

TARTU ÜLIKOOL
ÖKOLOOGIA- JA MAATEADUSTE INSTITUUT
GEOGRAAFIA OSAKOND
LOODUSGEOGRAAFIA- JA MAASTIKUÖKOLOOGIA ÕPPETOOL

Lauri Kulpsoo
VALGESELG-KIRJURÄHNI ELUPAIGAVALIK EESTIS
Bakalaureusetöö

Juhendajad: PhD Jaan Pärn
BSc Renno Nellis

TARTU 2014

Sisukord

1. Sissejuhatus.....	3
2. Liigi bioloogia, arvukus ja levik	5
2.1. Elupaik.....	5
2.2. Toitumine.....	6
2.3. Pesitsusbioloogia.....	8
2.4. Asustustihedus	9
2.5. Elupaiga piirväärtused	11
2.6. Levik ja arvukus	13
3. Materjal ja metoodika	19
3.1. Rähniandmete kogumine	19
3.2. Andmete koondamine ja analüüs	19
4. Tulemused	24
5. Arutelu.....	29
Kokkuvõte.....	33
Summary	34
Tänuavaldused	36
Kasutatud kirjandus	37
Viited internetist.....	41
Lisa.....	42

1. Sissejuhatus

Eestis pesitseb kaheksa rähniliiki - väike-kirjurähn (*Dendrocopos minor*), suur-kirjurähn (*Dendrocopos major*), musträhn (*Dryocopus martius*), roherähn (*Picus viridis*), hallpearähn (*Picus canus*), tamme-kirjurähn (*Dendrocopos medius*), laanerähn (*Picoides tridactylus*) ja valgeselg-kirjurähn (*Dendrocopos leucotos*). Toitumise alusel võib neid jaotada nelja rühma:

- 1) generalistid ehk kõigesööjad rähnid - suur-kirjurähn ja musträhn
- 2) sipelgatoidulised rähnid - roherähn ja hallpearähn
- 3) puidumardikaspetsialistid - laanerähn ja valgeselg-kirjurähn
- 4) väikesed lehtmetsarähnid - väike-kirjurähn ja tamme-kirjurähn

Rähnaliste elupaiganõudlus on seotud metsade looduslike omadustega: mitmed liigid toituvad surnud puidus (eriti lehtpuudes) leiduvatest putukavastsetest ning pesitsevad vanades surnud puudes (Kinks 2000a). Seetõttu loetakse rähniliisi metsalindude seas metsa kvaliteedi suhtes üheks nõudlikumaks liigirühmaks (Angelstam ja Mikusinski 1994). Nii Euroopas kui Eestis järgib rähnaliste arvukus ja liigirikkus üsna hästi metsade looduslikku mitmekesisust - looduspõhises elab rohkem erinevaid rähne kui majanduspõhises (Angelstam ja Mikusinski 1994; Mikusinski ja Angelstam 1997; Kinks 2000a; Lõhmus jt. 2000a). Eelnevalt tulenevalt on rähnidel tugiliikidena metsaökosüsteemides oluline roll - Eestis on nad ainsateks primaarseteks õõneloomadeks, kes rajavad puuõõnsusi, mida saavad kasutada mitmed sekundaarsed õõneloomad (näiteks väänkael, karvasjalg-kakk, värbkakk jt.), kes ise õõnsusi rajada ei suuda (Remm ja Lõhmus 2011). Lisaks sellele võib rähniliisi käsitleda ka tunnusliikidena, kelle arvukus ja populatsiooni seisund peegeldab mitmete teiste liikide olukorda ja metsade üldist elurikkust (Drever jt. 2008; Simberloff 1998; Angelstam jt. 2004; Virkkala 2006).

Valgeselg-kirjurähn on mainitud tunnuste poolest rähnaliste seas üks iseloomulikumaid ja tundlikumaid liike. Tema elupaigaks on vanad majandamata leht- või segametsad, kus leidub rohkelt surnud lehtpuitu (Aulen 1988; Kinks 1999; Czeszczewik 2009). Pesa

ehitab ta surnud või elusasse pehme puiduga lehtpuusse, reeglina otsib ka toitu surnud lehtpuude puidust (Aulen 1988; Kinks 2000b; Lõhmus jt. 2010). Metsa majandamise käigus raiutakse välja vanad lehtpuupuistud või eemaldatakse neist vanad ja surnud puud, mistõttu valgeselg-kirjurähn on mitmetes Euroopa riikides üsna ohustatud. Eesti looduskaitsealuste liikide seas tõsteti valgeselg-kirjurähn 2004. a. III-st kategooriast II kategooriasse, rahvusvahelises IUCNi punases raamatus on liik arvatud soodsas seisundis (*Least Concern*) olevate hulka, mille ülemaailmset populatsiooni hinnatakse kahanevaks.

Töö esimeses osas annan ülevaate valgeselg-kirjurähni pesitsusbioloogiast, liigi seisundist ja arvukusest Euroopas ning Eestis ja teises osas uurin liigi elupaigavalikut Eestis 30-lt vaatlusalalt kogutud vaatlusandmete põhjal.

Käesoleva bakalareusetöö eesmärgiks on uurida valgeselg-kirjurähni elupaigavalikut määravaid tunnuseid ning püüda vastata järgmistele küsimustele:

- 1) milliste puistu tunnuste poolest eristuvad valgeselg-kirjurähni vaatluskohad?
- 2) kas valgeselg-kirjurähni elupaigavalikut ja -eelistusi on võimalik hinnata ühekordse loenduse käigus kogutud vaatlusandmete põhjal?

2. Liigi bioloogia, arvukus ja levik

2.1. Elupaik

Valgeselg-kirjurähn asustab peamiselt Eesti mandriosa suuremaid metsamassiive (Lõhmus jt. 2000a), kuid võib pesitseda ka mosaiikmaastikus, näiteks suuremates vanades parkides, puisniitudel, jõgedeäärsetes puuderibades ja väiksemates metsatukkades (Väli 2005; Kinks 2012). Läänesaari asustavad vaid üksikud paarid (Lõhmus 2000). Tavaliselt eelistab ta vanemaid niiskeid leht- ja segametsi, okasmetsades võib teda kohata harva ning enamasti vaid pesitsusvälisel ajal (Aulen 1988). Elupaigavalikul on tähtsaim piisava hulga seisvate surnud lehtpuude olemasolu, milles elavad putukad ja nende vastsed on valgeselg-kirjurähni peamiseks toiduks. Kuna lehtpuude suremine toimub tihti liigniisketes tingimustes, leidub rohkelt surnud puitu metsaojades, jõgede ja järvede kaldaäärsetes valgusküllastes metsades. Kaldaäärsed metsad on majandamiseks raskesti ligipääsetavad või asuvad raiepiirangu vööndis, mõistõttu seal on säilinud rohkelt vanu ja surnud puid (Wesolowski 1995). Sellest tulenevalt eelistab valgeselg-kirjurähn elupaigana soiseid vanu lehtmetsi (Väli 2005), kuigi olulisem on ilmselt surnud puidu ja häirimise puudumise (Kinks 2000b), kui jõgede läheduse eelistus.

Tartumaa ja Jõgevamaa (Järvselja) metsades 1998.a. tehtud uurimuse käigus leiti valgeselg-kirjurähne üle 50 aasta vanustest kase (vanus 45-55 a.) ja haava (vanus 35-70 a.) enamusega puistutest, oluliseks tingimuseks oli suurte haabade olemasolu ning võra liituvus 0,6 – 0,9 (Stighäll ja Ahas 1999). Eestis leitud 23 pesast on 9 asunud haavas, 7 kases, 3 sanglepas, 2 hall-lepas, 1 määramata lepas ja 1 kuuses (Elts 2000; Väli 2005).

Valgeselg-kirjurähni kaitse tegevuskava koostamisel kogutud pesitsusaegsete vaatluste põhjal oli liigile sobivate kase-, haava- ja sanglepapuistute vanus vähemalt 50 aastat. Suur osa (48%) vaatlusi on kirja pandud kase peapuuliigiga metsades. Pesitsusajal on valgeselg-kirjurähne enamasti kohatud sooviku-, salu- ja laanemetsades angervaksa, naadi, jänesekapsa-mustika ja sõnajala kasvukohatüübis ning kõrgema boniteediklassiga

(Ia, I ja II) puistutes. 73% pesitsusaegsetest vaatlustest tehti kuivendamata metsades (Kinks 2012).

Lätis leiti kaldaäärsetest lepa enamusega lehtmetsadest 21 pesa, killustatud metsamaastikust 5 ja suurtest metsamassiividest samuti 5 pesa (kokku 31), kusjuures 28 neist asusid järvedele ja vooluveekogudele lähemal, kui 100 meetrit. Pisut üle poole (16 pesa 31-st) asusid surnud tüügastel, sealhulgas 8 kasel, 5 hall-lepal ja 3 sanglepal. Pehmema puiduga haava (6), paju (1), pärna (1) ja sanglepa (2) puhul kasutati pesapuuna ka elusaid puid (Krams 1998). Norra mägistes rannikumetsades kasutasid valgeselg-kirjurähnid pesapuuna eranditult vaid elusaid ja surnud haabasid (n=73), kusjuures igal aastal raiuti uus pesaõõnsus (Hogstad ja Stenberg 1997).

2.2. Toitumine

Valgeselg-kirjurähn toitub peaaegu eranditult surnud ja kõdunevas lehtpuidus elavatest putukatest ja nende vastsetest, mis tingib tema elupaigavaliku sõltuvuse surnud puudest, kusjuures toitumisel on eelistatud jämedamad (üle 15 cm) vanad lehtpuud (Aulen 1988). Lõhmus jt. (2000) leidsid, et lisaks suurtele puudele on toitumisel olulised ka peenikesed, kuni 5 cm läbimõõduga tüükad.

Eestis kogutud juhuvaatluste andmetel kohati valgeselg-kirjurähni eelkõige majandamata metsades, kus ta toitus peaaegu ainult lehtpuudel, enamasti sanglepal, aga ka laialehistel puudel, remmelgal, kasel, hall-lepal ja haaval (Kinks 2000b). Suvepoolastal (n=33) vaadeldi liiki toitumas sagedamini segapuistus (53%), kõige sagedamini sangleppadel ja vähem lehtpuistutes (47%), kus ta toitus haabadel, sangleppadel ja laialehistel puudel. Talvepoolaastal (n=42) rohkem leht- (76%) ja vähem segapuistutes (17%), eelistades siiski alati lehtpuuid. Talvel kasutati toiduks enamasti surnud puitu (71%) ning suvel elusaid puid (64%), kuigi viimast on siiski ilmselt ülehinnatud, kuna vaatlejad ei eristanud sageli elusate puude surnud okstel toitumist (Väli 2005).

Nii Eesti kui Norra uurimused näitavad, et surnud lehtpuidu hulk pesitsusalal on just talvepoolaastal kriitilise tähtsusega. Suhteliselt suure kehamassiga lindudel tuleb lühikest valget aega toidu otsimisel kasutada võimalikult säästlikult. Norras tegutsesid linnud kogu talve jooksul oma pesitsusala piires ning leiti, et külm talv ja hiline kevad mõjutasid otseselt munemise aega, kurna suurust ja pesapoegade kehakaalu – mida soojem oli munemisele eelnenud periood, seda varem asuti munema; keskmine kurna suurus (4 muna) korreleerus märtsikuu keskmise õhutemperatuuriga (kurnad olid väiksemad, kui märts oli külm; Hogstad ja Stenberg 1997).

Poolas on leitud, et ka mahalangenud surnud puudel võib valgeselg-kirjurähni toitumisel olla oluline roll (Czeszczewik 2009), kuid Eestis see kinnitust pole leidnud. Samas soovitatakse Soomes liigile sobivate elupaikade taastamistöõde puhul mahasaetud ja kõdunema jäetavad puutüved kivi, kännu või künka otsa tõsta nii, et need oleks talvel rähnidele paremini kättesaadavad. Samal põhjusel rõhutatakse ka noorte pihlakate ja kuuskede eemaldamise vajadust alusmetsast, mis parandaks soojuse ja valguse ligipääsu metsaalusele (Similä ja Junninen 2012). Varjulises metsas sulab surnud lamapuit lume alt välja alles hiliskevadel, aga valgeselg-kirjurähnid hakkavad pesitsusterritooriumidest trummeldamisega märku andma juba veebruari lõpus (Väli 2005).

Valgeselg-kirjurähnide toiduvarusid on püütud parandada elusaid puid täksimise ja koorimise kaudu suretades ning kaskesid kõige alumise oksa kõrguselt harvesteridega pooleks murdes. Rootsis leiti, et täksitud ja kooritud haabased, kaskesid ning leppased hakkasid rähnid toitumiseks külastama 7-8 aasta möödudes (Aulen 1988). Nii Rootsi uurimuses kui Soome põhjalikus metsaelupaikade taastamise ja majandamise juhendis nenditakse siiski, et selliseid töömahukaid meetmeid tuleks kasutusele võtta vaid äärmisel vajadusel seal, kus lehtpuud pole puidumardikate jaoks piisavalt vanad ning kus metsa majandamine ei ohusta lehtpuude arvukuse säilitamist pikema aja vältel (Aulen 1988; Similä ja Junninen 2012).

Valgeselg-kirjurähni ja teiste raietundlike liikide toiduvarude püsimiseks tuleks järgida säilitava metsanduse põhimõtteid: jätta lageraiete puhul puutumata vähemalt 5-10 %

puudest, säilitades suuremad ja vanemad puud, õõnsad või õõnsustega puud, silmapaistvad ja haruldast liiki puud. Säilitatud puud ja puudetukad toimivad raiejärgses metsas omamoodi päästepaatidena, mis aitavad puidumardikatel ja nendest toituvatel rähnidel metsamaastikus toimunud muutused üle elada ning vähendavad raiete tagajärjel tekkinud killustatuse mõju (Gustafsson jt. 2012; Gustafsson jt. 2013).

Eestis on kaitsealuste ja majandatavate vanade metsade võrdluses leitud, et küpsete majandusmetsade põhiprobleem on vanuseline ühtlustumine. Majandusmetsades on just kasvuaasta lõpufaasis olevate suurte elavate (üle 40 cm läbimõõduga) ja surnud (üle 30 cm) lehtpuude ning lamapuidu (üle 20 cm) hulk tunduvalt väiksem, kui loodusmetsades, mistõttu rõhutatakse säilitava metsanduse juurutamise vajadust ja FSC raienõuete täpsustamist erinevate metsatüüpide puhul (Lõhmus ja Kraut 2010). Näiteks tuleks jälgida, et metsamehed jätaksid üksikud seisvad pehkinud puud ja tüükad raiete käigus alles, sest need on rohkem väärt, kui hulk nooremaid säilikipuid. Tuleks valida ka suuremaid säilikipuid, mida paraku pole ühevanuselisest metsast eriti leida (Lõhmus jt. 2013).

2.3. Pesitsusbioloogia

Valgeselg-kirjurähn on rähnide seas kõige varasem pesitseja – pesitusterritooriumidest hakatakse trummeldamisega märku andma alates veebruari lõpust, aktiivsemalt märtsi keskpaigast (Väli 2005). Pesa ehitatakse aprillis, kurn munetakse aprilli lõpus või mai alguses. Munemise algus ja sellest tulenevalt ka poegade lahkumine pesast võib suures ulatuses varieeruda – mida soojem on talv, seda varasem on kurn ja suuremad pojad, külma talve ja vihmase kevade puhul vastupidi (Hogstad ja Stenberg 1997). Pojad viibivad pesas 23-30 päeva ning lahkuvad enamasti mai lõpus või juuni alguses (Aulen 1988). Norras on varaseima ja hiliseima pesitsuse alguse vahe koguni kuu aega, ulatudes aprilli keskelt mai keskpaigani (Hogstad ja Stenberg 1997). Eestis on poegade pesi leitud 22. maist 29. juunini (Väli 2005). Kurna suurus on keskmiselt 4 muna, keskmine pesitsusedukus 2,4-3,1 lennuvõimestunud poega eduka paari kohta, mis on rähnide seas keskmine näitaja (Aulen 1988; Hogstad ja Stenberg 1997).

Pesaõõnsus raiutakse tavaliselt jalal surnud lehtpuusse või elusate puude surnud osadesse, okaspuudesse väga harva. Eestis ja Lätis on pesapuuks enamasti haab või kask, harvemini sanglepp, kuid kasutatakse ka teisi lehtpuuliike. Sanglepa ja kase tüvesse raiutud õõnsused on peaagu alati surnud või surevas puus, haava puhul rajatakse pesa sageli ka elusasse puusse, seda eriti majandusmetsades (vt. peatükk 2.1.; Kinks 2000b; Krams 1998; Kinks 2012). Eestis on mitmeid pesi leitud ka raielankidele jäetud üksikutest puudest (Kinks 2012), kuid Rootsis on sarnase nähtuse puhul leitud, et sellised killustatud elupaigad on liigi säilimise seisukohalt vaid ajutise tähtsusega (Aulen 1988).

Pesapuu diameeter pesaava juures on enamasti 21-28 cm, minimaalselt 17 cm, kusjuures on leitud, et võrreldes teiste rähniliikidega eelistab valgeselg-kirjurähn tunduvalt pehmemat puitu, madalamaid pesapuid ning rajab õõnsuse üsna pesapuu tipu lähedale (Aulen 1988; Krams 1998; Hågvar jt. 1990). Alam-Pedja kaitsealalt leitud viie pesapuu rinnasdiameeter oli vahemikus 26-43 cm, keskmiselt 27 cm (Kinks 2000a; Kinks 2012). Eestist leitud pesade puhul oli pesapuu kõrguseks keskmiselt 15,3 (8-25) ja pesaava kõrguseks 9,2 (3-22,5) m (Elts 2000), Lätis enamasti 11-22 m (Krams 1998). Pesa rajatakse sageli veekogude lähedale liigniisketesse puistutesse (vt. peatükk 2.1.; Aulen 1988; Krams 1998).

2.4. Asustustihedus

Valgeselg-kirjurähni pesitsuterritooriumi suurust on Rootsis hinnatud vähemalt 50-100 hektarile, Norras 75-100 ha ja Poolas 100 ha (Aulen 1988; Hagemeyer ja Blair 1997). Rootsis tehtud raadiotelemeetria uuringute põhjal on kodupiirkonna suuruseks pesitsuse ajal 100-150 ha ning talvel 300 (emastel) kuni 625 (isastel) ha (Kinks 2012).

Põhja- ja Kesk-Euroopas loetakse valgeselg-kirjurähni asustustiheduseks optimaalsetes tingimustes 1 paar/km² metsamaa kohta (Hagemeyer ja Blair 1997). Pesitsuse tihedust mõjutab oluliselt metsamajandamise intensiivsus. Ühtsetes vanades metsamassiivides, kus leidub rohkelt toitu, on kodupiirkonnad väiksemad ning rähnide asustus seetõttu

tihedam. Raiete poolt killustatud puistutes koosneb pesitsusterritoorium mitmetest lahusolevatest metsatukkadest ja pesitsusala on seetõttu suurem ning linde kokkuvõttes vähem (Aulen 1988; Wesolowski 1995).

Kümnel Eesti uurimisalal, mis vastavalt majandamise ulatusele jagati loodusmetsadeks (2), majandusmetsadeks (4) ja mosaiikse maastikuga aladeks (4), oli valgeselg-kirjurähn selgelt seotud loodusmassiividega, puudus kõigil mosaiikmaastiku-aladel ning saavutas kõrgeima arvukuse loodusmetsades. Ulatuslike põlismetsadega Nigulast leiti 26-30 ning Utsalist 18-23 territooriumi 100 km² metsamaa kohta. Selgus, et kuigi uuritud majandusmetsades valdasid liigile meelepärased kaasikud ja haavikud, leiti sealt mitu korda vähem rähne, kui loodusmetsadest – 3-9 territooriumi 100 km² metsamaa kohta (Lõhmus jt. 2000a). Sarnast nähtust kirjeldati Tartumaal Järvselja piirkonna majandusmetsades, kus paljud liigile näiliselt sobivad haavikud olid asustamata ning asustustiheduseks hinnati 10-17 paari/km² metsamaa kohta (Stighäll ja Ahas 1999). Mõlemad uurimused tõestavad selgelt valgeselg-kirjurähni raiepelglikkust.

Eesti riikliku rähniseire andmetel (1997-2011. a.) hinnati valgeselg-kirjurähni asustustiheduseks Eestis keskmiselt 12-20 territooriumi 100 km² metsamaa kohta, kus asustustihedus oli kõrgem kaitsealadel (keskmiselt 20) ja madalam majandusmetsades (keskmiselt 17; Nellis 2011). Metsa majandamise mõju asustustihedusele iseloomustavad ka andmed Põhja-Liivimaa linnualalt. Sarnase kasvukohatüübiga metsade puhul oli asustuse tihedus poole kõrgem Nigula looduskaitsealal (ca 7 paari 100 km² metsamaa kohta), kui kaitsealaga piirnevates Urissaare majandatud metsades (3-4,5 paari/ 100 km²; Kinks 2012; Väli 2005).

Eestis on sobivate tingimuste korral väiksematel aladel leitud ka tunduvalt kõrgemaid asustustihedusi. Näiteks 2010. a. leiti Läänemaal Ehmja-Turvalepa hoiualalt umbes 7 km² suurusest sobivast biotoobist 7 territooriumi ehk ca 1 territoorium 1 km² metsamaa kohta (tõid teostas Läänemaa linnuklubi) ning 2012. a. saadi Matsalu Rahvuspargis kõrgeimaks asustustiheduseks kohati kuni 10 territooriumi 10 km² metsamaa kohta (tõid teostasid Olavi Vainu ja Triin Paakspuu). See tõestab, et eelpool mainitud Euroopa

kõrgeimat asustustihedust 1 paar/1 km² võib sobiva elupaiga puhul leida ka Eestis ning sedagi, et meil leidub valgeselg-kirjurähni jaoks optimaalseid biotoope (Kinks 2012). Norra uurimuse kohaselt vältis valgeselg-kirjurähn kuuseistandusi ning eelistas surnud tüügastega lehtmetsi (Gjerde jt. 2005).

Rohke surnud puiduga puutumatu puustuid asustavad valgeselg-kirjurähnid mitmete aastate jooksul, hoides põliste territooriumide lähedusse, samas kui killustatud metsade puhul pesitsetakse sobivates säilinud elupaigalaikudes erinevatel aastatel roteeruvalt (Kinks 2012). Norras leiti, et 91% emaslindudest (n=34) pesitses vähem kui 1 km kaugusel eelnenud aasta pesapaigast (Hogstad ja Stenberg 1997).

2.5. Elupaiga piirväärtused

Valgeselg-kirjurähni puhul on peamiseks elupaigavalikut määravateks tunnusteks surnud puude ning vanade lehtpuude või lehtmetsa osakaal elupaigas (Aulen 1988; Kinks 2000a). Seda on tõestanud näiteks Norra pesitsusedukuse uuringud, kus leiti, et pesitsuterritooriumi kvaliteet (surnud puidu kogus ja aastaringne kättesaadavus) on kõige tähtsam pesitsusedukust mõjutav näitaja (Hogstad ja Stenberg 1997). Võib öelda, et suurtele metsamassiividele kohastunud liik suudab kohaneda küll killustatud metsamaastikuga, kuid ühtse ja killustatud elupaiga kriitiline erinevus ilmneb talvel, mil külma tõttu tuleb energiat kokku hoida ning üksikute laikude vahel lendamine võib lindudel üle jõu käia (Hogstad ja Stenberg 1997).

Rootsis leiti, et valgeselg-kirjurähnil sobiva ühtse elupaiga killustumine algas siis, kui sobiva elupaiga osakaal maastikus langes alla 60%. Elupaigalaikude jätkuva hävimise puhul kasvas laikude vaheline kaugus eksponentsiaalselt siis, kui sobivate elupaikade osakaal langes alla 20%. Nii jõuti järeldusele, et valgeselg-kirjurähni asurkonna püsimiseks peab 9-17% (keskmiselt 13%) maastikust olema kaetud sobiva biotoobiga. Kui elupaiga osakaal langeb alla selle, hakkab liigi arvukus kiiresti kahanema (Carlson 2000). Kuna arvukuse langus toimub tõenäoliselt mõnda aega pärast elupaiga kadumist, võib vajalik elupaigaprotsent olla siiski kõrgem (Väli 2005).

Varasemas Rootsi uurimuses on leitud, et valgeselg-kirjurähni territooriumil peab olema vähemalt 50 ha vähemalt 50-aastast lehtmetsa (Aulen 1988), Eestis liigi kaitsekorralduskava koostamiseks kogutud vaatluste põhjal leiti, et enamasti kasvas 600 m raadiuses vaatluskohast keskmiselt 33 ha vähemalt 50-aastast lehtmetsa (Kinks 2012).

Poola Bielowieza piirkonna uuringus näidati, et valgeselg-kirjurähn vältis majandatud metsi ja kuuseistandusi ning 1 km² suurusel valgeselg-kirjurähni territooriumil leidis vähemalt 10 – 20 m³ surnud seisvat ja lamapuitu (Angelstam jt. 2002 via Angelstam jt. 2003). Czeszczewik ja Walankiewicz (2006) võrdlesid samas piirkonnas valgeselg-kirjurähni poolt asustatud ja hüljatud elupaiku. Leiti, et 1 km² suuruses uurimisruutes oli keskmine surnud puidu koguhulk asustatud territooriumide puhul tunduvalt kõrgem (ca 50 m³/ha) kui asustamata alade puhul (ca 9 m³/ha). Suurte, üle 20 cm läbimõõduga seisvate surnud puude arv oli liigiga asustatud aladel keskmiselt 17 tk/ha (maht ca 27 m³/ha ehk ca 0,5 m²/ha) ja asustamata aladel 5 tk/ha (5 m³/ha). Eestis on sarnane uuring tehtud Loode-Tartumaal, kus leiti, et valgeselg-kirjurähni pesapaikades oli üle 5 cm läbimõõduga ja üle 50 cm kõrguste seisvate surnud puude hulk keskmiselt 160 (130-245) tk/ha (Kinks 2012). Sama uuringu tulemused näitasid, et toiduspetsialistidest rähnide (laanerähn, väike- ja valgeselg-kirjurähn) elupaiga asustamise tõenäosus suurenes hüppeliselt, kui seisvate surnud puude hulk oli suurem, kui 220 tk/ha. Paraku hinnati selle uuringu valimit põhjalikumate järeltulemuste tegemiseks liiga väikeseks (Kinks 2012). Antud tulemused klapivad siiski päris hästi samas piirkonnas läbi viidud põhjalikumate uuringutega, kus kümnel valgeselg-kirjurähni pesitsusterritooriumil loetleti keskmiselt 150-210 tüügast ha⁻¹ kohta ning mainitud künniseks kolme loetletud rähni liigi puhul oli 150 tüügast ha⁻¹ (Lõhmus jt. 2010).

Rähnide elupaigavajadusi uurides leidsid Roberge jt. (2008), et valgeselg-kirjurähni esinemise tõenäosus tõusis 90%-ni siis, kui üle 10 cm läbimõõduga surnud lehtpuutüügaste pindala oli vähemalt 1,4 m²/ha (umbes 8-17 m³/ha) 100 ha metsamaa kohta, Norras leiti samaks näitajaks olevat 1 m²/ha (üle 5 cm läbimõõduga tüügaste puhul; Roberge jt. 2008; Gjerde jt. 2005). Eestis on raieküpses leht- ja segametsades

surnud puidu koguseks saadud 12 - 15 m³ ha⁻¹ (Lõhmus ja Kraut 2010), millest raiejärgsetel lankidel jääb järele 1 - 2 m³ ha⁻¹ (Lõhmus jt. 2013). Erinevate Skandinaavias tehtud uuringute põhjal on leitud, et seisvate surnud puude osakaal valgeselg-kirjurähni pesitsuterritooriumidel on olnud 15-20% (Loode-Norra segametsades), 20% (Norra idaosas), 24% (Rootsis) ja 10-15% (Soomes; Gjerde jt. 2005)

2.6. Levik ja arvukus

Valgeselg-kirjurähn on laia levikuga liik, kelle pesitsusala ulatub suure vööndina Skandinaavia rannikult Vaikse ookeani rannikuni. Eestis pesitseva alamliigi *Dendrocopos leucotos leucotos* levila laiub Norrast Uuraliteni, hõlmates Kesk-, Põhja- ja Ida-Euroopa, olles lõunas levinud Austria, Põhja- ja Ida-Sloveenia, Põhja-Horvaatia ja Põhja-Serbiani ning Rumeenia ja Ukraina Karpaatideni. Ilmselt asustas liik veel 15. sajandil pea kogu Euroopat, kuid intensiivse metsamajanduse ning metsade põllustamise tagajärjel on liik tänaseks Lääne-Euroopast peaaegu kadunud, säilides vaid üksikute eraldatud asurkondadena Püreeneede, Apenniinide ja Alpide järskudel mäenõlvadel (Hagemeyer ja Blair 1997). 20. sajandil jätkus valgeselg-kirjurähni sobivate elupaikade hävitamine ja killustamine kaasaegse metsamajandamise käigus, mis viis arvukuse kiire languseni areaali piirialadel Skandinaavias ja Lõuna-Euroopas, aga ka Poolas, Austrias ja Baltimaades. 20. sajandi lõpuks suurem langus siiski peatus ning praeguseks on liigi arvukus kõigis Euroopa olulisemates asurkondades stabiliseerunud, 2004. a. hinnati valgeselg-kirjurähni Euroopa populatsiooni suuruseks 180 – 550 tuhat paari, mis on tänaseks tõenäoliselt veidi tõusnud (BirdLife International 2004).

Rootsis pesitsesid valgeselg-kirjurähnid veel 19. sajandil 24-st provintsist 17-s, kuid kiire kahanemine leidis aset ilmselt 1920.-1930. aastatel (Aulen 1988). 1970.-1982. aastateks oli kogu riiki katnud populatsioon kahanenud kolmele üksteisest eraldatud alale Lõuna-Värmlandi ja Dalslandi, Dalälveni jõe alamjooksu ja Sommeni järve piirkonnas, kus kokku arvati elavat 100-150 paari, kellest 1992. aastaks oli säilinud ca. 20 ja 2003. aastaks vaid 3 paari vageselg-kirjurähne (Mild ja Stighäll 2005). 2005. aastal

koostatud liigi kaitsekorralduskavas seati eesmärgiks 350 noorlinnu taasasustamine ökoloogiliselt taastatud elupaikadesse ajavahemikus 2010 – 2030 a. (Mild ja Stighäll 2005). Seni on see edenenud väga visalt: 2006. a. jälgiti ainsa Norrast toodud paari kohanemist, kelle pesitsemine ebaõnnestus ning 2009. a. elas Rootsisis 2 rahnipaari, mis koosnesid ühest põlisest ja kolmest sissetoodud linnust ning kelle pesadest sirgus 3 poega (Sveriges Ornitologiska Förening 2007 ja 2010 via Lehikoinen jt. 2011).

Sarnaselt Rootsiga on **Soomes** samuti valgeselg-kirjurähnide populatsioon tugevalt kannatanud nn. skandinaavia metsamajanduse tõttu, mille käigus tekitatakse suuri lageraiealasid ja raiutakse välja lehtmetsi. Kogu riigis levinud liik kadus 20. sajandi esimesel poolel levila lääne- ja põhjaosast ning on koondunud praeguseks peamiselt Soome kaguossa. Alates 1950.-aastatest jätkus arvukuse kiire langus ning 1985. aastaks oli säilinud vaid 9 pesitsuterritooriumi (Lehikoinen jt. 2011). Sel perioodil hakati valgeselg-kirjurähni arvukuse kiirele kahanemisele kogu Euroopas rohkem tähelepanu pöörama – tugevdati kaitsemeetmeid ja tõsteti teadlikkust erinevate uurimuste käigus. Seetõttu on Soomes alates 1985. aastast suurendatud pidevalt valgeselg-kirjurähnide vaatlusalade arvu: 101-lt alalt 1985. aastal 518 alani 2010. aastal, mis parandas tugevalt pesade ja pesitsuterritooriumide leidmise tõenäosust (Lehikoinen jt. 2010). Leitud pesitsuterritooriumide arv on seetõttu alates 1985. aastast pidevalt tõusnud, ulatudes 2010. a. 255 asustatud alani. Asustatud alade koguarv on lisaks kõrgendatud huvile kasvanud ilmselt Venemaalt sisserännanud emaslindude arvel, kuid samuti tänu pesitsusedukuse paranemisele (keskmiselt 2,76 poega pesitseva paari kohta) ja metsamaa pindala kasvule (Lehikoinen jt. 2011). Kogu Soome populatsiooni suurust hinnati 2010. a. 120-180-le paarile (Metsähallitus 2014).

Eestis on valgeselg-kirjurähn levinud peamiselt mandriosas, läänesaartelt on leitud vaid üksikuid paare (Lõhmus 2000). Rohkem on liiki kohatud Pärnumaal ja Lääne-Eestis, vähem Põhja- ja Kesk-Eestis (EOÜ 2009). Ühelt poolt kajastab see sobivate elupaikade esinemist (näiteks Matsalu looduskaitsealal ja Pärnumaa lõunaosas), kuid teisalt viitab ilmselt ka aktiivsemate rahnivaatlejate tegevuspiirkondadele (Kinks 2012).

Värskes rähnide arvukusdünaamikat käsitlevas uuringus leiti, et valgeselg-kirjurähni arvukus on 1935 – 2013. a. pidevalt tõusnud (Pullerits 2013), liigi arvukuseks hinnatakse praegu 3000 - 6000 haudepaari (Elts jt. avaldamisel; vaata Tabel 1). Mõningane arvukuse langus leidis aset 1990.-datel aastatel, mis langeb kokku Euroopas ning põhjamaades toimunud langusega (Hagemeyer ja Blair 1997). Arvatakse, et sel perioodil on liigi arvukust Eestis alahinnatud, mille tõestuseks loetakse Pärnumaal teostatud transektloenduste ekstrapoleerimise tulemusi (Kinks 2012). Tõenäoliselt oli meilgi tegu sarnase protsessiga, nagu Rootsis ja Soomes, kus liigi halvenevale seisundile hakati 1990.-date aastate alguses rohkem tähelepanu pöörama ning esialgu puudusid täpsed loendus- ja arvukusandmed (Aulen 1988; Lehtikoinen jt. 2010). Erinevate uurimuste ja teavitustöö käigus on ülevaade valgeselg-kirjurähni elupaikade seisukorrast paranenud ning arvukushinnangud täpsemad.

Tabel 1. Valgeselg-kirjurähni pesitsusaegsed arvukushinnangud (paaride arv) Eestis (Pullerits 2013).

Aasta	Arvukuse hinnang	Allikas
20. saj. algus	vähem sage, kui suur-kirjurähn	Koch 1911
1950.-dad	lokaalne ja hajus	Kumari 1954
1920-1960	40-400	Lõhmus jt. 2000a
1991	500-1000	Leibak jt. 1994
1998-1999	350-700	Lõhmus jt. 1998
1998-2002	2000-3000	Elts jt. 2003
2003-2008	3000-6000	Elts jt. 2009
2008-2012	3000-6000	Elts jt. 2013

Valgeselg-kirjurähni arvukuse tõus alates 20. saj. keskpaigast on ilmselt tingitud liigile sobivate elupaikade pindala kasvust, sest alates 1950.-dateest aastatest on kasvanud just lehtpuupuistute ja lehtpuu enamusega segapuistute osakaal Eesti metsades (Keskkonnaagentuur 2014). Majandatavates metsades leiavad enam kasutust kuuse- ja männipuistud ning oluliselt vähem on raiutud haaba ja halli leppa, mille tõttu nende osakaal vanemates puistutes võrreldes männi ja kuusega suureneb. Riikliku

metsainventeerimise andmetel moodustavad küpsed haavikud 62% ja küpsed hall-lepikud 58% vastavalt haavikute ja hall-lepikute kogupinnast. Korraldatud erametsa puistute pindalast moodustasid 1998. a. lehtmetsad ca 46% ning 2012. aastaks oli see osakaal tõusnud peaaegu 62%-ni (Keskkonnaagentuur 2014). Riigimetsades plaanitakse lähemate aastakümnete jooksul siiski selle olukorra olulist muutust, sest riigimetsade seisundi ja puidukasutuse prognoos aastateks 2011 - 2040 ennustab küpsete kaasikute ja haavikute (I boniteediklassi puistute) asendumist noorendikega (II-III boniteedi metsadega), kusjuures suhteliselt väheneb haava arvestuslank teiste puuliikidega võrreldes kõige enam: 650-lt hektarilt 120-le (Keskkonnateabe keskus 2011).

Valgeselg-kirjurähni arvukuse tõusu 20. sajandil on soodustanud ka kaitstavate metsade pindala kasv - 2010.a. oli kõigi rangelt kaitstavate metsade pindala ca 0,22 miljonit hektarit ehk 9,8% ning kaitsepiirangutega metsade pindala ca 0,34 miljonit hektarit ehk 15,4% metsamaa kogupindalast (ca 2,2 miljonit hektarit; Keskkonnaagentuur 2014).

2012. a. koostatud valgeselg-kirjurähni kaitse korralduse kava teostamise käigus koguti kokku andmed liigi esindatuse kohta 66-l rahvusvahelise tähtsusega linnualal (ing. k. *Important Bird Area*). Leiti, et kaitstavatele aladele (kaitsealad, hoiualad ja püsielupaigad) jääb ca 420 - 516 pesitsusterritooriumi, mis moodustab ca 9-14% kogu riigi arvukusest (3000-6000 paari; Kinks 2012). Samas arvatakse, et liigi esindatus kõigil looduskaitsepiiranguga aladel on tunduvalt suurem, sest liigiga seotud inventuure ja uurimusi on tehtud vähe ning ebaühtlaselt. Valgeselg-kirjurähni arvukushinnangud esinduslikumatel Natura linnualadel on toodud tabelis 2.

Tabel 2. Valgeselg-kirjurähni arvukushinnangud (paaride arv) Natura 2000 esinduslikumatel (arvukus üle 5 paari) linnualadel (Kinks 2012).

Natura 2000 linnuala	Arvukuse hinnang	Inventuuri või hinnangu aasta
Väinamere	50-70	2012
Põhja-Liivimaa	45-50	2007
Alam-Pedja	40-45	2007
Otepää	15-22	2007
Emajõe suudme ja Piirissaare	üle 20	2007
Haanja	ca 20	2007
Soomaa	ca 20	2007
Karula	10 kuni 15	2012
Koiva-Mustjõe	8 kuni 15	2007
Kärevere	11 kuni 14	2012
Kikepera	10 kuni 12	2006
Käntu-Kastja	11	2009
Puhatu	10	2007
Nedrema	8 kuni 10	2009
Põhja-Kõrvemaa	5 kuni 10	2010
Lihula	9	2011
Lütemaa	9	2007
Vooremaa	6 kuni 8	2012
kokku	307 kuni 372	

1999. a. teostatud põhjalik uuring ning alates 2007. aastast toimuv rahniseire on näidanud, et valgeselg-kirjurähni asustustihedus üle Eesti paiknevatel uurimisaladel vastab inimõju tugevusele maastikes (Lõhmus jt. 2000a; Nellis 2011; vaata ka ptk. 2.4.). Põhjalikumaid uurimusi liigi leviku ja elupaiga erinevate omaduste vaheliste seoste kohta pole valgeselg-kirjurähni kohta seni tehtud. 2007-2011 aastatel on kõiki rahniliike hõlmavat seiret teostatud järjepidevalt üheksal uurimisalal (Nellis 2011).

Lisaks neile aladele on rähniseiret kolmel aastal teostatud veel Kaagvere ja Kubija, kahel aastal Saue ning ühel aastal Kanaküla ja Laeva uurimisalal.

Valgeselg-kirjurähni arvukus uurimisaladel langes veidi 2009. ja 2010. a. lumerohkete talvede tõttu. Tegelikult oli tegu pigem vaatluste arvu, mitte arvukuse langusega, mis oli tingitud sellest, et kevadise rähnipeibutuse ajaks olid linnud peibutusele vastamiseks talvest liiga kurnatud - sageli ei vastanud ka nägemisulatuses olevad linnud peibutusele ning nii jäid mitmed pesitsusterritooriumid leidmata (Nellis 2010; vaata peibutuse täpsemat kirjeldust ptk. 4.1.). Sarnast nähtust täheldati samal perioodil ka teiste rähniliikide puhul, mis ilmestab seda, et eespool kirjeldatud talviste toiduvarude kogus ja kättesaadavus on kriitilise tähtsusega ka teiste rähniliikide puhul (vaata ptk. 2.5.). Valgeselg-kirjurähni keskmine asustustihedus (pesitsusterritooriumide arv 100 km² metsamaa kohta) rähniseire aladel on toodud tabelis 3.

Tabel 3. Valgeselg-kirjurähni keskmine asustustihedus (pesitsusterritooriumide arv 100 km² metsamaa kohta) iga-aastaselt uuritud riikliku rähniseire aladel (n=9) ning erinevus kaitsealadel ja majandusmetsas (n=12) (Nellis 2011).

Aasta	2007	2008	2009	2010	2011	Kaitsealadel 2007-2011	Majandusmetsas 2007-2011
Asustustihedus	20	20	19	12	14	20	17

3. Materjal ja metoodika

3.1. Rähniandmete kogumine

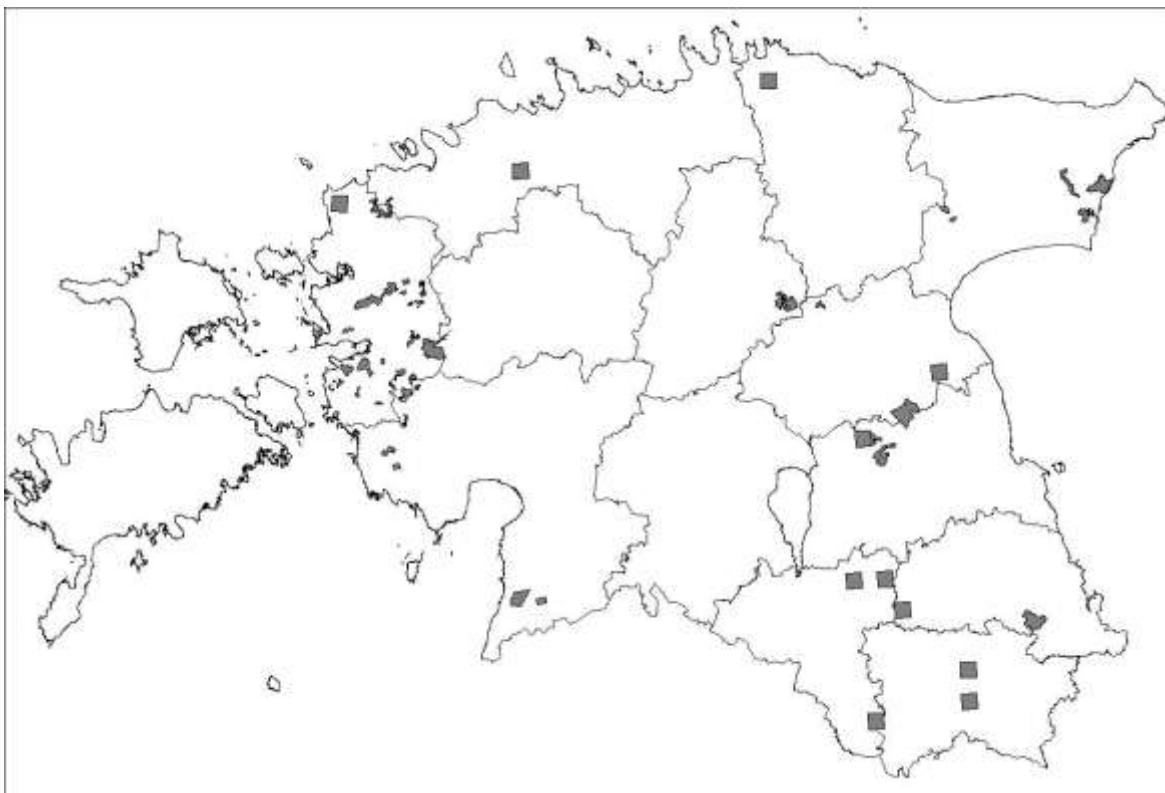
Erinevalt teistest metsalindudest, kelle puhul transektloendused ja juhuvaatlused võivad häid tulemusi anda, peetakse rähnide puhul nende suure liikuvuse tõttu sobivaimaks loendusmeetodiks kaardistamist suurepindalistel vaatlusaladel peibutusmeetodit kasutades (Lõhmus jt. 2000b; täiendatud Nellis 2011). Loenduseks paigutati maastikule 300-500 m vahedega punktid, kus lasti makilt valgeselg-kirjurähni (2 minutit) trummeldust ja hallpea-rähni laulu (1 minut), millele järgnes 5 minutit kuulamist. Valgeselg-kirjurähni häälele reageerivad kõik kirjurähnid, laanerähn ja sageli ka must- või hallpea-rähn. Hallpea-rähni peibutamist kasutatakse just hallpea-rähni vastuste saamiseks, sest enda laulule reageerib see liik oluliselt paremini kui valgeselg-kirjurähni trummeldamisele. Hallpea-rähni laulule reageerivad hästi ka muusträhn ja väikekirjurähn. Loendused tehti sademeteta ja tuulevaikse ilmaga perioodil märtsi lõpust mai alguseni. Trummeldavad rähnid, kelle liigis ei olnud hääle põhjal kindlad, otsiti liigi määramiseks üles. Kõik saadud rähnide vastused ja vaatlused kaardistati. Hiljem andmed digiteeriti ja tehti vaatluste alusel tõlgendused loendatud paaride koguarvu kohta.

Käesolevas töös kasutatud rähniandmed on kogutud kirjeldatud peibutusmeetodit kasutades. Andmed koguti 30-lt alalt üle Eesti aastatel 2007 - 2013 nii rähniseire kui ka kaitsealade linnustiku inventuuride raames.

3.2. Andmete koondamine ja analüüs

Käesoleva töö andmete kogumiseks vaatasin läbi 30 üle Eesti paikneva uurimis- või linnuala rähniloenduste ja juhuvaatluste andmed aastatest 2007 - 2013. Vaatlusalade paiknemine üle Eesti on näha joonisel 1. Seejärel valisin välja kõik valgeselg-kirjurähni kohta tehtud vaatlused ja esmaseks tulemuseks sain 415 vaatlust. Erinevatel aastatel tõenäoliselt sama pesitsuterritooriumi kohta käivate ning üksteisele lähemal kui 300 m tehtud vaatluste välistamise järel jäi valikusse 271 vaatlust, millest omakorda tuli välja

jätta Sirgala uurimisala andmed (38), kuna neid ei olnud kaardile kantud. Seega lähtusin eeldusest, et sõelale jäänud 233 vaatlust tähistavad kindlaid pesitsusterritooriume.



Joonis 1. Loendusalade paiknemine Eestis.

Käesoleva töö analüüsis kasutati metsade takseerandmeid (2012.a juunikuu seisuga). Metsainfo võrdlemisel rahnivaatlustega selgus, et vaid 135 vaatlust 233-st oli võimalik kokku viia metsakorralduse infoga, ülejäänud sadakond vaatlust langesid metsakorralduseta maadele. Näiteks Matsalu vaatlusala puhul olid 26-st vaatluspunktist 19 metsakorralduseta aladel, Kiili-Karuse puhul 4-st 3. ArcGis programmiga tekitati Eesti vektor-põhikaardi metsamaale igal uurimisalal sama suur hulk juhupunkte, kui seal oli rahnivaatlusi. 233-st genereeritud juhupunktist 137 puhul olid olemas metsakorraldusandmed.

Seejärel tõsteti kokku rahnivaatluste (n=135) ja juhupunktide (n=137) aluste metsaeraldiste takseerandmed (tabel 4). Tulemuseks oli 1067 andmeregaga tabel, sest

enamasti oli metsakorralduse käigus ühe eraldise piires kirjeldatud 4 - 6 elementi (vt. tabel 4). Rahnivaatlused ja juhupunktid liideti tabelis kokku üheks binominaalseks tunnuseks (rahn/juhu), mis valiti analüüsis sõltumatuks tunnuseks. Sõltuvateks tunnusteks valiti vastavalt valgeselg-kirjurähni elupaigavaliku kohta tehtud uurimustele sellised 12 metsaeraldise tunnust, mille suhtes liik võiks eeldatavalt olla kõige tundlikum:

- 1) kuivendatus (0/1);
- 2) kõrgus (m);
- 3) puidu tagavara (tm/ha);
- 4) 1. rinde täius (%);
- 5) 2. rinde täius (%);
- 6) 1. rinde rinnaspindala (m²);
- 7) 2. rinde rinnaspindala (m²);
- 8) boniteet;
- 9) vanus (a);
- 10) keskmine diameeter (cm);
- 11) peapuuliik;
- 12) kasvukohatüüp.

Tabel 4. Käesoleva töö analüüsis kasutatud valgeselg-kirjurähni vaatlusandmete ja juhupunktide ning metsaelementide arv vaatlusaladel.

Vaatlusala	Vaatluste arv	Juhupunktide arv	Metsaelementide arv
Urissaare	21	20	216
Kärevere	15	11	106
Miti	14	12	105
Vana-Otepää	8	11	70
Haanja	7	12	62
Matsalu	7	7	54

Kaagvere	5	5	40
Kaiu	5	5	35
Kubija	5	4	33
Puhatu	5	4	33
Lääne-Pärnumaa kaitsealad	5	5	34
Ehmja-Turvalepa	4	5	37
Oonurme	4	3	34
Rõuge	4	0	21
Käntu-Kastja	3	3	23
Laeva	3	4	26
Saue	3	4	20
Vooremaa	3	3	16
Lihula	2	1	6
Nigula	2	2	22
Tuhu ja Laiküla	2	2	9
Endla LKA	1	2	11
Karula	1	1	7
Kiili-Karuse	1	3	11
Läänemaa-Suursoo	1	1	3
Marimetsa	1	1	5
Meenikunno	1	1	4
Saka-Toila-Ontika	1	2	14
Tusari	1	2	6
Palmse	0	1	4
Kokku	135	137	1067

Kuna kümme uuritavat tunnust ei vastanud dispersioonanalüüsi (ANOVA) eeldustele (normaaljaotusele), valisin analüüsimiseks mitteparameetrilise Mann-Whitney U-Testi, mille abil võrdlesin, kas rahnivaatluspunktide ja juhuslikult valitud punktide elupaigatunnused on statistiliselt erinevad ($p < 0,05$). Mudeli kuju oli selline: `wilcox.test(y~A)`, kus y = sõltuv (arvuline) tunnus ning A = sõltumatu tunnus (rahn/juhu). Kõik testid teostasin programmiga R, tulemused on näha tabelis 5 ja 6 välja arvatud kaks nominaalset tunnust, mille esinemise sagedusjaotus on esitatud joonistel 2 ja 3. Tulemusi ilmestavad karpdiagrammid on esitatud töö lõpus (vt. Lisa).

4. Tulemused

Analüüsi tulemusel selgus, et rahnivaatluste ja juhupunktide aluste metsaeraldiste kümnest analüüsitud pidevast (arvulisest) tunnustest seitsmel leiti statistiliselt oluline erinevus ($p < 0,05$, tabel 5) ja samuti kahe diskeetse tunnuse (kasvukohatüüp ja peapuuliik) võrdlemisel. Olulisi erinevusi ei leitud ainult metsaeraldise kuivendatuse (0/1), esimese rinde täiuse (%) ja esimese rinde rinnaspindala (m^2) puhul.

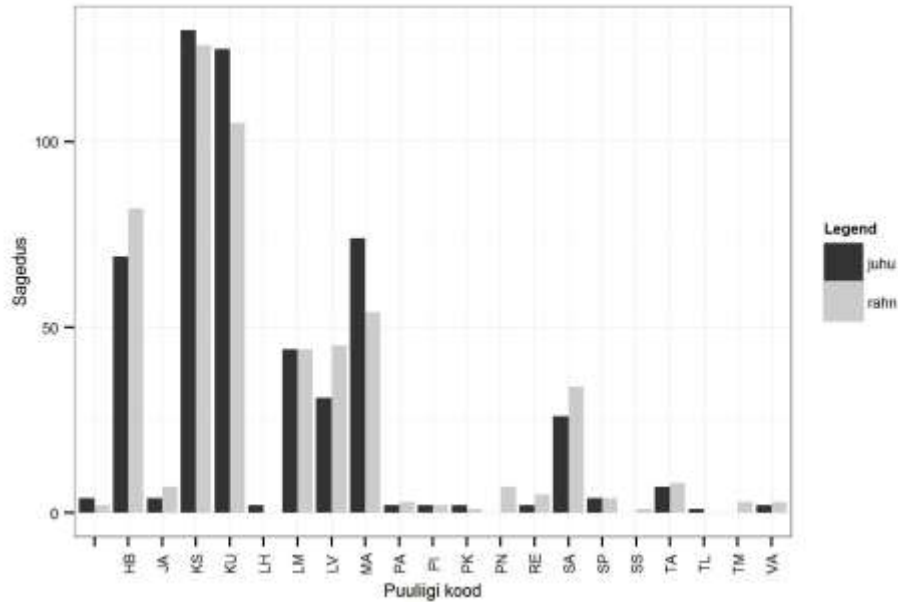
Tabel 5. Käesoleva töö analüüsis võrreldud elupaigatunnused ja nende statistilise erinevuse tugevus rahnivaatluste ning juhupunktide vahel.

Sõltuvad tunnused	Tunnuse erinevuse tugevus sõltumatust tunnusest (rahn/juhu)
metsaeraldise kuivendatus (0/1)	$p = 0,91$
metsaelemendi kõrgus (m)	$p < 0,01$
metsaeraldise puidutagavara (tm/ha)	$p = 0,035$
metsaeraldise 1. rinde täius (%)	$p = 0,51$
metsaeraldise 2. rinde täius (%)	$p < 0,01$
metsaeraldise 1. rinde rinnaspindala (m^2)	$p = 0,15$
metsaeraldise 2. rinde rinnaspindala (m^2)	$p < 0,01$
metsaeraldise boniteet	$p < 0,01$
metsaelemendi vanus (a)	$p < 0,01$
metsaelemendi keskmine diameeter (cm)	$p < 0,01$

Metsaeraldise puidutagavara (tm/ha) puhul oli erinevuse tugevus rahnivaatlusega ja juhuslike eraldiste vahel kõige väiksem ($p=0,035$), kuid siiski statistiliselt oluline. Ülejäänud kuue tunnuse puhul selgus väga tugev erinevus rahnielupaiga ja juhupunktide vahel: metsa kõrgus, eraldise teise rinde täius, eraldise teise rinde rinnaspindala, boniteet, metsa vanus ja diameeter. Töö lisas joonistel 4 - 10 on esitatud analüüsitud tunnuste karpdiagrammid.

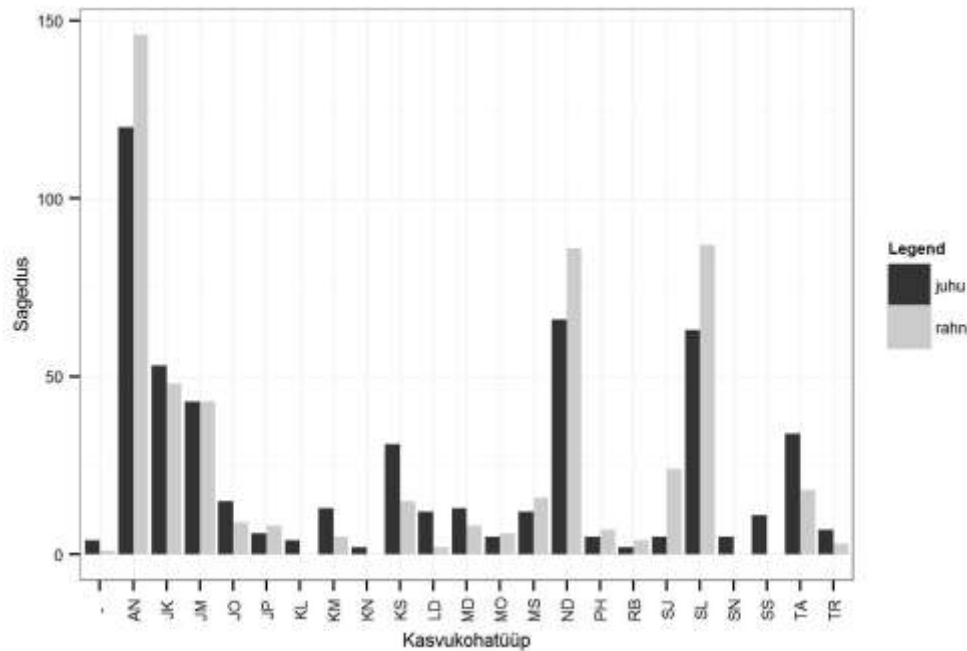
Karpdiagrammidelt (vt. lisa) ning tabelist 6 on näha, et sisulised erinevused juhupunktide ja rahnivaatluspunktide vahel eristuvate tunnuste lõikes ei ole suured, kuigi enamikel statistiliselt olulise erinevusega. Eraldi võiks välja tuua vaid metsa kõrgust ja keskmist diameetrit, mille puhul tunnuste mediaanid on mõnevõrra erinevad: kõrgus juhupunktis 18 m ja rahnivaatluspunktis 21 m; diameeter juhupunktis 18 cm ja rahnivaatluspunktis 22 cm (vt. lisa joonis 4 ja 6). Märkimisväärne on ka vaatlusaluste metsade kõrge keskmine vanus - 63 a. rahnivaatlusega ning 60 a. juhuslikult valitud metsades (tabel 6 ja lisa joonis 5), mis on kõrgem, kui Eestis keskmiselt (56 a.; Adermann 2012). Kõigi ülejäänud eristuvate tunnuste arvulised väärtused on rahnivaatlustega ning juhuslike metsaelementide puhul üsna sarnased (vt. lisa joonis 5 ja 7 - 10 ning tabel 6).

Kahe diskeetse tunnuse - puuliigi ja kasvukohatüübi - esinemise sagedus on esitatud joonistel 2 ja 3. Rahnivaatluste ja juhupunktide puuliikide sagedusjaotuste võrdlemisel leiti statistiliselt oluline erinevus (hii-ruut = 31,9; df = 16, p = 0,01; joonis 2). Haaba (HB), halli leppa (LV), saart (SA) ning pärna (PN) esines veidi rohkem rahnivaatlustega metsades ning kuuske (KU) ja mändi (MA) juhuslikult valitud metsades. Kask (KS) ja kuusk olid kõige levinumad puuliigid ning mainitud liikidele lisaks esines metsaeraldistes veel märkimisväärsel hulgal sangleppa (LM).



Joonis 2. Puuliikide esinemise sagedus vaatluskohtades ja juhupunktides.

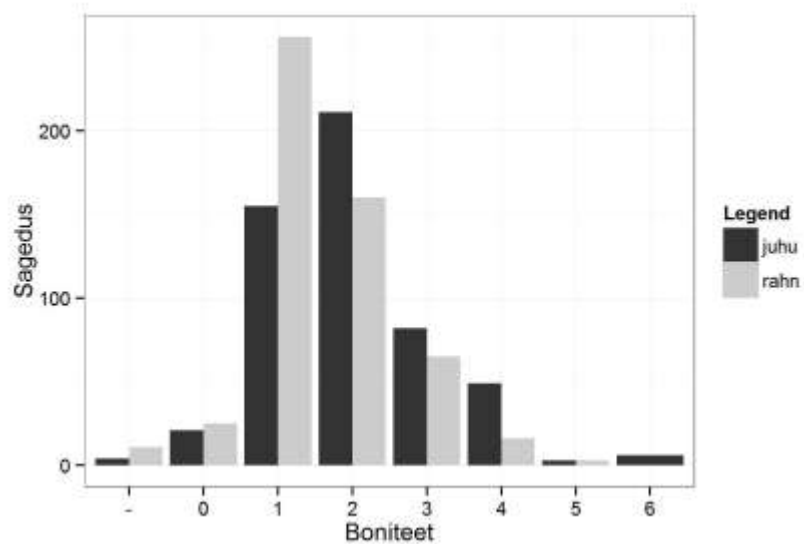
Rähnivaatluste metsa kasvukohatüüpide võrdlemisel juhupunktidega leiti samuti statistiliselt oluline erinevus (hii-ruut = 155,2; df = 21, $p < 0,001$). Kõige arvukamad olid angervaksa- (AN), naadi- (ND) ja sinilillemetsad (SL) ning seda just rähnivaatluste puhul (joonis 3). Lisaks neile esines rähnide vaatluspunktides rohkem sõnajalametsi (SJ). Jänsekapsa (JK) ning jänsekapsa-mustika (JM) kasvukohatüübi puhul oli esinemise sagedus rähnimetsade ja juhupunktide vahel üsna võrdne, samas kui kõdusoo- (KS) ja tarna-angervaksametsi (TA) esines rohkem juhupunktides. Ülejäänud kasvukohatüüpe esines uuritud metsades vähesel hulgal ning need ei vääri märkimist, välja arvatud sinika- (SN), siirdesoo- (SS), kastikuloo- (KL) ja kanarbikumetsad (KN), mida rähnivaatluspunktides üldse ei esinenud (joonis 3).



Joonis 3. Metsa kasvukohtatüüpide sageduse jaotus vaatluskohtades ja juhupunktides.

Tabel 6. Metsaeraldide keskmised vanused käesoleva töö analüüsis ja Eestis keskmiselt (Adermann 2012).

Tunnus	Rähnivaatluspunktis	Juhupunktis	Eestis keskmiselt
diameeter (cm)	22	18	19,6
kõrgus (m)	21	18	17,7
puidu tagavara (tm/ha)	187	177	219
vanus (a)	63	60	56
boniteet	1,6	2	1,9



Joonis 3a. Metsaeraldise boniteedi sageduse jaotus rahnivaatluste ja juhupunktide alustes metsaeraldistes. Boniteedi numbrilistele koodidele vastvad järgmised boniteediklassid: 0 - Ia; 1 - I; 2 - II; 3 - III; 4 - IV; 5 - V; 6 - Va; kriips tähistab seda, et boniteeti pole määratud.

5. Arutelu

Käesoleva töö analüüsi tulemused olid üldiselt üsna hästi vastavuses varasemate uuringutega ning kirjanduses leiduvate andmetega. Rähnide loendusalaade piires eristusid rähnivaatlusega metsad selgelt samadelt uurimisaladelt juhuslikult valitud metsadest, kuid sisulised erinevused olid oodatust väiksemad. Rähnivaatluspunktide eristumine juhupunktidest metsa vanuse, kõrguse, keskmise diameetri ning boniteedi osas oli ootuspärane, sest vanemad metsad on nii liigilise kui struktuurilise koosseisu poolest mitmekesisemad, mistõttu seal leidub rohkem valgeselg-kirjurähni toitumise ja pesitsemise jaoks vajalikke surnud või pehme puiduga lehtpuid (Aulen 1988). Mainitud tunnustele lisaks eristusid rähnivaatlusega metsad juhuslikult valitustest veel eraldise teise rinde täiuse ja rinnaspindala puhul ($p < 0,01$; vt. lisa joonis 8 ja 9). Võiks arvata, et see viitab valgeselg-kirjurähni valgusküllaste hõreda alustaimestikuga metsade soosimisele (Aulen 1988), kuid lähemal vaatlemisel selgus, et seda kindlalt väita ei saa, kuna teise rinde täiust ja rinnaspindala oli hinnatud vaid 207 metsaelemendi puhul 1067-st. Andmete puudulikkusest tulenevale moonutusele viitab ka see, et täius ja rinnaspindala esimesel rindel ei eristunud rähnivaatlusega ja juhuslikult valitud metsade vahel (p väärtus vastavalt $> 0,5$ ja $> 0,1$), kusjuures mainitud tunnuseid oli hinnatud hoolikamalt ning andmetabeli tulbad ühtlaselt täidetud. Seetõttu leian, et metsa täiuse, rinnaspindala ning kuivendatuse ($p > 0,9$) mõju liigi elu- ja toitumispaiiga valikule ei ole usaldusväärset tõestatud.

Võrreldes juhuslike punktidega esines valgeselg-kirjurähni vaatluskohtades rohkem toitaineterikkaid angervaksa-, naadi-, sinilille- ja sõnajalametsi ning kõrge boniteediga (I klass) metsi (vt. joonis 3 ja lisa joonis 10). Puuliikidest esines rähnivaatlusega aladel rohkem haabasid, leppasid, saarepuid ja pärnasid, samas kui juhuslikult valitud aladel leidis rohkem mände ja kuuski; kaskesid esines üsna võrdselt nii ühel kui teisel alal (vt. joonis 2). See, et kask ja kuusk olid vaatlusaladel kõige levinumad puuliigid, on ootuspärane, sest valdavalt on vaatlusaladel tegemist segametsadega. Kirjanduse põhjal (Aulen 1988) oletasin kase suuremat esinemist rähnivaatluspunktides ning see, et kase esinemine rähnivaatlusega ja juhuslike metsade vahel ei eristu, on pisut ootamatu. Kuuse ja männi kõrval on kase puhul tegu Eesti ühe levinuma puuliigiga (Adermann 2012)

ning surnud kased on valgeselg-kirjurähni toitumisel olulised just pesade lähiümbruses (Lõhmus jt. 2010).

Toitaineterikaste vanade leht- ja segametsade eelistamine, kuuse ja männi vältimine ning pehme puiduga lehtpuude eelistamine ühtib hästi varasemate Eestis tehtud uuringutega (Kinks 2000a, Lõhmus jt. 2010). Seetõttu leian, et antud analüüsi tulemuste põhjal võib sissejuhatuses püstitatud esimesele küsimusele vastata, et valgeselg-kirjurähni vaatluskohad eristuvad juhuslikult valitud kohtadest järgmiste tunnuste poolest:

- metsa kõrgus (m);
- metsa vanus (a);
- metsa keskmine diameeter (cm);
- metsaeraldise puidu tagavara (tm/ha);
- metsaeraldise boniteet;
- metsa peapuuliik;
- metsaeraldise kasvukohatüüp.

Oodatust väiksemad sisulised erinevused rahnivaatlusega ning juhuslikult valitud metsade vahel võivad olla tingitud järgmiste asjaolude koostoimest.

Esiteks on uurimisalade seas üsna palju kaitsealasid ning kaitsealustes metsades on valgeselg-kirjurähni asustustihedus kõrgem, kui majandusmetsades (Lõhmus jt. 2000a; Kinks 2000a; Nellis 2011). Majandusmetsade puhul võib mõningast rolli mängida see, et rahniiurijad lähtuvad uurimisalade valimisel üldisest soovitusel, mille kohaselt metsamaa pindala uurimisalal võiks olla keskmiselt 50 km² (Lõhmus 2000b). Nii ei ole uurimisaladel leiduvate metsade puhul tegu mitte suvalise, vaid pigem kõigi rahniliikide (sealhulgas valgeselg-kirjurähni) vajadusi arvestava eelvalikuga, mida tõestavad näiteks üsna kõrged näitajad nii puude vanuse (keskmiselt 60 a. juhu- ja 63 a. rahnipunktides) kui puidu tagavara (keskmiselt 177 tm/ha juhu- ja 187 tm/ha rahnipunktides) puhul juhuslikult valitud ning rahnivaatlusega metsaelementides antud uurimisaladel (vt. tabel 6 ning lisa joonis 5 ja 7). Puistute vanus on Eestis keskmiselt 56 aastat ja keskmine tagavara 219 tm/ha (Adermann 2012).

Teiseks mõjutas uurimuse tulemusi kindlasti andmete kogumise meetod (vt. ptk. 3.1.). Rähnide peibutamisel võivad valgeselg-kirjurähnid lennata peibutuspunkti juurde 200-300 m kauguselt. Üksikud hoolikamad vaatlejad olid sellekohase info ka vaatlustabelisse kirja pannud ning sel puhul oli võimalik erinevatest aastatest pärit andmete ühtlustamisel seda arvesse võtta. Peibutuspunkte jaotatakse uurimisaladele ühtlaselt ca 300 m vahega (Lõhmus 2000b), reeglina sihtidele ja metsateedele, kus vaatlejal on kergem liikuda. Seetõttu leiavad rähnivaatlused aset juhuslikus kohas nende pesitsusterritooriumi piires või vahetus läheduses, mitte kindlas pesitsuskohas või parima kvaliteediga elupaigas. Eelnevast lähtuvalt räägingi antud töö raames elupaigast, mitte pesapaigast, mille puhul uurimus oleks kindlasti täpsem. Sellise täpsusastmega andmeid on paraku väga vähe (näiteks Elts 2000), sest rähnipesade otsimine on erinevalt peibutamisest väga aeganõudev ning pesade asukohti kasutatakse enamasti vaatlusandmete kinnitamiseks.

Kolmandaks võib arvata, et nii kaitsealuste- kui majandusmetsade puhul on uurimisalade piires tegu ühtlaselt killustatud metsadega. Suuri metsamassiive esineb vaid üksikutel uurimisaladel (näiteks Nigulas, Urissaares ja Käreveres), kuid sealgi pole metsad raietest täiesti puutumata. Raiete poolt killustatud puistutes koosneb valgeselg-kirjurähni pesitsusterritoorium mitmetest lahusolevatest elupaigalaikudest (Aulen 1988; Wesolowski 1995) ning metsamaastik ei jaotu selgelt sobivaks ja sobimatuks elupaigaks. Seda enam väärib märkimist asjaolu, et kõrge boniteediga metsi esines rähnivaatluspunktides tunduvalt rohkem, kui juhuslikult valitud punktides, mis tõestab ühteaegu nii antud metsade sobivust, kui ka valgeselg-kirjurähni kohastumist killustatud metsamaastikus pesitsemisel (vt. lisa joonis 10).

Neljandaks leian, et puistu tunnuste hindamisel mängib rolli ka see, et neid määravad korraldajad hindavad metsi pigem majandamise seisukohast lähtudes. Valgeselg-kirjurähni jaoks on elupaiga valikul lisaks antud töös käsitletud tunnustele väga oluline ka surnud puidu kogus puistutes (Aulen 1988; Wesolowski 1995; Lõhmus jt. 2010). Põhjalikus Eesti uurimuses leiti, et puidumardikatele spetsialiseerunud rähnide (väike-kirjurähn, valgeselg-kirjurähn ja laanerähn) pesapaikade läheduses leidis vähemalt 150

surnud tüügast (jämedamad kui 5 cm ning kõrgemad kui 0,5 m; männitüükad välja arvatud) 100 ha metsamaa kohta ning nende rähniliikide esinemise tõenäosus kasvas hüppeliselt 25-lt protsendilt 75-le siis, kui tüügaste arv tõusis 100-lt 200-ni (Lõhmus jt. 2010). Seetõttu tuleks puistu tunnuste hindamisel rohkem tähelepanu pöörata surnud puude hulgale. Ametlikust metsa korraldamise juhendist leiame kõrge loodusväärtuse tunnuste seast neli tunnust, mis iseloomustavad valgeselg-kirjurähni sobivate puude esinemist: OP - õõnsustega puud, JS - jämedad surnud puud, VL - jämedad lamapuud ja LL - jämedad kõdupuud (Riigi teataja 2009). Paraku polnud ühtki neist tunnustest uurimisala metsades määratud, sest selliseid puid leidub pigem põlismetsades. Samas on valgeselg-kirjurähni jaoks toitumisel väga olulised ka peenemad (alates 5 cm läbimõõduga) surnud puud (Lõhmus jt. 2010), mille esinemiseks ei pea olema tegemist põlismetsaga. Kuna valgeselg-kirjurähni puhul on tegu tunnusliigiga, kelle arvukus ja populatsiooni seisund peegeldab mitmete teiste liikide olukorda ja metsade üldist elurikkust (Drever jt. 2008; Angelstam jt. 2004; Virkkala 2006), tuleks “kõrgeid loodusväärtusi” hinnata laiemalt, sest rohkelt surnud puitu leidub ka raiesmikel ning mõistliku majandamise juurde peaks kuuluma selliste puude säilitamine raielankidel (Gustafsson jt. 2013).

Kuigi sisulised erinevused rähnivaatlustega ning juhuslikult valitud punktide vahel ei olnud antud uurimisalade piires suured, oli nende statistiline eristumine väga selge (enamuse valitud tunnuste puhul $p < 0,01$) ning heas kooskõlas varasemate Eestis ja mujal tehtud uuringutega (Kinks 2000a; Lõhmus jt. 2010; Aulen 1988). Seetõttu arvan, et antud uurimisaladelt ühekordsete peibutusloenduste käigus kogutud andmed on piisavalt usaldusväärsed ning sellise meetodikaga on võimalik hinnata liigi elupaigavalikut ka teistel aladel või rähniliikidel.

Kokkuvõte

Käesoleva bakalaureusetöö eesmärgiks oli uurida 1) milliste puistu tunnuste poolest eristuvad valgeselg-kirjurähni (*Dendrocopos leucotos*) vaatluskohad ning 2) hinnata ühekordse peibutusloenduse käigus kogutud andmete usaldusväärsust liigi elupaigavaliku määramisel.

Töös analüüsiti 30-lt vaatlusalalt kogutud 135 rähnivaatluspunkti puistu tunnuseid ning võrreldi neid juhuslike punktidega samadel vaatlusaladel. Analüüsi tulemusel selgus, et rähnivaatlusega puistud eristusid selgelt juhuslikult valitudest järgmiste tunnuste osas: kõrgus, vanus, diameeter, puidu hektaritagavara, boniteet, puuliik ja kasvukohatüüp.

Sisulised erinevused eristuvate tunnuste lõikes olid väikesed. Metsaelemendi vanuse (63 a. rähnivaatlusega ja 60 a. juhupunktis), keskmise diameetri (22 cm rähnivaatlusega ja 18 cm juhupunktis) ja kõrguse (21 m rähnivaatlusega ja 18 m juhupunktis) arvulised väärtused erinesid kõige enam. Puude vanus, diameeter ning kõrgus rähnivaatluspunktides oli suurem kui Eestis keskmiselt.

Kasvukohatüüpidest esines rähnivaatlusega metsades rohkem angervaksa-, naadi-, sinilille- ja sõnajalametsi ning kõrge boniteediga (I klass) metsi. Puuliikidest leidis rähnivaatlusega metsades rohkem haaba, halli leppa, saart ning pärna, samas kui juhuslikult valitud metsades kasvas rohkem mändi ja kuuske.

Kuna analüüsi tulemused ühtisid hästi varasemate uurimuste tulemustega - vaatlusalade piires eelistas valgeselg-kirjurähn vanu toitaineterikkaid leht- ja segametsi ning vältis okaspuid - julgen väita, et liigi elupaigavalikut on võimalik usaldusväärselt hinnata ühekordse peibutusloenduse käigus kogutud andmete põhjal.

Summary

Habitat selection of White-Backed Woodpecker in Estonia.

Lauri Kulpsoo

The aim of this bachelor thesis was (1) to determine the characteristics of the stands that identify the observation sites of white-backed woodpecker (*Dendrocopos leucotos*) and (2) to estimate reliability of data, gathered by using playback method, to determine the species' habitat selection.

This paper analyses the characteristics of the stands of 135 observation sites collected from 30 study areas in Estonia and compares mentioned characteristics to those of randomly generated sites in the same study areas. As the result of the analysis, it is possible to determine the characteristics of the stands of white-backed woodpecker observation sites that clearly stood out compared to the random sites. These characteristics are as follows: height, age, diameter, growing stock per hectare, yield class, tree species and forest type.

Differences within a certain characteristic between woodpecker observation sites and random sites were minimal. However, regarding the age of the forest patch (63 years in observed sites and 60 years in random sites), average diameter (22 cm in observed sites and 18 cm in random sites) and height (21 m in observed sites and 18 m in random sites) – the differences in the numerical values were observed. In woodpecker observation sites, the age, diameter and height of the trees surpass the Estonian average.

Regarding the forest type, in the white-backed woodpecker observation sites the forests of high yield class (I class) were prevalent, and the areas consisted mostly of following forests: *Filipendula*-, *Aegopodium*-, *Hepatica*- and *Dryopteris*-forests. Whereas to the tree species, in the white-backed woodpecker observation sites, there were more aspen, grey alder, ash tree and lime tree, compared to the random sites, where Scots pines and Norway spruces were prevalent.

As the results of the analysis of this paper were in line with the results of earlier studies – the white-backed woodpecker prefers old and nutrient-rich deciduous and mixed forests, and avoids conifers –, the author claims that it is possible to reliably estimate the selection of habitat of this species based on data collected by using single playback method.

Tänuavaldused

Täna südamest oma juhendajaid Renno Nellist ja Jaan Pärna suure abi eest bakalaureusetöö valmimisel. Suur tänu Asko Lõhmusele, kelle nakatavast entusiasmist mõjutatuna hakkasin 1990.-date lõpus rähnide vastu suuremat huvi tundma ning kes oli minu esimese rähniteemalise uurimustöö juhendajaks 2000. aastal. Aitäh Riho Kinksile, kes oli valgeseig-kirjurähni kaitse tegevuskava koostamise käigus kokku kogunud suure hulga rähniartikleid, mida ta lahkelt minuga jagas.

Töö erinevates etappides on mind väga palju aidanud veel Raivo Aunap, Anto Aasa ja Taavi Tiirik ning minu sõbrad ja sugulased - suur tänu Teile abi, toetuse ja kannatliku meelega eest!

Töös kasutati riikliku seire eluslooduse mitmekesisuse ja maastike seire rähnide seire allprogrammi käigus kogutud andmeid. Rähnide riikliku seire tööd teostas Keskkonnaamet ja Eesti Ornitoloogiaühing. Uuringut on programmi KESTA (3.2.0802.11-0043) kaudu toetatud EL Euroopa Regionaalarengu Fondist.

Kasutatud kirjandus

Adermann, V. (koostaja) 2012: Eesti metsad 2010. Metsavarude hinnang statistilisel valikmeetodil. - Tallinn, Keskkonnateabe keskus.

Aulen, G. 1988: Ecology and distribution of the White-backed Woodpecker *Dendrocopos leucotos* in Sweden. - Dissertation. Swedish University of Agricultural Sciences Department of Wildlife Ecology, Uppsala.

Angelstam, P. ja Mikusinski, G. 1994: Woodpecker assemblages in natural and managed boreal and hemiboreal forest – a review. - *Annales Zoologici Fennici* 31, 157–172.

Angelstam, P., K., Büttler, R., Lazdinis, M., Mikusinski, G., Roberge, J.-M. 2003: Habitat thresholds for focal species at multiple scales and forest biodiversity conservation – dead wood as an example. - Helsinki, *Ann. Zool. Fennici* 40: 473-482.

Angelstam, P., Roberge, J.-M., Lõhmus, A., Bergmanis, M., Brazaitis, G., Dönz-Breuss, M., Edenius, L., Kosinski, Z., Kurlavicius, P., Lārmanis, V., Lūkins, M., Mikusiński, G., Račinskis, E., Strazds, M., Tryjanowski, P. 2004: Habitat modelling as a tool for landscape-scale conservation: a review of parameters for focal forest birds. – *Ecological Bulletins*: 427-453.

BirdLife International, 2004: Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status. – Cambridge, UK. BirdLife Conservation Series No. 12.

Carlson, A. 2000: The effect of habitat loss on a deciduous forest specialist species: the White-backed Woodpecker (*Dendrocopos leucotos*). – *Forest Ecology Management* 131(1-3) : 215-221.

Czeszczewik, D. 2009: Marginal differences between random plots and plots used by foraging White-backed Woodpeckers demonstrates supreme primeval quality of the Bialowieza National Park, Poland. – *Ornis Fennica* 86 : 36-37.

Czeszczewik, D. ja Walankiewicz, W. 2006: Logging affects the white-backed woodpecker *Dendrocopos leucotos* distribution in the Bialowieza Forest. – *Ann. Zool. Fennici* 43: 221-227.

- Drever, M. C., Aitken, K. E., Norris, A. R., Martin, K. 2008:** Woodpeckers as reliable indicators of bird richness, forest health and harvest. - *Biological Conservation* 141: 624-634.
- Elts, J. 2000:** Rähnide pesitsubioloogiast Eestis pesakaartide andmeil. – *Hirundo* 13 (2): 89 – 96.
- Elts, J., Kuresoo, A., Leibak, E., Leito, A., Lilleleht, V., Luigujõe, L., Lõhmus, A., Mägi, E., Ots, M. 2003.** Eesti lindude staatus, pesitsusaegne ja talvine arvukus 1998.-2002. a. - *Hirundo* 16: 58 - 83.
- Elts, J., Kuresoo, A., Leibak, E., Leito, A., Leivits, A., Lilleleht, V., Luigujõe, L., Mägi, E., Nellis, R., Nellis, R., Ots, M. 2009:** Eesti lindude staatus, pesitsusaegne ja talvine arvukus 2003.-2008. a. - *Hirundo* 22: 3–31.
- Elts, J., Leito, A., , Leivits, A., Luigujõe, L., Mägi, E., Nellis, R., Nellis, R., Ots, M. & Pehlak, H. 2013.** Eesti lindude staatus, pesitsusaegne ja talvine arvukus 2008-2012. *Hirundo* 26 (2): 80-112
- Gjerde, I., Sætersdal, M., Nilsen, T. 2005:** Abundance of two threatened woodpecker species in relation to the proportion of spruce plantations in native pine forests of western Norway. – *Biodiversity and Conservation* 14: 377 – 393.
- Gustafsson, L., Baker, S. C., Bauhus, J., Beese, W. J., Brodie, A., Kouki, J., Lindenmayer, D. B., Lõhmus, A., Pastur, G. M., Messier, C., Neyland, M., Palik, B., Sverdrup-Thygeson, A. Volney, W. Jan A., Wayne, A., Franklin, J. F. 2012:** Retention Forestry to Maintain Multifunctional Forests: A World Perspective. - *BioScience* 62: 633 – 645.
- Gustafsson, L., Bauhus, J., Kouki, J., Lõhmus, A., Sverdrup-Thygeson, A. 2013:** Retention forestry: an integrated approach in practical use. - Kraus, D., Krumm, F. (toimetajad). Integrative approaches as an opportunity for the conservation of forest biodiversity. – Freiburg, European Forest Institute.
- Hagemeyer, W. J. M. ja Blair, M. J. (toimetajad), 1997:** The EBCC Atlas of European Breeding Birds: Their Distribution and Abundance. - London, T & AD Poyser.
- Hågvar, S., Hågvar, G., Mønness, E. 1990:** Nest site selection in Norwegian woodpeckers. – Copenhagen, *Holarctic Ecology* 13: 156-165.

- Hogstad, O. ja Stenberg, I. 1997:** Breeding success, nestling diet and parental care in the White-backed Woodpecker *Dendrocopos leucotos*. - J. Orn. 138 (1): 25-38.
- Keskkonnaagentuur 2014:** Keskkonnaülevaade 2013. - Tallinn, Keskkonnaagentuur.
- Keskkonnateabe keskus 2011:** Riigimetsa seisundi ja puidukasutuse prognoos aastateks 2011 - 2040 (kokkuvõte). - Tallinn, Keskkonnateabe keskus
- Kinks, R., 1999:** Kus ja miks on valgeselg-kirjurähn ohustatud? – Tartu (TÜ ZHI Loomaökoloogia õppetooli harjutustöö).
- Kinks, R. 2000a:** Rähnide elupaigakasutus ja -valik Eestis. - Tartu (TÜ ZHI Loomaökoloogia õppetooli bakalaureusetöö)
- Kinks, R. 2000b:** Rähnide elupaigakasutusest juhuvaatluste andmeil. – Hirundo 13 (2): 97-108.
- Kinks, R. 2012:** Valgeselg-kirjurähni (*Dendrocopos leucotos*) kaitse tegevuskava. - Keskkonnaamet
- Krams, I. 1998:** Nest site selection of the White-Backed Woodpecker *Dendrocopos leucotos* in the eastern part of Latvia. - Ornis Svecica 8: 11 – 16.
- Lehikoinen, A., Lehikoinen, P., Lindén, A., Laine, T. 2011:** Population trend and status of the endangered White-backed Woodpecker *Dendrocopos leucotos* in Finland. – Ornis Fennica 88: 195-207.
- Leibak, E., Lilleleht, V., Veromann, H. (toim). 1994:** Birds of Estonia. Status, distribution and numbers. - Tallinn, Estonian Academy Publishers 287 p.
- Lõhmus, A., Kuresoo, A., Leibak, E., Leito, A., Lilleleht, V., Kose, M., Leivits, A., Luigujõe, L., Sellis, U. 1998:** Eesti lindude staatus, pesitsusaegne ja talvine arvukus. Hirundo 11: 63-83.
- Lõhmus, A. 2000:** Kirjurähniaasta 1999. - Hirundo 13 (2): 82-88.
- Lõhmus, A., Elts, J., Evestus, T., Kinks, R., Kulpsoo, L., Leivits, A., Nellis, R., Väli, Ü. 2000a:** Rähnide arvukusest Eestis. - Hirundo 13 (2): 67-81.
- Lõhmus, A., Elts, J., Evestus, T., Kinks, R., Nellis, R., Väli, Ü. 2000b:** Kuidas loendada rähne? – Hirundo 13 (2): 111-122.
- Lõhmus, A., Kraut, A. 2010.** Stand structure of hemiboreal old-growth forests: characteristic features, variation among site types, and a comparison with FSC-certified mature stands in Estonia. – Forest Ecology and Management 260: 155-165.

- Lõhmus, A., Kinks, R., Soon, M. 2010:** The Importance of Dead-Wood Supply for Woodpeckers in Estonia. - *Baltic Forestry* 16 (1): 76-86
- Lõhmus, A., Kraut, A., Rosenvald, R. 2013:** Dead wood in clearcuts of semi-natural forests in Estonia: site-type variation, degradation, and the influences of tree retention and slash harvest.- *European Journal of Forest Research*: 1-15.
- Mikusinski, G. ja Angelstam, P. 1997:** European woodpeckers and anthropogenic habitat change: a review. - *Vogelwelt* 118 : 277—283.
- Mild, K. ja Stighäll, K. (koostajad) 2005:** Ätgärdsprogram för bevarande av Vittryggig hackspett (*Dendrocopos leucotos*) och dess livsmiljöer. - Stockholm, Naturvårdsverket, Rapport 5486 (rootsi keeles, kokkuvõte inglise keeles).
- Nellis, R. 2010:** Eesti riikliku keskkonnaseire allprogrammi 6.2.8. Rähvide seire 2010. aasta aruanne.- Vanakubja, Keskkonnaamet.
- Nellis, R. 2011:** Eesti riikliku keskkonnaseire allprogrammi 6.2.8. Rähvide seire 2011. aasta aruanne.- Vanakubja, Keskkonnaamet.
- Pullerits, M. 2013:** Ohustatud loomaliikide arvukusdünaamikate retrospektiivne hindamine: Eesti rähnid 1935. - 2013. aastal. - Tartu (TÜ ÖMI Loomaökoloogia õppetooli magistritöö)
- Remm, J., Lõhmus, A. 2011:** Tree cavities in forests – the broad distribution pattern of a keystone structure for biodiversity. - *Forest Ecology and Management* 262: 579-585.
- Roberge, J.-M., Angelstam, P., Villard, M.-A., 2008.** Specialised woodpeckers and naturalness in hemiboreal forests – deriving quantitative targets for conservation planning. - *Biological Conservation* 141: 997–1012.
- Similä, M. ja Junninen, K. 2012:** Ecological restoration and management in boreal forests – best practices from Finland. - Vantaa, Metsähallitus Natural Heritage Service.
- Stighäll, K. ja Ahas, R. 1999:** The White-Backed Woodpecker (*Dendrocopos leucotos*) and the protection of its habitats in Estonia: Assessment of habitats and protection measures. - Tartu, Estonian Green Movement, Swedish Society of Nature Conservation.
- Simberloff, D. 1998:** Flagships, umbrellas, and keystones: is single-species management passé in the landscape era? *Biological Conservation* 83: 247-257.
- Virkkala, R., 2006.** Why study woodpeckers? The significance of woodpeckers in forest ecosystems. – *Annales Zoologici Fennici* 43: 82–85.

Väli, Ü. 2005: 11 kaitsealust lindu – elupaigad ja nende kaitse. - Hirundo Supplementum 8. Eesti Ornitoloogiaühing, Tartu.

Wesolowski, T. 1995: Value of Bialowieza forest for the conservation of White-backed Woodpecker *Dendrocopos leucotos* in Poland. - Biological Conservation 7: 69-75.

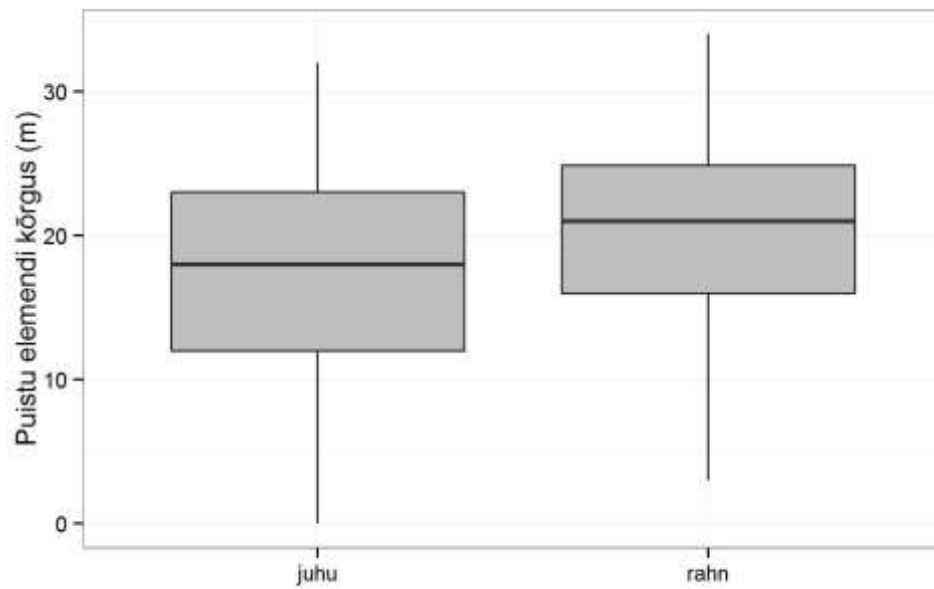
Viited internetist

Eesti Ornitoloogiaühing (EOÜ) 2009: Eesti haudelindude levikuatlas – www.eoy.ee/atlas (vaadatud 06.05.2013)

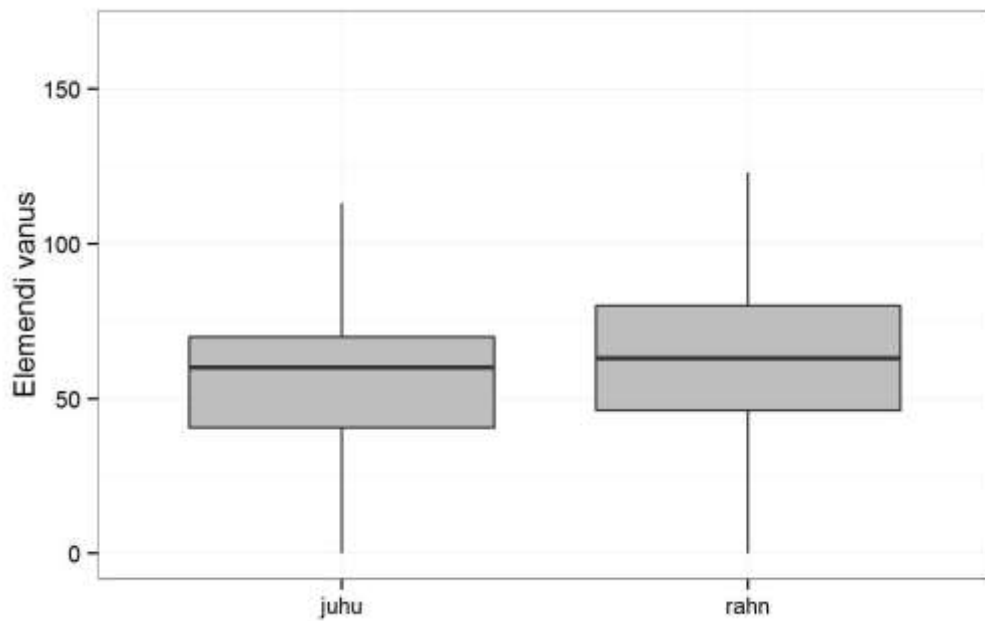
Metsähallitus 2014: Soome Metsavalitsuse kodulehekülj – www.metsa.fi (vaadatud 05.04.2014)

Riigi teataja 2009: Metsa korraldamise juhend. Vastu võetud 16.01.2009 nr 2. - Keskkonnaministri 16. jaanuari 2009 a. määruse nr 2 “Metsa korraldamise juhend” lisa 1 - www.riigiteataja.ee/akt/13124148 (vaadatud 18.05.2014)

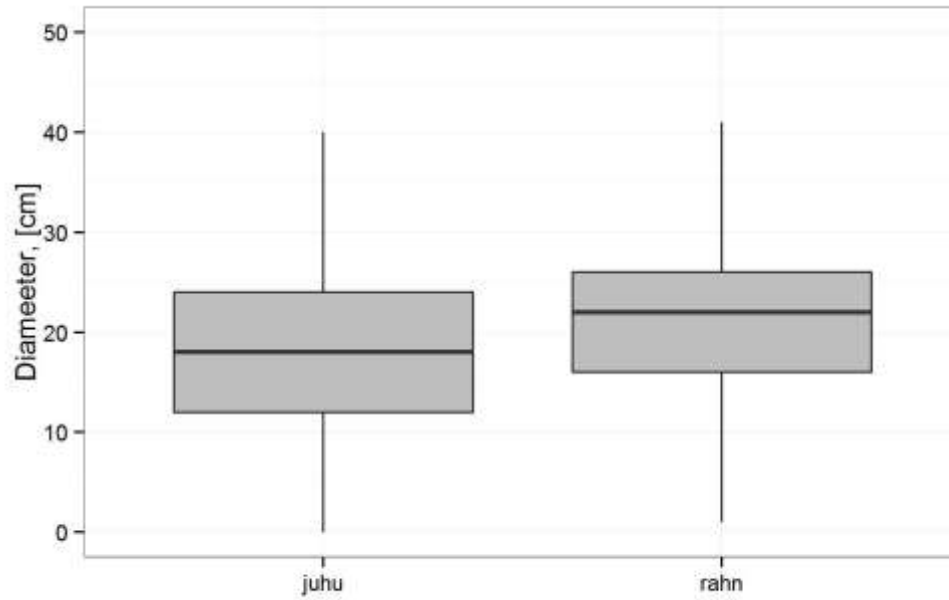
Lisa



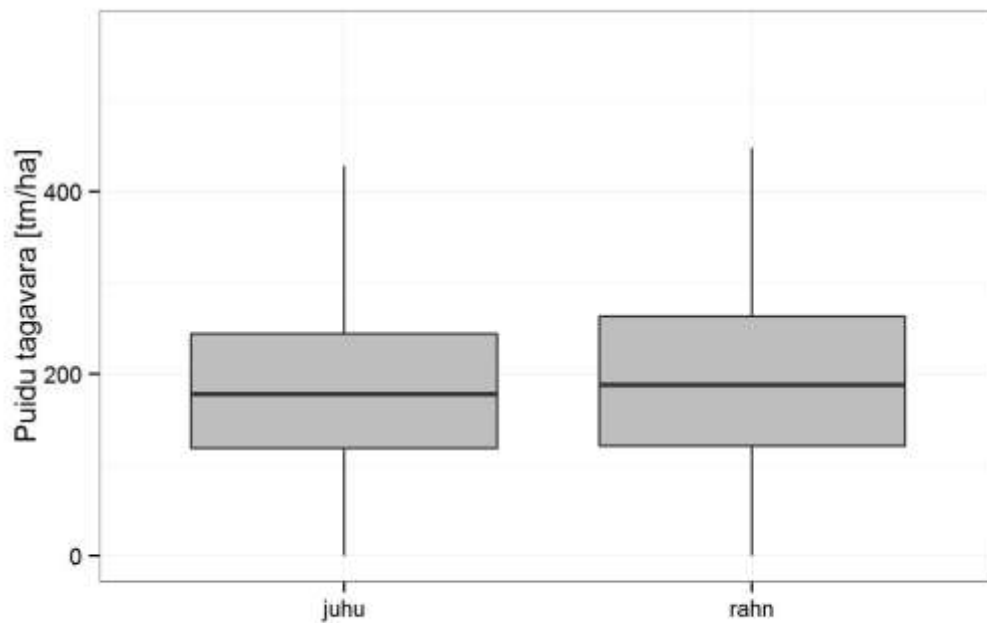
Joonis 4. Elemendi kõrgus (m) rahnivaatlusega ja juhuslikes metsaelementides ($p < 0,01$)



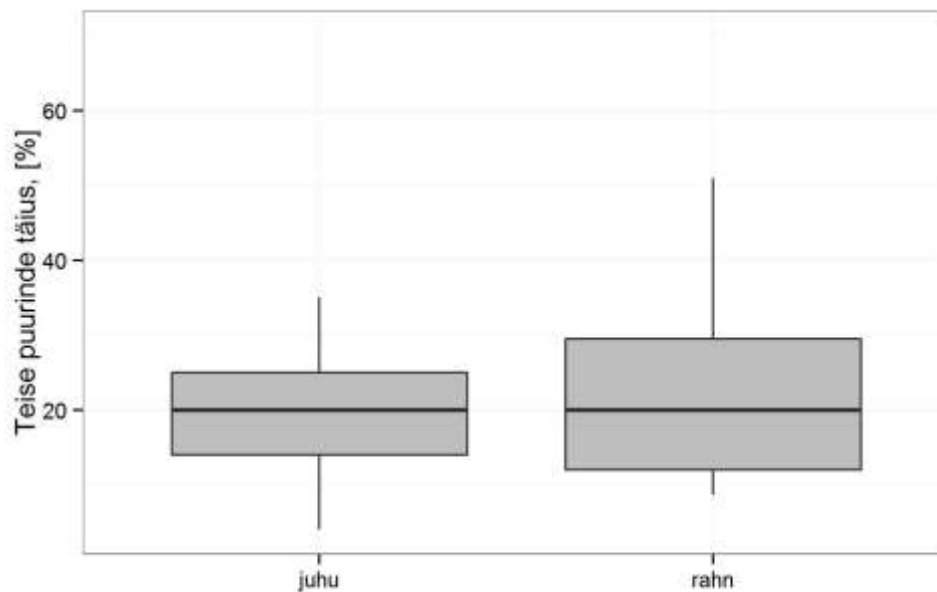
Joonis 5. Metsaelemendi vanus (a) rahnivaatlusega ja juhuslikes metsaelementides ($p < 0,01$)



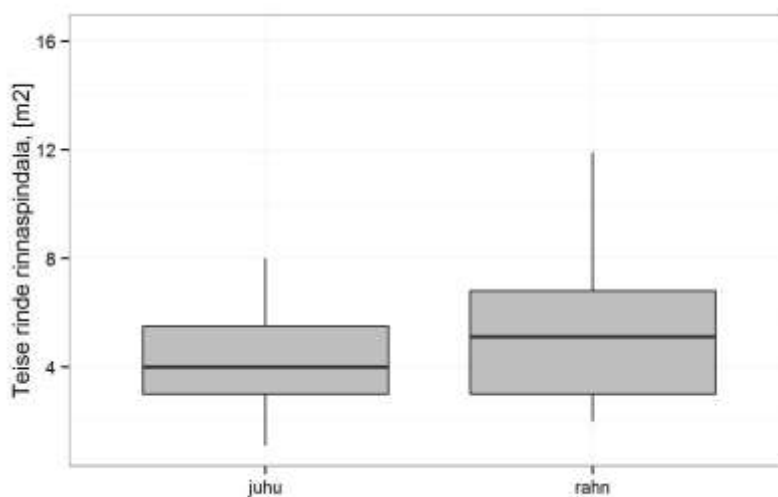
Joonis 6. Metsaelemendi keskmine diameeter (cm) rahnivaatlusega ja juhuslikes metsaelementides ($p < 0,01$).



Joonis 7. Metsaeraldise puidu tagavara (tm/ha) rahnivaatlusega ja juhuslikes metsaeraldistes ($p < 0,05$).



Joonis 8. Metsaeraldise teise rinde täius (%) rahnivaatlusega ja juhuslikes metsaeraldistes ($p < 0,01$).



Joonis 9. Metsaeraldise teise rinde rinnaspindala (m^2) rahnivaatlusega ja juhuslikes metsaeraldistes ($p < 0,01$).

Lihtlitsents lõputöö reprodutseerimiseks ja lõputöö üldsusele kättesaadavaks tegemiseks

Mina, Lauri Kulpsoo
(sünnikuupäev: 21.06.1978)

1. annan Tartu Ülikoolile tasuta loa (lihtlitsentsi) enda loodud teose “Valgeselg-kirjurähni elupaigavalik Eestis”, mille juhendajad on Renno Nellis ja Jaan Pärn,

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

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

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

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

Tartus, 19.05.2014