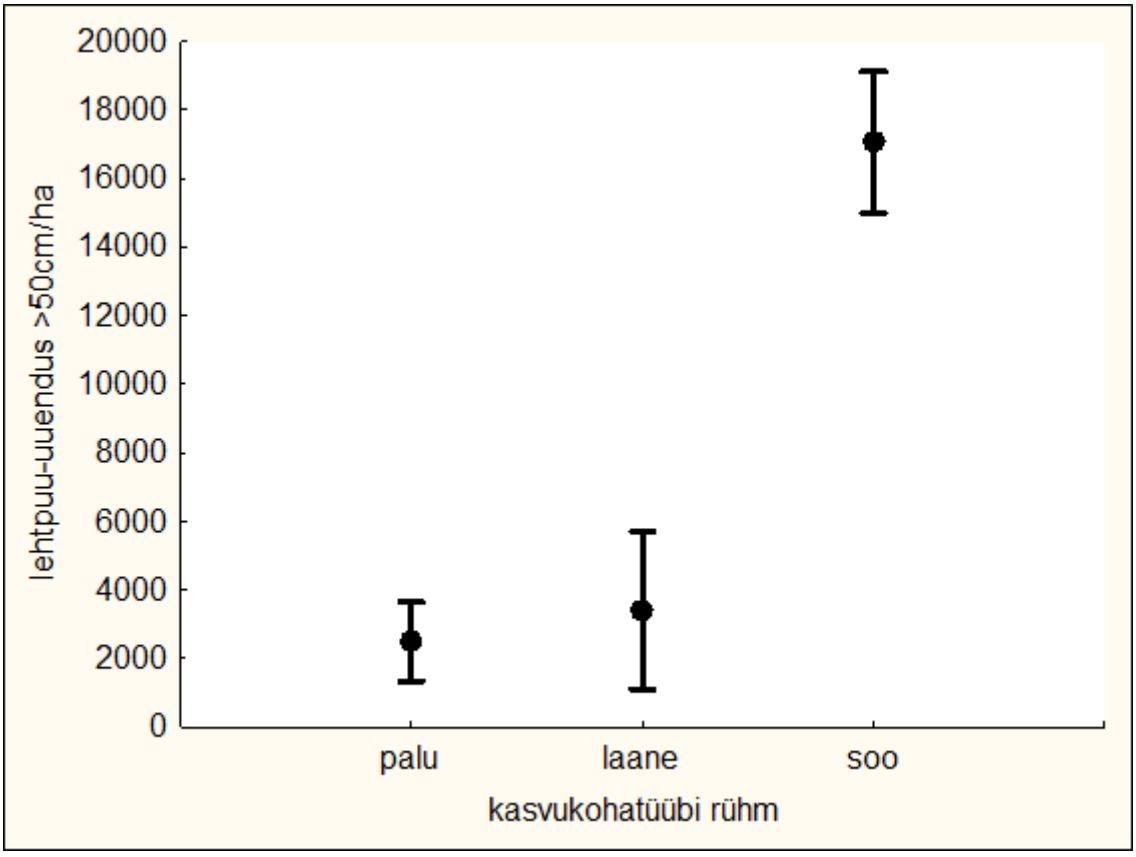
Joonis 4. Väljaraie ja uuenduse suhe

Väljaraie ja uuenduse suhe (joonis 4) näitab, et kui raiuda rohkem, tekib ka rohkem uuendust kõdusoometsades. Väljaraie maht jäi vahemikku 57–586 m^2/ha, keskmine 231

m^2/ha. Eraldiste tagavara jäi vahemikku 124–404 m^2/ha, keskmine 248 m^2/ha. Täius jäi vahemikku 28–112%, keskmine 60%.

4.1.1. Raiutud soometsade võrdlus teiste metsatüüpidega

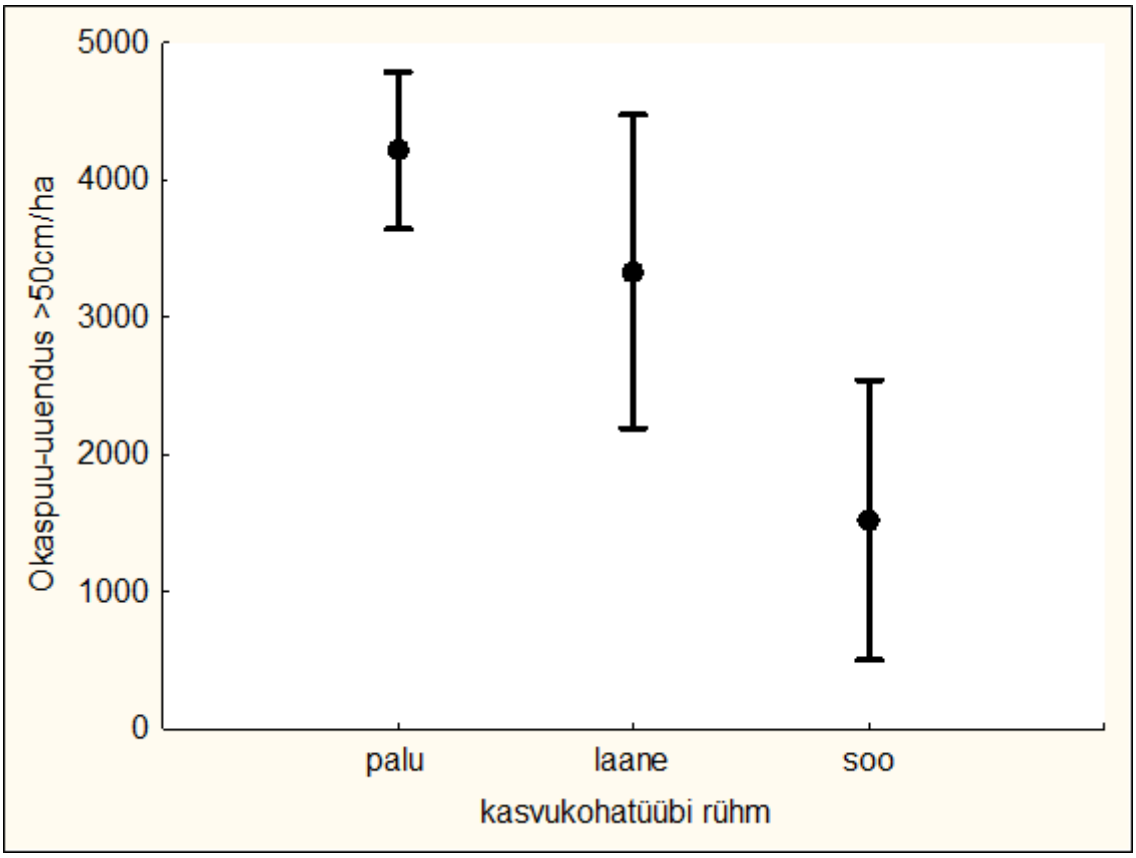
Kõdusoometsad uuenevad lehtpuuga väga intensiivselt, kasvades mõne aastaga metsise jaoks liiga tihedaks. Kõdusoometsade uuendust võrreldi ka teiste metsatüüpidega – laane- ja palumetsadega. Võrdluseks kasutati lehtpuu uuendust, mis olid kõrgusega ≥50 cm ja okaspuu uuendust, mis olid kõrgusega ≥50 cm. Dispersioonanalüüsi järgi erines ≥50 cm kõrguse lehtpuu-uuenduse arv hektari kohta oluliselt kolme kasvukohatüübi vahel ($F_{2,301}$=75,9; p<0,01; multiple R^2=0,34). Tukey HSD testi järgi erines soometsade lehtpuu-uuendus oluliselt laane- ja palumetsade uuendusest (joonis 5).



Joonis 5. Lehtpuu-uuenduse võrdlus kolme kasvukohatüübi rühma vahel

Kõdusoometsade lehtpuu-uuendus on väga arvukas võrreldes kahe teise metsatüübi lehtpuu-uuendusega (joonis 5). Lehtpuu-uuendus on sarnane palu- ja laanemetsatüübis.

Metsisele olulisemat rolli mängiv okaspuu-uuenduse arvukus erineb samuti märgatavalt kolmes metsatüübis. Dispersioonanalüüsi järgi erines ≥50 cm kõrguse okaspuu-uuenduse arv hektari kohta oluliselt kolme kasvukohatüübi vahel ($F_{2,301}$=10,3; p<0,01; multiple R^2=0,06). Tukey HSD testi järgi erines soometsade okaspuu-uuendus oluliselt palumetsade okaspuu-uuendusest ning statistiliselt oluliselt ei erinenud laanemetsade okaspuu-uuendusest. Samuti ei erinenud omavahel palu- ja laanemetsad (joonis 6).



Joonis 6. Okaspuu-uuenduse võrdlus kolme kasvukohatüübi rühma vahel

Metsisele tähtsam okaspuu-uuendus kõdusoometsades on madala arvukusega võrreldes palumetsa okaspuu-uuendusega, sarnasem on laanemetsa okaspuu-uuendusega (joonis 6). Sarnased on palu- ja laanemetsatüübi okaspuu-uuendus.

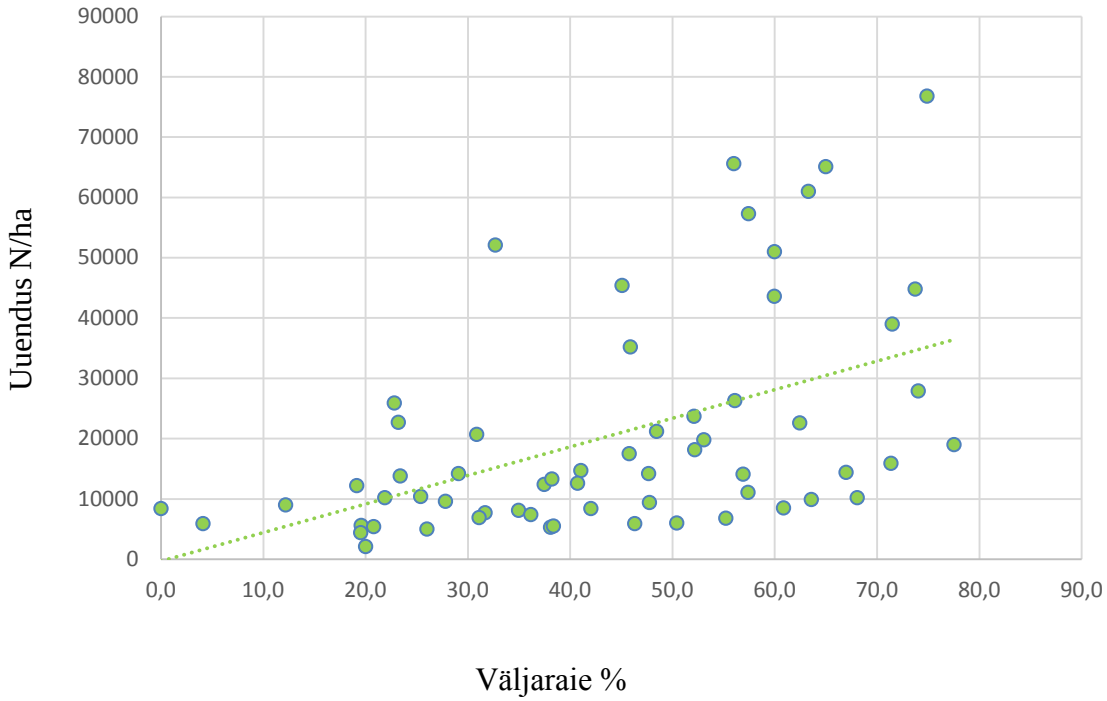
4.1.2. Kõdusoometsade uuendust mõjutavad tegurid

Tuleb välja, et lõppmudelis oluline lehtpuu-uuenduse arvukuse mõjutaja kõdusoometsades on väljaraie mahu % ($F_{1,59}$=15,99; p<0,001; R^2=0,21) (tabel 1). Oluliselt mõjutab lehtpuu-uuenduse arvukust veel ülarinde puude arv hektaril (p<0,05) ja boniteet (p<0,05) (tabel 1).

Tabel 1. Lehtpuu-uuendust mõjutavad tunnused kõdusoometsades

Tunnused	Vab. astmed	F	p
Vanus	1,59	0,19	0,663
Boniteet	1,59	11,25	0,001
Väljaraie V%	1,59	15,99	0,000
I rinde V	1,59	0,01	0,904
Ülarinde N/ha	1,59	11,32	0,001
Täius	1,59	2,20	0,144

Seda, et välja raie mahu % mõjutab oluliselt lehtpuu-uuendust, näitab ka joonis 7, kus on transektide kaupa välja toodud väljaraie % ja lehtpuu-uuenduse suhe.



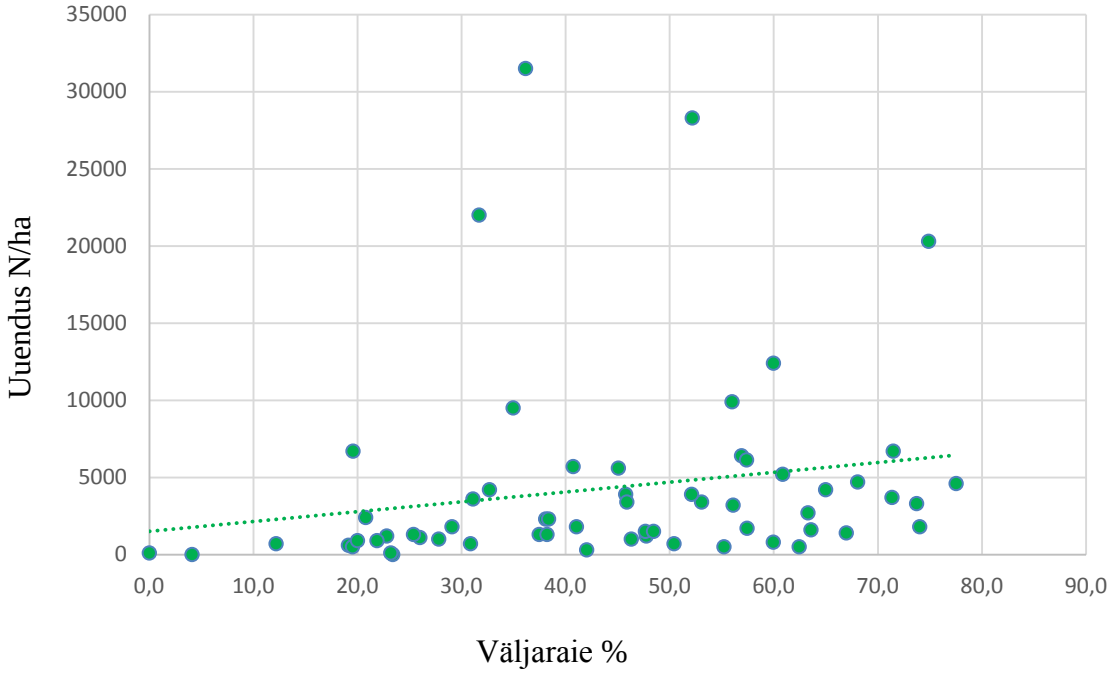
Joonis 7. Kõrgusega ≥50 cm-se lehtpuu-uuenduse arvukus hektaril ja tagavara väljaraie protsendi suhe

Väljaraie % mõjutab oluliselt lehtpuu-uuendust, juba 25% väljaraiel on lehtpuid 10000 hektari kohta (joonis 7). Tunnused, mis mõjutavad metsisele olulisemat okaspuu-uuendust kõdusoometsades, saab välja lugeda tabelist 2.

Tabel 2. Okaspuu-uuendust mõjutavad tunnused kõdusoometsades

Tunnused	Vab. astmed	F	P
Vanus	1,59	0,01	0,919
Boniteet	1,59	2,69	0,107
Väljaraie V%	1,59	7,71	0,007
I rinde V	1,59	0,73	0,395
Ülarinde N/ha	1,59	3,25	0,077
Täius	1,59	1,88	0,175

Lõppmudelis ilmneb, et oluline okaspuu-uuenduse arvukuse mõjutaja kõdusoometsades on samuti väljaraie mahu % ($F_{1,59}$=7,71; p=0,007; R^2=0,12) (tabel 4). Seda toetab ka joonis 8, kus on transektide kaupa välja toodud väljaraie % ja okaspuu-uuenduse suhe.



Joonis 8. Kõrgusega ≥50 cm-se okaspuu-uuenduse arvukus hektaril ja tagavara väljaraie protsendi suhe

Kõdusoometsades on okaspuu-uuendus parem suurema raiekraadi juures (joonis8), kuid väiksema raiekraadi juures, mis on metsisele sobilikum, ei uuene ka okaspuu.

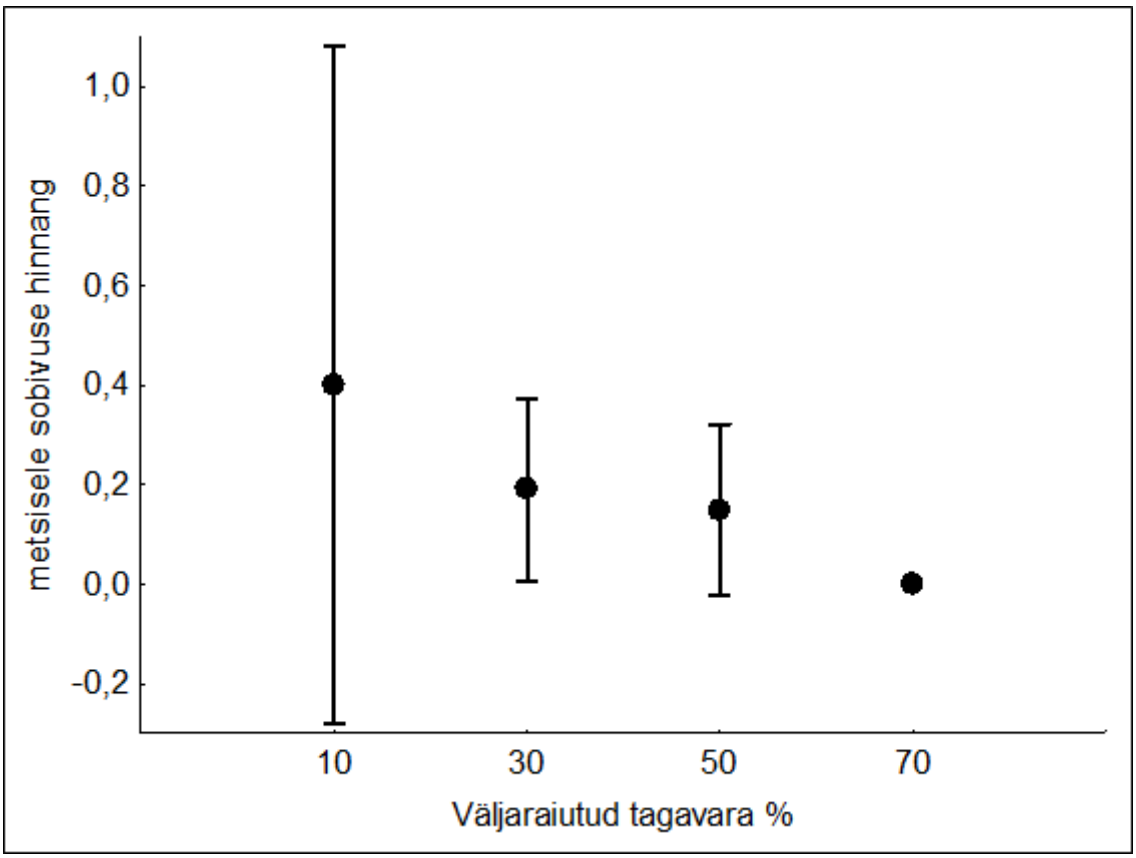
4.1.3. Harvendatud raiealade potentsiaalne sobivus metsisele

Ükski analüüsitav tunnus ei mõjutanud oluliselt seda, et lehtpuu-uuendust oleks vähem kui 5000 puud/ha ehk metsisele sobivam (tabel 3).

Tabel 3. Lehtpuu-uuendust mõjutavad tunnused

Tunnused	Log-Likelihood	hii-ruut	p
Vanus	-25,5236	1,549121	0,213265
Boniteet	-25,5236	1,998891	0,157414
Väljaraie V%	-25,5236	2,204063	0,137648
I rinde V	-25,5236	1,106809	0,292777
Ülarinde N/ha	-25,5236	2,307679	0,128736
Täius	-25,5236	1,512561	0,218749

Antud tulemust illustreerib joonis 9, kus puistu tagavara väljaraie % on jagatud klassidesse.



Joonis 9. Alade metsisele sobivuse (lehtpuu-uuenduse ≥50 cm/ha <5000 puud/ha) hinnang sõltuvalt väljaraiutud tagavarast. Horisontaalteljel näidatud protsendid kirjeldavad väljaraiutud tagavara vahemikke: 10%=0–19%; 30%=20–39%; 50%=40–59%; 70%=60–80%.

Tuleb välja, et igasugune raietegevus, ka nõrk, tekitab kõdusoometsades nii palju lehtpuu-uuendust, et ala ei pruugi metsisele sobida (joonis 9).

Kui nõrgendada metsisele sobiva lehtpuu-uuenduse (≥50 cm/ha) tiheduse määra <5000 puult <10 000 puule ha kohta, siis sel puhul tuli teistest klassidest oluliselt erinevaks kõige nõrgem (0–20% puistu tagavarast raiutud) raiekraad (Log-likelihood=42,208; hii-ruut=10,17; p=0,001). Seega raiudes vähem kui 20% puudest on statistiliselt oluline tõenäosus, et lehtpuu-uuenduse tihedus jääb väiksemaks kui 10 000 (≥50cm) puud hektarile. Praeguste teadmiste valguses see küll ei taga, et antud alad oleksid metsisele sobivad elupaigad.

4.2. Arutelu

Magistritöös esitatud metoodikat rakendati kõdusoometsades 21 eraldisel, kus oli teostatud aegjärgset raieviisi ning mille raiejärgust ei olnud möödas rohkem kui 12 aastat. Selle metoodika abil hinnati uuendust, mis tekib vana metsa turbe all. Siiski juba mõne aastaga tekib liiga tihe lehtpuu-uuendus metsise jaoks ning metsisele tähtsam okaspuu-uuendus on vilets võrreldes lehtpuu-uuendusega. On selge, et väljaraie % mõjutab kõige rohkem lehtpuu-uuendust. See tähendab, et kui raiuda rohkem, tekib ka rohkem uuendust, mis omakorda pole samuti metsisele sobilik. Niisked kõdusoometsad uuenevad vana metsa turbe alla lehtpuuga liiga intensiivselt. Võrreldes palu- ja laanemetsadega on lehtpuu-uuenduse areng kõdusoometsades oluliselt intensiivsem (joonis 5). Palumetsade vähesem lehtpuu-uuenduse intensiivsus on loogiline, kuid kõdusoometsade lehtpuu-uuenduse nii suur erinevus viljakatest laanemetsadest on üllatav. Ilmselt on siiski aastakümnetega kuivenduse tagajärjel lagunenud turbakiht niivõrd sobiv lehtpuude arenguks. Kui metsisele on sobilik uuendus, mis on väiksem kui 5000 puud/ha (Brzeziecki *et al.* 2012), siis rakendades juba 25% väljaraiet, tuleb lehtpuu-uuendust rohkem kui 10 000 puud/ha. Vähem kui 10 000 (≥50 cm) lehtpuutaime hektarile on võimalik saavutada alla 20% tagavarast raiudes, kuid enamus neist aladest ei pruugi metsisele sobida. Siin oleks tarvis täpsemaid uuringuid, kus on raiekraad väga väike. Lisaks võiks lahendusena teise rindesse alles jätta rohkem kuuske, mis peaks pärssima uuendust vana metsa turbe all (nt Soolmann 2014). Kuid Brzeziecki *et al.* (2012) uuringust selgust, et hüljatud mängupaikades

järelkasvus domineerviaks puuliigiks on kuusk, seega ei ole ka selline teguviis metsisele kasulik, pigem kahjulik.

Poolas teostatud uuringust tuli välja, et metsisele sobib puistu tihedus, mis on alla 446 puu/ha, magistritöö raames uuritud kõdusoometsade aladel oli keskmiselt 350 puud/ha, mis võiks metsisele sobida. Käesolevast magistritööst tuli ka välja, et ülarinde puude arv hektaril mõjutab statistiliselt lehtpuu-uuendust ($p<0,05$) (tabel 1), kuid okaspuu-uuendust statistiliselt ei mõjuta ($p=0,077$) (tabel 2). Statistiliselt mõjutab veel lehtpuu-uuendust boniteet ($p<0,05$). Seda ilmselt sellepärast, et viljakam maa suudab pakkuda rohkem toitaineid ja mineraale. Uuritud aladel jäi täius vahemikku 28–112%, keskmiselt 60%. Skandinaavias oli metsise elupaikades keskmine täius 70% (Storch 1993). Täiuse alusel võiks magistritöö raames uuritud aladest pooled isegi sobida metsisele. Ka Šveitsis teostatud uuringus leiti, et metsisele sobilik maksimaalne täius jääb vahemikku 60–83% (Hofstetter *et al.* 2013). Minimaalseks täiuseks pakkusid Suchant ja Braunisch (2004) oma uuringus 10–33%. Kuigi käesolevast magistritööst ilmnes, et täius ei ole statistiliselt oluline lehtpuu-uuenduse mõjutaja ($p=0,144$) (tabel 1) ning samuti ei mõjuta statistiliselt ka täius okaspuu-uuendust ($p=0,175$) (tabel 2). Seda ilmselt sellepärast, et täius varieerub, mõne koha peal on puistu tihedam ja mõne koha peal hõredam. Häilude tekitamine ei ole ka hea, sest häil kasvab intensiivselt liiga tihedaks lehtpuuga, mis omakorda ei ole metsisele sobilik, sest takistab liikumist. Tihedas lehtpuu-uuenduses on ka kõrgem pisiimetajate arvukus, mis omakorda meelitab kohale väikekiskjaid, kes suurendavad kiskluse survet metsisele (Oja 2011)..

Šotimaal Broome *et al.* (2014) poolt teostatud uuringus toodi välja, et pärast harvendusraiet oleks metsisele asjakohane rinnaspindala vahemikus 22–31 m^2/ha ning sarnasele tulemusele jõudsid ka Hale *et al.* (2009). Nende tulemus oli vahemikus 23–26 m^2/ha. Käesoleva magistritöö uuritud eraldiste rinnaspindala jäi aga vahemikku 13–30 m^2/ha, keskmine 23 m^2/ha, mis tundub metsisele sobivat. Kuid käesoleva magistritöö tulemustest ilmnes, et I rinde tagavara ei ole statistiliselt oluline lehtpuu-uuenduse mõjutaja ($p=0,904$) (tabel 1). Okaspuu-uuendust, mis on metsisele olulisem, ei mõjuta samuti I rinde tagavara oluliselt ($p=0,395$) (tabel 2). I rinde tagavara maht tekitatakse väljaraie protsendiga, seega kaudselt mõjutab I rinde tagavara ka natuke uuenduse kasvu.

Kõige suurem uuenduse mõjutaja kõdusoometsades on ikkagi väljaraie protsent ehk raiekraad. Väljaraie protsent ehk raiekraad mõjutab statistiliselt lehtpuu-uuendust ($p<0,05$)

(tabel 1) ning samuti mõjutab statistiliselt ka okaspuu-uuendust ($p<0,05$) (tabel 2), mis omakorda on metsisele olulisem. Suurema väljaraie protsendiga tekitatakse rohkem ruumi uuenduse kasvuks, samuti pääseb rohkem valgust maapinnale, millega ergutatakse uuenduse kasvu. Väheneb ka juurkonkurents, raiutud puude lähedale suudab uuendus paremini ja kiiremini tekkida kui alles jäänud elusate puude ümbrusesse. Samuti jääb uuendusele rohkem mineraalaineid kasutamiseks, kui väljaraie protsent on suurem. Antud töö tulemuste põhjal võib väita, et soometsades ei ole sellist optimaalset raiekraadi, mille puhul tekiks vaid vähesel määral looduslikku lehtpuu-uuendust. Seega ainsa praktilise lahendusena tuleks metsise elupaikades perioodiliselt raiuda lehtpuu järelkasvu, millega saavutatakse hõredam alusmets ning on ka võimalik saavutada okaspuuga uuenemine, mis on pikas perspektiivis vajalik metsisele vajalike elupaikade säilimiseks. Järjepidev uuenduse raie on aga kallis, seega oleks tarvis otsida ka alternatiivseid viise, kuidas siiski tagada vähese lehtpuu-uuendusega metsisele sobivate alade püsimine. Praeguses töös oli vähe alasid, kus oli väljaraie osakaal väga väike (vt joonis 7), seega tasuks järgnevates uuringutes keskenduda ka sellistele aladele, kus on raiutud vähem kui 20% tagavarast, et leida, kas nende hulgast võiks leida optimaalse raiekraadi, kus lehtpuu-uuenduse teke ja areng on aeglane.

KOKKUVÕTE

Metsise kaitsealade eesmärk ei ole mõjunud nii nagu on loodetud, sest arvukuse trend on ikkagi langev, seega ei täida kaitsealad oma eesmärki. Välja on vaja selgitada põhjuseid. Üheks põhjuseks on kindlasti see, et alad on kasvanud liiga tihedaks metsise jaoks. Kõdusoometsades tekkiv uuendus on liiga tihe ning metsisele tähtsam okaspuu-uuendus on vilets võrreldes lehtpuu-uuendusega. Kõige rohkem mõjutab uuendust väljaraie protsent ehk raiekraad. Raiudes välja rohkem puid, tekib ka rohkem uuendust, mis omakorda pole metsisele sobilik. Niisketel kõdusoometsades tekib lehtpuu-uuendus liiga intensiivselt. Metsisele on sobilik uuendus, mis on väiksem kui 5000 puud/ha (Brzeziecki *et al.* 2012), kuid kui rakendatakse juba 25% väljaraiet, tekib lehtpuu-uuendust rohkem kui 10 000 puud/ha. Ülarinde puude arv hektaril mõjutab statistiliselt lehtpuu-uuendust ($p<0,05$) (tabel 1), kuid okaspuu-uuendust statistiliselt ei mõjuta ($p=0,077$) (tabel 2). Uuritud aladel oli keskmine täius 60%, Skandinaavias oli metsise elupaikades täius keskmiselt 70% (Storch 1993) ja Šveitsis teostatud uuringus leiti, et metsisele sobilik maksimaalne täius jääb vahemikku 60–83% (Hofstetter *et al.* 2013) ning minimaalne täius 10–33% (Suchant, Braunisch 2004). Täiuse alusel võiks magistritöö raames uuritud aladest pooled isegi sobida metsisele. Kuid uuringu käigus tuli välja, et täius ei mõjuta statistiliselt lehtpuu-uuendust ($p=0,144$) (tabel 1) ja samuti ei mõjuta täius ka okaspuu-uuendust ($p=0,175$) (tabel 2). Seega ei mõjuta statistiliselt ka I rinde tagavara lehtpuu-uuendust ($p=0,904$) (tabel 1) ja okaspuu-uuendust ($p=0,395$) (tabel 2). Kõige rohkem mõjutab statistiliselt kõdusoometsade uuendust ikkagi väljaraie protsent, lehtpuu-uuendust ($p<0,05$) (tabel 1) ja okaspuu-uuendust ($p<0,05$) (tabel 1). Kaitsealadel tuleks kujunudsraietega tõsta metsise elukvaliteeti, kuid juba väike väljaraie protsent on suur uuenduse mõjutaja. Veel tuleb täpsemalt uurida, et kuidas väike väljaraie protsent mõjutab uuendust. Parem oleks kui alad uueneksid rohkem okaspuuga, mis on ka metsisele olulisem. Tuleks välja selgitada, milline raieviis millisel kaitsealal oleks parim lahendus. Kindlasti tuleb jälgida seda, kuidas teha kujundusraiet niimoodi, et tekkinud metsakooslus püsiks pikka aega ja oleks metsisel kõige sobivam.

KASUTATUD KIRJANDUS

Andrén, H. (1992). Corvid density and nest predation in relation to forest fragmentation: a landscape perspective. Ecology, 73, 794–804.

Angelstam, P., Lindström, E., Widén. P. (1984). Role of predation in short-term population fluctuations of some birds and mammals in Fennoscandia. Oecologia 62, 199–208.

Baines, D., Moss, R., Dugan, D. (2004). Capercaillie breedinf success in relation to forest habitat and predator abundance. Journal of Appleid Ecology, 41, 59–71.

Baines, D., Warren, P., Richardson, M. (2007). Variations in the vital rates of black grouse (*Tetrao tetrix*) in United Kingdom. Wildlife Biol. 13 (Suppl. 1), 109–116.

Bircher, N., Bugmann, H., Bollmann, K. (2014). Silvicultural habitat restoration measures for the capercaillie in the special forest reserve of Amden: a first review. Schweiz Z Forstwes 165, 4, 87–96

Birds Directive. (2009a). Directive 2009/147/EC of the European Parliament and the Ciuncil of 30 November 2009 on the conservation of wild birds.

Bolibok L., Brzeziecki B., Drozdowski S., Zawadzka D., Zawadzki J. (2014). Application of classification trees for assessment species habitat preferences on the example of capercaillie (Tetrao urogallus). Sylwan 158, 4, 267–276.

Broome, A., Connolly, T., Quine, C. P. (2014). An evaluation of thinning to improve habitat for capercaillie (*Tetrao urogallus*). Forest Ecology and Management, 314, 94–103.

Brzeziecki, B., Drozdowski, S., Zawadzka, D., Zawadzki, J., (2012). Quantification of ecological preferences of the capercaillie tetrao urogallus by means of the habitat suitability index: A case study in theaugustów forest (NE Poland). Polish Journal of Ecology 60, 4, 805–814.

Cramp, S., Simmons, K. E. L., Perrins, C. M. (2004). Capercaillie. The Birds of the Western Palearctic Interactive. BirdGuides Ltd. and Oxford University Press.

EELIS. (2011). Eesti Looduse Infosüsteem.

Ginn, H. B., Melville, D. S. (2000). Moult in Bird. BTO Guide 19.

Gjerde, I., Wegge, P. (1989). Spacing pattern, habitat use and survival of capercaillie in a fragmented winter habitat. Ornis Scandinavica, 20, 219–225.

Graf, R. F., Bollmann, K., Bugmann, H., Suter, W. (2007). Forest and landscape structure as predictors of capercaillie occurrence. Journal of Wildlife Management 71, 2, 356–365.

Hale, S. E., Edwards, C., Mason, W. L., Price, M., Peace, A. (2009). Relationships between canopy transmittance and stand parameters in Sitka spruce and Scots pine stands in Britain. Forestry 82, 503–513.

Hannon, S. J., Martin, K. (2006). Ecology of juvenile grouse during the transition to adulthood. J, Zool. 269, 422–433.

Helle, T., Helle, P., Lindén, H., Kilmelä, S. S. (1989). Stand characteristics of capercaillie lekking sites in northern Finland. Soumen Riista, 35, 26–35.

Henttonen, H. (1989). Metsien rakenteen muutoksen vaikutuksesta myyräkantoihin ja sitä kautta pikkupetoihin ja kanalintuihin-hypoteesi. Soumen Riista 35, 83–90 (in Finnish with English summary).

Hofstetter, L., Arlettaz, R., Bollmann, K., Braunisch, V. (2013). Identifying combined sets of crucial, site-specific habitat variables and providing quantitative thresholds for flexible wildlife habitat management in forest ecosystems. Master's thesis of Philosophy and Science Faculty of the University of Bern, Switzerland.

Kauhala, K., Helle, P., Helle, E. (2000). Predator control and the density and reproductive success of grouse populations in Finland. Ecography 23, 161–168.

Keskkonnaamet. (2012). Metsise (*Tetrao urogallus Linnaeus*, 1758) kaitse tegevuskava.

Keskkonnainfo. (2014) Ulukid. http://www.keskkonnainfo.ee/main/ (05.05.2016)

Keskkonnaministeerium. (2004b). Looduskaitseseadus. (RT I 2004, 38, 258). Riigikogu

Keskkonnaministeerium. (2009). Metsa korraldamise juhend.

Klaus, S. (1985). Predation among capercaillie in a reserve in Thuringia. International Grouse Symposium 3, 334–346.

Kouki, J., Väänänen, A. (2000). Improverishment of resident old-growth forest bird assemblages along isolation gradient of protected areas in eastern Finland. Ornis Fennica 77, 145–154.

Kumari, E. (1954). Eesti NSV linnud. Eesti Riiklik Kirjastus, Tallinn.

Kurki, S., Helle, P., Lindén, H., Nikula, A. (1997). Breeding success of black grouse and caprecaillie in relation to mammalian predator densities on two spatial scales. Oikos 79, 301–310.

Kurki, S., Nikula, A., Helle, P. ja Linden, H. (2000). Landscape eragmentation and forest composition effects on grouse breeding success in boreal forests. Ecology, 81 (7), 1985–1997.

Kvasnes, M. A. J., Storaas, T. (2007). Effects of harvesting regime on food availability and cover from predators in capercaillie (*Tetrao urogallus*) brood habitats. Scand. J. Forest Res. 22, 241–247.

Laas, E., Uri, V., Valgepea, M. (2011). Metsamajanduse alused. Tartu: Tartu Ülikooli Kirjastus.

Lakka, J., Kouki, J. (2009). Patterns of field layer invertebrates in successional stages of managed boreal forest: Implications for the declining Capercaillie *Tetrao urogallus L.* population. Forest Ecology and Management, 257, 600–607.

Lindén, H. (1981). Estimation of juvenile mortality in the capercaillie (*Tetrao urogallus*) and the black grouse (*Tetrao tetrix*) from indirect evidence. Finnish Game Research 39, 35–51.

Lindén, H., Milonoff, M., Wikman, M. (1984). Sexual differences in growth strategies of capercaillie (*Tetrao urogallus*). Finnish Game Research, 42, 29–35.

Ludwig, G. X. (2007). Mechanisms of population declines in boreal forest grouse. Dr. biol. thesis, Department of Biological and Environmental Science, University of Jyväskylä, Jyväskylä, Finland.

Ludwig, G. X., Alatalo, R. V., Helle, P., Lindström, J., Siitari, H. (2006). Short- and long-tern population dynamical consequences of asymmetric climate change in black grouse. Proc. Roy. Soc. London, B 273, 2009–2016.

Ludwig, G. X., Alatalo, R. V., Helle, P., Nissinen, K., Siitari, H. (2008). Large-scale drainage and breeding success in boreal forest grouse. Journal of Applied Ecology, 45, 1–9.

Maaeluministeerium. (2014). http://www.agri.ee/et/seakatk (05.05.2016)

Marcström, V., Kenward, R. E., Engren, E. (1988). The impact of predation on boreal tetraonids during vole sysles: an experimantal study. Journal of Animal Ecology 57, 859–872.

Melekhov, I. S., Korkonosova, L. I., Chertovkoy, V. G. (1965). Guidance on the study of the concentrated loggings. Ed. Nauka, Moscow. (In Russian).

Miettinen, J. (2012). Capercaillie, successional stage of forest and number of stems. Grouse News 43, 21–23.

Miettinen, J., Helle, P., Nikula, A. (2005). Lek area characteristics of capercaillie (*Tetrao urogallus*) in eastern Finland as analysed from satellite-based forest inventory data. Scand. J. For. Res. 20, 358–369.

Miettinen, J., Helle, P., Nikula, A., Niemelä, P. (2008). Large- scale landscape composition and caprecaillie (*Tetrao urogallus*) density in Finland. Annales Zoologici Fennici, 45, 3, 161–173.

Miettinen, J., Helle, P., Nikula, A., Niemelä, P. **(**2010). Capercaillie (*Tetrao urogallus*) habitat characteristics in north-boreal Finland. Silva Fennica 44, 2, 235–254.

Milonoff, M., Lindén, H. (1989a). Sexual size dimorphism of body components in capercaillie chicks. Ornis Scandinavica, 20, 29–35.

Moss, R., Borchtchevski, V. (2015). Age structure and movement of Capercaillie (*Tetrao urogallus*) males in NW Russia – a two-compartment model. Ornis Fennica 92, 1–14.

Oja, R. (2011). Metssea (*Sus scrofa*) lisasöötmise kõrvalmõjud maaspesitsevatele lindudele, teistele imetajatele ja taimedele. Tartu Ülikool.

Padari, A. (2004). Metsahindamisprogramm „RaieWin". Magistritöö. Eesti Põllumajandusülikool, Tartu.

Paju, T. (2013). Raiete mõju metsiste (*Tetrao urogallus L*) populatsioonile. Eesti Maaülikool.

Park, K. J., Graham, K. E., Calladine, J., Wernham, W. (2008). Impacts of birds of prey on gamebirds in the UK: a review. *Ibis.* 150 (Suppl. 1), 9–26.

Parlane, S., Summers, R.W., Cowie, N.R., van Gardingen, P.R. (2006). Management proposals for bilberry in Scots pine woodland. Forest Ecology and Management 222, 272–278.

Pass, E. (2015). Siirdesoometsade kuivendamise mõju metsise (*Tetrao urogallus*) pesarüüstele – katse tehispesadega. Tartu Ülikool.

Peensoo, B. (2015). Metsise (*Tetrao urogallus*) kohanemine metsamaastiku muutustega: mängualade asukohadünaamika Eestis. Tartu Ülikool.

Rajala, P., Lindén, H. (1982). Effect of drainage and fertilization of pine swamps on the abundance of some game animals. Suomen Riista, 29, 93–97.

Randveer, T. (2003). Jahiraamat. Tallinn: Eesti Entsüklopeediakirjastus.

Riigi Teataja. (2004). I ja II kaitsekategooriana kaitse alla võetavate liikide loetelu, RT, I 2004, 44, 313.

Riigi Teataja. (2010). Metsise püsielupaikade kaitse alla võtmine, RTL 2005, 13, 111 C.F.R.

Riigi Teataja. (2014). Metsaseaduse ja halduskoostöö seaduse muutmise seadus, RT I, 11.12.2013, 1

Rolstad, J. (1989). Habitat and range use of capercaillie (*Tetrao urogallus* L.) in southcentral Scandinavian boreal forests, with special reference to the influence of modern forestry. Dr. agrig. Thesis, Department of Nature Conservation, Agricultural University of Norway, Ås, Norway.

Rolstad, J., ja Wegge, P. (1989). Effects of logging on caprecaillie *Tetrao urogallus* leks. II. Cutting experiments in southeastern Norway. Scandinavian Journal of Forest Research, 4, 111–127.

Rolstad, J., Rolstad, E., Wegge, P. (2007). Capercaillie *Tetrao urogallus* lek formation in young forest. Wildlife Biology, 13, 1, 59–67.

Rolstad, J., Wegge, P. (1987b). Habitat characteristics of Capercaillie *Tetrao urogallus* display grounds in southeastern Norway. Holarctic Ecology, 10, 3, 219–299.

Rolstad, J., Wegge, P., Larsen, B. B. (1988). Spacing and habitat use of capercaillie during summer. Canadian Journal of Zoology 66, 670–679.

Schley, L., Roper, T. J. (2003). Diet of wild boar *Sus scrofa* in Western Europe, with particular reference to consumption of agricultural crops. Mammal Review 33, 43–56.

Seiskari, P. (1962). On the winter ecology of the capercaillie (*Tetrao urogallus*) and the black grouse (*Lyrurus tetrix*) in Finland. Finnish Game Research 22, 1–119.

Sirkiä, S., Helle, P., Lindén, H., Nikula, A., Norrdahl, K., Suorsa, P., Valkeajärvi, P. (2011). Persistence of Capercaillie (T*etrao urogallus*) lekking areas depends on forest cover and fine-grain fragmentation of boreal forest landscapes. Ornis Fennica 88, 14–29.

Sirkiä, S., Lindén, A., Helle, P., Nikula, A., Knape, J., Lindén H. (2010). Are the declining trends in forest grouse populations due to changes in the forest age structure? A case study of capercaillie in Finland. Biological Conservation, 143, 1540–1548.

Sjöberg, K. (1996). Modern forestry and the capercaillie. In: Degraaf, R. M., Miller, R. I. (Eds.), Conservation of Faunal Diversity in Forested Landscapes. Chapman and Hall. 111–140.

Soolmann, E. (2014). Aegjärksel raiel loodusliku uuenduse teket mõjutavad tegurid. Magistritöö. Eesti Maaülikool, Tartu.

Storch, I. (1993) Habitat selection by capercaillie in summer and autumn: is bilberry important? Oecologia 95, 257–265.

Storch, I. (2007). Grouse status survey and conservation action plan 2006–2001. Gland, Switzerland.

Suchant, R., Braunisch, V. (2004). Multidimensional habitat modelling 741 in forest management – a case study using capercaillie in the 742 Black Forest, Germany. Ecological Bulletins, 51, 455–469.

Summers, R. W., Willi, J., Selvidge J. (2009). Capercaillie *Tetrao urogallus* nest loss and attendance at Abernethy Forest, Scotland. Wildlife Biology, 15, 3, 319–327.

Swenson, J. E., Angelstam, P. (1993). Habitat separation by sympatric forest grouse in Fennoscandia in relation to boreal forest succession. Canadian Journal of Zoology, 71, 1303–1310.

Zilmer, K. (2013). Metssea (*Sus scrofa*) lisasöötmise mõju kanaliste pesarüüstajatele. Tartu Ülikool.

Tartes, U. (Ed.). (2008). Eesti Punane Raamat. Tartu: Eesti Teadusteakadeemia looduskaitse komisjon.

Valdmann, H. (2008). Kährikkoera (*Nyctereutes procyonoides*) ohjamiskava.

Valkeajärvi, P., Ijäs, L. (1986). On the display requirements of capercaillie incentral Finland. Suomen Riista 33, 5–18. (In Finnish with English summary.)

Veterinaar- ja toiduamet. (2013). http://www.vet.agri.ee/?op=body&id=50 (04.05.2016)

Viht, E. (2006). Metsis on ohus, hoidkem ta kodu. Eesti loodus, (3). http://www.eestiloodus.ee/index.php?artikkel=1411 (27.04.2016)

Viht, E., Randla, T. (2002). Metsis. Eesti asurkonna seisund ja säilitamise väljavaated (Vol. 5). Tartu: Eesti Ornitoloogiaühing.

Wegge, P., Kastdalen, L. (2007). Pattern and causes of natural mortality of capercaillie (*Tetrao urogallus*) chicks in a fragmented boreal forest. Annales Zoologici Fennici 44, 141–151.

Wegge, P., Kastdalen, L. (2008). Habitat and diet of young grouse broods: resource partitioning between Capercaillie (*Tetrao urogallus*) and Black Grouse (*Tetrao tetrix*) in boreal forests. J. Ornithol. 149, 237–244.

Wegge, P., Olstad, T., Gregersen, H., Hjeljord, O., Sivkov, A. V. (2005). Capercaillie broods in pristine boreal forest in Northwestern Russia: the imoptances of insects and cover in habitat selection. Canadian Journal of Zoology, 83, 1547–1555.

Wegge, P., Rolstad, J. (1986). Size and spacing of capercaillie leks in relation to social behavior and habitat. Behavioral Ecology and Sociabiology, 19, 6, 401–408.

Wegge, P., Rolstad, J. (2011). Clearcutting forestry and Eurasian boreal forest goruse: Long-term monitoring of sympatric capercaillie (*Tetrao urogallus*) and blackgrouse (*Tetrao tetrix*) reveals unexpected effects on their population performances. Forest Ecology and Management, 261, 1520–1529.

Mina, Marek Salla ,
(*autori nimi*)
sünniaeg 26.12.1988 ,

1) annan Eesti Maaülikoolile tasuta loa (lihtlitsentsi) enda loodud lõputöö

Metsise (*Tetrao urogallus* L.) taastatud elupaikade metsamajanduslikud võimalused ,
(*lõputöö pealkiri*)
mille juhendaja(d) on Raul Rosenvald ,
(*juhendaja(te) nimi*)

salvestamiseks säilitamise eesmärgil, sh digitaalarhiivis DSpace säilitamise eesmärgil, kuni autoriõiguse kehtivuse tähtaja lõppemiseni;

2) olen teadlik, et punktis 1 nimetatud õigused jäävad alles ka autorile;

3) kinnitan, et lihtlitsentsi andmisega ei rikuta teiste isikute intellektuaalomandi ega isikuandmete kaitse seadusest tulenevaid õigusi.

Lõputöö autor _____
(*allkiri*)
Tartu, _____
(*kuupäev*)

Juhendaja(te) kinnitus lõputöö kaitsmisele lubamise kohta.

Luban lõputöö kaitsmisele.

_____ _____
(*juhendaja nimi ja allkiri*) (*kuupäev*)