

Tartu Ülikool
Loodus- ja tehnoloogiateaduskond
Ökoloogia ja Maateaduse Instituut
Botaanika õppetool

Kristiina Räst

**LEHTPUURIKASTE METSADE STRUKTUUR JA ÖKOSÜSTEEMSETE HÜVEDE
SOTSIAALNE VÄÄRTUSTAMINE**

Magistritöö

Juhendaja: vanemteadur Jaan Liira

doktorant Taavi Paal

Tartu 2014

Sisukord

1. Teoreetiline sissejuhatus	3
1.1. Metsa olukord ja tähtsus.....	3
1.2. Metsa ökosüsteemi teenused funktsionaalsest aspektist.....	5
1.3. Uurimustöö eesmärgid	7
2. Materjal ja metoodika.....	8
2.1. Välitööde metoodika	8
2.1.1. Metsa struktuuri hindamine.....	8
2.1.2. Inimeste küsitlemine	9
2.2. Andmeanalüüsi metoodika	11
2.2.1. Metsastruktuuri andmeteanalüüs.....	11
2.2.2. Küsitlusandmete analüüs.....	13
3. Tulemused.....	15
3.1. Metsastruktuur.....	15
3.2. Metsa struktuuritunnuste ja indeksite sõltuvus metsa omadustest	17
3.2.1. Puistu faktor-vanus.....	17
3.2.2. Metsa pindalaklass ja ajaline järjepidevus	19
3.3. Sotsiaalne metsa ökosüsteemi väärtustamine.....	22
3.3.1. Küsitletud inimeste taust	22
3.3.2. Inimeste teadlikkus ja väärtushinnangud metsaökosüsteemi teenustest.....	23
3.3.3. Puistu struktuuri omadused ja inimese väärtushinnangud.....	24
4. Arutelu.....	27
Kokkuvõte	32
Summary	34
Tänuavaldused.....	36
Kasutatud kirjandus.....	37
LISAD.....	43

1. Teoreetiline sissejuhatus

1.1. Metsa olukord ja tähtsus

Mets on olulise tähtsusega ökosüsteem, kus taimede osatähtsus koosluse kujunemisel ja märgatavusel on silmapaistev ning seetõttu reklaamitakse süsteemi väärtust inimesele ka eelkõige läbi taimede ja valitud loomade. Tegelikult eksisteerivad metsas koos nii taimed, loomad, putukad, seened ja mikroorganismid ning nende süsteemne toimimine on kompleksne, sõltudes ka abiootilistest teguritest. Viimastel aastatuhandetel on inimene hakanud oluliselt mõjutama ökosüsteemi nii otsese tarbimisega, konverteerimisega põllumaaks, kui ka metsandusliku majandamisega (Grigg, 1987; Lindbladh et al., 2000). Üldiste näitajate põhjal paistab olukord olevat hea, sest metsaga kaetud ala on viimastel aastakümnetel kasvanud ning Euroopat katab 45% ulatuses metsamaa, mida on hinnanguliselt veidi üle ühe miljardi hektari (FAO, 2007; 2011). Ka Eestis võib olukorda pidada üldiste näitajate põhjal heaks, sest metsaga kaetud ala on viimastel aastakümnetel suurenenud (Meikar et al., 2000).

Tegelikult ei kajastu aga metsa kui ökosüsteemi olukord üksnes pindala mõõtmes. Viimasel sajandil on kasutusel metsamajandamise võtted, mille tulemuseks on ühetaoliste ja ühevanuseliste metsakultuuride rajamine, ülemäärane puiduraie, puurinde fragmenteerumine, samuti ka vanade, suuremõõtmeliste, surnud puude arvu ja lamapuidu koguse vähenemine (Puumalainen, 2001). Paljudes riikides on metsa majandamisvõtete osas vabad käed (Dhubhain et al., 2007). Siinkohal on aga probleemiks, et metsamajandamisele ei ole iseloomulik püsivus, vaid pigem muutused poliitikas ja hetkelistes eelistustes (Von Gadow et al., 2007). Metsade tootmis põhine majandamine aga põhjustab bioloogilise mitmekesisuse ja looduslike elupaikade vähenemist (Groombridge, 1992; Grigg, 1987; Puumalainen, 2001; Weibull et al., 2005).

Biodiversiteedi kadu on globaalne probleem, mõjutades ökosüsteemide funktsioneerimist, mis omakorda mõjutab inimeste heaolu erinevate loodusvarade ja ökosüsteemide teenuste kvaliteedi ja kvantiteedi languse tõttu, teenuste osutamise vähenemise või elamiskulude kasvu kaudu (Thompson 2009; Ojea et al., 2010; Costanza et al., 1997). Maailma metsadest on ainult 36% ja Euroopas 3% klassifitseeritud kui primaarne mets (FAO, 2011). Vastavalt TBFRA (2000) andmetele on Euroopas peaaegu 13 miljonit hektarit metsa, mis on vanem kui 100 aastat. Vanemad metsad loovad endas mitmekesisemat elupaika ja

toetavad seeläbi elurikkust (Harmon et al., 1986; Grigg, 1987). Puistu vanus ja sellest tulenev heterogeensus ja struktuurne mitmekesisus on metsas toimuvate protsesside eelduseks (Andersson et al., 2000; Wulf, 2003; Brunet et al., 2011). See aga eeldab ajaloolist järjepidevust, et saaksid toimuda keerulised abiootiliste ja biootiliste faktorite poolt reguleeritud ja omavahel tihedalt seotud protsessid, näiteks aineringe, fotosüntees, mullateke või mikroelupaikade teke (Hooper et al., 2005). Kogu süsteem kokku, mängib olulist rolli reguleerides ja säilitades elu ülalhoidvaid ökoloogilisi protsesse (De Groot et al., 2002). Näiteks on teada, et alal mida asustaks kolmevarbaline rähn (*Picoides tridactylus*) peab tüügaste maht olema 100 hektari kohta $18 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ (Bütler et al., 2004). Rähnid tekitavad oma tegevusega teistele liikidele elupaiku ning teevad lindudele toidu kättesaadavamaks (Drever et al., 2008). Üldiselt seisneb lindude tähtsus selles, et nad reguleerivad putukate populatsioonide hulka, levitavad seemneid ning seeläbi on neil positiivne mõju kogu bioloogilisele mitmekesisusele (Bridgeland et al., 2010). Viimane on omakorda aluseks paljudele ökosüsteemi funktsioonidele koosluse sees ja selle ümbruses nagu tolmeldajate toetamine, orgaanilise aine lagundamine, seemnete levimine, süsiniku sidumine, kahjurite ja haiguste leviku piiramine (Balvanera, 2006).

Samas, inimõju määravat rolli ökosüsteemide kujunemisse mõistetakse ning välja on kujunenud uued arusaamad nagu säästev metsandus (MCPFE, 1993). See on metsade kasutamine sellisel moel, millega on tagatud süsteemi jätkuv bioloogiline mitmekesisus, produktiivsus, taastumisvõime ja elujõulisus ning ühtlasi nende potentsiaal täita nüüd ja tulevikus ökoloogilisi, majanduslikke ja sotsiaalseid funktsioone kohalikul, üleriigilisel ja globaalsel tasandil.

Osalt võib positiivseks pidada ka seda, et boreaalses kliimavööndis on enamus praegusi heitlehiseid metsi istutatud endistele põllumaastiku aladele, kus nad võisid olla ka enne põllumajanduse algust (Mikusinski et al., 1998; Lindbladh et al., 2000). Seda nähtust selgitatakse mahajäetud põldudel toimunud suksessiooniga, eraomandis olevate metsade vähemintensiivse majandamisega või 1959 aastast riiklikult toetatud taasmetsastamise toetuskeemidega (EEC 1992, alustatud 1959), ja sellega, et inimasulate lähedal olevatele heitlehistele puudele on omistatud esteetiline väärtus (Puumalainen, 2001). Sellised istutatud või looduslikult uuenenud puistud võivad tulevikuperspektiivis olla väärtuslikud kaitsealuste liikide säilitamisel, kui esmased metsaalad on pikaajalise intensiivse metsamajandamise tõttu vaesustund (Lõhmus et al., 2004).

1.2. Metsa ökosüsteemi teenused funktsionaalsest aspektist

Üheks võimalikuks viisiks, kuidas optimeerida tasakaalu looduse kasutamise ja säilitamise vahel, on ökosüsteemi protsessidele läheneda inimkeskse funktsionaalsuse põhjal, küsides: „Kuidas on ökosüsteemi struktuur ja protsessid kasulikud inimestele?“ (Von Gadow et al., 2007). Kontseptsioon ökosüsteemide funktsioonide, nende poolt pakutavate teenuste ja majandusliku väärtuse kohta pärineb algselt 1960 aastate keskpaigast ja 1970 aastate lõpust (King, 1966; Helliwell, 1968; Odum, 1972). Hiljem hakkasid ilmuma publikatsioonid ökosüsteemide poolt pakutavatest teenustest ja nende hüvangust inimühiskonnale (Daily, 1997, De Groot, 1992, Turner, 1993, Costanza et al., 1997). R.S. De Groot (1992) defineeris „ökosüsteemi funktsioonid“ (*ecosystem functions*) kui looduslike protsesside ja komponentide võime toota hüvesid ja teenuseid, mis rahuldavad inimeste vajadusi otseselt ja kaudselt. G.C. Daily (1997) definitsiooni järgi saadakse „ökosüsteemi hüvede ja teenuste“ (*ecosystem goods and services*) abil hüvesid, mis katavad vajadusi materjalidele, kultuurilistele ja esteetilistele väärtustele ning elu toetavatele reguleerivatele protsessidele.

Antropotsentrilisest ideest lähtuvalt on koostatud tänapäeval palju populaarsust kogunud Millenniumi Ökosüsteemi Aruanne (2005). See rõhutab ühiskonna ja ökoloogiliste süsteemide vahelist seost ja seda, kuivõrd olulised on ökosüsteemi teenused inimeste heaoluks. Kui ökosüsteemi pakutavaid teenuseid ja hüvesid vaadelda inimkeskselt, võib jaotada metsade tähtsust nelja väärtusgrupi abil:

Reguleerivad teenused (*regulating services*) – teenused, mis mõjutavad veevarusid ja selle kvaliteeti, üleujutusi, õhu - ja mulla kvaliteeti ja tolmeldamist;

Toetavad teenused (*supporting services*) – aineriing, fotosüntees, mullateke, elupaigad;

Varustavad teenused (*provisioning services*) – ökosüsteemilt materjalidena saadavad teenused, nagu näiteks toit, vesi, puit jmt;

Kultuuriteenused (*cultural services*) – teenused, millega loodus pakub vaimset naudingut, haridust ja puhkust.

Viimastel aastakümnetel on tehtud palju uuringuid, eesmärgiga hinnata mitmesuguste ökosüsteemide materiaalsel väärtust (Costanza et al., 1997). Üheks selliseks on ka Eesti autorite poolt koostatud aruanne „Ökosüsteemi teenused. Ülevaade looduse pakutavatest

hüvedest ja nende rahalisest väärtusest“ (Sall et al., 2012). Selliste rahaliste hinnangute andmisega kaasnevad mitmed empiirilised ja kontseptuaalsed probleemid. Ökosüsteemi protsessidele ja funktsioonidele ei saa omistada alati päris kindlapiirilisi teenuseid (De Groot et al., 2002). Kõige otsesemalt saab materiaalselt väärtust anda varustavatele teenustele. Näiteks puidu puhul on kehtestatud turuhind ja selletõttu on inimesed teadlikumad otsese kasutusväärtusega varustavatest teenustest. Peale puidu on ka teisi varustavaid teenuseid. Näiteks metsaannid aitavad kaasa kohalikul tasandil majanduse arengule ja ühtlasi on kasutuses traditsioonilises rahvameditsiinis (Shackleton et al., 2007).

Mõnikord on mitme ökosüsteemi protsessi tulemuseks üks ühine teenus ja samas, võib ka üks protsess anda panuse mitme erineva teenuse pakkumisel. Näiteks õistaimed osutavad fotosünteesi abil õhuhapniku tootmisena reguleerivat teenust, samas on nad õitsemise ajal pakuvad varumisobjektiks nektarit koguvatele tolmeldajatele, mille tulemusena saab inimene varustavat teenust - mett. Kuna paljud ökosüsteemi teenused ei ole lihtsalt mõõdetavad ning paljud neist ei ole saadaval kaubandusobjektina, siis ei saa või on väga raske neile omistada ka konkreetset materiaalselt väärtust (Costanza et al., 1997). Näiteks on suur osa inimeste heaolusse panustavaid ökosüsteemi teenuseid kirjeldatavad kui avalikud hüved. Need jõuavad otse inimesteni, möödudes majanduslikest rahavoogudest. Sellisel juhul ei pruugi inimesed olla nendest teenustest kuigi teadlikud (Costanza, 1997). Üheks illustreerivaks näiteks on Hiinas, Xingshan maakonnas tehtud uuring, mille eesmärk oli teada saada, kuidas metsaökosüsteemi teenused reguleerivad Yangtze jõe veevoolu. Uuringus arvatati välja Gezhouba hüdroelektrijaamas toodetava energia majanduslik väärtus. Selgus, et mets pakudes vee reguleerimise teenust, tootis kasumit hinnanguliselt 5,047 miljonit RMB'd (ca 600 tuhat eurot) aastas. Kui jõe valglast mets maha langetada, oleks hüdroelektrist saadav majanduslik kasu 2,2 korda väiksem võrreldes metsakatte olemasolu korral (Zhongwei, 2000).

Metsa poolt pakutavateks teenusteks on ka mitte-materiaalsed hüved, nn. kultuuriteenused. Need kujutavad endast hüvesid nagu vaatamisväärsused, esteetilised väärtused, inspiratsioon ja teadmised. Mets on oluline puhkemajanduse objekt, andes inimestele võimaluse mitmesugusteks rekreatiivseteks tegevusteks nagu spordiks ja puhkuseks. Metsas saab matkata, vaadelda linde ja loomi, tegeleda fotograafiaga ja palju muudki. Sellised väärtused mõjutavad positiivselt inimese vaimset tervist, suurendavad subjektiivset taju kultuurist, rikastavad objektiivseid teadmisi loodus- ja sotsiaalteadustest nagu botaanika, bioloogia ja ajalugu (WHO, 2005).

Metsa ökosüsteemide poolt pakutavate ressursside tarbimine eeldab arusaama tasakaalust ja võimalikust lõivsuhtest metsa majandamise, metsa ökosüsteemi ja maastiku funktsioneerimise vahel (Andersson et al., 2000). Looduskeskkonda ei saa otstarbekalt kaitsta ja majandada, arvestamata ühiskonna teadlikkust ja suhtumist (Lee et al., 2008). Vaatamata sellele, et metsaökosüsteem teenuste pakkujana on praegusel ajal aktuaalne teema, on pakutavate teenuste ja inimeste suhtumise vahelist seost vähe uuritud (Lindermann-Matthies et al., 2014). Selle seose kvantifitseerimine võimaldaks luua efektiivsemaid keskkonnakaitse ja majandamise ühisstrateegiaid, mis on pikas perspektiivis jätkusuutlikud ning arvestavad ka kohalike inimeste vajadustega (Castillo et al., 2005; Eisler et al., 2003).

1.3. Uurimustöö eesmärgid

Töö esimene eesmärk on selgitada välja, milliseid hüvesid ja teenuseid lehtpuurikkad metsad pakuvad ja mil määral teenuse pakutavus erineb väikestes ja suurtes ning ajalooliselt järjepidevates ja hilistekkelistes metsades. Teooria väidab, et metsade bioloogiline väärtus kasvab ajas, kuid ei ole selge, et kas omaduste akumulatsioonil on määravam puistu ajalooline järjepidevus või puistu vanus. Metsa bioloogilist väärtuslikkust peaks mõjutama ka tema pindala, aga fragmenteerumise negatiivne mõju võiks väheneda koosmõjus ajaloolise vanusega. Eeldasin, et mida struktuurselt ja bioloogiliselt mitmekesisem on mets, seda rohkem teenuseid ta pakub ning selle tulemusel peaksid inimesed metsa rohkem väärtustama.

Mets võib pakkuda palju hüvesid ja teenuseid, aga küsimus on, kas inimesed, kes metsa kõige enam mõjutavad, on ka nendest teadlikud. Teiseks ülesandeks oligi välja selgitada, mille põhjal kujuneb välja inimeste arusaam metsa ökosüsteemist. Minu hüpoteesiks oli, et erinevate tegevusvaldkonna inimestel („metsamehed“, „põllumehed“, „teised elanikus“) on kujunenud välja erinev väärtusarusaam metsaökosüsteemist, kuna nende informatsioon ja igapäevane maastikunägemus peaks olema erinev. Viimast väljendab inimeste teadlikkus oma piirkonna metsadest.

2. Materjal ja metoodika

2.1. Välitööde metoodika

2.1.1. Metsa struktuuri hindamine

Lehtpuurikaste metsade struktuuri ja liigirikkust hindasin 2013 aasta juunis ja juulis välitööde käigus kahes Eesti piirkonnas (5x5 km maastikuaken). Üks asus Tartu maakonnas, Tähtvere vallas Ilmatsalu ja Haage ümbruses (Lisa 1). ja teine Pärnu maakonnas, Vändra vallas Kullimaa ja Vihtra ümbruses (Lisa 2).

Uuringusse valiti 32 lehtpuu enamusega metsaeraldust, mis asusid põllumajandusmaastikus või selle vahetus läheduses. Uuritud metsade kasvukohatüüpideks on jänese kapsa, naadi ja angervaksa (Lõhmus 2008). Konkreetsemad kasvukohatüüpe ei olnud võimalik eristada, sest tegemist on tugeva põllumajandus- ja metsade kuivendumõjuga piirkondadega. Valitud metsade peapuuliikideks olid kask (*Betula spp.*), harilik haab (*Populus tremula*), sanglepp (*Alnus glutinosa*), hall lepp (*Alnus incana*), harilik tamm (*Quercus robur*), harilik pärn (*Tilia cordata*), harilik kuusk (*Picea abies*) ja harilik saar (*Fraxinus excelsior*).

Metsad määratleti nelja klassi faktoriaalse vaatlusskeemi alusel 1) ajaloolisteks ja hilistekkelisteks, kasutades nn verstakaarti, mis pärineb aastatest 1894-1915 ja kättesaadav Eesti Maaameti vahendusel (xgis.maaamet.ee), ja 2) suure- ja väikesepinnalistes, mille aluseks võeti SmallForesti projekt (www.smallforest.be) määratlus.

Metsa struktuuri kirjeldati Ilmatsalus 22 uuringupunktis (15 metsas) ja Kullimaal 23 uuringupunktis (16 metsa). Uuringupunktide arv metsaeraldise kohta kasvas vastavalt pindalale. Igas uuringupunktis vaatlesin ja kirjeldasin metsa struktuuri ja liigilist koosseisu 30 m ala raadiuses. Mõõtsin kahe tüve diameerigrupi rinnaspindala: 8...40 cm ja >40 cm ca 1.5m kõrguselt, I-rinde kõrgust, I-rinde valdavat diameetrit. Hindasin visuaalselt I-rinde ja vanima puu vanust, liituvust, surnud seisva ja lamava puidu, tüügaste ja kändude hulka, looduslike häiringute esinevust, rohurinde kõrgust ja katvust. Registreerisin puistu (sealhulgas järelkasv, põõsad) liigilise koosseisu, bioindikaatorite (putukakahjustused, putukate väljumisaugud (5-10 mm ja >10 mm diameetriga), surnud ja elusal puul puiduseened, õõnsustega puud, samblikud, samblad ja loomade tegevusjäljed) olemasolu. Loendasin tuuleheite, tuulemurru, paindes, kahvel ja avamaastiku puude esinemise sagedust. Hindasin lamava surnud puidu

basaalset pindala, kasutades Bitterlichi relaskoobi tööpõhimõttele analoogset viisi. Selleks loendasin 30 m raadiuses lamavad puunotid (eristati seisev surnud puit, tüügas, lamav (kõva, pehme, kõdu). Lamavate tüvede jämedust arvestades loendasin eraldi 5 m raadiuses $d > 8$ cm; 5-10 m raadiuses $d > 15$ cm ja > 10 m raadiuses $d > 40$ cm lamavad tüved ning kännud.

Eristasin lamavat kõva, pehme ja kõdunenud puitu:

- 1) Lamav surnud puit (kõva) - hiljuti surnud ja vähe lagunenu; koor kinni või lahtine; mädanenud osa on radiaalselt laienenud vähem kui 3 cm puu sügavusse;
- 2) lamav surnud puit (pehme) - puidu säsepuit on kõva, mädanenud osa on radiaalselt laienenud rohkem kui 3 cm puu sügavusse;
- 3) lamav surnud puit (kõdu) - lamav puit on väga pehme, peaaegu täiesti lagunenu (Kohv et al., 2005).

Rinnete lehestiku horisontaalset katvust (liituvust) hinnates eristasin kõrgusi („rindeid“) 1-4 m, 4-10 m ja > 10 m. Igas rindes hindasin visuaalselt okaspuu ja lehtpuu protsentuaalset osakaalu katvuses. Hindasin puistu uuenemise olemasolu ja eristasin uuenemist häirimata taimkattes, avatud mullal ja lamaval tüvel. Hindasin antropogeenset tegevusest tulenevate faktorite esinemissagedust ning võimalikke teenuseid, mida antud uuringupunkti metsale võis omistada. Hindasin visuaalselt pindala klassi, majandatavuse klassi (1- looduslik; 2- veidi majandatud; 3- intensiivselt majandatud), häilude olemasolu, ajutise liigvee ja sulglohkude, jõgede, järvede, ojade, kraavide olemasolu. Hindasin ligipääsetavust (Lisa 3); jalutatavust (Lisa 4) ja visuaalsust (Lisa 5).

Kõigi eelnimetatud väärtuste põhjal koostasid indeksid, et anda hinnang puistu ökoloogilise kvaliteedi, bioindikaatorite ja surnud puidu esinevuse, metsandusliku väärtuse (majandatavuse seisukohast), jalutatavuse ja metsaandide, noppelilled (Lisa 6) ja marjade (Lisa 7) rohkuse kohta.

2.1.2. Inimeste küsitlemine

Intervjueerisin stratifitseeritud meetodit kasutades 2013 aasta oktoobris ja novembris maastikuakende piires 64 inimest. Küsitletutest oli naisi 23 (36%) ja mehi 41 (64%).

Antud uurimuses keskendus kolmele erineva taustaga inimesterühmale. Eristasin „metsamehi“ (32%), kellele kuulub uuritud piirkonnas metsamaad ja nad on aktiivselt metsandusega tegelevad isikud. Alternatiivselt klassifitseeris ka metsameheks isik, kellel puudus metsa omand, aga oli aktiivselt tegev metsandusega antud piirkonnas, näiteks oli metsameister firmas, mis majandab uuringualasid silmas pidades kohalikke metsasid. Teiseks rühmaks olid „põllumehed“ (32%), kes põhiasjalikult tegelevad uuringupiirkonnas põllumajandusega, loomapidamisega või töötavad spetsialistina kohalikus põllumajandusettevõttes ja peavad liikuma piirkonna põllumaadel. Kolmanda rühmana liigitasin kõik teised kohalikud elanikud („teised elanikud“; 36%) – nende näol oli tegemist muude professionidega inimestega ning kohalike pensionäridega.

Esmalt täitsid inimesed ankeedi, mis sisaldas küsimusi nende professiooni ja kogemuste pagasi kohta, antud piirkonnaga seotuse kohta, metsade külastatavuse ja nendega tuttav olemise kohta, ning palusin kirjeldada inimeste tarbimisharjumuste ja väärtushinnangute kohta seoses metsadega. Uurisin, millise infokanalist on saadud teadmisi metsa väärtuse ja pakutavate hüvede kohta (Lisa 8). Järgnevalt täitsid küsitletud kaartankeedi. Esimeseks ülesandeks oli näidata kognitiivseid teadmisi ja määratleda, kus asusid kaardil metsad ja nende hulgas lehtpuu enamusega metsad. Samale kaardile tuli märkida endaga kõige seotum punkt (elupaik, omand, töökoht). Järgneval kaardil oli metsade asukoht ette antud ning kaardile tuli märkida, millistes nendes metsades on taimede suur mitmekesisus, sealhulgas eraldi puuliikide ja rohttaimede poolt mitmekesisemad metsad. Eraldi kaardile pidid nad märkima kaardil olevatele metsadele kohad, kus võis leida palju marju ja pähkleid ning seeni. Eraldi kaardile märgiti metsad, kus võiks leida palju väikseid loomi ja putukaid ning suuri ja väikseid jahiulukeid. Esteetika osas said inimesed märkida kaardile metsad, kus oleks tore jalutada. Ühtlasi tuli kaardile märkida, kus asuvad tootlikumad metsad ning millised metsad võiksid kasvada viljakatel muldadel. Viimaseks palusin neil kaardil märgitud metsadele anda majanduslik hinnang vahemikus 1-5, kus 1 tähendas väga madalat ja 5 kõrget majanduslikku väärtust.

2.2. Andmeanalüüsi metoodika

2.2.1. Metsastruktuuri andmeteanalüüs

Metsa ühendindeksite koostamine

Metsastruktuuri kirjeldavate kvantitatiivsete ja kvalitatiivsete näitajate põhjal on koostatud lihtsustavad ühendindeksid, mille väärtus iseloomustab bioindikaatorite suhtelist arvukust, puistu struktuurilelementide mitmekesisust või mingi konkreetse teenuse pakkumist. See võimaldab teha üldistavaid võrdlusi hilistekkeliste ja ajalooliselt järjepidevate ning suurte ja väikeste metsade bioloogilise mitmekesisuse ja võimalike pakutavate teenuste kohta. Indeksid koostasid eeldusel, et nende komponendid varieeruvad antud uuringualal, neid sai vaadelda ühel kasvuperioodil, need sarnanesid oma olemuselt varasemates uuringutes kasutatud indikaatoritele, võimaldasid välja tuua näitajaid, mida sai hiljem kõrvutada kohalikest elanikest pärineva informatsiooniga.

Bioloogiliste indikaatorite arv – bioindikaatoriteks loetakse liike, kes on tugiliigid (*keystone species*), ja ühtlasi näitavad ära ökosüsteemi kvaliteeti. Iga uuritud metsa kohta koostatud indeksisse andsid positiivse väärtuse elusal ja surnud puul seente esinemine, õõnsustega puud, putukate poolt tekitatud puidu augud (5-10 mm ja >10 mm diameetriga augud), samblikud (sulgjas lõhik, lamelehtik, korbasõõrik, habe- ja narmassamblik), rähnide tegevusjäljed, sipelgapesad, kullid ja rahnud.

Puistu ökoloogilise väärtuslikkuse indeks – esinesid üle 40 cm diameetriga puud, avamaastiku puud, häilud, vähemalt viis erinevat puuliiki, järelkasv viiel erineval puuliigil, vähemalt viis erinevat põõsaliiki, peapuuliik ei ületanud 46% osakaalu, laialehise puistu osakaal oli rohkem kui 5%, kuuse osakaal oli väiksem kui 30%, 30m raadiuses uuringupunktist leidis vähem kui 3 noort ja 3 vana kändu, uuenemised taimkattes või järelkasvu esines rohkem kui kuuel puuliigil, 1-4 m kõrguse puistu rindeline katvus oli rohkem kui mõni isend, aga vähem kui 75%; 4-10 m kõrguse puistu rindeline katvus oli rohkem kui mõni isend, aga vähem kui 75%; liituvus oli väiksem kui 90%, aga rohkem kui 60% ja üle 10 m kõrguse puistu katvus oli rohkem kui 25% ja vähem kui 75%. Rindelisest katvusest 4-10 m ja üle 10 m kõrguse okaspuu puistu katvus oli rohkem kui 25%, 4-10 m lehtpuu rindeline katvus oli rohkem kui mõni üksik isend, aga vähem kui 75% ning üle 10 m kõrguse lehtpuu puistu rindeline katvus oli rohkem kui 50%, aga vähem kui 100%.

Surnud puidu indeks –positiivse väärtuse andsid tuuleheite, putuka kahjustuste, seisva surnud puidu, tüügaste, lamava kõdunenud, pehme ja kõva surnud puidu esinemine. Lisaväärtuse andis see, kui lamavat surnud puitu esines uuringupunktist 30 m raadiuses rohkem kui kümnel korral.

Metsanduslik indeks - positiivse väärtuse andis see, kui peapuuliigi ohtrus oli väiksem või võrdne 80%-ga, puudusid häilud, ei esinenud ajutist liigvett, I rinde vanus oli kõrgem kui 75 aastat, metsa lähedal paiknesid inimtekkelised või kattega teed, ligipääsetavus oli hea, ei esinenud paindes ja avamaastiku puid, suuri rikkeid nagu tuuleheide ja tuulemurd, pisirikkeid nagu putuka kahjustused, putuka augud ja õõnsustega puid, lamavat surnud puitu esines vähem kui kolmel korral, loomakahjustusi ei esinenud, looduskaitsealuseid organisme ei esinenud (antud juhul peetakse silmas kulle, suured siklasi, kes tekitavad üle 10 cm diam. puidu auke ja sulgjat lõhikut), järelkasvu ohtrus jäi alla 10% ja tööstuspuidu tagavara oli rohkem kui 250 tm.

Jalutatavuse indeks - positiivse väärtuse andis see, kui ei esinenud ajutist liigvett, ligipääs oli hea, 1-4 m kõrguse puistu rindeline katvus oli hea, mis tähendab, et selle rindeline katvus oli vähem kui 25%, 1-4 m okaspuu rindeline katvus oli alla 25% ja 1-4 m kõrguse lehtpuu rindeline katvus oli alla 25%; järelkasvu esines vähem kui kolmel puuliigil, rohurinde kõrgus oli alla 21 cm, esinesid metsaannid, rohkem kui 3 üle 40 cm diameetriga puud, esinesid vanad puud, mille vanus oli 90 aastat või rohkem, lamavat surnud puitu esines vähem kui kolmel korral, seisvat surnud puitu ei esinenud üldse ning kui esines, siis indeksist lahutati 0,5 punkti, ei esinenud tuuleheidet, esinesid kultuuriobjektid, rahnud, jalgrajad, metsateed, kaske oli rohkem kui 65%, esinesid haavad, kased, saared, mis loovad sügisel kena värvikoosluse, kuused ja männid, mis loovad talvel ilusa värvikoosluse ja vaher, mis loob sügisel kena värvikoosluse; kevadpõõsad nagu pihlakas ja toomingas; marjaliike oli rohkem kui 4 ja õisi kandvaid lilleliike rohkem kui 3.

Metsaandide indeks – positiivse väärtuse indeksisse andis asjaolu, et esines toomingas, lodjapuu, sarapuu, pihlakas, sõstrad, vaarikas, pärn, metsmaasikad, mustikad või söögiseened.

Puistu faktoriaale vanus

Analüüsid kasutamiseks genereerisin faktoranalüüsi abil puistu vanust kirjeldava ühendtunnuse („faktor-vanus“). See sisaldas endas faktoriaalest kompleksi kolmeast tunnusest, mis olid hinnatud igas metsas: I-rinde vanus, vanima puu vanus ja I-rinde puude valdav diameeter. Faktor-vanus koostati eesmärgiga vähendada ühe tunnuse mõõtmise võimalikku viga puistu vanuse mõju hindamisel statistilistes mudelites. Puistu faktor-vanus kujutab endast faktoranalüüsi tulemusel saadud esimese faktori kaalusid igale uurimispunkti kohta. Kolme komponendi ühine varieeruvus on 71,8%.

Metsa struktuuritunnuste ja indeksite sõltuvus metsa omadustest

Võrdlesin struktuuritunnuste ja kompleksindeksite seisundeid (73 tunnust) erinevate metsade taustaomaduste vahel (ajalooline järjepidevus, pindalaklass, maastikuaken, puistu faktoriaale vanus), kasutades üldist lineaarset mudelit (GLM) ja üldistatud lineaarset mudelit (GLZ). GLM mudelit kasutasin pidevate arvuliste tunnuste puhul, vajadusel log-trasformeerides tunnused jääkide lähendamiseks normaaljaotusele. GLZ mudelit kasutasin kaheväärtuseliste andmete korral, kasutades logit-linkfunktsiooni ja binoomjaotuse eelduste jääke.

Kasutasin NMS (*Nonmetric Multidimensional Scaling*) ordinatsiooni, et teha järeldusi uurimisalade varieeruvuse kohta. Struktuurse koosseisu erinevust metsa klasside testisin mitmese reaktsiooni permutatsiooni protseduuri (MRPP) test abil.

2.2.2. Küsitlusandmete analüüs

Kaardimaterjalide analüüs

Kaardiandmeid analüüsin programmis MapInfo Professional 10.5. Selleks arvutasin igale persoonile nende ankeetkaardi andmete põhjal maastikulise teadmise ulatuse. Ulatuse põhjal genereerisin igale persoonile maastikupuhvri (teadmisteakna) ja mille piires arvutasin metsade struktuursete tunnuste keskmised. Saadud struktuursete tunnuste keskmisi kasutasin inimeste metsadest arusaamade koosseisu interpreteerimisel.

Inimeste teenuste nägemus ruumis

Inimeste teadmiste ja suhtumise kujunemise võimalikke põhjuseid lähtuvalt metsa struktuuriomadustest analüüsisin kanoonilise korrespondentsanalüüsiga (CCA) (Ter Braak, 1986). Selleks kasutasin 61 isiku arvamiste kokkuvõtet 40 tunnuse maatriksina. Andmemaatriks sisaldas inimeste teenuste kvalitatiivset nägemust ja maastikulist paiknemise teadmist. Sõltumatute (seletavate) tunnuste maatriksis sisaldas 23 tunnust, mis sisaldas inimese tegevusvaldkonda (profiili), teadmiste taustainfo kanalid ja metsa struktuuri iseloomustavaid indekseid inimese teadmisteakna piires maastikus. Inimeste kohta arvatud CCA telgede väärtuste ja struktuuritunnuste omavahelist seost hindasin Pearson'i korrelatsioonanalüüsiga.

Kõik ordinatsioonil põhinevad analüüsid teostasin programmis PC-ORD ver. 6.14 (McCune et al., 2006). Kõik teised statistilised analüüsid tegin programmis Statistica ver. 7.1 (StatSoft, Inc 2006).

Antud töös kasutatud meetodika (Kohv et al., 2005) on minu poolt edasi arendatud. Kaardimaterjali meetodika on välja töötatud SmallForest'i projekti raames (www.smallforest.be). Metsa struktuuri hindamiseks tehtud välitööd ja andeanalüüsid on täies mahus minu läbi viidud. Küsitluste jaoks koostas inise ankeedi ning viisin kõik intervjuud läbi.

3. Tulemused

3.1. Metsastruktuur

NMS (*Nonmetric Multidimensional Scaling*) ordinatsiooni kolm esimest telge kirjeldasid 97% uuritud tunnuste varieeruvusest. Esimene, teine ja kolmas faktortelg kirjeldasid vastavalt 58,4%, 29,8 % ja 8,8%.

Maastikuakende metsad kattuvad ordinatsiooniruumis (Joonis 1 A), mis viitab nende struktuurse variatsiooni ühetaolisusele. Samamoodi ei eristu ajaloolised ja hilistekkelised metsad (Joonis 1 B), aga pindalaklasside järgi küll (Joonis 1 C). Puistute erinevus väljendub peapuuliikide rühmades, st. eristumine toimub laialeheliste puudega, teiste heitlehiste puudega metsade ja lehtpuu-okaspuu segametsade vahel (Joonis 1 D). Mitmese reaktsiooni permutatsiooni protseduuri (MRPP) test kinnitab, et maastikuaknad ei erine ($A=-0,009$; $p=0,775$); pindalaklassid erinevad ($A=0,031$; $p=0,027$); ajalooliselt järjepidevad ja hilistekkelised metsad ei erine ($A=0,004$; $p=0,293$) ning puistutüübid erinevad ($A=0,180$; $p>0,001$).

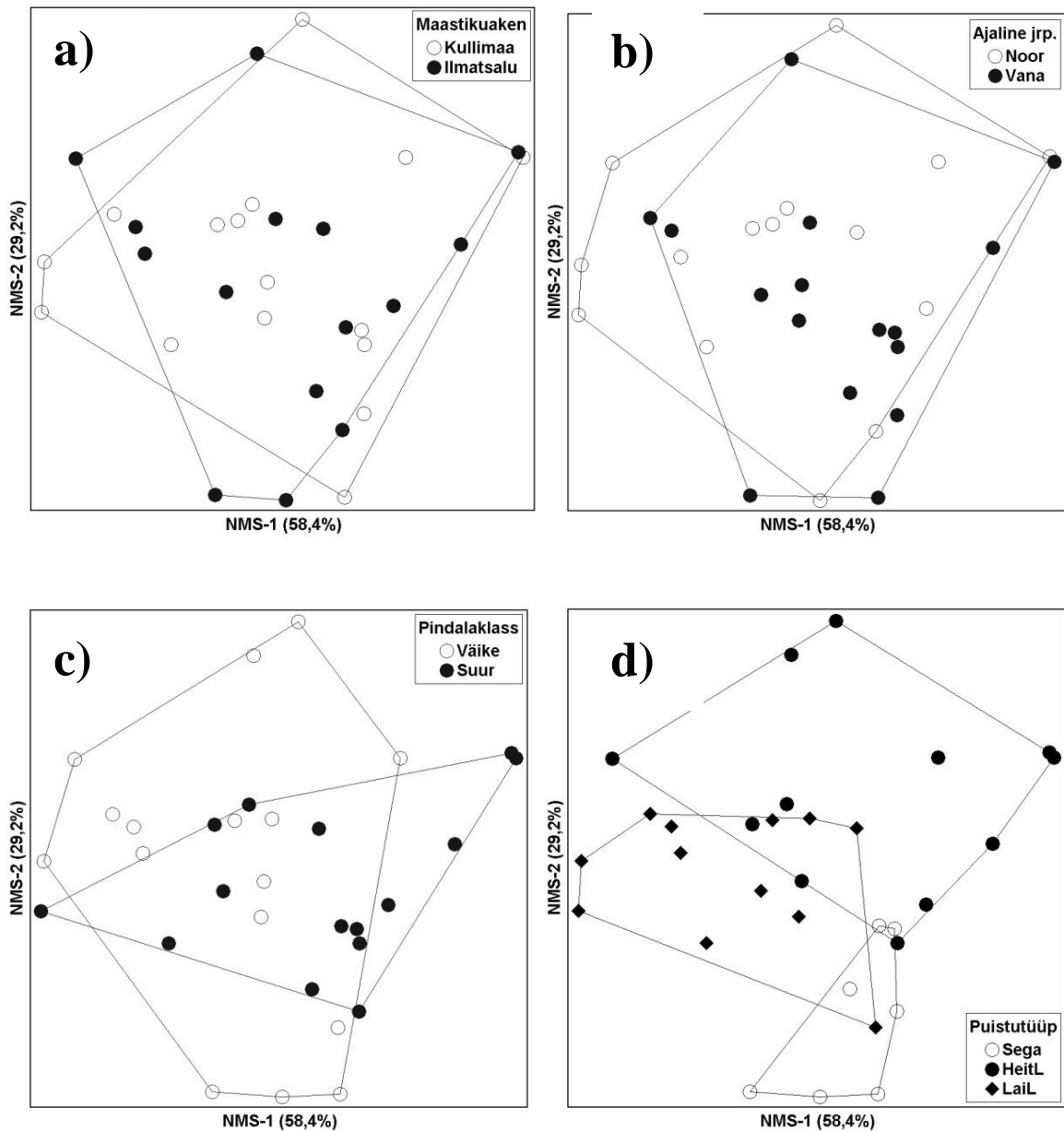
Uuritud metsades jagunesid puistutüübid tüpoloogiliselt kolmeks: laialehised puistud (38,7%), heitlehised (38,7%) ja segapuistud (22,6%) (Tabel 1). Peapuuliikidena esinesid kased (*Betula*) (68%), harilik haab (*Populus tremula*) (29%), hall lepp (*Alnus incana*) (29%), harilik kuusk (*Picea abies*) (19%) sanglepp (*Alnus glutinosa*) (16%), harilik jalakas (*Ulmus glabra*) (3%) ja harilik saar (*Fraxinus excelsior*) (3%). Puistu struktuuri iseloomustavad üldised näitajad on välja toodud tabelis 3. Puistute mõned põhilised struktuuri kirjeldavad näitajad on esitatud tabelis 2.

Tabel 1. Puistutüüpide jagunemine maastikus.

Puistutüüp	Üldkeskmine %	Ilmatsalu %	Kullimaa %
Lailehine	38,7	40,0	37,5
Heitlehine	38,7	33,3	43,8
Sega	22,6	26,7	18,8

Tabel 2. Puistute mõne kõige põhilisema struktuuri kirjeldus.

Struktuuri tunnus	Keskmine	Standardhälve	Min...max
Liituvus	86 %	7,7	70-95 %
Kõrgus: I-rinne	23 m	3,3	18-28 m
Vanus: I-rinne	58 a	15,9	25-90 a
Vanus: vanim puu	77 a	24,7	30-150 a
Valdav diam.: I- rinne	24 cm	4,4	14-33 cm



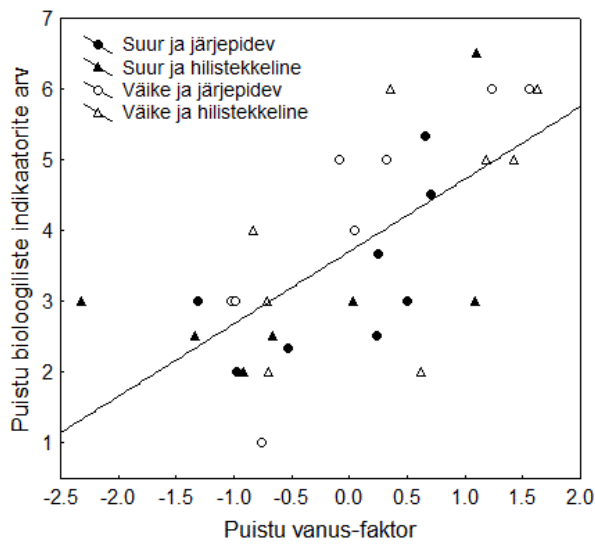
Joonis 1. Uuritud tunnuste varieerumine ruumis. a) maastikuaknad; b) ajaline järjepidevus; c) pindalaclass; d) puistutüüp.

3.2. Metsa struktuuritunnuste ja indeksite sõltuvus metsa omadustest

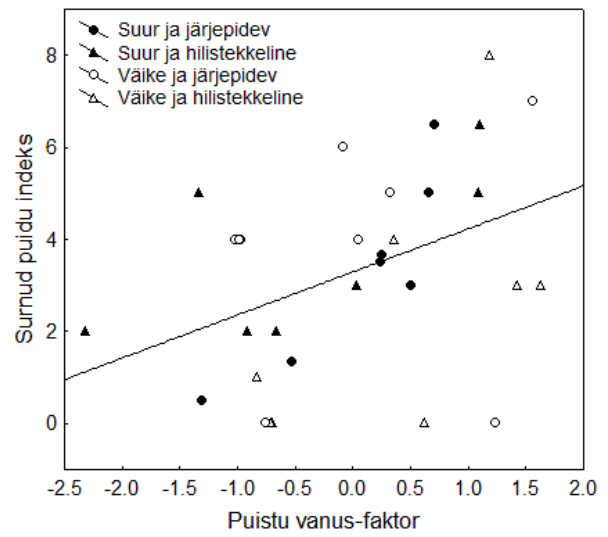
Kokku testiti puistut iseloomustavate omaduste seost 61 metsastruktuuri tunnusega ja 6 indeksiga (Lisa 9). Puistu struktuuri tunnustest oli statistiliselt oluliselt puistu omadustega seotud 19 struktuuri tunnust ja 2 struktuuri kompleksindeksit. Faktor- vanusega on seotud 15 tunnust, pindalaklassiga 13 tunnust, ajaloolise järjepidevusega 1 tunnus ja koosmõjus pindalaklassi ja ajalise järjepidevusega 2 tunnust.

3.2.1. Puistu faktor-vanus

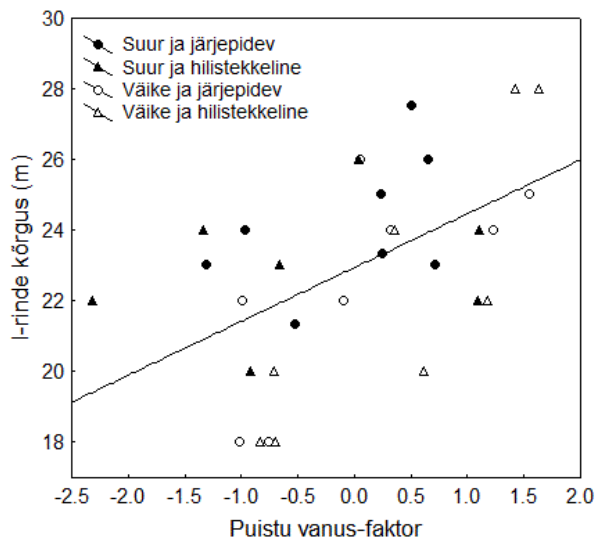
Puistu faktor-vanus on statistiliselt olulisel määral seotud 15 tunnusega, nende hulgas puistu bioloogiliste indikaatorite arv (Joonis 2), surnud puidu indeks (Joonis 3), puistu I-rinde kõrgus (Joonis 4), tööstuspuidu liikide osakaal, väiketööstuspuidu liikide osakaal puistus, peapuu liigi ohtrus puistus (Joonis 5), lehtpuu osakaal puistus, kase ja haava osakaal, okaspuu osakaal, rohurinde kõrgus (1-5), lamav pehme surnud puit, lamav kõdunenud surnud puit, tuuleheite esinemine, üle 40 cm diameetriga puude rohkus ja uuenemine häirimata taimkattes. Seos eelloetletud tunnuste väärtuste ja faktor-vanuse väärtuste vahel on positiivne, välja arvatud peapuu ohtrus ja lehtpuu osakaal, mille puhul oli seos negatiivne (Lisa 9).



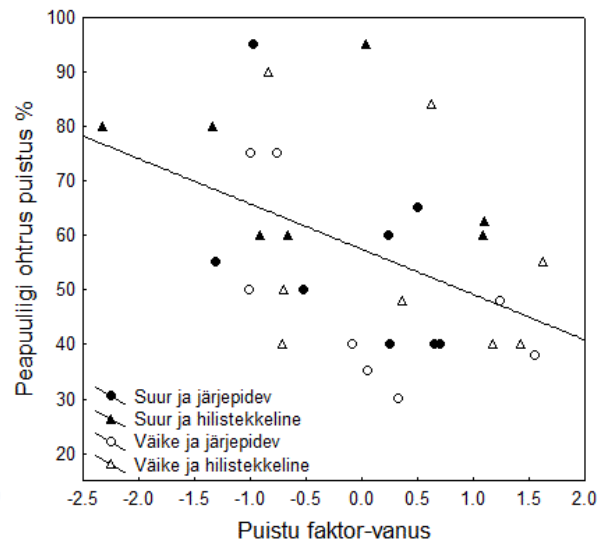
Joonis 2. Puistu faktor-vanuse positiivne seos bioloogiliste indikaatorite arvuga.



Joonis 3. Puistu faktor-vanuse positiivne seos surnud puidu indeksiga.



Joonis 4. Puistu faktor-vanuse positiivne seos puistu I- rinde kõrgusega.



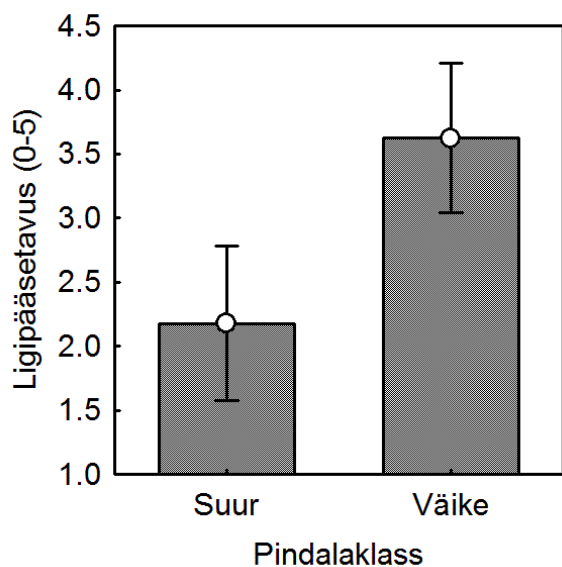
Joonis 5. Puistu faktor-vanuse ja peapuuliigi ohtuse negatiivne seos.

3.2.2. Metsa pindalaclass ja ajalane järjepidevus

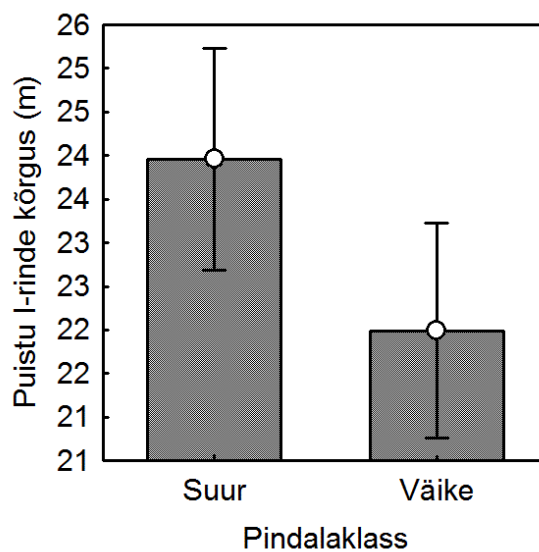
Puistu pindalaclassiga on statistiliselt olulisel määral seotud 12 tunnust (Tabel 3), nende hulgas ligipääsetavus (Joonis 6), puistu I-rinde kõrgus (Joonis 7), puistu vanima puu vanus, tööstuspuidu esinemise osakaal, kase ja haava osakaal, rohurinde kõrgus (1-5), 4-10 m (Joonis 8) ja üle 10 m kõrguste okaspuude rindeline katvus, lamava pehme surnud puidu esinemine, marjade rohkus (Joonis 9) ja üle 40 cm diameetriga puude esinemine. Noppelillede rohkus on seotud puistu pindalaclassi ja samuti ka ajalise järjepidevusega (Joonis 10).

Tabel 3. Väikese ja suure metsaga seotud omadused, millel on statistiliselt oluline muster.

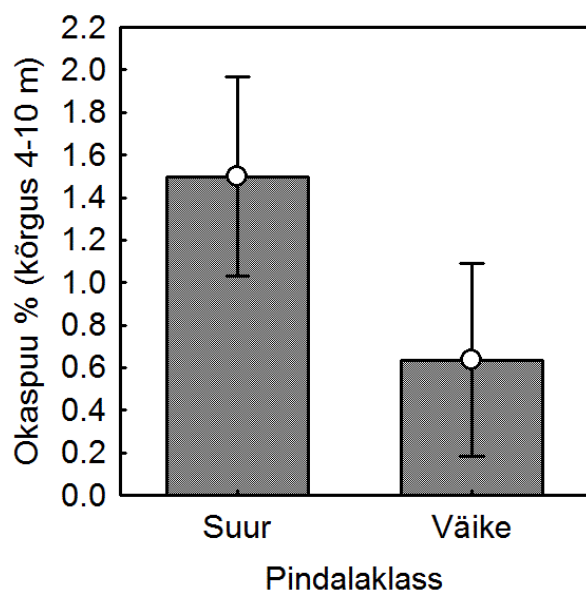
Tunnus	Väike mets	Suur mets
Ligipääsetavus	parem	halvem
Vanima puu vanus	kõrgem	madalam
I rinde kõrgus	madalam	kõrgem
Lamav pehme surnud puit	vähem	rohkem
Tööstuspuidu osakaal	väiksem	suurem
Haava ja kase osakaal	väiksem	suurem
Rohurinde kõrgus	madalam	kõrgem
Marjade rohkus	väiksem	suurem
Noppelillede rohkus	väiksem	suurem
>40 cm diam. puude rohkus	väiksem	suurem
Okaspuu % (kõrgus 4-10 m)	väiksem	suurem
Okaspuu % (kõrgus >10 m)	väiksem	suurem



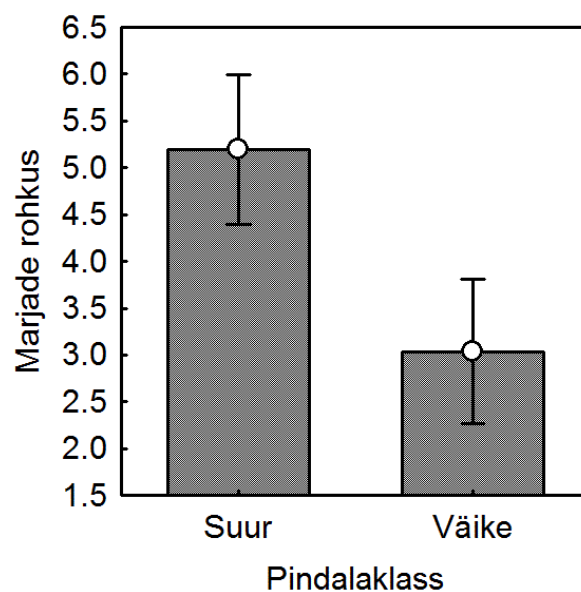
Joonis 6. Ligipääsetavuse sõltuvus puistu pindalaklassist.



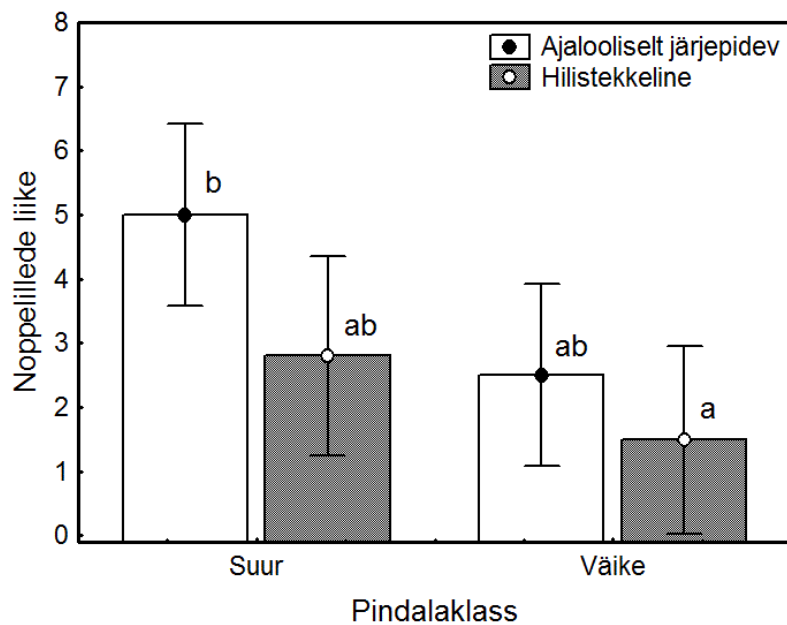
Joonis 7. Puistu I-rinde kõrguse sõltuvus puistu pindalaklassist.



Joonis 8. Okaspuude katvuse (4-10 m kõrgune) sõltuvus puistu pindalaklassist.

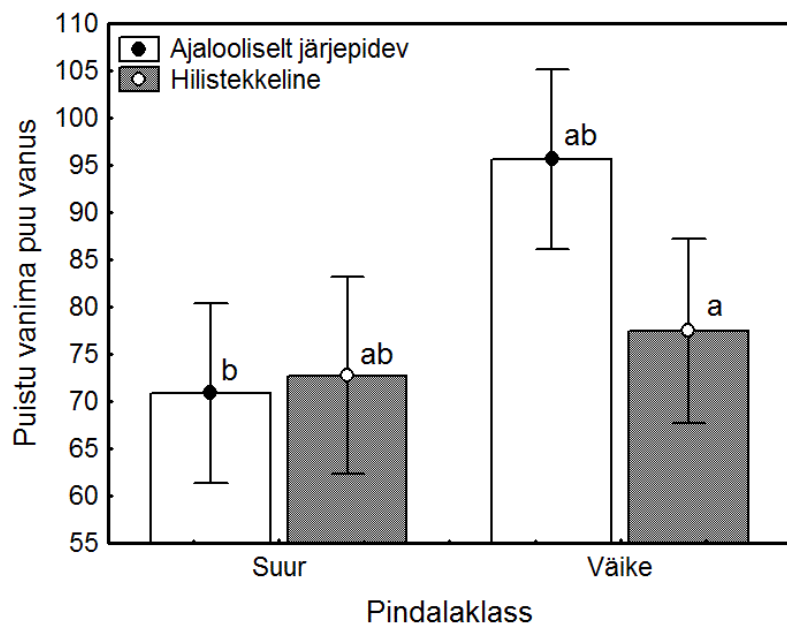


Joonis 9. Marjade rohkuse sõltuvus puistu pindalaklassist.

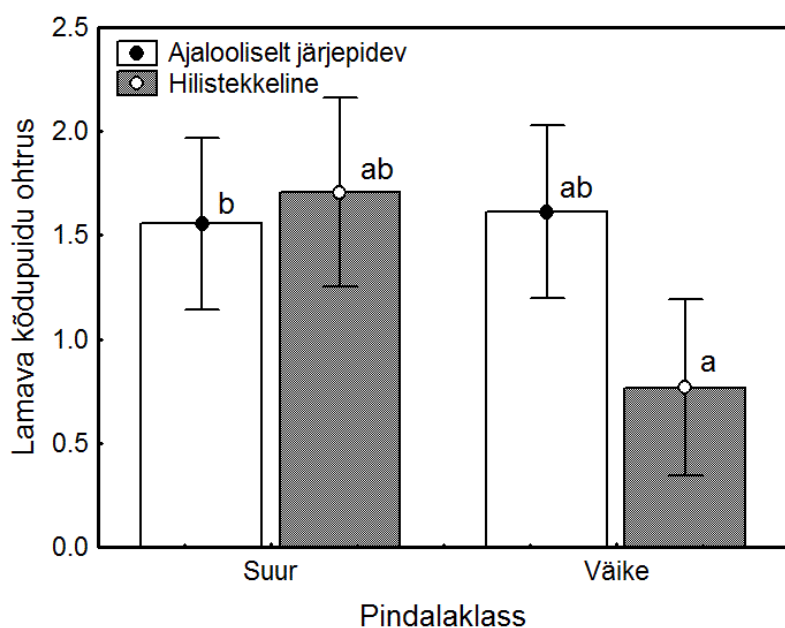


Joonis 10. Noppelilide liikide arvu sõltuvus puistu pindalaklassist ja ajalisest järjepidevusest. Faktorite koosmõju ei ole statistiliselt oluline.

Puistu pindalaklassi ja ajalise järjepidevuse koosmõju oli statistiliselt oluliselt seotud kahe tunnusega milleks olid vanima puu vanus (Joonis 11) ja lamava pehme surnud puidu esinemisega (Joonis 12).



Joonis 11. Puistu pindalaklassi ja ajalise järjepidevuse koosmõju.



Joonis 12. Puistu pindalaklassi ja ajalise järjepidevuse koosmõju.

3.3. Sotsiaalne metsa ökosüsteemi väärtustamine

3.3.1. Küsitletud inimeste taust

Küsitluses osales kokku 64 inimest, kellest naisi oli 36 % ja mehi 64%. Küsitletute seas olid 33% põhitegevuselt metsamajandusega tegelevad isikud, 31% põllumajandusega tegelevad isikud ja 36% moodustasid teiste erialade inimesed ja eakad elanikud (Tabel 6).

Tabel 6. Küsitletute jagunemine tausta järgi.

Maastikutüüp	Sugu %		Metsamees %	Põllumees %	Elanik %	Kokku
	N	M				
Kullimaa	41,9	54,1	32,3	32,3	35,5	31
Ilmatsalu	30,3	69,8	33,3	30,3	36,4	33
Kokku	35,9	64,1	32,8	31,3	35,9	64

Küsitletud said 69% juhtudel metsaga seotud teadmisi kodust, 55% koolist, 31% meediast, 22% töölt, 3% kirjandusest ja 5% oma kogemustest. Tegemist on sõltumatute tunnustega, st. inimene võis saada teadmisi nii koolist kui kodust.

3.3.2. Inimeste teadlikkus ja väärtushinnangud metsaökosüsteemi teenustest

Küsitluses kirjeldatud metsaökosüsteemi poolt pakutavad teenused jagasin nelja põhiklassi lähtuvalt MEA (2005) aruandest: reguleeriv, toetav, varustav ja kultuuriline. Kõige enam oskasid inimesed nimetada varustavaid teenuseid (95% küsitletutest) ja kultuurilisi teenuseid (63%). Oluliselt vähem teati nimetada toetavaid teenuseid (16%) ja reguleerivaid teenuseid (8%). Analoogselt teadmisele, tarbitakse küsitletute seas kõige sagedamini varustavaid teenuseid (98%) ja kultuurilisi teenuseid (73%) ning vähem reguleerivaid teenuseid (14%). Toetavaid teenuseid küsitletud nimetada ei osanud. Inimesed väärtustasid kõige rohkem varustavaid teenuseid (80%) ja kultuurilisi teenuseid (42%), harva toetavaid (6%) ja reguleerivad teenuseid (2%) (Tabel 4).

Tabel 4. Teadlikkus ja väärtushinnang teenuste osas.

	Nimetas %	Tarbib %	Väärtustab %	Rea keskmine
Reguleeriv	8	14	2	8
Toetav	16	0	6	7
Varustav	95	98	80	91
Kultuuriline	63	73	42	59
Tulba keskm.	45	46	32	41

Küsitletute teadmised, tarbimisharjumused ja väärtushinnangud metsaökosüsteemi funktsioonidest tulenevate teenuste osas on statistiliselt oluliselt erinevad (χ^2 -test; $p=0,026$).

Varustavate teenustena teadsid üle kolmandiku küsitletutest nimetada küttepuitu ehitusmaterjale ja vihtade tegemise võimalust. Üle poole inimestest nimetas taimi ja marju ja veidi alla poole nimetas jahiloomi. Varustavatest teenustest tarbitakse ja väärtustatakse samuti kõige enam puitu ja selle saadusi. Lisaks on inimeste toidulaual oluline koht seentel ja marjadel. Kultuurilistes teenuste poolt pakutavaks hüveks oskasid küsitletud kõige enam nimetada võimalust puhkuseks. Pea kolmandik küsitletutest nimetas teenusena jahipidamist. Väärtustamise osas on olukord analoogne. Kõige enam väärtustatakse puitu ja selle saadusi ning puhkamas käimise võimalust. (Tabel 5).

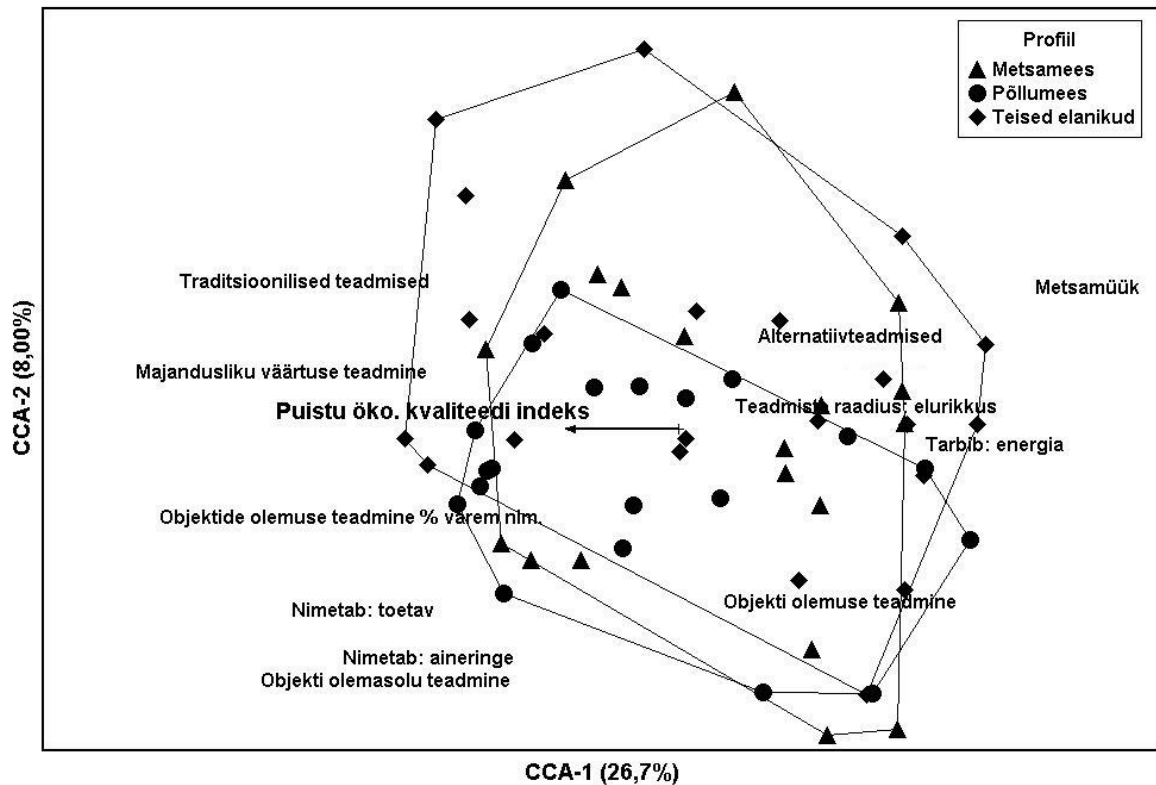
Tabel 5. Metsaökosüsteemi funktsioonidele omistatud teenused.

Varustavad teenused	%	Kultuurilised teenused	%
Nimetamine			
Puit/küte/ehitus/vihad	76,9	Jahipidamine	25,0
Toit	4,7	Linnud	6,3
Taimed/ marjad	64,1	Meeldiv interjäär	14,1
Seened	57,8	Puhkus	40,6
Ravimtaimed	1,6	Sport/matkamine	6,3
Jahiloomad	25,0	Kunstimaterjalide kogumine	1,6
Maj. sissetulek	14,1	Fotograafia	1,6
		Puhtas õhus viibimine	14,1
Tarbimine			
Puit/küte/ehitus/vihad	89,1	Puhkus	70,3
Jahiloomad	10,9	Jahipidamine	10,9
Marjad	65,6		
Seened	76,6		
Ravimtaimed	28,1		
Väärtustamine			
Puit/küte/ehitus/vihad	57,8	Kunstimaterjalide kogumine	1,6
Jahiloomad	9,4	Puhkus	42,2
Marjad	35,9	Meeldiv interjäär	3,1
Seened	37,5		
Ravimtaimed	1,6		
Kunstimaterjalide kogumine	1,6		

3.3.3. Puistu struktuuri omadused ja inimese väärtushinnangud

Inimeste väärtushinnangute ja teenuse tajumise seos ümbruskonna metsa struktuuri ja inforuumi vahel osutus CCA ordinatsiooni tulemuste põhjal suhteliselt tugevaks, sest 3 esimest telge kirjeldasid kokku 39,9% uuritud tunnuste vahelisest seosest. Esimene telg kirjeldas 26,7%, teine telg 8,0% ja kolmas telg 5,2%.

Esimese teljega korreleerus oluliselt vaid puistu ökoloogilise kvaliteedi indeks, mis viitab puistu ökoloogilise kvaliteedi määravale mõjule inimese arusaamade kujunemisel (Joonis 13). Teise kahe teljega ei seostunud ükski koondindeks.

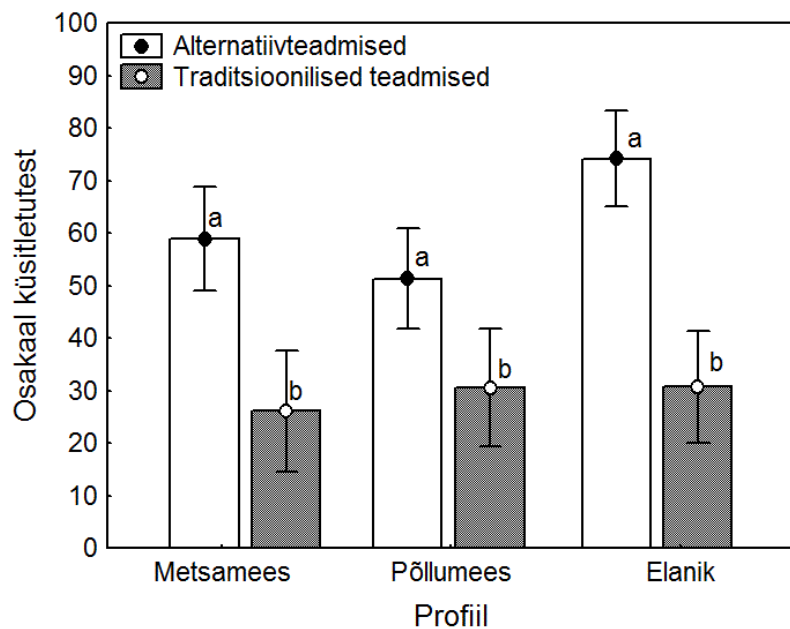


Joonis 13. CCA analüüsi tulemus, mis kirjeldab profiilide teenuste nägemuse ja metsastruktuuri vahelist seost. Kolm esimest faktortelge kirjeldasid 39,9% varieeruvusest. I telg 26,7%, II telg 8% ja III telg 5,2% üldisest varieeruvusest.

Inimesed, kelle lähimas ümbruses paiknesid ökoloogiliselt kvaliteetsed metsad, olid paremad teadmised puitsaadustest. Ühtlasi oli sellistel inimestel parem kognitiivne tajumise tase oma piirkonna suhtes. Samuti oskasid nad anda metsa majandusliku väärtuse kohta hinnanguid. Ökoloogiliselt kvaliteetsema metsaga kokku puutuvad inimesed on paremini teadlikud toetavatest teenustest. Inimesed, kes elavad vähem ökoloogiliselt kvaliteetse puistute lähedal, on teadlikud metsades paiknevast elurikkusest ning oskavad kaardil määratleda seda iseloomustavate objektide asukohta. Selgus, et neil on paremad alternatiivteadmised, mis puudutavad metsa mitte-puitsaadusi. Samas tarbivad nad varustavaid teenuseid, metsast küttepuidu varumise näol. Mis puudutab väärtushinnanguid metsa kui omandi osas, siis ökoloogiliselt vähem kvaliteetse metsaga inimesed olid suurema tõenäosusega valmis hüpoteetilist metsa maha müüma (Lisa 10).

Selgus, et inimesed ei jagunenud teenuste tajumisel professioni järgi väga selgelt. Põllumeeste seas olid arusaamad veidi ühetaolisemad kui metsameestel ja teistel elanikel

(Joonis 13). Metsameestel, põllumeestel ja teistel elanikel on alternatiivsete- ja traditsiooniliste teadmiste tase erinev ($p=0,024$) (Joonis 17). Elanikel on paremad alternatiivsed teadmised kui põllumeestel ja metsameestel.



Joonis 14. Profiilide, traditsiooniliste ja alternatiivsete teadmiste suhe.

4. Arutelu

Tulevikus metsade seisundit ja dünaamikat mõjutavaid otsuseid tehes, samaaegselt metsa ökosüsteemi teenuseid tarbides, on oluliseks faktoriks inimeste teadmised ja väärtushinnangud metsast ning vajadused metsaga seotud teenustele. Väärtushinnangud ja suhtumine võivad olla palju seotud sellega, kui vahetult metsaga kokku puututakse ning kuivõrd sellest sõltutakse. Kõige rohkem puutuvad metsaga kokku otseselt metsandusega tegelevad inimesed. Kaheksas Euroopa riigis (1410 metsaomanikuga) tehtud uuringu tulemusena selgus, et umbes 30% küsitletutest oli ükskõikne suhtumine oma metsaomandisse (Wiersum et al., 2005). Samas uuringus selgus, et metsaomanikest 40% majandab metsa hobi korras ning ei ole ametilt metsamajandusega seotud. Üks kolmandik erametsaomanikest on majanduslikult oma metsaomandist sõltuvad ja nad on enamjaolt orienteeritud multifunktsionaalselt metsa majandama (Wiersum et al., 2005).

Põllumeestel on samuti tähtis roll metsade dünaamika kujundajatena. Eestis ja mujal maailmas tegeletakse intensiivselt põllumajandusega, mis on vähendanud metsa pindala ja suurendanud maastiku fragmenteeritust (Bengtsson et al. 2000). Seetõttu on vajalik aru saada, millised on põllumeeste väärtushinnangud. Tavainimesed, kellele ei kuulu metsa ega ka põllumaad, ei mõjuta küll otseselt metsa, aga siiski tarbivad selle saadusi. Minu hüpoteesiks oli, et erinevate professionidega inimestel („metsamehed“, „põllumehed“, „teised elanikud“) ei ole ühetaolised arusaamad metsaökosüsteemist, kuna nende praktiline maailmanägemus peaks olema erineva suunitlusega. Selgus, et põllumeestel on metsaga seotud arusaamad kitsamad kui metsameestel ja tavainimestel. Ühtlasi on neil ka alternatiivseid teadmisi vähem kui teisel kahel rühmal. Sellest võib järeldada, et põllumajandusega tegelevad inimesed on keskendunud rohkem oma valdkonnale ning metsad neile kuigi palju huvi ei paku. Üheti on see arusaadav ja igati ootuspärane tulemus, aga teisalt on see probleem, mille osas oleks vaja lahendus leida. Kui nende teadmisi parandada ja metsa väärtust nende silmis tõsta, võivad nad tulevikus langetada „metsasõbralikumaid“ otsuseid, muutes maastikku heterogeensemaks.

Põllumajandusmaastikus loodusliku uuendusena kasvanud või istutatud puistud võivad luua potentsiaalseid elupaiku ja olla bioloogilist mitmekesisust toetavad (Lindenmayer et al., 2002; Benton et al., 2003). Kui puistud on suuremad kui 2,5 hektarit (Liira et al., 2012), on nad elupaikade loomise ja sellest tuleneva bioloogilise mitmekesisuse ning ka toitainete ringluse jaoks piisavad (Jonsson et al., 2001). Sellised istutatud puistud võivad

tulevikuperspektiivis olla väärtuslikud kaitsealuste liikide säilitamisel, kui esmased metsaalad on pikaajalise intensiivse metsamajandamise tõttu vaesustunud (Lõhmus et al., 2004).

Erinevad autorid (Grigg, 1987; Puumalainen; Gadow et al., 2007) kinnitavad, et puistu ökoloogiline väärtus tõuseb selle vananedes. Sama kinnitab ka antud uurimus. Puistu vanusega oli positiivselt seotud surnud puidu indeks. See tähendab, et mida vanem oli puistu, seda rohkem esines seal tuuleheidet, seisvat surnut puitu, tüükaid, lamavat kõdunenud, pehmet ja kõva surnud puitu. Samasugusele järeltulele on jõudnud varasemalt ka Liira ja Kohv (2010). Surnud puu lagunemistsükli jooksul pakub see elupaika tuhandetele erinevatele liikidele (Dickson et al., 1983; Grove, 2002; Davies et al., 2008). Näiteks on tehtud kindlaks, et 1487-st Rootsi punase raamatu liigist 39% vajavad elus püsimiseks surnud puitu (Samuelsson et al., 1994). Surnud puit on kasvusubstraadiks samblikele ja sammaldele, ning selle õõnsustes saavad elutseda linnud, nahkhiired ja kimalased (Maser et al., 1984; Harmon et al., 1986; Samuelsson et al., 1994; Esseen et al., 1997). Surnud puidus elavad putukad on toiduks paljudele lindudele, seal hulgas rähnidele. Ühtlasi on surnud puit metsa aineringet stabiliseeriv ja mullaviljakust soodustav ning sellest eraldub mulda taimedele vajalikke toitaineid (Clark et al., 2002; Wilcke et al., 2005). Ühtlasi on see oluline süsiniku talletaja ja seeläbi aitab kaasa kliimamuutuste leevendamisel (Woodall et al., 2008). Seega pakuvad lehtpuurikkad metsad vananedes aina enam reguleerivaid ja toetavaid teenuseid. Lisaks suureneb ka metsa vananedes bioloogiliselt väärtuslike liikide (bioindikaatorite) arvukus. Antud töös selgus, et mida vanemad olid uuritud lehtpuurikkad metsad, seda suurema tõenäosusega leidis seal rähnide tegevusjälgi. Rähnid on olulised tugiliigid, kuna loovad oma tegevusega teistele lindudele ja loomadele elupaiku ning on olulised kahjurite hävitajad (Drever et al., 2008). Bioindikaatorina peeti silmas veel ka sipelgapesasid, samblike, elusal ja surnud puidul seente esinemist, putukate poolt tekitatud auke. Vanemates metsades leidis rohkem ka õõnsustega puid ja rahne, mis samuti on elurikkust soodustad. Õõnsustega puud pakuvad elupaika pisinärilistele ja lindudele. Rahnude all eelistavad elada paljud lüliljalgsed ning peal samblikud.

Puistu vanusega on seotud selle liigiline struktuur. Uurimuses selgus, et esineb negatiivne seos puistu vanuse ja lehtpuu osakaalu vahel. See tähendab, et vanemates puistustes ei esinenud enam ülekaaluliselt ühte kindlat lehtpuust peapuuliiki. Puistu vananedes lehtpuu liikide osakaal väheneb, va. kase ja haava osakaal ning ka okaspuu liikide osakaal. Selle muutuse põhjuseks võib olevat metsamajandusliku hoolduse suunavat mõju, sest

metsamajanduslikust seisukohast rõhutakse tööstuspuiduliikide (kask, kuusk, mänd ja haab) osakaalu suurenemisele. Seeläbi pakub mets rohkem varustavaid teenuseid, mille läbi inimesed saavad küttepuid ja ehitusmaterjale.

Puistu vanus (üldises mõistes) osutus bioloogilise mitmekesisuse seisukohast määravamaks kui ajalooline järjepidevus. Ajalooliselt järjepidevas puistus võib olla toimunud mitu puistu põlvkonnavahetust nii looduslikel kui inimtekkelistel põhjustel, mis mõjutavad puistu struktuuri ja sinna koondunud elurikkust. Ühtlasi loob ajalooline liigirikkam puistu mitmekesisema elupaigana elusorganismidele (Wulf, 2003). Võrreldes okaspuudega on paljudel lehtpuudel üsna lühike eluiga ja sellest tulenevalt toimub põlvkondade vahetumine kiiremini (Laas et al., 2011). Arvestades, et Eesti ja Euroopa metsadest loetakse seisundi poolest looduslikuks või looduslähedaseks ainult mõni protsent (Adermann, 2009; Scheller et al., 2008), omistatakse looduskaitstes üle 120- aastastele puistutele väärtelupaiga staatus, sest need pakuvad arvestatavalt elu toetavaid reguleerivaid ja toetavaid teenuseid (Külvik et al., 1999).

Uurimuses selgus, et suuremates puistutes kasvavad võrreldes väikeste metsadega kõrgemad puud, leidub rohkem metsmarju ja noppelilli. See tähendab, et need pakuvad rohkem varustavaid teenuseid. See on igati ootuspärane tulemus, kuna suuremates metsades on väiksem servaepekt (Avon et al., 2010; Marozas et al., 2005). Lisaks on suurtes metsades rohkem lamavat kõdunenud puitu, mida inimesed ei osanud väärtustada. Samas on väärtuslikud ka väiksed ajalooliselt järjepidevad metsad. Selgus, et seal kasvavad vanemad puud kui suurtes metsades. Ühtlasi oli uuritud väikestes ajalooliselt järjepidevates metsades lamavat kõdupuitu pea sama palju kui suurtes ajalooliselt järjepidevates ja hilistekkelistes metsades.

Uuritud lehtpuurikkad metsad pakuvad erinevaid teenuseid, aga selgus, et inimesed siiski ei ole nendest kuigi teadlikud. Kõige sagedamini oskasid inimesed nimetada varustavaid teenuseid ja neist üle kolmandiku nimetas selleks teenuseks küttepuitu ja ehitusmaterjalide saamise võimalust. Kultuurilisi teenuseid oskas nimetada üle poole inimestest ja siinkohal tunti ära teenusena puhkamise võimalust. Oluliselt vähem osati nimetada toetavaid ja reguleerivaid teenuseid. Analoogselt teadmisele, tarbitakse ka samu teenuseid. Toetavate teenuste tarbimisest inimesed polnud teadlikud. Väärtushinnangute puhul on olukord analoogne. Sellest võib järeldada, et inimeste teadmised on eelkõige tarbimiskesksed.

Minu hüpoteesiks oli, et erineva tegevusvaldkonna inimestel („metsamehed“, „põllumehed“, „teised elanikud“) ei ole ühetaolised arusaamad metsaökosüsteemidest, kuna nende praktiline maastikunägemus peaks olema erineva rõhuasetusega. Inimeste tegevusvaldkond siiski pole metsa teenuste nägemust oluliselt mõjutavaks teguriks. Ainult põllumeestel olid arusaamad veidi ühetaolisemad kui metsameestel ja teistel elanikel.

Selgus, et teenuste nägemust mõjutab see, milline oli inimesi ümbritseva metsa ökoloogiline kvaliteet. Metsade poolt pakutavad mitte-puit teenused on väärtushinnangute kujundamisel teisejärgulised ning ei pane inimesi metsa külastama. Pigem kujundab inimeste väärtushinnanguid puistu struktuurne mitmekesisus. Inimesed, kelle lähimas ümbruses paiknesid ökoloogiliselt kvaliteetsed metsad, olid paremad teadmised puitsaadustest. Ühtlasi oli sellistel inimestel parem kognitiivne tajumise oma piirkonna suhtes. Samuti oskasid nad anda metsa majandusliku väärtuse kohta hinnanguid. Ökoloogiliselt kvaliteetsema metsaga kokku puutuvad inimesed on paremini teadlikud toetavatest teenustest. Nendel inimestel, kellel oli pigem kokkupuude madala ökoloogilise kvaliteediga metsadega, olid kaugemal paiknevate metsade elurikkuse osas paremad teadmised. Sellest võib järeldada, et neile on meeldivamad kaugemal olevad metsad ja nad külastavad neid. Neil polnud küll nii hea kognitiivne tajumise metsade osas, aga siiski nad oskasid omistada metsadele teenuseid, kui neid kaardil ära tundsid.

Mis puudutab väärtushinnanguid metsa kui omandi osas, siis ökoloogiliselt vähem kvaliteetse metsa poolt ümbritsetud inimesed olid suurema tõenäosusega valmis metsa maha müüma. Seda võib pidada igati ootustekohaseks, sest nendes metsas pole väärtuslikku puitu, mida oma tarbeks kasutada. Ühtlasi ei sisalda need metsad ka muid ökoloogiliselt väärtuslikke hüvesid, millest nad teadlikud on. Inimesed, kelle lähim mets oli ökoloogilise struktuuri poolest kvaliteetne, polnud niivõrd altid metsa maha müüma. Asjaolu, et ökoloogiliselt kvaliteetne ehk struktuurselt mitmekesine mets määrab inimeste teenuste nägemuse, toetab jätkusuutlikku metsamajandust, mis ongi metsa funktsioonide säilitamise võtmeks (Chazdon, 2008).

Uurimuse tulemusena selgus, et inimeste teadmised ja arusaamad on tarbimiskesksete ning eelkõige näha metsa väärtust läbi kasvava puidu. Kui ökoloogilised teadmised ja arusaamad ökosüsteemi ressursside dünaamikast puuduvad, siis tõenäosus, et seda ressursi jätkusuutlikult kasutada, on oluliselt väiksem (Gunderson, 2000). Sellepärast on vaja tõsta inimeste teadlikkust metsa ökosüsteemist ja selle poolt pakutavatest teenustest. Ning nagu

näitavad tulemused, on näitlik „eeskujulik“ metsaökosüsteem inimeste ümbruskonna maastikus kõige parem arvamuse ja jätkusuutliku tarbimissuhte kujundamise meetod. Kuna paljud metsa teenused ja ökosüsteemi head struktuurset seisundit iseloomustavad tunnused osutusid eelkõige sõltuvaks puistu reaalsest vanusest ning oluliselt harvemini metsa ajaloolisest järjepidevusest, siis näidismetsade loomine ja kujundamine on võimalik ka hilistekkelistes metsades. Samas ka metsa pindala oli harva struktuuri ja teenust määravaks faktoriks, seega võiksid näidismetsad olla väikesed inimasulate lähedased tukad.

Kokkuvõte

Viimastel aastatuhandetel on inimene hakanud oluliselt mõjutama ökosüsteemi nii otsese tarbimisega, konverteerimisega põllumaaks, kui ka metsandusliku majandamisega. Metsasuse protsent on viimasel ajal küll kasvanud, kuid seda suuresti monokultuuride arvelt. Sisuliselt kujutavad monokultuurid endast tugevalt majandatud üsna noort üheliigilist metsa, mis on raiealade ja põllumaastamise tõttu killustunud. Sellised metsad on põlismetsadega võrreldes homogensemamad ning toetavad vähem elurikkust. Biodiversiteedi kadu on globaalne probleem, mõjutades ökosüsteemide funktsioneerimist, mis omakorda mõjutab inimeste heaolu erinevate loodusvarade ja ökosüsteemide teenuste kvaliteedi ja kvantiteedi languse tõttu, teenuste osutamise vähenemise või elamiskulude kasvu kaudu. Tulevikus metsade seisundit ja dünaamikat mõjutavaid otsuseid tehes, samaaegselt metsa ökosüsteemi teenuseid tarbides on oluliseks faktoriks inimeste teadmised ja väärtushinnangud metsast ning vajadused metsaga seotud teenustele. Väärtushinnangud ja suhtumine võivad olla palju seotud sellega, kui vahetult metsaga kokku puututakse ning kuivõrd sellest sõltutakse.

Töö esimene eesmärk on selgitada välja, milliseid hüvesid ja teenuseid lehtpuurikkad metsad pakuvad ja mil määral teenuse pakutavus erineb väikestes ja suurtes ning ajalooliselt järjepidevates ja hilistekkelistes metsades. Mets võib pakkuda palju hüvesid ja teenuseid, aga küsimus on, kas inimesed, kes metsa kõige enam mõjutavad, on ka nendest teadlikud. Uuris inimesi kahe Eesti piirkonnas inimeste arusaamist metsadest ja selle väärtustest ning hindasin seoseid inimeste tausta, ümbritsevate metsade struktuuri ja inimeste arusaamade vahel.

Selgus, et mitmed metsa omadused, näiteks bioloogiliste indikaatorite arv ja surnud puidu esinemine, olid seotud puistu vanusega. Vähesed teenused ja struktuuritunnused olid seotud puistu pindala ja ajaloolise järjepidevusega, näiteks puistu vanima puu vanus, marjade ja noppelillede rohkus. Uuritud lehtpuurikkad metsad pakuvad erinevaid teenuseid, aga selgus, et inimesed ei ole nendest kuigi teadlikud ning inimeste arusaam põhines peamiselt tarbimisväärtustel, mille hulgas olid varustavad ja kultuurilised teenused. Selgus, et teenuste nägemust mõjutas see, milline oli inimesi ümbritseva metsa ökoloogiline kvaliteet. Metsade poolt pakutavad mitte-puit teenused on väärtushinnangute kujundamisel teisejärgulised ning ei pane inimesi metsa külastama. Pigem kujundab inimeste väärtushinnanguid puistu struktuurne mitmekesisus.

Kui ökoloogilised teadmised ja arusaamad ökosüsteemi ressursside dünaamikast puuduvad, siis tõenäosus, et seda ressursi jätkusuutlikult kasutada, on oluliselt väiksem. Sellepärast on vaja tõsta inimeste teadlikkust metsa ökosüsteemist ja selle poolt pakutavatest teenustest. Kõige parem arvamuse ja jätkusuutliku tarbimissuhte kujundamise meetod on näitlik „eeskujulik“ metsaökosüsteem inimeste ümbruskonna maastikus.

Summary

The structure of deciduous forests and the social valuing of forest ecosystem services

During the last a few thousand years, people have begun to significantly affect forest ecosystems both by direct use, conversion to cropland, as well as by silvicultural management. Nowadays forest cover is increasing, but this is largely due to the plantation of monocultures. In essence, monocultures are quite young highly managed single-species stands, which are located in fragmented landscape. Such forests are more homogeneous compared to ancient (historically continuous) forests, and usually support less biodiversity. Biodiversity loss is a global problem, affecting the functioning of ecosystems, which in turn affects the well-being of humans. In the future decisions, which affect forest habitat conditions and ecosystem dynamics, and back simultaneously the consumption of forest ecosystem services, the people's understanding of forest and forest-related services is an important factor to consider. Values and attitudes may have a lot to do with how directly we come in contact with, and how we are influenced by forests.

The first aim of this work is to find out what kind of goods and services deciduous forests provide and whether the extent of the services offered differs between small and large area, and/or historically continuous and recent forests. Forests can offer a lot of goods and services, but the question is whether people who own or manage forests, are also aware of them. I studied the understanding and values of humans about forest services in two 5x5km regions in Estonia, and the connection between people's professional background, structure of forests, and people's perceptions of the surrounding forests.

It appeared that several forest characteristics, e.g. the number of bioindicators and presence of dead-wood were associated with the age of the stand. Only few services and structural characteristics were related to the size of the stand, and historical continuity, e.g. the age of the oldest tree in a stand, the abundance of berries and flowers one would pick. Studied deciduous forests provide a variety of services, but it turned out that people are not aware of them, and people's understanding is based on consumer values, i.e. supplying and cultural services. It turned out that the perception of services is affected by the ecological quality of surrounding stands. Non-timber goods offered by forests and various public information channels are of secondary importance in shaping the values of people and do not make people

to visit forests. Rather, people's values are shaped by positive example of stand structural diversity in their vicinity.

If ecological knowledge and understanding of the dynamics of ecosystem resources are lacking, the use probability of this resource sustainably is significantly reduced. This is why it is necessary to raise people's awareness of forest ecosystems and the services it is providing. The best way of shaping people's opinion about sustainable consumption of ecosystems, is an exemplary forest ecosystem surrounding the residence of people.

Tänuavaldused

Täna oma juhendajaid, Jaan Liirat ja Taavi Paali. Lisaks ka Laura Kütti ja Kertu Lõhmust, kes samuti olid suureks abiks. Olen tänulik kõigile inimestele, kes võtsid mind lahkelt vastu ja olid nõud täitma küsitlust ja kaardimaterjali. Sain suurepärase positiivse kogemuse osaliseks. Eesti rahvas on ütlemata lahke ja abivalmis!

Kõige enam olen tänulik Leilile, ilma kelleleta poleks olnud miski võimalik ning ma poleks see, kes täna olen.

Kasutatud kirjandus

1. Adermann, V., 2009. Estonian forests 2008. The estimation of forest sources by statistical sampling methodology. Metsakaitse- ja Metsauuenduskeskus, Tallinn.
2. Andersson, F.O., Feger, K.H., Hüttl, R.F., Kräuchi, N., Mattsson, L., *et al.*, 2000. Forest ecosystem research - priorities for Europe. *Forest Ecology and Management* 132, 111-119.
3. Avon, C., Bergès, L., Dumas, Y., Dupouey, J.L., 2010. Does the effect of forest roads extend a few meters or more into the adjacent forest? A study on understory plant diversity in managed oak stands. *Forest Ecology and Management* 259, 1546–1555
4. Balvanera, P., Pfisterer, A.B., Buchmann, N., He, J.S., Nakashizuka, T., Raffaelli, D., Schmid, B., 2006. Quantifying the evidence for biodiversity effects on ecosystem functioning and services. *Ecology Letters* 9, 1146-1156.
5. Bridgeland, W., Beier, P., Kolb, T., Whitham, T.G. 2010. A conditional trophic cascade, bird benefit faster growing trees with strong links between predators and plants. *Ecology* 91, 73-84.
6. Brunet, J., Valtinat, K., Mayr, M.L., Felton, A., Lindbladh, M., Bruun, H.H., 2011. Understory succession in post-agricultural oak forests, habitat fragmentation affects forest specialists and generalists differently. *Forest Ecology and Management* 262, 1863-1871.
7. Bütler, R., Angelstam, P., Schlaepfer, R., 2004. Quantitative snag targets for the tree-toed woodpecker (*Picoides triactylus*). *Ecological Bulletins* 51,219-232.
8. Castillo, A., Magana, A., Pujadas, A., Martinez, L., Godinez, C., 2005. Understanding the interaction of rural people with ecosystems: a case study in a tropical dry forest of Mexico. *Ecosystems* 8, 630-643.
9. Chazdon, R.L., 2008. Beyond deforestation, restoring forests and ecosystem services on degraded lands. *Science* 320, 1458.
10. Clark, D., Clark, D., Brown, S., Oberbauer, S.F., Veldlamp, E., 2002. Stocks and flows of coarse woody debris across a tropical rain forest nutrient and topography gradient. *Forest Ecology and Management* 164, 237-248.
11. Costanza, R., D'Arge, R., De Groot, R., Farber, S., Grasso, M., *et al.* 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Ecological Economica* 25, 3-15.

12. Daily, G. C., (Ed.). 1997. Nature's services, societal dependence on natural ecosystems. Washington D.C. Island Press.
13. Davies, Z., Tyler, C., Stewart, G. Pullin. A., 2008. Are current management recommendations for conserving saproxylic invertebrates effective? *Biodiversity Conservation* 17, 209-234.
14. De Groot, R.S., 1992. Functions of nature, evaluation of nature in environmental planning, management and decision-making. Wolters Noordhoff B.V, Groningen.
15. De Groot, R.S., Wilson, M.A., Boumans, R., M.J., 2002. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics* 41, 393-408.
16. Dhubhain, A.N., Cobanova, R., Karppinen, H., Mizaraite, D., Ritter, E., 2007. The value and objective of private forest owners and their influence on forestry behaviour, the implication for entrepreneurship. *Small-Scale Forestry* 6, 347-357.
17. Dickson, J., Conner, R., Williamson, J., 1983. Snag retention increases bird use of a clear-cut. *Journal of Wildlife Management* 47, 799-804.
18. Drever, M.C., Aitken, K.E.H., Norris, A.R., Martin, K., 2008. Woodpeckers as reliable indicators of bird richness, forest health and harvest. *Biological Conservation* 141, 624-634.
19. EC,1992. Instituting a Community Scheme for forestry measures in Agriculture, Council Regulation (EEC) No 2080/92, Official Journal 215, 96-99.
20. Eisler, A., Eisler, H., Yoshida, M., 2003. Perception of human ecology, cross-cultural and gender comparisons. *Journal of Environmental Psychology* 23, 89-101.
21. Esseen, P.A., Ehnström, B., Ericson, L., Sjöberg, K., 1997. Boreal forests. *Ecological Bulletins* 46, 16-47.
22. Grigg, D. 1987. The industrial revolution and land transformation. In M.G. Wolman, & F.G.A. Fournier (Eds), *Land transformation in agriculture*, Chichester, John Wiley & Sons. pp. 79-109
23. Groombridge, B. 1992. Global biodiversity. Status of the Earth's living resources, a report compiled by the World Conservation Monitoring Centre. London
24. Grove, S. 2002. Tree basal area and dead wood as surrogate indicators of saproxylic insects faunal integrity: a case study from the Australian lowland tropics. *Ecological Indicators* 1, 149-171.

25. Gunderson, L.H., 2000. Ecological resilience- in theory and application. *Annual Review of Ecology and Systematics*. 31, 425-439.
26. Harmon, M.E., Franklin, F.J., Swanson, F.J., Sollins, P., Gregory, S.V., *et al.*, 1986. Ecology of coarse woody debris on temperate ecosystems. *Advances in Ecological Research*. Vol. 15.
27. Helliwell, D.R., 1968. Valuation of wildlife resources. *Regional Studies* 3, 41-47.
28. Hooper, D.U., Chapin, F.S., Ewel, J.J., Hector, A., Inchausti, P., *et al.*, 2005. Effects of biodiversity on ecosystem functioning, a consensus of current knowledge. *Ecological Monographs* 75, 3-35.
29. King, R.T., 1966. *Wildlife and Man*. NY Conservationist 20, 8-11.
30. Kohv, K., Liira, J., 2005. Anthropogenic effects on vegetation structure of the boreal Forest in Estonia. *Scandinavian Journal of Forest Research* 20, 122-134.
31. Külvik, M., Palo, A., Varblane, A., 1999. *Vääriselupaigad Eesti metsades*. Eesti Loodusfoto. Tartu.
32. Laas, E. Uri, V., Valgepea, M., 2011. *Metsamajanduse alsed*. Tartu Ülikooli kirjastus. Tartu.
33. Lee, H.F., Zhang, D.D., 2008. Perceiving the environment from the lay perspective in desertified areas, Northern China. *Environmental Management* 41, 168-182.
34. Liira, J., Lõhmus, K., Tuisk, E., 2012. Old manor parks as potential habitats for forest flora in agriculture landscapes of Estonia. *Biological Conservation* 146, 144-154.
35. Liira, J., Kohv, K., 2010. Stand characteristics and biodiversity indicators along the productivity gradient in boreal forests, defining a critical set of indicators for the monitoring of habitat nature quality. *Plant Biosystems* 144, 211-220.
36. Lindbladh, M., Bradshaw, R., Holmqvist, B. H., 2000. Pattern and process in south Swedish forests during the last 3000 years, sensed at stand and regional scales. *Journal of Ecology*, 88, 113-128.
37. Lindenmayer, D.B., Cunninham, R.B., Donnelly, C.F., Lesslie, R., 2002. On the use of landscape surrogates as ecological indicators in fragmented forests. *Forest Ecology and Management* 159, 203-216.
38. Lindermann-Matthies, P., Keller, D., Li, X., Schmid, B., 2013. Attitude toward forest diversity and forest ecosystem services: a cross-cultural comparison between China and Switzerland. *Journal of Plant Ecology* 7, 1-9.

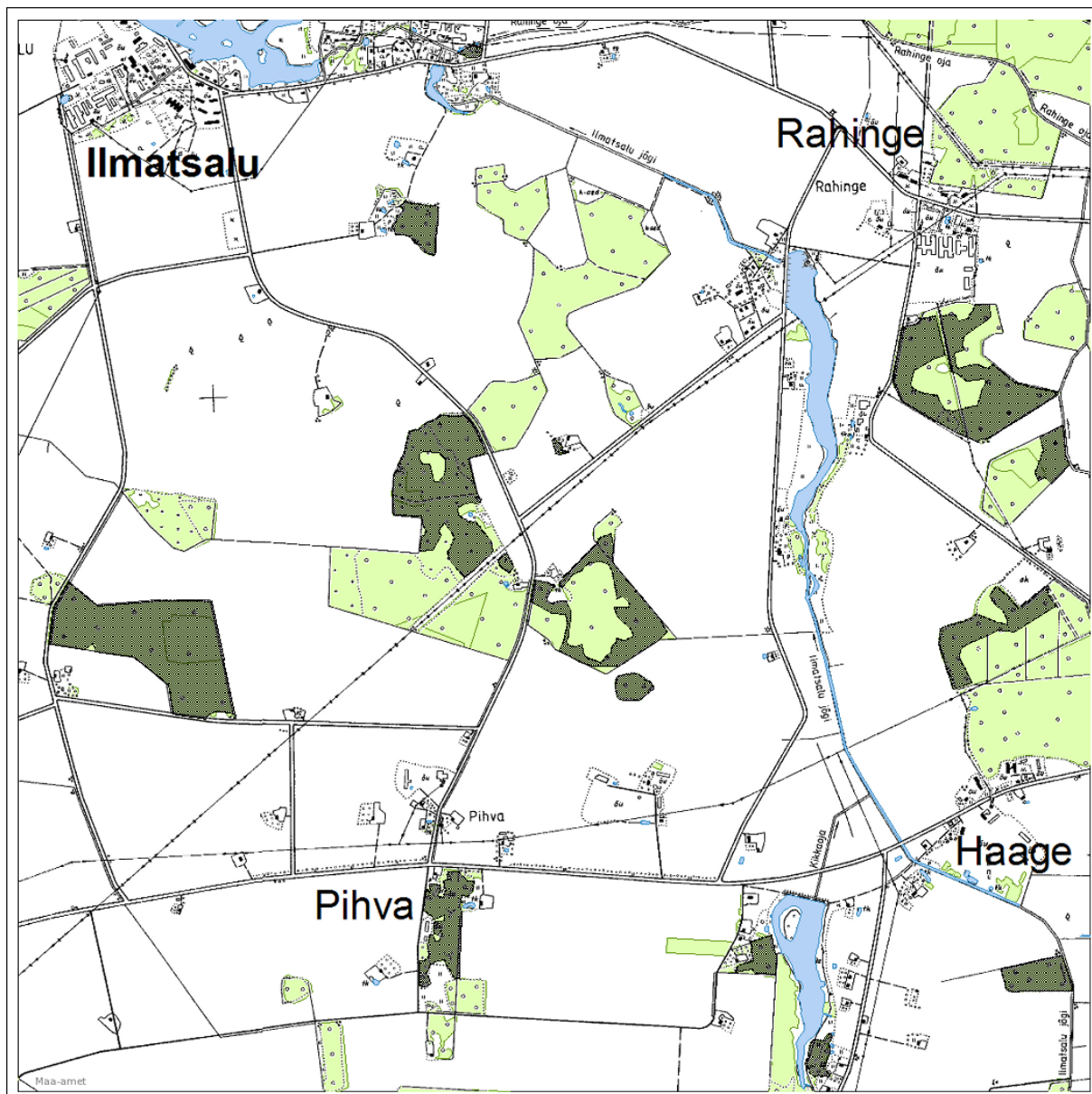
39. Lõhmus, A., Kohv, K., Palo, A., Viilma, K., 2004. Loss of old-growth, and the minimum need for strictly protected forests in Estonia. *Ecological Bulletins* 51, 401–411.
40. Marozas, V., Grigaitis, V., Brazaitis, G., 2005. Edge effect on ground vegetation in clear-cut edges of pine-dominated forests. *Scandinavian Journal of Forest Research* 20, 43–48
41. Maser, C., Trappe, J.M., 1984. The seen and unseen world of the fallen tree. General Technical Report. PNW-164, pp. 56. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Forest and Range Experiment station, Portland, Oregon, U.S.
42. Meikar, T., Etverk, I., 2000. Forest ownership in Estonia. *Metsanduslikud uurimused* 32, 8–18.
43. McCune, B., Mefford, M. J., 2006. PC-ORD. Multivariate Analysis of Ecological
44. Data. Version 5.10. MjM Software, Gleneden Beach, Oregon, U.S.A.
45. Mikusinski, G., Angelstam, P., 1998. Economic geography, forest distribution and woodpecker diversity in central Europe. *Conservation Biology* 12, 200-208.
46. Millennium Ecosystem Assessment 2005. (MEA) Washington, DC. pp. 560.
47. Ministerial Conference on the Protection of European Forests (MCPFE). 1993. Resolution H1. Helsinki.
48. Odum, E.P., Odum, H.T. 1972. Natural areas as necessary components of man's total environment. In, *Transaction of the Thirty Seventh North American Wildlife and Natural Resources Conference* 37, 178-189. Wildlife Management Inst., Washington D. C.
49. Ojea, E., Nunens, P.A.L.D., Loureiro, M.L., 2010. Mapping biodiversity Indicators and assessing biodiversity values in lobl forests. *Environmental and Resource Economics* 47, 329-347.
50. Puumalainen, J. 2001. Structural, compositional and functional aspects of forest biodiversity in Europe. *Genova Tiber and forest discussion papers*. United Nations publications. New York and Geneva, 2001. ECE/TIM/DP/22.
51. Sall, M., Uustalu, M., Peterson, K., 2012. Ökosüsteemiteenused. Ülevaade looduse pakutavatest hüvedest ja nende rahalisest väärtusest. - *Säästva Eesti Instituudi väljaanne* 18. SA Säästva Eesti Instituut/ Stockholmi Keskkonnainstituudi Tallinna Keskus. Tallinn.
52. Sammuellsson, J., Gustafsson, L., Ingelör, L., 1994. Dying and dead drees: a review of their importance for biodiversity. Swedish Threatened species unit, Uppsala, Sweden.
53. Scheller, R.M., Van Tuyl, S., Clark, K., Hayden, N.G., Hom, J, Mladenoff, D.J., 2008. Simulation of forest change in the New Jersey Pine Barrens under current and pre-colonial conditions. *Forest Ecology and Management* 255, 1489-1500.

54. Shackleton, S., Shanley, P. Ndoye, O., 2007. Invisible but viable, recognising local markets for non-timber forest products. *International Forestry Review* 9, 697-712.
55. StatSoft, Inc., 2006. STATISTICA (data analysis software system), version 7.1.
56. State of the World's Forests 2007. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, 2007.
57. State of the World's Forests 2011. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, 2011.
58. Ter Braak, C.J.F., 1986. Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology* 67: 1167-1179.
59. Zhongwei, G., 2000. An assessment of ecosystem services, water flow regulation and hydroelectric power production. *Ecological Application* 10, 925-936.
60. Thompson, I., 2009. Forest resilience, biodiversity and climate change. A synthesis of the biodiversity/resilience/stability relationship in forest ecosystems. CBD technical series No. 43. pp 46. Secretariat of the Convention on Biological Diversity. Canada.
61. Turner, R.K., (Ed.). 1993. Sustainable environmental economics and management, London, Belhaven Press, pp. 3-36.
62. Weibull, H., Rydin, H., 2005. Bryophyte species richness on boulders, relationship to area, habitat diversity and canopy tree species. *Biological Conservation* 122, 71-79.
63. Wiersum, K.F., Elands, B.H.M., Hoogstra, M.A., 2005. Small-scale forest ownership across Europe, characteristics and future potential. *Small-scale Forest Economics, Management and Policy* 4, 1-19.
64. Wilcke, W., Hess, T., Bengel, C., Homeier, J., Valarezo, *et al.*, 2005. Coarse woody debris in a Montana Forest in Ecuador, mass, C and nutrient stock, and turnover. *Forest Ecology and Management* 205, 139-147.
65. Von Gadow, K., Kurttila, M., Leskinen, P., Nuutien, L., Pukkala, T., 2007. Designing forested landscapes to provide multiple services. *CAB Reviews, Perspectives in Agriculture, Veterinary Science, Nutrition and Natural Resources* 2, No. 038.
66. Woodall, C.W., Liknes, G.C., 2008. Climatic regions as an indicators of forest coarse and fine woody debris carbon stocks in the United States. *Carbon Balance and Management* 4, 5-12.
67. World Health Organization (WHO), 2005. Ecosystems and human well-being, Synthesis. WHO, USA.

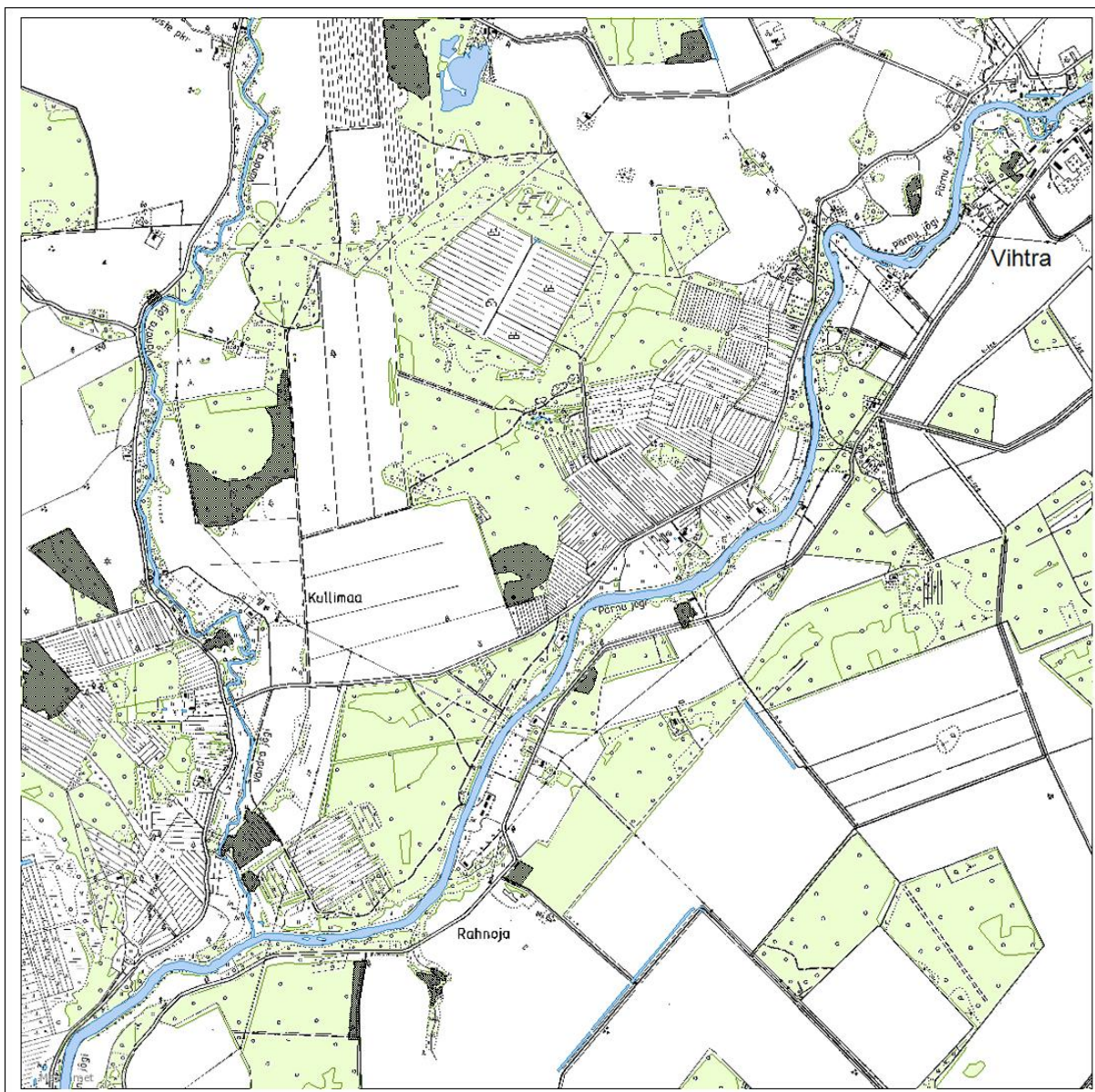
68. Wulf, M., 2003. Forest policy in the EU and it's influence on the plant diversity of woodlands. *Journal of Environmental Management* 67, 15-25.

LISAD

Lisa 1. Ilmatsalu maastikuakna skeem.



Lisa 2. Kullimaa maastikuakna skeem.



Lisa 3. Ligipääsetavuse hindamise skaala.

- 0) ligipääsetavus väga halb (läbimatu padrik, metsale pole ligipääsuks teid);
- 1) ligipääsetavus halb (padrik üsna raskelt läbitav, pikk ja ebameeldiv teekond metsani, kraavid sügavad);
- 2) ligipääsetavus peaaegu rahuldav (teekond metsani on üsna pikk, esinevad kraavid);
- 3) ligipääsetavus rahuldav (mets paikneb suuremate teedest veidi eemal, aga ligipääsuga probleeme pole);
- 4) ligipääsetavus hea (mets paikneb suuremate teede lähedal, kraavid puuduvad, sissekäik ei ole takistatud);
- 5) ligipääsetavus suurepärase (alusrinne ei takista üldse, mets asub suurema tee ääres, kraavid puuduvad).

Lisa 4. Jalutatavuse hindamise skaala.

- 0) võimatu jalutada (läbimatu alusrinne);
- 1) raske jalutada (maas ronivad taimed takerduvad jalgadesse; rohurinne on kõrge, nõgesed, esineb palju lamavat puitu, tüükaid ja kände);
- 2) normaalselt saab jalutada (põõsaid normaalselt, rohurinne on keskmine, esineb lamav puit ja kändud);
- 3) hea jalutada (põõsaid ei ole palju, rohurinne on madal, pole palju lamavat puitu ja kände);
- 4) väga hea jalutada (järelkasvu vähe, rohurinne madal, pole nõgeseid, kände, lamavat puitu);
- 5) suurepärase jalutada (ei ole komistamine ohtu, järelkasvu, põõsarinnet, lamavat puitu, kände, tüükaid).

Lisa 5. Visuaalsuse hindamise skaala.

- 0) nähtavus väga halb, pime ja mitteatraktiivne mets;
- 1) nähtavus halb, hämar ja mitteatraktiivne mets;
- 2) nähtavus rahuldav, hämar ja rahuldava välimusega mets;
- 3) nähtavus hea, rahuldavalt valgusküllane, rahuldava välimusega mets;
- 4) nähtavus väga hea, valgusküllane, ilusa välimusega mets;
- 5) nähtavus väga hea, väga valgusküllane, väga ilus ja eriline mets

Lisa 6. Noppelillede liigid.

Anemone nemorosa - võsaulane

Campanula patula – harilik kellukas

Campanula persicifolia - suureõieline kellukas

Convallaria majalis – harilik maikelluke

Geum rivale - ojamõõl

Hepatica nobilis - sinilill

Iris pseudacorus - kollane võhumõõk

Leucanthemum vulgare – harilik härjasilm

Lychnis viscaria – harilik tõrvalill

Lythrum salicaria- harilik kukesaba

Myosotis spp. – lõosilma liigid

Polygonatum multiflorum – harilik kuutõverohti

Pulmonaria obscura - harilik kopsurohti

Lychnis flos-cuculi - käokann

Trollius europaeus - kullerkupp

Viola mirabilis - imekannike

Viola palustris - sookannike

Lisa 7. Marjad ja pähklid.

Corylus avellana- harilik sarapuu

Fragaria vesca - metsmaasikas

Malus domestica - aedõunapuu

Oxalis acetosella – harilik jänese kapsas

Ribes alpinum - valge sõstar

Ribes nigrum - must sõstar

Ribes rubrum - punane sõstar

Ribes uva-crispa - karusmari

Rubus idaeus – harilik vaarikas

Rumex acetosa - hapu oblikas

Vaccinium myrtillus – harilik mustikas

Vaccinium vitis-idaea – harilik pohl

Lisa. 8. Küsitlusankeet.

Küsitlusankeet

1. Piirkond	EST
2. Maastikutüüp	O/B
3. Kuupäev	___/___ 2013
4. Küsitlaja nimi	KR
5. Küsitluse vastaja ID number:	—

ALUSTA SIIT:

6. Eesnimi (vabatahtlik):
7. Vanus:
8. Sugu: M / N
9. Defineerige oma kogemustepagas (ka varasem):
- | | |
|--------------------------|---------------------------------------|
| <input type="checkbox"/> | Metsaomanik (>5ha) |
| <input type="checkbox"/> | Metsamajandamine |
| <input type="checkbox"/> | Põlluharimine (>1ha) |
| <input type="checkbox"/> | Elanik (ei ole metsaomanik/põllumees) |
| <input type="checkbox"/> | Osalen kohaliku omavalitsuse töös |
10. Millises asulas elate?
11. Kui kaua olete siin piirkonnas elanud (ligikaudu)?
12. Elukutse (vali nimekirjast või kirjuta):
(Näiteks: Administreerija, Agronoom jmt, Ametnik, Assisteerimine, Haridustöötaja, Juhtimine, Klienditeenindus, Kultuuritöötaja, Metsnik, Teadlane, Tootmine, Tervishoiutöötaja, Lihttööline, Kodune; kui töötu või pensionär, siis lisa varasem eriala)
13. Kas külastate ümbruskonna metsi?
- | | |
|--------------------------|--------------|
| <input type="checkbox"/> | Mitte kunagi |
| <input type="checkbox"/> | Mõnikord |
| <input type="checkbox"/> | Tihti |
14. Kui tuttav olete ümbruskonna metsadega ?
- | | |
|--------------------------|---------------|
| <input type="checkbox"/> | Üldsegi mitte |
| <input type="checkbox"/> | Veidi |
| <input type="checkbox"/> | Hästi |
| <input type="checkbox"/> | Suurepäraselt |
15. Nimetage hüvesid, mida pakub mets ühiskonnale?
-
-
-
-

16. Kust infokanalid on tekkinud Teie teadmised metsa väärtustest ja pakutavatest hüvedest ?
- | | |
|--------------------------|--|
| <input type="checkbox"/> | ei olnud seda teadmist |
| <input type="checkbox"/> | kodust, teadmine kantud läbi põlvkondade |
| <input type="checkbox"/> | kooliharidusest |
| <input type="checkbox"/> | meediast |
| <input type="checkbox"/> | töölt |
| <input type="checkbox"/> | – |
17. Milliseid metsa poolt pakutavaid hüvesid teie kõige enam tarbite?
- | | |
|--------------------------|-------------------------------------|
| <input type="checkbox"/> | Puit |
| <input type="checkbox"/> | Jahiloomad |
| <input type="checkbox"/> | Marjad jt viljad |
| <input type="checkbox"/> | Seened |
| <input type="checkbox"/> | Ravimtaimed |
| <input type="checkbox"/> | Puhkus, kaunis koht, kus aega veeta |
| <input type="checkbox"/> | Biotõrje allikas |
| <input type="checkbox"/> | Tolmeldajad (mesilaste korjeala) |
| <input type="checkbox"/> | Kahjurite allikas |
| <input type="checkbox"/> | – |
18. Milliseid metsa pakutavaid hüvesid väärtuste kõige rohkem?
-
-
-
19. Kui tihti tarbite metsasaadusi/-hüvesid?
- | | |
|--------------------------|-------------|
| <input type="checkbox"/> | Üldse mitte |
| <input type="checkbox"/> | Harva |
| <input type="checkbox"/> | Mõnikord |
| <input type="checkbox"/> | Tihti |
20. Kui oleksite metsaomanik, siis kas müüksite oma metsa maha:
- | | |
|--------------------------|---|
| <input type="checkbox"/> | Esimesel võimalusel, kui tekib aktiivne ostja |
| <input type="checkbox"/> | Vaid finantsiliselt raskes olukorras |
| <input type="checkbox"/> | Ei müü põhimõtteliselt (pärand lastele vmt.) |
| <input type="checkbox"/> | – |
21. Kas metsasaadustel on teie toidulaua oluline väärtus?
- | | | | | | |
|--------------------------|----|--------------------------|-----------|--------------------------|-----|
| <input type="checkbox"/> | Ei | <input type="checkbox"/> | Mõningane | <input type="checkbox"/> | Jah |
|--------------------------|----|--------------------------|-----------|--------------------------|-----|
22. Kas seostate metsa puugiohuga?
- | | | | | | |
|--------------------------|----|--------------------------|-----------|--------------------------|-----|
| <input type="checkbox"/> | Ei | <input type="checkbox"/> | Mõningane | <input type="checkbox"/> | Jah |
|--------------------------|----|--------------------------|-----------|--------------------------|-----|

Lisa 9. GLM ja GLZ mudelite abil hinnatud faktorite statistiline olulisustõenäosus.

GLM/GLZ	Tunnus	Skaala/ühik	Vaba- liige	F. vanus	Pindala- klass	Ajal. järjepidevus	Pindalaklass * Ajal. järjepidevus.
Visuaalne hinnang							
GLM	Majanduslik intensiivsus	Hinnang 0-5	<0,001	0,057	0,317	0,331	0,263
GLM	Ligipääsetavus	Hinnang 0-5	<0,001	0,179	0,002⁽⁻⁾	0,145	0,237
GLM	Jalutatavus	Hinnang 0-5	<0,001	0,066	0,580	0,224	0,787
GLM	Visuaalsus	Hinnang 0-5	<0,001	0,111	0,848	0,216	0,579
GLZ	Ajutised sulglohud	Hinnang 0-2	0,025	0,312	0,436	0,228	0,397
GLZ	Häilude olemasolu	Hinnang 0-2	0,799	0,680	0,352	0,800	0,357
Puistu struktuur							
GLM	Kõrgus: I-rinne	m	<0,001	0,003⁽⁺⁾	0,030⁽⁺⁾	0,502	0,923
GLM	Vanus: I-rinne	a	<0,001		0,242	0,456	0,818
GLM	Vanus: vanim puu	a	<0,001		0,005⁽⁺⁾	0,095	0,047⁽⁺⁾
GLM	Valdav diam.: I-rinne	cm	<0,001		0,067	0,314	0,088
GLM	Puistu liigirikkus	liike	<0,001	0,092	0,103	0,044	0,285
GLM	Peapuuliigi ohtrus	%	<0,001	0,025⁽⁻⁾	0,240	0,073	0,816
GLM	Lehtpuu osakaal	%	<0,001	0,038⁽⁻⁾	0,265	0,148	0,977
GLM	Laialehise ohtrus	%	<0,001	0,435	0,380	0,417	0,601
GLM	Haava ja kase osakaal	%	<0,001	0,036⁽⁺⁾	0,037⁽⁺⁾	0,392	0,700
GLM	Okaspuu osakaal	%	<0,001	0,038⁽⁺⁾	0,265	0,148	0,977
GLM	Kuuse osakaal	%	<0,001	0,105	0,205	0,244	0,854
GLM	Tööstuspuit	%	<0,001	0,008⁽⁺⁾	0,004⁽⁺⁾	0,250	0,475
GLM	Väiketööstuspuit	%	<0,001	0,022⁽⁺⁾	0,064	0,437	0,182

Lisa 9. jätk

GLM	Põõsa liigirikkus	liike	<0,001	0,715	0,436	0,873	0,109
GLM	Rinne 1-4 m katvus	%	<0,001	0,081	0,409	0,652	0,498
GLM	Rinne 4-10 m katvus	%	<0,001	0,445	0,633	0,729	0,389
GLM	Rinne>10 m katvus	%	<0,001	0,127	0,089	0,308	0,418
GLM	Okas 1-4 m katvus	%	<0,001	0,643	0,147	0,196	0,329
GLM	Okas 4-10 m katvus	%	<0,001	0,190	0,013⁽⁺⁾	0,443	0,782
GLM	Okas>10 m katvus	%	<0,001	0,190	0,045⁽⁺⁾	0,758	0,281
GLM	Leht 1-4 katvus	%	<0,001	0,178	0,284	0,118	0,509
GLM	Leht 4-10 m katvus	%	<0,001	0,304	0,299	0,839	0,690
GLM	Leht>10 m katvus	%	<0,001	0,078	0,786	0,985	0,814
GLZ	Üle 40 cm diam. puu	Hinnang 0-2	0,941	0,003⁽⁺⁾	0,013⁽⁺⁾	0,394	0,052
GLZ	Puu (paines, kahjustatud, kahvel)	Hinnang 0-2	0,993	0,320	0,995	0,995	0,995
GLZ	Avamaastiku puud	Hinnang 0-2	0,025	0,284	0,962	0,193	0,477
Uuenemine							
GLM	Järelkasvu ohtrus	%	<0,001	0,688	0,110	0,351	0,514
GLM	Puistu jk. liigirikkus	liike	<0,001	0,535	0,189	0,213	0,738
GLZ	Uuenemine häirimata TK-s	Hinnang 0-2	0,013	0,034⁽⁺⁾	0,113	0,371	0,466
Rohurinne ja metsaannid							
GLM	Rohurinde kõrgus	Skaala 1-5	<0,001	0,034⁽⁺⁾	0,030⁽⁺⁾	0,894	0,625
GLM	Noppelilled	liike	<0,001	0,955	0,014⁽⁺⁾	0,031⁽⁺⁾	0,413
GLM	Marjad	liike	<0,001	0,713	<0,001⁽⁺⁾	0,068	0,523
Surnudpuid							
GLM	Seisev surnudpuid	Hinnang 0-2	<0,001	0,380	0,174	0,430	0,112
GLM	Lamav surnudpuid	Hinnang 0-2	<0,001	0,739	0,142	0,182	0,863
GLM	Lamav SP pehme	Hinnang 0-2	<0,001	0,025⁽⁺⁾	0,047⁽⁺⁾	0,104	0,025⁽⁺⁾
GLM	Lamav SP kõdu	Hinnang 0-2	<0,001	0,038⁽⁺⁾	0,935	0,127	0,789

Lisa 9. jätk

GLZ	Tuuleheide	Hinnang 0-2	0,291	0,024⁽⁺⁾	0,732	0,232	0,308
GLZ	Tuulemurd	Hinnang 0-2	0,992	0,054	0,994	0,994	0,994
GLZ	Lamapuidu ohtrus	Hinnang 0-2	0,059	0,127	0,204	0,958	0,217
Bioindikaatorid							
GLM	Seened surnud puidul	Hinnang 0-2	<0,001	0,396	0,268	0,837	0,680
GLM	Seened elusal puidul	Hinnang 0-2	<0,001	0,279	0,604	0,649	0,871
GLZ	Õõnsustega puud	Hinnang 0-2	0,219	0,202	0,335	0,515	0,399
GLZ	Putukate augud	Hinnang 0-2	0,024	0,070	0,532	0,147	0,626
GLZ	Korbasõõrik (<i>R. complanata</i>)	Hinnang 0-2	0,324	0,378	0,676	0,217	0,095
GLZ	Sipelgapesad	Hinnang 0-2	0,994	0,315	0,995	0,996	0,995
GLZ	Rähnid	Hinnang 0-2	0,018	0,804	0,509	0,761	0,359
GLZ	Siga	Hinnang 0-2	0,992	0,053	0,993	0,994	0,995
GLZ	Rahnud	Hinnang 0-2	0,131	0,324	0,154	0,883	0,933
Inimtegevus							
GLM	Inimrajatise	Hinnang 0-2	<0,001	0,346	0,443	0,383	0,639
GLM	Inimtegevus	Hinnang 0-2	<0,001	0,568	0,210	0,450	0,257
GLZ	Muud inimõjud	Hinnang 0-2	0,068	0,427	0,463	0,565	0,588
GLZ	Kraav	Hinnang 0-2	0,647	0,324	0,505	0,369	0,500
GLZ	Praht	Hinnang 0-2	0,250	0,678	0,587	0,247	0,501
GLZ	Pinnasekahjustus	Hinnang 0-2	0,198	0,549	0,131	0,865	0,648

Lisa 9. jätk

Indeksid						
GLM	Puistu öko. kval. ind.	<0,001	0,834	0,407	0,412	0,949
GLM	Bioindikaatorite arv	<0,001	0,001⁽⁺⁾	0,297	0,993	0,488
GLM	Surnudpuidu ind.	<0,001	0,025⁽⁺⁾	0,221	0,470	0,132
GLM	Metsanduslik ind.	<0,001	0,451	0,545	0,548	0,427
GLM	Jalutatavuse ind.	<0,001	0,283	0,555	0,081	0,248
GLM	Metsaandide ind.	<0,001	0,666	0,374	0,390	0,145
Kokku: 67			15	12	1	2

Lisa 10. Teenuste nägemust kirjeldavate näitajate korrelatsioon CCA esimese kahe teljega.

Teenuse nägemust kirjeldavad näitajad	1. telg	2. telg
Teadmiste raadius: elurikkus	0.335**	0.14
Objekti olemasolu teadmine (% kõigist)	-0.482***	-0.616***
Objekti olemuse teadmine (% kõigist)	0.121	-0.839***
Objektide olemuse teadmine (% varem nimetatutest)	-0.687***	-0.15
Majandusliku väärtuse teadmine	-0.95***	0.281*
Alternatiivteadmised	-0.043	0.512***
Traditsioonilised teadmised	-0.858***	0.49***
Nimetab: aineringe	-0.258*	0.009
Nimeta: kultuur	-0.301*	-0.003
Tarbib: energia	0.275*	-0.109
Metsamüügivalmidus	0.274*	0.093

* <0,05; ** <0,01; *** <0,001