

Tartu Ülikool
Ökoloogia ja maateaduste instituut
Botaanika osakond

Toivo Sepp

**Majandustegevuse mõju metsade koosseisule ja struktuurile
sinilille ja naadi kasvukohatüübis**

Teadusmagistritöö

Juhendaja: Jaan Liira, Ph.D.

Tartu 2009

SISUKORD

1. SISSEJUHATUS	4
1.1. Metsade looduslikkus	4
1.2. Häiringud parasvöötme metsades	5
1.2.1. Looduslikud häiringud	5
1.2.2. Inimhäiringud	7
1.2.3. Ajalooline inimõju Eesti metsadele	8
1.2.4. Looduslike ja inimhäiringute võrdlus	10
1.3. Majandamise mõju metsa struktuurile ja koosseisule	11
1.3.1. Puu- ja põõsarinne	11
1.3.2. Surnud puit, mikroreljeef, muld	12
1.3.3. Rohurinne	13
1.4. Uurimistöö eesmärgid	14
2. MATERJAL JA METOODIKA	16
2.1. Sinilille ja naadi kasvukohatüübi metsad	16
2.2. Proovialade valik	18
2.3. Prooviala kirjeldamine	19
2.4. Andmetöötlus	21
3. TULEMUSED	24
3.1. Proovialade majandatus ja vanus	24
3.2. Ordinatsioon analüüsitud tunnuste järgi	26
3.3. Puu- ja põõsarinde koosseis ja struktuur	29
3.4. Surnud puit	35
3.5. Rohurinne	37
3.5.1. Ordinatsioon	37
3.5.2. Rohurinde katvus, liigirikkus ja graminooidide osakaal	40
3.5.3. Indikaatorliikide analüüs	43
3.6. Muud looduslikkuse indikaatorid	47
3.7. Looduslähedaste metsade ennustusmudel	48
4. ARUTELU	49
4.1. Proovialade majandatus ja vanus	49
4.2. Puu- ja põõsarinde koosseis ja struktuur	49
4.3. Surnud puit ja sellega seotud tunnused	52
4.4. Rohurinne	53
4.5. Metsade loodusväärtuse hindamine	55
4.6. Looduslähedane metsamajandus viljakates metsades - soovitused metsa majandamiseks	56
KOKKUVÕTE	61

SUMMARY	62
TÄNUAVALDUSED	64
KASUTATUD KIRJANDUS	65
LISAD	76
LISA 1. Proovialade loetelu	77
Lisa 1A. Sinilille kasvukohatüübi proovialad.	77
Lisa 1B. Naadi kasvukohatüübi proovialad.	79
Lisa 2. Välitööde ankeet	81
Lisa 3. Proovialade rohu-puhmarindes kirjeldatud taimeliigid.	83
Lisa 4. Proovialade puu- ja põõsarinde struktuuritunnuste ordinatsioonil kasutatud tunnuste loetelu.	90

1. Sissejuhatus

1.1. Metsade looduslikkus

Metsade loodusliku dünaamika, struktuuri ja koosseisu uurimine on tõusnud erilisse huviorbiiti seoses võimaluste otsimisega majandada metsi looduslähedaselt, millele on omakorda tõuke andnud eelkõige metsade liigilise koosseisu vaesumine. Säästlikumate majandamisvõtete väljatöötamiseks on vajalik teada, mille poolest erineb senine tavapärase inimtegevuse mõju looduslikest protsessidest metsast (Bengtsson *et al.* 2000).

Inimese otsene või kaudne mõju on jõudnud kõikide metsadeni. Kaudseteks, sageli raskemini eristatavateks inim mõjudeks on näiteks globaalne atmosfääri saastamine, metsade fragmenteerumine, jahiloomade arvukuse reguleerimine või metsapõlvkondade sageduse muutmine (Yaroshenko *et al.* 2001). Kuna mõju ulatus on väga erinev, võib olemasolevad metsad paigutada skaalale, mis näitab nende erinevust inimese poolt oluliselt mõjutamata metsast (Peterken 1996). Metsa loetakse seda looduslikumaks või looduslähedasemaks, mida vähem inimene on seda muutnud (Peterken 1996).

Peterken (1996) ja Palo (2001) nimetavad metsi, mida inimene pole kunagi märkimisväärselt mõjutanud **ürgmetsadeks**. Selliseid metsasid võib Euroopast killustatult leida Skandinaavia poolsaarelt ja mägistest piirkondadest Kesk- ja Kagu-Euroopast ning Venemaalt (Norton 1996, Peterken 1996, Bengtsson *et al.* 2000, Yaroshenko *et al.* 2001).

Loodusliku struktuuriga, kuid kunagi siiski oluliselt mõjutatud metsi on Eestis kutsutud **põlismetsadeks**. Trass jt. (1997, 1999) ja Meikar jt. (1999) on põlismetsaks nimetanud öko-energeetiliselt suhteliselt stabiilset metsa, mille keskkonnatingimused (ökotoop), koosluse struktuur ja elustik on kujunenud vähemalt ühe-kahe metsapõlvkonna jooksul oluliselt inimtegevusest mõjutamata metsamaastikes. Seejuures on stabiilsus omane metsamaastikule suures skaalas, samas kui laiguti võivad keskkonnatingimused oluliselt varieeruda ja tsükliliselt muutuda (Kuuluvainen *et al.* 1998, Emborg *et al.* 2000, Yaroshenko *et al.* 2001). Enamus Eesti kaasaegseid põlismetsi asub raskesti ligipääsetavatel soosaartel, väga märgadel muldadel või pangajärsakute rusukaldeil (Palo 2001).

Loodusmetsadeks on Eestis nimetatud metsi, kus üksikpuude raied ei ole mõjutanud puistu liigilist koosseisu, puude vanus on varieeruv või esimeses rindes üle 100-120 aasta ning leidub eri lagunemisastmes surnud puitu (Leibak 1998, Paal 2007).

1.2. Häiringud parasvöötme metsades

Häiringut on defineeritud kui suhteliselt diskreetset sündmust, mis muudab ökosüsteemi, koosluse või populatsiooni struktuuri ja muudab ressurside ja substraadi kättesaadavust või abiootilisi keskkonnatingimusi (Picket & White 1985). Häiringu tagajärjel tekib “vaba ruumi”, mida metsas nimetatakse häiluks. Nii looduslike kui inimhäiringutega kaasnevad sõltuvalt metsatüübist eri pindalaga, sageduse ja tugevusega keskkonnatingimuste muutused. Viimased on olulised koosluse liigilise koosseisu, struktuuri ja dünaamika kujunemisel nii puistu kui metsamaastiku tasandil (Runkle 1985, Niemelä 1999, Kuuluvainen 2002).

1.2.1. Looduslikud häiringud

Eesti kuulub hemiboreaalsesse taimkattevööndisse (Ahti *et al.* 1968), kus olulised on nii okas- kui leht- ja segametsade häiringud (Nilsson 1997). Lähtekivimi, veerežiimi, kliima ja ajaloolise häiringurežiimi erinevustest tulenevalt on siin kujunenud suurtes piirides varieeruvad mullastikutingimused ja vastavalt sellele ka struktuurilt, produktiivsusele ning majanduslikult väärtuselt erinevad metsakooslused (Paal 1997, Lõhmus 2004). Häiringute ulatuse ja intensiivsuse määravad mitmed tegurid, millest olulisimad on maastiku pinnamood, meteoroloogilised tingimused, taimkatte ja mulla omadused. Looduslikest häiringutest peetakse boreaalsetes kuivades männimetsades kõige olulisemaks põlemist, niisketes kuuse-segametsades nagu ka parasvöötme lehtmetsades on olulisemate häiringute tekitajaks enamasti ilmastikutingimused (tuul, lumi, jää, pöud), elusolendid (suured herbivoorid, seente ja putukate masspaljunemised) ja üleujutused jõgede lammialal või kopratammide tõttu (Peterken 1996, Angelstam 1998, Niemelä 1999, Emborg *et al.* 2000, Kuuluvainen 2002). Loodusliku häiringu ulatus võib ulatuda üksiku puu tasemest kuni suurte põlengute või tormide korral ka 100 000 hektarini (Runkle 1985, Bengtsson *et al.* 2000, Kuuluvainen 2002).

Wallenius (2002) määras Loode-Venemaa looduslikes boreaalse vööndi kuusikutes põlemise keskmiseks intervalliks üle 300 aasta, sealjuures pärast intensiivset kuusiku põlemist tekib pioneerlehtpuude kase ja haava domineerimisega metsapõlvkond (Kuuluvainen 2002). Eesti metsamaa keskmiseks põlemisintervalliks on Lõhmus jt. (2004) kaudsete meetoditega hinnanud 136-198 aastat. Seevastu boreaalsetes kuivades ja parasniisketes Skandinaavia männimetsades arvatakse põlengud olevat looduslikult sagedad (ca. kord 40-100 aasta jooksul) (Fries *et al.* 1997, Angelstam 1998). Suureskaalalised tulehäiringud leiavad aset eelkõige erakordsetel põua-aastatel (Kuuluvainen 2002). Metsapõleng võib hõivata suuri alasid, kuid

laiguti võib mets põleda vaid osaliselt või jääda üldse tulest puutumatuks. Seejuures moodustavad niiskemad, sageli lehtpuude või kuuse enamusega metsalaigud maastikul tulest puutumatuks jäävaid alasid (Kuuluvainen 2002).

Lisaks põlemisele on boreaalsete metsamaastike suktessioonilises dünaamikas ka teised häiringud olulised (sh väikeseskaalalised). Seda eriti kuuse ja lehtpuu enamusega metsades, mis põlevad harvemini kui männikud (Kuuluvainen 2002, Lõhmus *et al.* 2004). Peterkeni (1996) järgi on tuuleheide ja -murd vanades metsades peaaegu iga-aastane protsess. Suuremad tormid langetavad ühe päevaga mitme aasta suremuse jagu puid, millele järgneb väiksema suremusega periood. Heaks näiteks tuulehäiringu olulisuse kohta on 1967. aasta suurtorm ja sellele kahe aasta pärast järgnenud uus tugev torm, mis kahjustasid puid üle kahe aasta puidukasutuse mahu ulatuses (*ca.* kuus miljonit tihumeetrit), millele lisandus veel umbes kaks miljonit tihumeetrit surnud puid üraskite arvukuse kasvu tagajärjel (Mihkelson 1998). Järgmised suuremad tormid 2001. ja 2005. aastal olid mõneti kontsentreeritumad ja murdsid puid mõlemal korral ligikaudu 1 miljon tihumeetrit (Kaubi 2005). Suured tormid, mis võivad langetada mitme aasta suremuse jagu puid ühe päevaga, on olulisemad seetõttu, et need loovad suuri häile ja kahjustavad rohkem ka terveid puid (Peterken 1996).

Suurtest häiringutest aastaid ja aastakümneid puutumata metsade dünaamikas muutuvad olulisemaks väikeseskaalalised häiringud, näiteks häilude teke üksikute puude surma järel. Häiludünaamika tagajärjel kujuneb metsakoosluses asümmeetriline vanuseline ja diameetriline jaotus, millele iseloomulikuks jooneks on suur hulk väikesediametrilisi ning üksikud väga vanad ja suured puud (Angelstam 1998, Yaroshenko *et al.* 2001). Väikeseskaalaliste häiringute puhul koosneb metsamaastik erinevates häiringujärgsetes staadiumides olevatest laikude mosaiigist, kus laigud lähevad aja jooksul üle ühest staadiumist järgmisse (Bobic *et al.* 2000, Emborg *et al.* 2000, Yaroshenko *et al.* 2001, Kuuluvainen 2002). Uuringud Taani põõgi- ja saare segametsas näitasid, et ühe sellise laigu suurus varieerus vahemikus 0,01-1,3 ha (keskmise 0,08 ha) ja kogu tsükkel uuenemise faasist kuni vanade puude surmani ja häilu tekkeni kestis *ca.* 280 aastat (Emborg *et al.* 2000).

Lisaks häiludünaamikale tekitavad horisontaalset heterogeensust ka rohusööjad loomad, kes hoiavad metsalaike lagedana (Kuuluvainen 1994, Peterken 1996, Bengtsson *et al.* 2000). Loodusliku puistu valgustingimuste seisukohast on raske hinnata suurte rohusööjate loomade (sh. tarvaste, euroopa piisonite ja metshobuste) mõju kunagist ulatust. Vera (2000) järgi viitab valgusnõudlike tamme ja sarapuu esinemine õietolmuanalüüsides sellele, et megaherbivoorid hoidsid metsa osaliselt avatuna. Seevastu Bobiec (2002) näitab, et eelpoolnimetatud teooria ei pruugi paika pidada väljaspool sooja merelist kliimat. Bengtsson

jt. (2000) ja Vera (2000) peavad paljude metsas elavate liikide (nt. samblike ja putukate) eelistust elada päiksele avatud kohas samuti tõestuseks suurte rohusööjate mõjust, mistõttu praegused looduslikud metsad on nende hinnangul tihedamad kui varem. Ka on näidatud, et valgusele avatud surnud puitu (nagu ka põlenud surnud puitu) on majandatud metsades mitmete putukaliikide säilimiseks liiga vähe (Nilsson *et al.* 2001, Bouget & Duelli 2004, Jönsson & Jonsson 2007).

1.2.2. Inimhäiringud

Euroopas on inimtegevus metsamaastikku kujundanud juba aastatuhandeid, Fennoskandia ja Eesti aladel on suuremad muutused metsamaastikus aset leidnud eriti viimastel aastasadadel (Valk 1974, Peterken 1996, Paal 1997, Trass *et al.* 1999, Bengtsson *et al.* 2000). Balti regiooni võib pidada üleminekuks intensiivselt majandatud Lääne-Euroopa ja looduslike metsade poolest rikka Loode-Venemaa vahel (Angelstam *et al.* 1995, Carlsson & Lazdinis 2004). Otsese inimõju tagajärjel on enamus endist metsamaad Kesk- ja Lääne-Euroopas tänapäeval muudetud kas põllumaaks või on see ehitiste, teede jt. rajatiste aluseks maaks (Tamm 1974, Jahn 1991). Lisaks on intensiivne metsamajandus loodusliku metsa osakaalu vähendanud nii Eestis kui mujal (Trass *et al.* 1999, Bengtsson *et al.* 2000, Spiecker 2003). Mõjukamateks negatiivseteks inimõjudeks võib seejuures pidada üheliigiliste ja -vanuseliste kultuurpuistute rajamist ning puistu liigilise koosseisu ja struktuuri otsesest kujundamist raietegevustega ja kuivendamist (Valk 1974, Bengtsson *et al.* 2000, Kuuluvainen 2002). Niemelä (1999) hinnangul on metsade majandamine kaasaegse Fennoskandia okasmetsades domineerivaks häiringuks, samal ajal kui metsapõlengute roll on muutunud nende pärssimise tõttu üsna tühiseks (Linder *et al.* 1997, Niklasson & Granström 2000).

Eesti Metsaseadus (Metsaseadus 2009) eristab kolme peamist raieliiki: uuendusraie, hooldusraie ja valikraie.

Uuendusraied jagunevad lage- ja turberaieteks. Lageraie korral raiutakse kõik puud ühe aasta jooksul, jättes (vajadusel) kasvama 20-70 seemnepuud langil, säilikpuud, ja puud elustiku mitmekesisuse tagamiseks vähemalt 5 tm/ha. Metsaseadus (2009) määrab sõltuvalt puuliigist puistute maksimaalsed raielangid suurused (3-7 ha), raievanused ja keskmise rinnasdiameetri, millest suurema rinnasdiameetriga puistute lageraie on lubatud. Viljakates puistutes on kuusel ja kasel küpsusdiameeter 26, männil 28 sentimeetrit (Metsa majandamise eeskiri 2009). Turberaie korral raiutakse lank mitmes järgus sõltuvalt raieviisist 10-40 a jooksul ja raielank ei tohi olla suurem kui kümme hektarit. Turberaie (aegjärgne, häil- ja veerraie) tegemine on küll keerukam, kuid võimaldab kasutada paremini ära metsa

looduslikku uuenemisvõimet (Belials 2004) ja hoiab ära suure lageda ala teket. Viimase metsa majandamise eeskirja järgi ei ole turberaiet lubatud teha kuusikutes (Metsa majandamise eeskiri 2009).

Hooldusraietega raiutakse puistust perioodiliselt kogu puistu kasvua vältel välja kasvus alla jäänud, kahjustustega või soovimatust liigist puid eesmärgiga parandada tulevikus raiutavate puude kasvu ja arengut. Harvendusraie tsükkel on lühem viljakates kasvukohtades ning jääb nii männi- kui ka kuusepuistutes metsamajandusliku kirjanduse (Karind 1950, Taimre 1989) järgi sõltuvalt puistu vanuseklassist ja tootlikkusest vahemikku 4-15 aastat. Harvendusraiate sagedus on regiooniti erinev, sageli välditakse harvendusraideid eriti vanemates puistutes juurepessu (*Heterobasidion* spp.) või tuulehäiringu ohu tõttu (Karind 1950, Taimre 1989).

Valikraiet tehakse metsa majandamiseks püsimeetsana. Valikraiel raiutakse puid kõigist vanuseastmetest enam-vähem võrdselt ja tagatakse võimalus pidevaks looduslikuks uuenemiseks. (Tullus 2002a). Viimase metsa majandamise eeskirja järgi ei ole uuritud kasvukohatüüpides (sinilille, naadi) valikraie lubatud raiete hulgas (Metsa majandamise eeskiri, 2009).

1.2.3. Ajalooline inimõju Eesti metsadele

Alates kuuse levimisest Eesti territooriumile atlantilise kliimaperioodi lõpul ja subboreaalse perioodi algul (ca 3000 e.m.a), võttis see üle laialehiste puuliikide (tamm, saar, vaher, pärn, jalakas, künnapuu) kasvualasid, mida hilisematel perioodidel soodustas ka viljakate metsade põllumaaks muutmine ja lehtpuude kasutamine tarbepuiduks (Laasimer 1965). Inimtegevus hakkas Eesti aladel metsi olulisemalt mõjutama pärast alepõllunduse algust, mis hoogustus varasel rauaajal (I aastatuhande keskpaigast e.m.a. kuni I saj. m.a.j.) (Paal 1997). Arvatavasti suunas just alepõllundus muldade vaesumise läbi paljude metsade kujunemist. Kesk- ja Ida-Eestis, Sakala kõrgustikul ja Kagu-Eesti lavamaal kasvavad liigivaesed kuusikud tekkisid arvatavasti korduvate aletamiste ja raiete tagajärjel (Laasimer 1965, Paal 1997). Korduva aletamise tagajärjel langes mulla viljakus ja kadusid laialehiste metsadele tüüpilised liigid. Kohati on metsade kujunemises olnud oluline ka karjatamine (Laasimer 1965).

Kuigi puurindes on ajalooliselt toimunud laialehiste liikide asendumine kuuse, kase, haava ja halli lepaga, on liigirikkamate metsade rohurindes säilinud laialehiste metsade liike (Laasimer 1965, Paal 1997). Laasimeri (1965) järgi sõltub salutüüpi metsade vaesumine

inimmõju tõttu mullastikust: toitainerikkamatel karbonaatsetel muldadel, mille lähtekivimiks on paas või karbonaatne moreen, ei toimu vaesumist, samas kui karbonaadivaestel moreenidel avaldab inimtegevus aga märksa intensiivsemat mõju.

Teise aastatuhande teisel poolel m.a.j. vähenes kuusemetsade pindala pidevalt ning suurenes männi ja lehtpuude osatähtsus. Kuusemetsade taandumise põhjustas tihedama inimasustuse koondumine kuusemetsa-aladele (Laasimer 1965). Inimmõju Eesti metsadele muutus veelgi ulatuslikumaks 18. ja 19. sajandil seoses laevaehituse, viinapõletamise ja esimeste saeveskite ning paberi- ja tselluloosivabrikute rajamisega (Valk 1974, Paal 1997). 1940. aastal hinnati katastrimetsade järgi Eesti metsasuseks 21%, kuid kui arvestada ka laialdaselt levinud metsailmelisi karja- ja heinamaid ning võsastikke, leiavad Meikar ja Etverk (2000) ja Pärt (2008) tolle aja metsasuseks 32-33%, mis maakasutuse intensiivsust arvestades oli nende autorite arvates ilmselt väikseim näitaja alates Eesti ala jääajajärgsest metsastumisest. Eesti metsade pindala suurenes 20. sajandi teisel poolel peamiselt põllumajandusmaade taasmetsastumise tulemusel (Etverk 2003). Käesoleval ajal moodustab metsamaa ligikaudu poole Eesti maismaa pindalast (Adermann 2008). Omandivormi kaupa jaotades kuulub 39% Eesti metsadest riigile, eraisikute juriidiliste isikute omanduses on vastavalt ja 35% ja 9% metsamaast ja 17% moodustavad erastamisele kuuluvad “reformimata ehk nn. omanikuta metsad” (Adermann 2008).

Eelmise sajandi keskpaigast hakkas oluliselt metsamaastikku mõjutama kuivendus (Onemar 2000). Kuigi kuivendussüsteemide rajamine vähenes järsult 1992. aastal, on Onemari (2000) järgi riigimetsast kuivendatud ligi 450 000 ha.

Metsade majandamise intensiivsust kirjeldab suhteliselt hästi aastane raiemaht, mis möödunud sajandi teisel poolel oli Eestis üsna stabiilne, keskmiselt 3 miljonit tihumeetrit aastas. Eesti taasiseseisvumise järel hakkasid raiemahud jõudsalt suurenema, olles sajandivahetusel juba mitmekordsed võrreldes omaaegse stabiilse tasemega ja ületades metsa aastast juurdekasvu, mille suuruseks loetakse ca. 12 miljonit tihumeetrit aastas (Maamets 2003, Adermann 2008). Raiemahtude kasvu põhjustas peamiselt erametsades suurenenud raie (Kuuba 2004, Pärt 2008). Raiemaht hakkas jälle vähenema 2003. aastal ning langes 2006. aastal 5,3 miljoni tihumeetrini (Adermann 2008). Puuliikide kaupa oli nii 1997-2000 kui ka 2000-2002 suurim kuuse üleraie (Kuuba 2004, Pärt 2008), mistõttu vanemate kuusikute osakaal on pidevalt langenud (Pärt 2008). Erakordselt suur oli raiete maht laane- ja salukuusikutes ning palu- ja laanemännikutes (Kuuba 2003). Viimastel aastakümnetel on Eestis raiete ja neile järgneva loodusliku uuenduse tagajärjel palju okaspuupuustuid asendunud pioneerliikide noorendikega (peamiselt hall lepp, haab ja kask) (Kuuba 2004, Pärt 2008).

Käesoleval hetkel on okas- ja lehtpuu domineerimisega puistuid pindalaliselt enam-vähem ühepalju (Adermann 2008).

Metsamajandamise intensiivistumisega Eestis viimastel aastakümnetel, eriti erametsades (Kuuba 2004), on kaasnenum vanade majandamata metsade kogupindala vähenemine ning nende liigilise koosseisu ja struktuuri muutused ja vaesumine (Trass *et al.* 1999). Arvestades raiete koondumist vanadesse okaspuuenamusega metsadesse ja vanade metsade hulga vähenemist, vajab nende koosluste säilitamine teravdatud tähelepanu (Lõhmus *et al.* 2004). Eesti Punase raamatu (Lilleleht 1998) järgi on metsad elupaigaks vähemalt 401-le ohustatud liigile (*ca.* 30% Punase raamatu liikidest) ja metsamajandusliku tegevuse poolt ohustatud liike on 356 (*ca.* 27% Punase raamatu liikidest). Metsaelupaikades on suurim proportsioon ohustatud liike ja metsamajanduslik tegevus on ohuteguriks suurimale arvule liikidele (Lilleleht 1998). Soomes on Hanski (2001) järgi tervelt 1275 metsas elavat liiki, millel on märkimisväärne risk riigis välja surra.

1.2.4. Looduslike ja inimhäiringute võrdlus

Metsamajandamise ja looduslike häiringute ja nende tagajärjel kujunenud koosluste võrdlemine on metsaökoloogias olnud üks tähtsamaid uurimisteesmasid (Peterken 1996). Uurijad on leidnud mitmeid erinevusi inim- ja looduslike häiringute sageduse, intensiivsuse ja ulatuse vahel.

Sagedus. Looduslike häiringute sagedus on sageli sõltuv kasvukoha iseärasustest ja juhuslikest faktoritest, samas kui raierotatsiooni pikkus sõltub eelkõige puuliigist (Niemelä 1999). Raie rotatsiooniperiood on sageli lühem kui samasuguse ulatusega loodusliku häiringu esinemissagedus. Selle tulemusel ei jõua vanadele metsadele omane struktuur välja kujuneda. Looduslike häiringute esinemisel on oluline roll ka juhuslikel faktoritel, mistõttu mõned metsaosad jäävad alati häiringutest pikka aega mõjutamata (Kuuluvainen 2002).

Intensiivsus ja ulatus. Majandusüksused metsas paiknevad enamasti korrapäraselt ja puud igas eraldises on sageli ühealised (Lõhmus 2000). Selle põhjuseks on raietegevuse ühtlasem paigutus ja intensiivsus võrreldes loodusliku häiringustriga (Niemelä 1999, Kuuluvainen 2002). Põlengutest mõjutamata metsades kujuneb mitmerindelise struktuur üksikute puude eriaegse suuremise tulemusel, mis on sarnane valikraie mõjuga, kuid mitte lageraidega. Ka männienamusega metsades, kus tulehäiring on kõige sagedasem, jääb osa vanemaid paksukorbalisi puid alati ellu, mis viib erivanuselise puistu moodustumiseni. Uurijad on osutanud ka sellele, et majandamise ühtlustava mõju tõttu on metsade mikroreljeefi, valgus- ja niiskusrežiimi varieeruvus vähenenud (Bobiec 1998, Yaroshenko *et al.* 2001). Kuigi suurimad tormed ja põlengud on võrreldud lageraidega, pole need siiski samalaadsed, kuna

looduslike häiringute puhul jäävad alles surnud puud, põlenud puud, osaliselt puu- ja põõsarinne (Peterken 1996), mis majandatavas metsas hooldus- jm. raietega sageli eemaldatakse. Niemelä (1999) ning Uotila ja Kouki (2005) uurimuste järgi on taimekoosluste suktsessioon pärast lageraiet erinev põlengujärgsest suktsessioonist, kuigi kooslused muutuvad häiringujärgse suktsessiooni jooksul järjest sarnasemaks ning põlengujärgselt võib taimekoostik rohkem muutuda kui pärast lageraiet (Niemelä 1999).

1.3. Majandamise mõju metsa struktuurile ja koosseisule

1.3.1. Puu- ja põõsarinne

Intensiivselt majandatud puistus on tavaliselt vähenenud puude kõrguse, vanuse ja diameetri ja tervisliku seisundi varieeruvus ning vähem on tuuleheite ja -muru puid (Peterken 1996, Trass *et al.* 1999, Bengtsson *et al.* 2000, Kuuluvainen 2002, Metsaekspert OÜ 2004).

Puistu struktuurset ja koosseisulisest mitmekesisusest sõltuvad paljud organismid. Mitmekesisuses puistus toetavad elustikku erinevate puuliikide struktuurilised ja ökofüsioloogilised omapärad, kuna erinevate organismiliikide nõudlused puuliigi kui kasvusubstraadi või kasvukeskkonna looja suhtes on erinevad (Saetre *et al.* 1997, Juriado *et al.* 2003, Lõhmus *et al.* 2005). Mitmed põlismetsale iseloomulikud struktuurielemendid on majandatavas metsas kadunud või kadumisohus (Peterken 1996, Bengtsson *et al.* 2000, Nilsson *et al.* 2001). Vanadele metsadele spetsialiseerunud liigid (nt. mõned epifüüdid, seened ja selgrootud) vajavad sageli teatud struktuursete komponente nagu näiteks suuremõõtmelised eri liiki surnud või elus puud, mitmerindeline ja -liigiline puurinne, põlenud puit (Berg *et al.* 1994, Jonsell *et al.* 1998, Vellak & Paal 1999, Lõhmus 2000, Nilsson *et al.* 2001, Similä *et al.* 2003).

Raiutud metsaala uuendatakse sageli eelnevatest liikidest erinevate puuliikidega, mõnikord ka võõrliikidega, sageli kujundatakse monokultuur (Linder & Östlund 1998, Niemelä 1999, Bengtsson *et al.* 2000). Nii Skandinaavias kui ka Lääne- ja Kesk-Euroopas peetakse suureks probleemiks lehtpuude osakaalu vähenemist okaspuude eelistamise tõttu ja lehtpuudega seotud liikide ohustatust (Nilsson 1997, Niemelä 1999, Carlson 2000, Axelsson & Östlund 2001). Klassikaliselt pioneerliikideks peetud lehtpuude olemasolu on aga iseloomulik ka vanades looduslikes metsades lokaalse häiludünaamika avaldumise märgina (Kuuluvainen *et al.* 1998, Siitonen *et al.* 2000). Lehtpuude vähesus ja okaspuude

monokultuuride rajamine on valdav Skandinaavias ja Soomes ning Kesk- ja Lääne-Euroopas (Nilsson *et al.* 2001, Spiecker 2003). Erinevalt Fennoskandia maadest on Eestis suhteliselt kõrge lehtpuude osakaal, kokku on lehtpuud peapuuliigiks ligi pooltes metsades (Adermann 2008).

1.3.2. Surnud puit, mikroreljeef, muld

Looduslikele metsadele on iseloomulik surnud puidu suur kogus ja orgaanilise aine kõrge sisaldus mullas (Niemelä 1999, Yaroshenko *et al.* 2001, Bobiec 2002). Kui parasvöötme looduslikes metsades on surnud puid umbes 60-120 m³/ha (Siitonen *et al.* 2000, Kasesalu 2001), siis majandusmetsas leiduv surnud puit moodustab sellest sageli ainult kümnendiku (Fridman & Walheim 2000, Kohv & Liira 2005), tihti ainult 1-5 m³/ha (Lõhmus 2000). Erinevates lagunemisastmetes ja asendis (vertikaal-, kald- ja horisontaalasendis) puit on parasvöötme metsades oluline bioloogilise mitmekesisuse säilitaja, kuna pakub elupaiku sammaltaimedele, samblikele, puitulagundavatele seentele ja selgrootutele (Bader *et al.* 1995, Vellak & Paal 1999, Voolma *et al.* 1999, Similä *et al.* 2003). Koore all ja puidus olevad putukaid söövad omakorda näiteks mitmed rähniliigid, kes loovad elupaiku kümnetele vanades rähniõõnsustes elavatele loomaliikidele (Lõhmus 2000, Remm *et al.* 2006). Lamapuit aitab tagada, eriti hariliku kuuse enamusega metsades, puude järelkasvule vajaliku vaba substraadi pideva olemasolu (Hofgaard 1993, Peterken 1996: 81-83).

Samuti võib metsamajandus muuta maapinna mikroreljeefi, mikrokliimaatilisi tingimusi ja mulla omadusi. Intensiivselt majandatud puistus puuduvad tuuleheitele iseloomulikud augud ja kuhjatised, mis loovad varieeruva mikroreljeefi kaudu erinevaid elupaiku (Peterken 1996, Ulanova 2000, Bouget & Duelli 2004). Külumumata pinnasel ja ettevalmistamata teedel on oht raskete masinatega mulda kokku suruda, selle vee ja õhurežiimi rikkuda (Ballard 2000, Reintam 2001). Reintami (2001) järgi on eriti haavatavad glei-, turvastunud glei- ja soomullad. Külustatavates, kuid selleks ette valmistamata kohtades võivad ka inimesed tallamisega mulda ja metsaelustikku kahjustada (Margus 1978). Taimede kasvukeskkonnale võib kaudselt mõju avaldada ka toitainete eemaldamine koos puudega metsakooslustest, kuivendus ning maapinna ettevalmistamisega kaasnev mulla ümberpaigutamine (Pennock & van Kessel 1997, Ballard 2000). Kuivendatud soometsades asenduvad sootaimed arumetsadele iseloomulike taimeliikidega ning kujunevad kõdusoo metsade klassi kuuluvad kooslused. Arumetsade kuivendusjärgsed muutused on väiksemad: soostuvad metsad muudetakse parasniiskeks ning veesisalduse vähenemise tõttu võivad metsad omandada kuivemale mullale omase kasvukohatüübi tunnused (Masing 1969). Pärast

puude eemaldamist on täheldatud niiskemat mulda eelistavate taimede kasvu (Zobel 1989) ja soomuldade edasist soostumist (Laasimer 1965), kuivades kasvukohtades seevastu kuivab liiga suurte raielankide korral muld läbi ja uuenemine on raskendatud (Kaar 1986).

1.3.3. Rohurinne

Majandamine mõjutab alustaimestiku liigilist koosseisu peamiselt teiste rinnete kaudu (Bergstedt & Milberg 2001, Økland *et al.* 2003, Liira *et al.* 2007). Kõige sagedasem reaktsioon mõõdukatele häiringutele on soontaimeliikide ohtrussuhete muutumine, ning vaid intensiivne raie muudab väikeseskaalalist mitmekesisust või koosseisulist heterogeensust (Griffis *et al.* 2001, Jalonen & Vanha-Majamaa 2001, Götmark *et al.* 2005).

Puu- ja põõsarinde osalise eemaldamise tulemusel harvendus- ja valikraietel suureneb alumiste rinneteni jõudva valguse hulk, millega kaasneb tavaliselt rohurinde liigirikkuse suurenemine, sageli rohumaaliikide või ruderaalsete liikide invasiooni tõttu (Brunet *et al.* 1996, Jantunen *et al.* 2001, Götmark *et al.* 2005, Burke *et al.* 2008). Samas, mõnel juhul ei ole leitud olulist erinevust majandatud ja loodusliku vana metsa rohurinde liigirikkuse vahel (Graae & Heskjaer 1997). Tihtipeale on välja toodud okaspuu monokultuuride rajamise negatiivne mõju soontaimede liigirikkusele, võrreldes looduslike lehtpuumetsadega (Saetre *et al.* 1997, Fahy & Gormally 1998, Coroi *et al.* 2004).

Rohurinde liigilise koosseisu muutus pärast raiet on suurem leht- ja kuusemetsades, samas kui männimetsade liigilisele koosseisule mõjub isegi intensiivne harvendus eeldatavalt vähem, kuna seal on vähem varjuliste tingimustega kohastunud liike (Nieppola 1992, Nilsson 1997). Liigilise koosseisu ja ohtrussuhete muutumine hakkab toimuma juba raiejärgsel aastal (Pykälä 2004) või mõne aasta jooksul pärast raiet (Bergstedt & Milberg 2001). Spies ja Franklin (1988, Peterken 1996 järgi) loevad nii alumiste rinnete heterogeensust kui ka rohurinde liigirikkust järgivat U-kujulist kõverat, ehk taimede liigirikkus on kõrge pärast lageraiet ja vanas metsas, noores metsas on alustaimestiku kasvu limiteerivaks faktoriks vähene valgus tiheda puurinde all. Økland jt. (2003) arvates võivadki mitmete alustaimestiku liikide jaoks kriitiliseks osutada perioodid, mil puurinde võra tihedus (liituvus) jõuab miinimumini (intensiivse häiringu, nt. lageraide tulemusel) või maksimumini (noorendikus).

Intensiivse metsamajandusliku tegevusega kaasneb oht negatiivselt mõjutada looduslike tingimustega kohastunud liikide populatsioone. Hermy jt. (1999) on leidnud, et põlistes Euroopa leht- ja segametsades kasvavate soontaimeliikide hulgas on suhteliselt rohkem varjulistes tingimustes kasvavaid, mullas asuvate uuenemispungadega (geofüüte) ja kevadisi liike ning konkurentsisuhte (*sensu* Grime *et al.* 1988, Hermy *et al.* 1999 järgi) järgi

stressitaluvaid liike. Samuti eelistavad Hermy jt. (1999) järgi põlistele metsadele iseloomulikud soontaimeliigid keskmist lämmastiku hulka mullas.

Metsade järjepidevus on oluline vähese levikuvõimega ja kitsalt vanade metsade struktuurielementidega kohastunud liikide säilitamise seisukohast (Berg *et al.* 1994, Nilsson *et al.* 2001, Flinn & Vellend 2005, Marozas *et al.* 2005, Roberge *et al.* 2008). Killustunud koosluses võivad juhuslikud faktorid viia kergemini liigi kadumiseni sellelt alalt (Aune *et al.* 2005, Noss *et al.* 2005). Killustatud maastikus võib looduslikule metsale iseloomulike liikide kohalejõudmine sajandeid aega võtta (Brunet & Oheimb 1998, Vellend 2003). Mitmete liikide sagedust mõjutab ka seemnete levimise viis. Selgroogsete loomade külge kinnituvate seemnetega taimed (nt. *Geum rivale*, *Ranunculus auricomus* ja *Asperula odorata*) või nende seedimist taluvate seemnetega liigid (nt. *Actaea spicata*, *Paris quadrifolia* ja *Convallaria majalis*) koloniseerivad metsaalasid tavaliselt kiiremini kui liigid, mis levivad peamiselt sipelgate abil (nt. *Hepatica nobilis*, *Mercurialis perennis*, *Melica nutans*) või millel puuduvad spetsiaalsed levikumehhanismid (Hermy *et al.* 1999).

Looduslikele metsadele on omane hemerofoobsete liikide rohkus (Kalda 1961, Hermy *et al.* 1999, Trass *et al.* 1999, Sepp 2005). Hemerofoobseid ehk kultuuripagejaid liike häirib inimtegevus ja nad kaovad kultuurmaistust (Masing 1992). Põlismetsade identifitseerimiseks on koostatud Eestis kasvavate hemerofoobsete soontaimede, sammaltaimede, samblike ja seente nimekirjad (Trass *et al.* 1999). Mitmed uurijad on ühe metsatüübi piires leidnud inimehäiringutele või nende puudumisele viitavaid indikaatorliike. Majandamise suhtes tundlike liike on eri kasvukohatüüpides eristanud nt. Hermy jt. (1999), Trass jt. (1999), Kohv ja Liira (2005), Parrest (2005) ja Sõgel (2006).

1.4. Uurimistöö eesmärgid

Kuigi Eestis on kirjeldatud ja klassifitseeritud raiesmike taimkatet, (Lõhmus 1970), on vähe tähelepanu pälvinud erinevate raiete ja muu inimõju pikaajaline mõju metsa alustaimestikule (Masing 1969). Puudub ka üleriigiline seire metsamaa taimkatte muutumise osas (Zobel 2003). Peamiselt viimaste aastakümnete majandamise mõju vanadele metsadele on uurinud regionaalselt Meier jt. (2005), üle-eestiliselt Liira jt. (2007) ja erivanuseliste metsadele Kohv ja Liira (2005).

Uurimistöö eesmärgiks on võrrelda erineva intensiivsusega majandatud metsade koosseisulist ja ruumilist struktuuri, keskendudes metsamajanduslikus mõttes küpsetele metsadele. Töö kitsamaks eesmärgiks on leida vastuseid järgmistele küsimustele:

- kas ja kuidas on inimõju viimaste aastakümnete jooksul muutnud vanade sinilille ja naadi kasvukohatüübi metsade taimekoosluste koosseisu;
- kas ja kuidas muudab inimõju metsade vertikaalset ja horisontaalset struktuuri, arvestades samal ajal kasvukohatüübist, metsa vanusest ja paiknemisest tingitud erinevusi;
- milliste koosseisu või ruumilise struktuuri tunnuste poolest eristuvad looduslähedased metsad intensiivsemalt majandatud metsadest ja millistest tunnustest oleks kasu metsade looduslikkuse hindamisel.

Käesolevas töös vaatlen majandamise ja muu inimtegevuse mõju metsa struktuurile, eelkõige mõju koosluse koosseisule ja struktuurielementide esinemisele. Koosseisulise struktuuri analüüsis keskendun soontaimede kooslusele, kuid analüüsin ka looduslikkuse indikaatorite olemasolu teistest elurühmadest (rähn, puiduseened, epifüüdid). Ruumilise struktuuri analüüsil vaatlen nii üldisi puistuid kirjeldavaid parameetreid, kui ka loodusliku häiringudünaamika tulemusel tekkivate struktuuriliste elementide (tuuleheide, -murd, surnud puit) esinemist.

2. Materjal ja metoodika

2.1. Sinilille ja naadi kasvukohatüübi metsad

Naadi kasvukohatüübi määratlus on võrdlemisi selge, hõlmates laialehiseid jt. liigirikkaid metsi parasniisketel kamar-karbonaatmuldadel ehk pruunmuldadel. Samas, sinilille kasvukohatüüp on Eesti metsatüpoloogias olnud probleemne kasvukohatüüp. Metsanduslikus klassifikatsioonis (Lõhmus 2004) kuuluvad sinilille kasvukohatüübi metsad laanemetsade tüübirühma, Paali (1997) klassifikatsiooni järgi salumetsade tüübirühma, kusjuures sinilille kasvukohatüübi määratlus on viimases kitsam kui Lõhmuse klassifikatsioonis. Masing (1969) ja Paal (1997) on omaette tüübirühmana eristatud sürjametsade tüübirühma, mis metsamajanduses kasutatava klassifikatsiooni (Lõhmus 2004) alusel jääb sinilille kasvukohatüübi piiridesse. Antud uurimuses lähtutakse metsade andmebaasis kasutatud Lõhmuse (2004) klassifikatsioonist. Laasimer (1965) on liigitanud *Hepatica nobilis*'e (sinilille) variandi kuusikute ja kuuse-männi segametsade liigivaeste assotsiatsioonide rühma kuuluvaks, mööndes et selle variandi karakterseks jooneks on suurema arvu nn. salu-lehtmetsa elementide esinemine alustaimestik. Laasimeri (1965) järgi moodustab *Hepatica nobilis*'e variant ülemineku liigirikaste kuusikute assotsiatsioonide rühmale, omamata õieti ühtki karakterliiki. Sügavamate kamarkarbonaat-muldade puhul ja suurema salu-lehtmetsa elementide olemasolu korral tuleks sinilillerikas variant klassifitseerida aga liigirikaste kuusikute ja männikute assotsiatsioonide juurde (Laasimer 1965). Laasimer (1965: 113-116) ja Paali jt. (2004) järgi on Eesti kuusikutele üldiselt osaks saanud tugev inimõju põllu- ja metsamajanduse tõttu, mistõttu neis on vähem tüüpilisi laialehiste metsade rohurinde liike, ning majandatud vanades metsades on hõredam puurinne (Paal *et al.* 2004). Natura 2000 klassifikatsiooni järgi kuuluvad sinilille ja naadi kasvukohatüübi loodusliku struktuuriga metsad tüübirühmadesse koodidega: 9010, 9020, 9050 ja 9060 ja 9180 (Paal 2007).

Sinilille kasvukohatüübi metsad moodustavad ca 5% ja naadi tüübi metsad 7-8 % riigimetsafondi metsamaast (Lõhmus 2004, Adermann 2008). Arvestades ka teiste valdajate metsi moodustab kumbki kasvukohatüüp kümnendiku kõikidest Eesti metsadest (Adermann 2008). Sinilille kasvukohatüübi metsad on kõige ulatuslikumalt levinud Pandivere kõrgustikul ja sellest lääne pool paiknevates piirkondades (Paal 1997) (Joonis 1), naadi kasvukohatüübi metsad Jõgeva-, Viljandi- ja Tartumaal. 1998-2001 registreeritud vääriselupaikadest

moodustasid sinilille ja naadi kasvukohatüübi metsad vastavalt 17,6% ja 13,1%, mis on rohkem kui teistes kasvukohatüüpides (Andersson *et al.* 2003).

Pinnvormid, muld, produktsioon. Naadi kasvukohatüübi metsad kasvavad lainjail tasandikel ja voortel, levinumad mullatüübid on gleistunud leostunud (K_{0g}) ja leetjad mullad (K_{1g}), mille lähtekivimiks on kollakashall või ka punakaspruun karbonaatsete veeristega moreen (Paal 1997). Sinilille kasvukohatüübi metsad esinevad lainjatel moreenitasandikel, oosidel, voortel ja teistel kõrgendikel, tüüpiliseks mullaks on leostunud ja leetjad pruunmullad, harvem rendsiinad. Soodsate lagunemistingimuste tõttu on metsakõdu mõlemas kasvukohatüübis õhuke (kuni 2 cm) või puudub peaaegu üldse. Huumushorisont on mõlema kasvukohatüübi metsades tüse (15-30 cm), kobeda struktuuriga, kõrge huumusainesisaldusega (3-10% sinilille ja 4-13% naadi kasvukohatüübis) ja küllastusastmega (20-92%). Põhjavesi või sellest tõusev kapillaarvõode ulatub mullaprofiili naadi kasvukohatüübis, kuid asub sügavamal kui 2 meetrit sinilille tüübis. Suure aktiivveemahutavuse tõttu on sinilille kasvukohatüübis mullad niiskustasemelt värsked, veepuudust esineb perioodiliselt kergema lõimise ja suure rähasisaldusega muldades (Paal 1997, Lõhmus 2004). Uuritavate kasvukohatüüpide metsad kuuluvad Ia...II boniteediklassi ning raieküpsete puistute hektaritagavara võib ületada 600-700 m³. Metsade puiduproduktsiooni vähendavad sinilille kasvukohatüübis sageli juurepess (*Heterobasidion* spp.) ja sellega kaasneda võiv üraskite arvukuse suurenemine (Lõhmus 2004).

Koosseis. Sinilille kasvukohatüübis on suurema tagavaraga kuusk (34%), mänd (21%), kask (14%) ja hall lepp (10%), samas kui naadi kasvukohatüübis on lehtpuudel suurem osakaal, kõige enam on halli leppa (30%), kask (20%), haaba (19%), seejärel kuuske (16%). Väärislehtpuudest moodustasid suurima osa sinilille kasvukohatüübis saar (3%) ja tamm (3%) ning naadi tüübis saar (ca 4%) (Adermann 2007).

Põõsarinne on sinilille ja naadi kasvukohatüüpides hõre kuni keskmiselt tihe, sagedamini esinevad pihlakas (*Sorbus aucuparia*), sarapuu (*Corylus avellana*), harilik kuslapuu (*Lonicera xylosteum*), paakspuu (*Frangula alnus*), mage sõstar (*Ribes alpinum*), lodjapuu (*Viburnum opulus*), näsiniin (*Daphne mezereum*) ja vaarikas (*Rubus idaeus*), peamiselt sinilille kasvu-kohatüübis türnpuu (*Rhamnus catharticus*) ja peamiselt naadi tüübis näsiniin (Lõhmus 2004).

Rohurindes on suurema ohtrusega ja/või konstantsemad liigid sinilill (*Hepatica nobilis*) jänese kapsas (*Oxalis acetosella*), metsmaasikas (*Fragaria vesca*), võsaulane (*Anemone nemorosa*), ussilakk (*Paris quadrifolia*), koldnõges (*Galeobdolon luteum*), sõrmtarn (*Carex digitata*), külmamailane (*Veronica chamaedrys*), jänese salat (*Mycelis*

muralis), longus helmikas (*Melica nutans*) ja maikelluke (*Convallaria majalis*) (Paal 1997). Naadi kasvukohatüübile on iseloomulikud mullaviljakuse suhtes nõudlikud nn. salutaimed: naat (*Aegopodium podagraria*) kopsurohi (*Pulmonaria officinalis*), metspipar (*Asarum europaeum*), lõhnav madar (*Galium odoratum*), püsig-seljarohi (*Mercurialis perennis*), salusiumari (*Actaea spicata*), saluhein (*Milium effusum*), sagedased on ka sinilille kasvukohatüübis kasvavad taimed. Samblarinne on mõlemas kasvukohatüübis katkendlik, kuid tihedam sinilille kasvukohatüübis, kus domineerivad metsakäharik (*Rhytidiadelphus triquertus*), harilik laanik (*Hylocomium splendens*), palu- (*Pleurozium schreberi*) ja lehviksammal (*Ptilium crista-castrensis*); naadi kasvukohatüübis on sagedad metsakäharik (*Rhytidiadelphus triquertus*), kähar salusammal (*Eurhynchium angustirete*), lehiksamblad (*Plagiomnium* spp.), harilik roossammal (*Rhodobryum roseum*) ja raunik (*Plagiochila asplenoides*).

2.2. Proovialade valik

Käesolev töö on osa suuremast uurimistööst (Kohv & Liira 2005, Liira *et al.* 2007), mille tulemusena valmiva hindamisalgoritmi abil peaks olema võimalik hinnata inimese poolt mõjutatud metsade struktuuri ja liigilise koosseisu muutumise üldisi suundumisi, võrreldes keskkonnatingimustelt lähedaste looduslike metsadega. Selline algoritm aitaks objektiivsemalt otsustada metsade looduslikkust kirjeldavate tunnuste üle ja leida võimalusi, kuidas majandada eri kasvukohatüüpide metsi looduslähedaselt.

Üle Eesti paigutatud proovialade paarid valiti nii, et paari kuuluks intensiivselt majandatud metsakooslus ja võimalikult vähe majandatud mets. Proovialade valikul arvestati kasvukohatüüpide levikuga Eestis (Joonis 1). Kokku kasutati 169 prooviala andmeid (83 sinilille ja 86 naadi kasvukohatüübist), nii naadi kui sinilille kasvukohatüübis kirjeldati 38 alade paari (152 ala), ülejäänud 17 proovialale ei leitud või ei kirjeldatud samas piirkonnas (5 km raadiuses) teist, erinevalt majandatud prooviala. Neist üksikutest proovialadest paiknes 15 teiste uurimisalade läheduses, üle 15 km kaugusel teistest proovialadest asusid naadi kasvukohatüübi Poruni ja Hanikatsi alad. Vältimaks vanuselise (suktsessioonilise) erinevuse mõju, keskendus uuring vanematele metsadele: sinilille kasvukohatüübi puistud pidid olema vähemalt 80-aastased ja naadi kasvukohatüübis 75-aastased. Vanusekriteeriumi erinevus on tingitud vanemate naadi kasvukohatüübi metsade vähesusest.

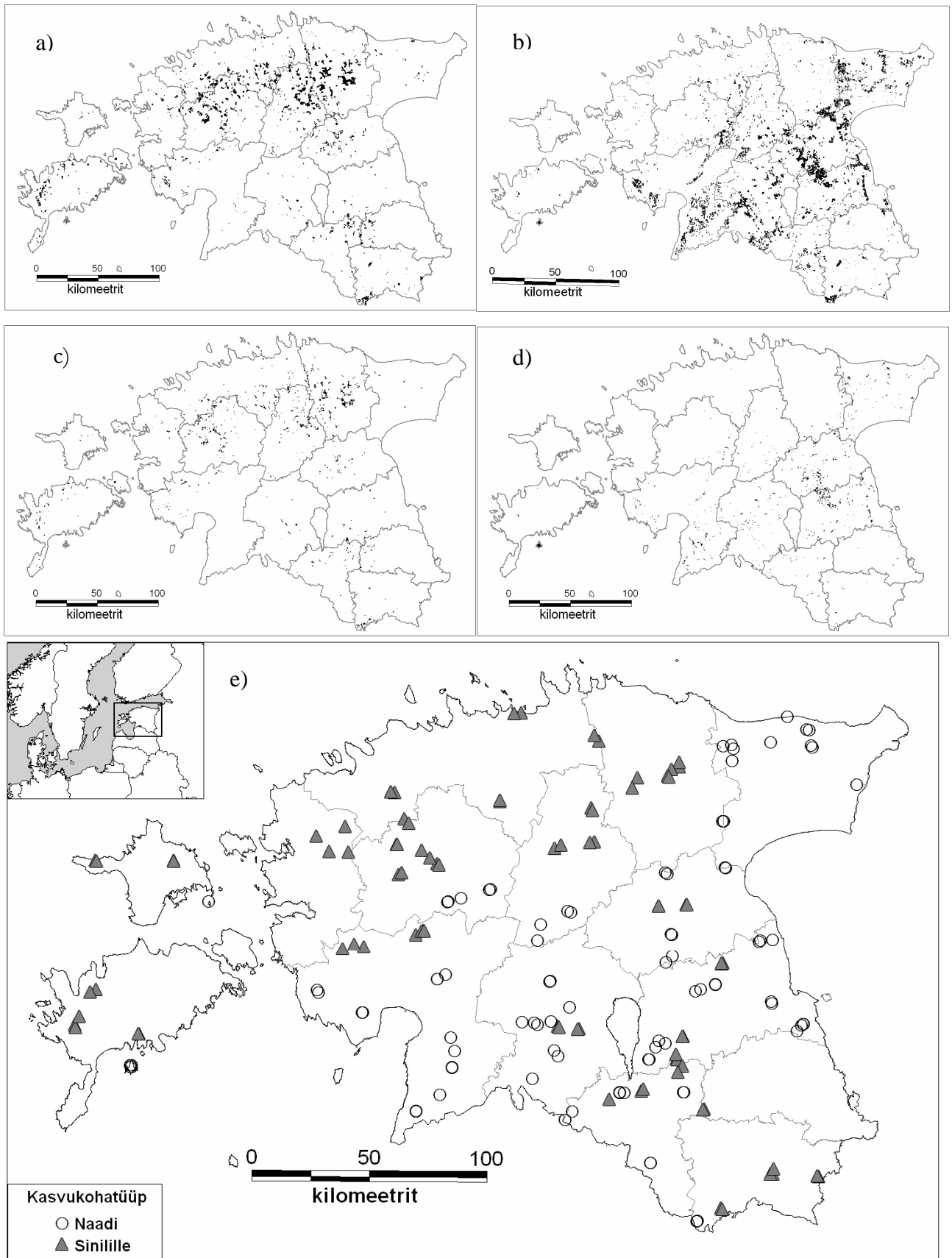
Servaeefekti ja killustatuse uuringut segava mõju vältimiseks pidid proovialad olema pindalaga vähemalt 1 ha ja prooviala keskpunkt asuma avatud maastikust vähemalt 60 meetri

kaugusel. Alade valikul kasutati RMK takseerandmete geoinfosüsteemi, metskondadest saadud metsade majandusandmeid (kontrolliti viimase 10-20 aasta andmeid), vääriselupaikade ja kaitsealade andmebaasi ning kohapealset vaatlust. Välitööd sinilille kasvukohatüübi metsades toimusid 2003.-2004. aastal ja naadi kasvukohatüübi metsades 2005.-2006. aastal juunist augustini. Välitöödel osalesid lisaks antud töö koostajale Oliver Parrest, Jaan Liira ja Kaupo Kohv.

2.3. Prooviala kirjeldamine

Igal proovialal täideti ankeet (Lisa 2, Leht 1/2), mille koostasid Kohv ja Liira (2005) Per Angelstami ja Monika Dönz-Breuss'i (2004) ning Viilma jt. (2001) koostatud puistu loodusväärtuse hindamise blankettide eeskujul. 30 meetri raadiusega prooviala keskpunktis hinnati puistute kõrgus, vanus, mullasondiga mõõdeti kõdu- ja huumushorisoni tüsedus. Lihtrelaskoobiga mõõdeti kasvava metsa rinnaspindalad puuliigiti ning eraldi arvestati alla ja üle 40 ja 80 cm jämedaid puid, kirjeldati puu- ja põõsarinde liigiline koosseis ning rindeline ja diameetiline struktuur. Hinnati nii üldist liituvust kui ka kõrgusvahemike "1-4m", "4-10m", "10-25m" ja "üle 25m" katvus või liituvus. Vaadeldud diameetriklasside vahemikud olid 0-2, 2-8, 8-20, 20-40, 40-80 ja üle 80 cm. Järeikasvu arvukust, põõsaste katvust ning nii järeikasvu kui põõsarinde liigilist koosseisu hinnati 5,6 meetri raadiuses ringis (*ca.* 100 m²). Seejuures põõsarindes sage pihlakas loeti järeikasvu puude hulka ainult juhul, kui see liik oli antud puistus ka puurinde komponent. Surnud puidu rinnaspindala hindamiseks kasutati analoogset meetodit relaskoobiga mõõtmisele (Liira *et al.* 2007): proovialal loendati üle 40 cm diameetriga surnud lamavad tüved 15-30 meetri raadiuses, üle 15 cm diameetriga tüved 5-10 meetri raadiuses ja üle 8 cm läbimõõduga 5 meetri raadiuses ringis. Saadud tulemus väljendab surnud puidu rinnaspindala ruutmeetrites hektari kohta. Vaadeldi kolme lagunemisastme (vastavalt Kohv ja Liira 2005) olemasolu puistus. Lagunemisklassid olid defineeritud järgmiselt:

- 1) Kõva puit –koor kinnitunud või lahtiselt, mädanik ei ulatu üle 3 cm tüve sisemusse (nuga tungib puusse kuni 1-2 cm ulatuses);
- 2) Keskmiselt lagunenu (pehme puit) – tüvel on kõva südamik, mädanik ulatab üle 3 cm sügavusele (nuga läheb puuse rohkem kui 1-2 cm sügavuselt);
- 3) Tugevalt lagunenu (kõdunenu puit) –tüvi on kõdunenu läbinisti, selle kõva struktuur on kadunud.



Joonis 1. a) aja b) vastavalt RMK sinilille ja naadi kasvukohatüübi metsad; c) ja d) üle 80-aastased sinilille ja üle 75-aastased naadi kasvukohatüübi metsad; e) valitud prooviajad

Lisaks vaadeldi mikroelupaiku loovate eriliste puude (paines, kahjustatud, kahvel-, kangus, õõnsad ja õõnsustega või avatud maastiku puud) esinemist.

Rohurinne, kuhu arvati ka rohttaimede kõrgused puud ja põõsad, kirjeldati 30 meetri raadiusega proovialal hajusalt paigutatud kümne 2 x 2 m analüüsiiruduga, ruudus hinnati rohurinde liikide katvused, rohurinde üldkatvus, keskmine kõrgus, liituvus rohurinde kohal ning samblarinde katvus (Lisa 2, Leht 2/2). Soontaimeliikide katvuse hindamiseks kasutati 6-pallist skaalat: <1, 5, 25, 50, 75, 100 %, mis on tuletatud Braun-Blanquet' katvuse-ohtruse skaalast (Kent & Coker 1992). Soontaimede liigilise koosseisu kirjeldamiseks kasutati "Eesti taimede määraja" (Leht *et al.* 2007) nomenklatuuri. Lisaks soonataimedele vaadeldi ka loodusliku metsa identifitseerimiseks kasutatavate samblaperekonna *Neckera* ja samblikuperekondade *Usnea*, *Bryoria*, *Lobaria* ja (Andersson *et al.* 2003) katsetamiseks ka potentsiaalse indikaatori *Peltigera spp.* esinemist proovialal.

Raietegevuse mõju hindamiseks kasutati kändude loendamist 30 meetri raadiuses prooviala keskpunktist. Eristati uuemaid kände ja vanemaid, mis olid juba pehmed ja samblaga kaetud. Muud kooslust mõjutanud inimtegevused, nt. metsateed, elektriliinid, kuivendus ja naabruses asuv lageraielank (Lisa 2, Leht 1/2) registreeriti välivaatluste käigus prooviala keskpunktist 30 meetri ja 60 meetri raadiusega tsoonides.

2.4. Andmetöötlus

Alade majandusintensiivsuse kohta objektiivse hinnangu saamiseks koostati majandusindeks Jaan Liira ja Kaupo Kohvi koostatud meetodika järgi (Kohv & Liira 2005, Liira *et al.* 2007). Indeksi nimes kajastub "majandamine", kuna see on eeldatavalt kõige olulisem inimõju liik. Esmalt summeeriti prooviala keskpunktist 60 meetri raadiuses toimunud inimõjule viitavad indikaatortunnuste väärtused (väärtused 0 või 1). Majandamis- ja inimõju jäljed 30 meetri raadiuses prooviala keskpunktist kaaluti topeltväärtusega, st korrutati indikaatortunnuse väärtus 2-ga, kuna eeldati, et prooviala keskpunkti vahetus läheduses toimunud tegevuste mõju peaks olema metsa ruumilisele struktuurile ja koosseisule tugevam. Eeldatavalt kõige olulisemate majandustegevuste rõhutamiseks kaaluti vastavate indikaatortunnuste väärtus üles. Lisakaalu saanud tunnused on "Kraav/Kuivendus", "Metsatee", "Kattega tee", "Lageraie/noorendik" (naabruses) ning "Uued kännud" (Tabel 1). Majandusindeksi skaala algab 0-st metsa kohta, kus puuduvad inimõju jäljed ja lõpeb 50-ga, kuhu on koondunud raied, teed, kraavid, lähedane inimasustus ja teised inimõju jäljed.

Tabel 1. Majandusindeksi arvutamisel kasutatud tunnuste omistatud kaalud, vt seletused tekstis.

Tunnus	Kaal r=30m	Kaal r=30...60m
Aed	2	1
Kivikuhi	2	1
Olmepraht	2	1
Lageraie/noorendik	2+1=3	1+1=2
Jalgrada	2	1
Metsatee	2+1=3	1+1=2
Kattega tee	2+1=3	1+1=2
Elektriliinid	2+1	1+1=2
Pinnase kahjustus	2	1
Kraav/kuivendus	2+1=3	1+1=2
Vaigutus/pügamine	2	1
Puuriidad	2	1
Niitmine	2	1
Uued kännud	2; 3 - kui üle 10; 4 - kui üle 30 kännu	
Vanad kännud	1; 2 - kui üle 10 kännu	
Muu inimõju	2	1

Indikaatorliikide analüüsil ja ordinatsiooniskeemide interpreteerimisel kasutasime ka indeksi väärtuste kolme klassi jaotamist piirväärtustega “kuni 3” ja “kuni 8”. Esimese (1.) majandusintensiivsuse klassi (edaspidi majandusklassi) ehk looduslähedaste metsade puhul oli lubatud kuni ühe üleskaalutud tugevama või maksimaalselt kolme nõrgema indikaatortunnuse esinemine proovialal (Tabel 1). Teises (2.) majandusklassis ehk keskmise majanduskoormusega proovialadel oli lubatud kuni kahe üleskaalutud indikaatortunnuse esinemine (majandusindeksi väärtus 4 - 8) ja kolmanda (3.) majandusklassi ehk tugeva majanduskoormusega proovialade indeksi väärtus oli üle 8. Üldised ja üldistatud lineaarsed mudelid metsa struktuuritunnuste ja taimkatte mitmekesisuse sõltuvusest inimõju intensiivsusest ja keskkonnatingimustest koostasid programmpaketiga STATISTICA 7.1 (StatSoft, Inc. 2005). Vaatlesin järgnevate faktorite mõju: kasvukohatüüp, majandusintensiivsuse indeks (majandusindeks), vanus, geograafilised koordinaadid. Põõsarinde puhul lisasin mudelisse liituvuse, puude liigirikkuse ja rinnaspindala ja rohurinde mudelisse rinnapindala asemel peapuuliigi. Taoline analüüs võimaldab eristada erinevate faktorite mõju ja välistada kollineaarsete faktorite mõju hindamist.

Pidevad sõltuvad tunnused on üldistes lineaarsetes mudelites logaritmitud või funktsiooni *arcsin* abil teisendatud (Lisa 4), argumenttunnus “vanus” on samuti logaritmitud.

Üldistatud lineaarset mudelit kasutasime ka statistiliselt testitud looduslikkuse indikaatoritunnuste grupi valimiseks. Selleks jaotasime puistud majandusindeksi järgi majandatud ja majandamata metsadeks, lävendväärtusega 3,5. Kasutasime mõlemasuunalist sammvalikut, võttes arvesse eelnevalt GLM ja GLIM analüüsides majandamise intensiivsusest sõltuvust näidanud tunnuseid.

Peakomponentanalüüsi meetodil (PCA – *Principal Component Analysis*) ordineerisin proovialad metsa struktuuriparameetrite järgi, uurimaks puu- ja põõsarinde struktuurimustrit ja seda kujundavaid faktoreid. Analüüsis kasutati puistu ruumilist struktuuri iseloomustavaid rinate ja diameetrilise jaotuse tunnuseid, eri tüüpi surnud puude hulka ning eriliste puude olemasolu, puuvõrade liituvust ja puuliikide rinnaspindalaid, rohurinde parameetreid ja lisaks viie potentsiaalselt looduslikele metsadele iseloomulike krüptogaamiliigi esinemist.

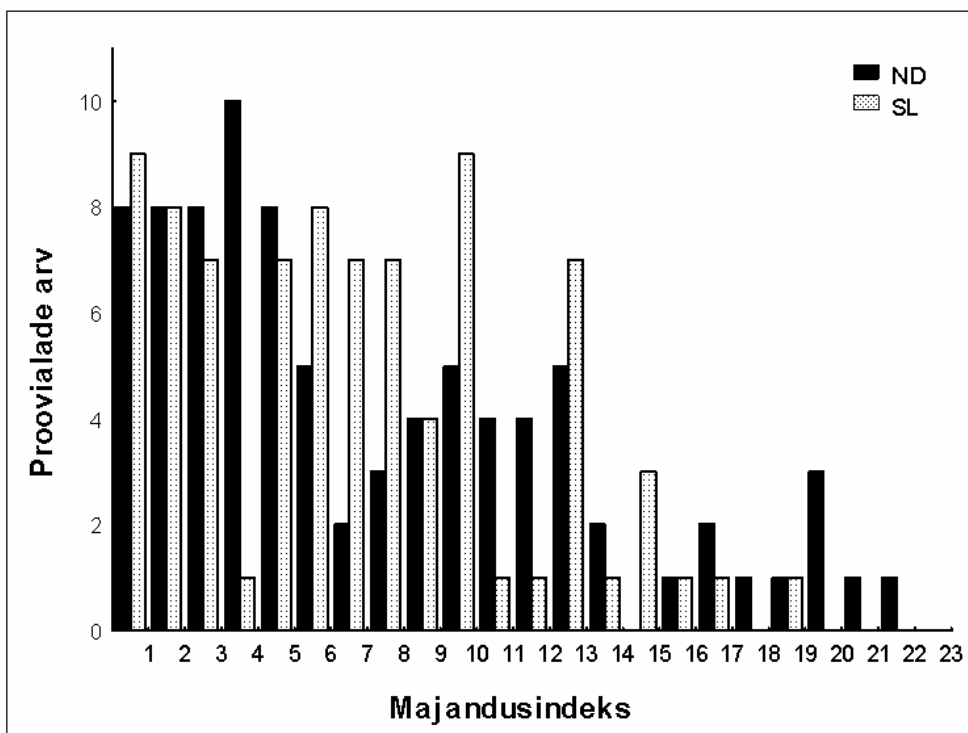
Rohurinde prooviruutude koosseisu ordinatsiooniks kasutasin trendivaba korrespondentsanalüüsi (DCA – *Detrended Correspondence Analysis*) meetodit ja indikaatorliikide analüüsiks Dufrêne & Legendre (1997) meetodit. Peakomponentanalüüsi, trendivaba korrespondentsanalüüsi ja indikaatorliikide analüüsi viisin läbi programmipaketti PC-ORD 4.0 (McCune & Mefford 1999) abil. Rohurinde ordinatsioonil ja indikaatorliikide analüüsil arvestasin prooviruutudesse jäänud liike, mille sagedus proovialade lõikes oli vastavalt vähemalt 5% ja 10%.

Taimeliikide kultuurisuhte leidsin Kukk (1999) järgi. Eraldi analüüsisin graminoidide katvuse osakaalu rohttaimede summaarsest katvusest erinevalt majandatud metsades. Graminoidideks on antud uurimuses loetud kõrreliste (*Poaceae*), loaliste (*Juncaceae*) ja lõikheinaliste (*Cyperaceae*) sugukonda kuuluvaid taimeliike. Rohurinde homogeensust hinnati prooviruutude keskmise liigirikkuse ja summaarse liigirikkuse suhtena iga prooviala kohta ehk suhtelise liigirikkusena (Zobel & Liira 1997). Indeksi väärtus jääb vahemikku 0...1 ja on heterogeensusega, mis väljendub osakoosluste ehk mikrotsönooside vahelduvuses, pöördvõrdeline.

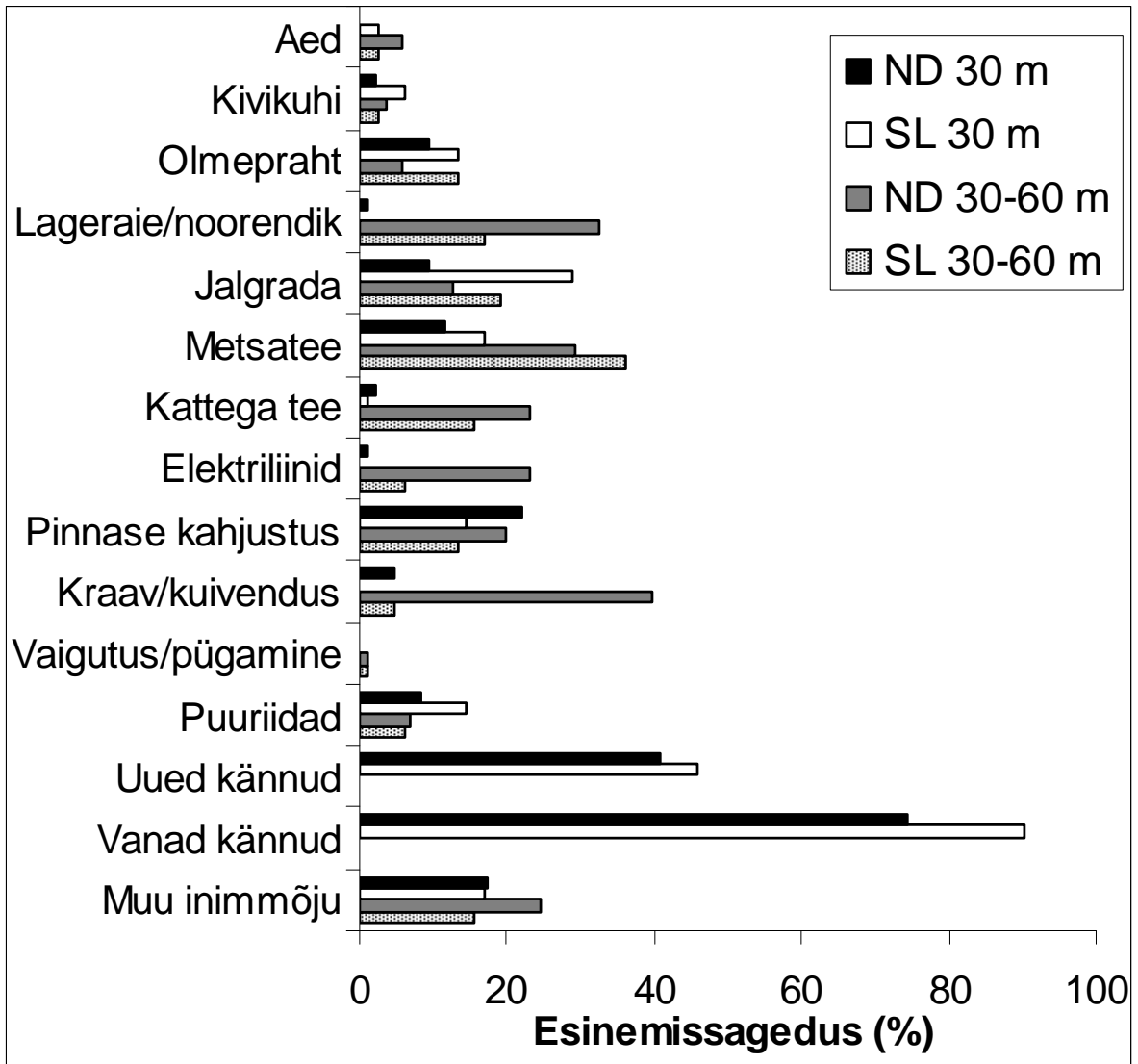
3. Tulemused

3.1. Proovialade majandatus ja vanus

Töös kasutati 86 naadi (ND) ja 83 sinilille (SL) kasvukohatüübi puistu prooviala andmeid. Alade jaoks välitöödel kogutud andmete põhjal arvutatud inimõju iseloomustavad majandusindeksite väärtused langesid vahemikku 0-22, mediaan oli sinilille kasvukohatüübis 7 ja naadi kasvukohatüübis 6 (Joonis 2). Arvutatud majandusindeksi järgi on 48 prooviala vähe majandatud (majandusindeks 0-3), 58 ala keskmise inimõjuga (indeks 4-8) ja 63 tugeva inimõjuga (indeks >8) (Joonis 2, Lisa 1). Kõige sagedasemaks inimõju jälgedeks 30 m raadiuses prooviala keskpunktist olid kändud (Joonis 3). Prooviala keskpunktist 30-60 m raadiuses registreeritud inimõjudest olid naadi kasvukohatüübi metsades sagedasemateks inimhäiringuteks kuivendus, raiete tulemusel tekkinud lagedad alad ja metsateed, samas kui sinilille kasvukohatüübis olid enim levinud erinevat liiki teed.

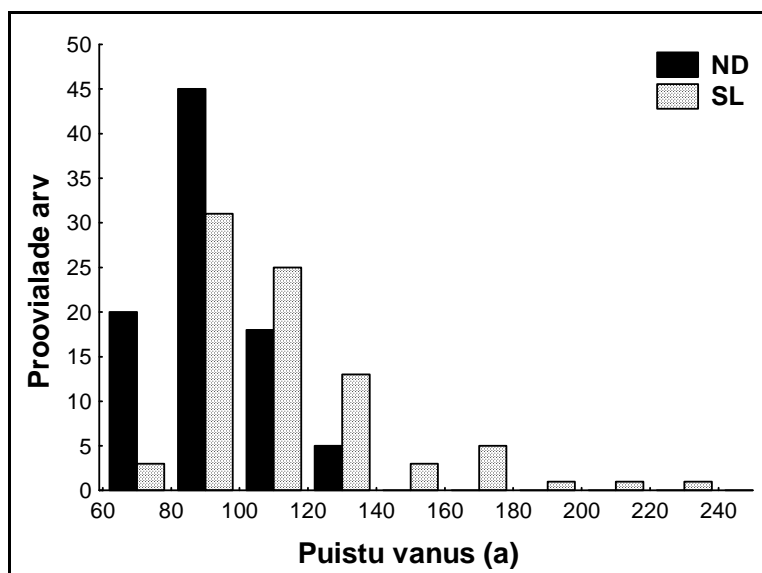


Joonis 2. Uuritud puistute majandusindeksite jaotus kasvukohatüüpide kaupa.

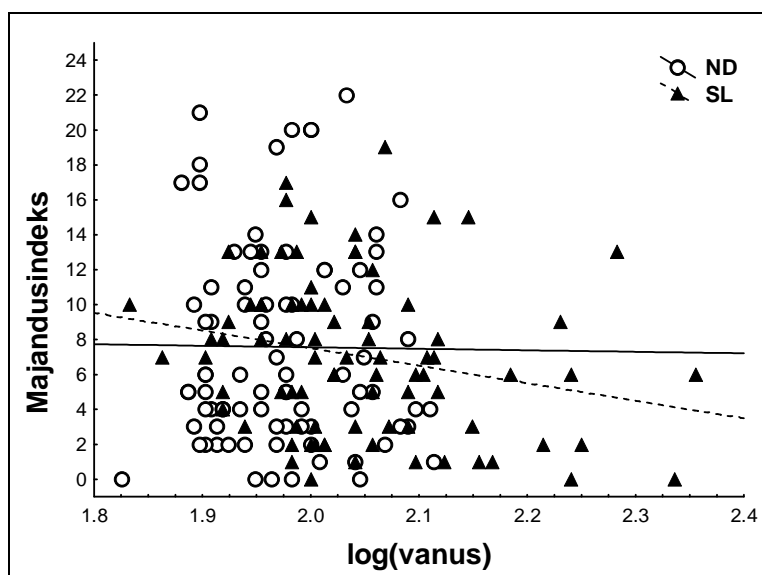


Joonis 3. Erinevate inimõju jälgede esinemine 30 meetri raadiuses ja 30-60 meetri kaugusel prooviaala keskpunktist. Käändude olemasolu registreeriti ainult 30 meetri raadiuses.

Üle150-aastaseid puistuid oli võimalik leida ainult sinilille kasvukohatüübist, kõige vanemad neist oli Pärnu maakonnas asuvad tammikud (Lisa 1). Uurimisalade metsade vanuse mediaan oli 98 aastat (naadi kasvukohatüübis 83 ja sinilille kasvukohatüübis 105 aastat) (Joonis 4). Metsa majandusindeks oli statistiliselt oluliselt seotud vanusega sinilille kasvukohatüübis (Pearson $r = -0.2269$; $P=0.039$) (Joonis 5), kuid mitte naadi kasvukohatüübis.



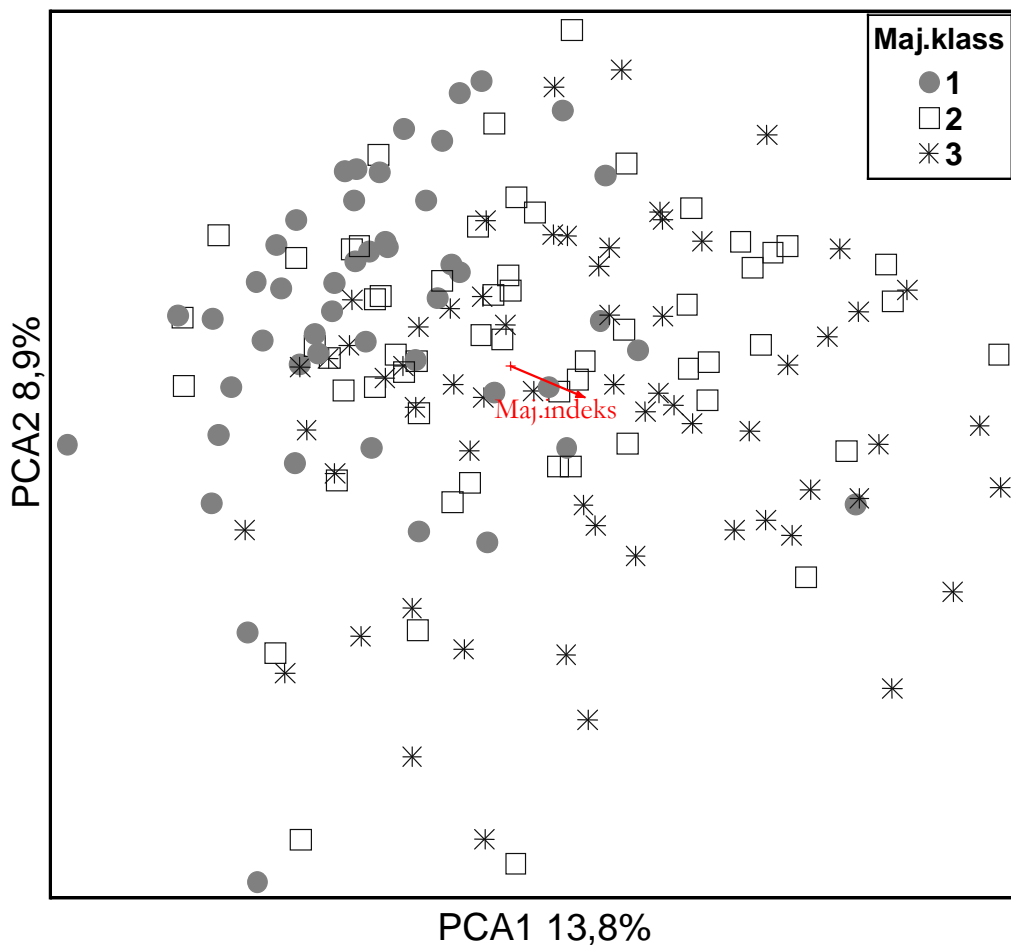
Joonis 4. Uuritud puistute vanused kasvukohatüüpide kaupa



Joonis 5. Vanuse ja majanduskoormuse seos naadi (ND) ja sinilille (SL) kasvukohatüübi uurimisaladel. Korrelatsioon sinilille kasvukohatüübis on $r=-0,23$; $P=0,039$. Seose ilmetamiseks on lisatud lineaarse regressiooni sirged.

3.2. Ordinatsioon analüüsitud tunnuste järgi

Uurimaks metsade puu- ja põõsarinde struktuuri muutumist majandusintensiivsuse gradiendil, ja tunnuste omavahelisi seoseid, ordineeriti alad välitöödel mõõdetud 58 tunnuse (Lisa 4) järgi peakomponentanalüüsi (PCA) meetodil. Peakomponentanalüüsi esimene telg kirjeldas 13,8%, teine 8,9% ja kolmas telg 7,4 % tunnusmaatriksi sisesest varieeruvusest (Joonis 6).



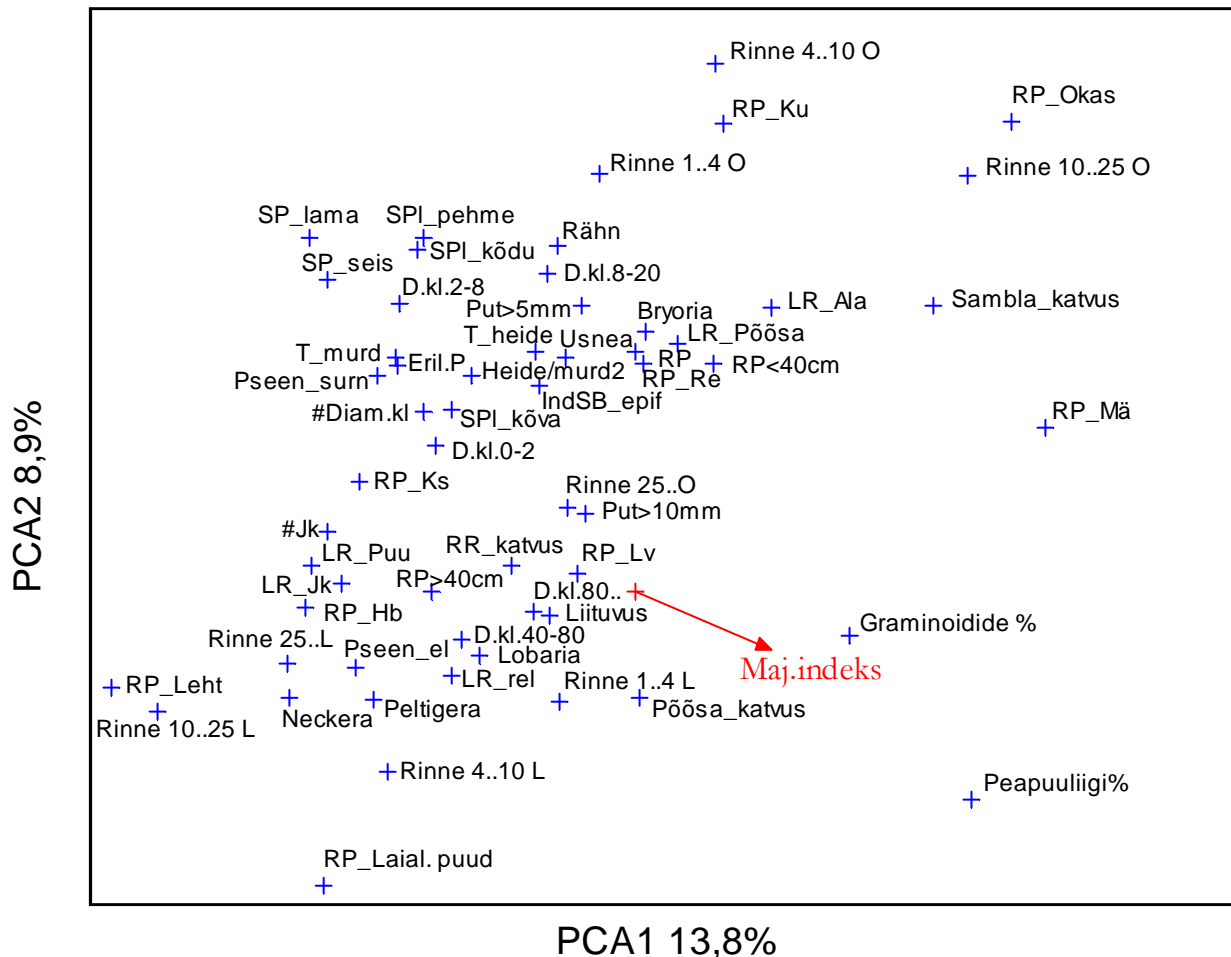
Joonis 6. Analüüsitud puu-, põõsa- ja rohurinde tunnuste (Lisa 4) järgi ordineeritud proovialad. Telgedega on kõige olulisemalt korreleeritud majandusindeks ($R^2=0,17$). Majandusklassid: 1 - vähemajandatud, 2 - keskmise majanduskoormusega, 3 - intensiivselt majandatud mets (kriteeriumid ptk-s 2.4.).

Keskkonda ja puistu struktuuri mõjutavatest faktoritest olid esimese teljega kõige tugevamalt korreleeritud majandusindeks (Spearmani $r=0,46$; $P<0,001$), esimese rinde kõrgus ($r= -0,38$; $P<0,001$), idapikkus ($r= -0,25$; $P<0,001$) ja huumushorisoni tüsedus ($r=-0,18$; $P=0,017$). Teise teljega korreleerus argumenttunnustest statistiliselt oluliselt majandusindeks ($r=-0,26$; $P<0,001$). Kolmanda teljega oli kõige tugevamalt seotud puistu vanus ($r=-0,53$; $P<0,001$). Kuna majandusintensiivsus oli esimese ja teise teljega tugevasti korreleeritud, siis paikneb majandusintensiivsuse muutuse vektor suunaga diagonaalselt alumisse paremasse diagrammi nurka. Seega on looduslähedaste metsade proovialad ordinatsiooniskeemil ülemises vasakus nurgas (Joonis 6).

Peakomponentanalüüsi skeemil, kus on esitatud analüüsis kasutatud tunnuste paiknemine ordinatsiooniruumis (Joonis 7), asuvad alumises paremas osas majandamise intensiivsusega sarnaselt muutuvad tunnused. Intensiivselt majandatud metsadele on skeemi järgi iseloomulik ühe puuliigi suurem domineerimine, samas kui vähemajandatud metsadele

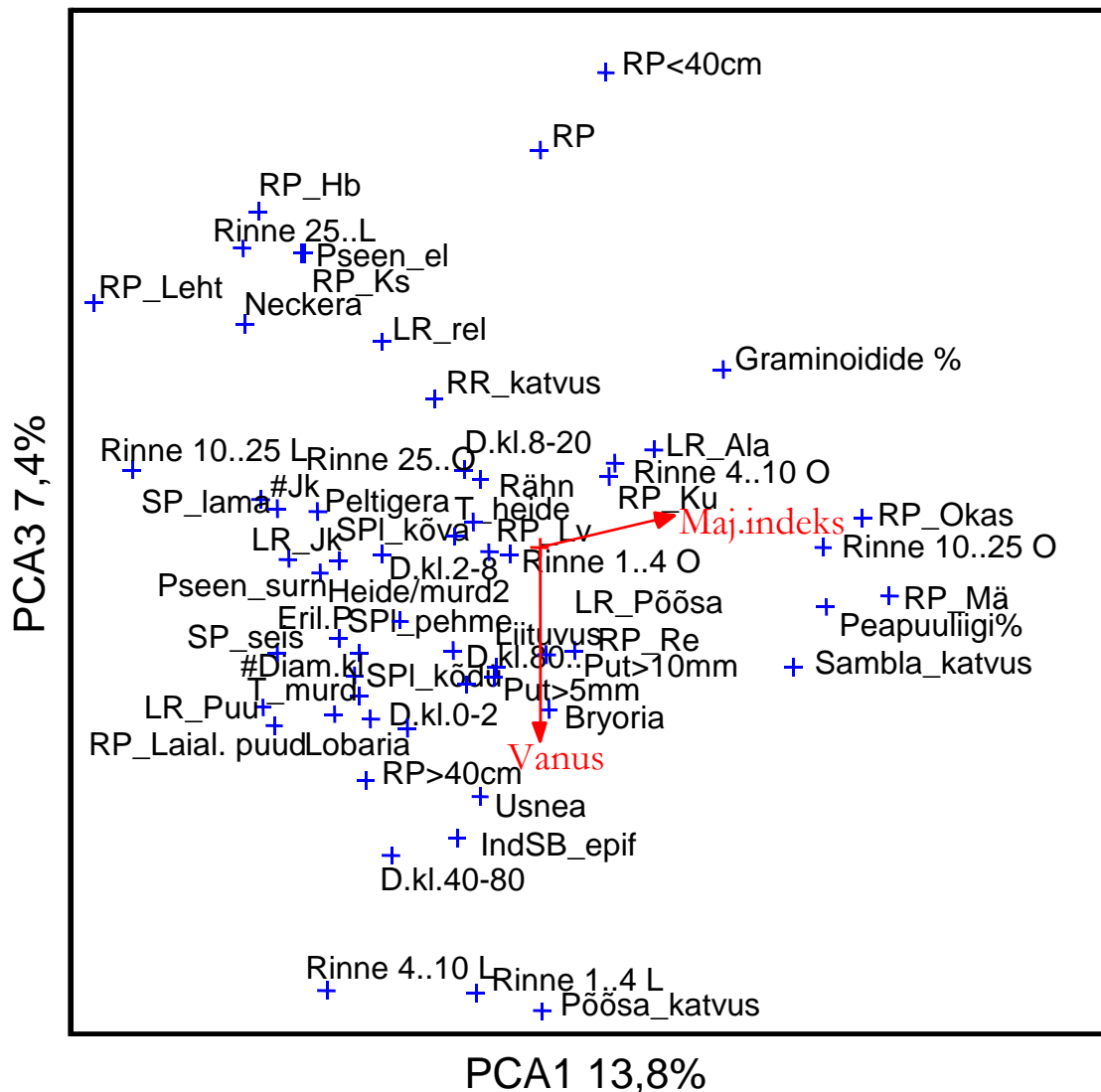
on iseloomulik erinevas lagunemisastmes surnud puidu, väiksemate diameetriklasside ning rähni tegevusjälgede, tuulehäiringute, putukaaukude ja puiduseente esinemine.

Majandus-intensiivsuse vektoriga perpendikulaarselt paiknevad ruumis vektorid, mis kirjeldavad lehtpuude osakaalu muutumist rinnete liituvuses ning haava ja laialeheliste puude rinnaspindala suurenemist skeemi alumise vasaku osa suunas, samas kui okaspuude osakaal ning sambla katvus suurenevad ülespoole parema nurga suunas



Joonis 7. Analüüsitud puu-, põõsa- ja rohurinde struktuuritunnuste paiknemine PCA ordinaatsiooniskeemil. Lühendite tähendust vt Lisa 4. Telgedega on kõige olulisemalt korreleeritud majandusindeks ($R^2=0,17$).

Kuna struktuuritunnuste ordinaatsiooniskeemi kolmas telg on oluliselt seotud vanusega, siis eristuvad 1. ja 3. telje skeemilt (Joonis 8) tunnused, mis on seotud puistu vanusega. Vanemates metsades on suurem lehtpuude katvus alumistes rinnetes, suuremate diameetriklasside ja indikaatorepifüütide esinemine, samas kui alla 40 cm rinnasdiameetiga puude rinnaspindala ja summaarne puude rinnaspindala on suuremad nooremates metsades.



Joonis 8. Analüüsitud puu-, põõsa- ja rohurinde struktuuritunnuste paiknemine PCA ordinaatsiooniskeemi 1. ja 3. telje suhtes. Lühendite tähendust vt Lisa 4. Telgedega on kõige olulisemalt korreleeritud majandusindeks ($R^2=0,16$) ja puistu vanus ($R^2=0,22$).

3.3. Puu- ja põõsarinde koosseis ja struktuur

Kasvukohatüübiti oli puuliigilises koosseisus märgatavaid erinevusi. Naadi kasvukohatüübis oli 86-st uuritud puistust kase enamusega 30, kuuse enamusega 23 ja haava enamusega 21; männi, pärna ja saare enamusega puistuid oli kõiki kolm, tamme enamusega kaks ja jalaka enamusega üks. Sinilille kasvukohatüübis olid 83 proovialast männi enamusega 34, kuuse enamusega 33, kase enamusega 8, tammikuid oli viis, lehise puistuid kaks ja haava enamusega üks puistu.

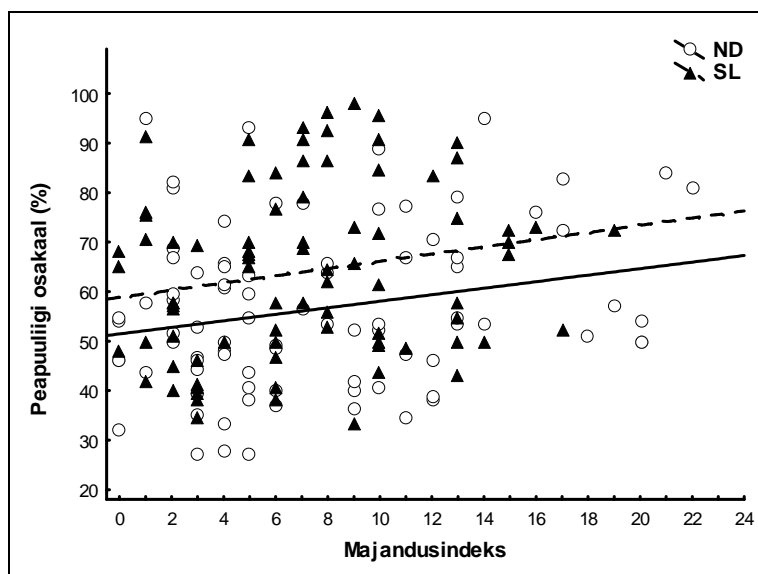
Üldise lineaarse mudeli järgi oli puude liigirikkus suurem naadi kasvukohatüübis (Tabel 2). Sinilille kasvukohatüübis omakorda, nagu ka intensiivsemalt majandatud puistutes,

oli peapuuliigi domineerimine suurem (Tabel 2, Joonis 9).

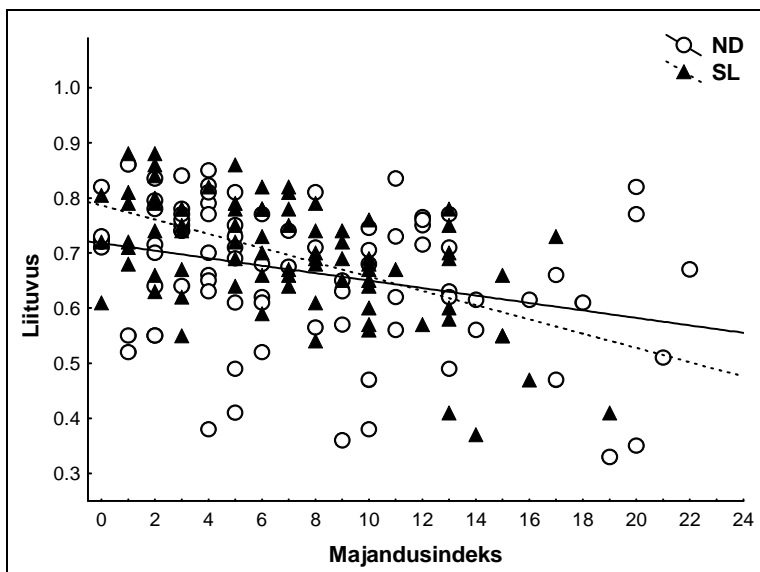
Puistu rinnaspindala ja selle komponent „alla 40 cm puude rinnaspindala” olid oluliselt seotud vanusega ja põhjalaiusega: nooremates ja lõunapool asuvates metsades oli puude rinnaspindala suurem, kuid vanades metsades oli rohkem üle 40 cm rinnasdiameetriga puid (Tabel 2) ja vähem alla 40 cm jämedusi puid. Alla 40 cm rinnasdiameetriga puid oli rohkem lõuna suunas, üle 40 cm läbimõõduga ida suunas. Majandusintensiivsuse kasvuga vähenes oluliselt puurinde liituvus (Tabel 2, Joonis 10) ja diameetriklasside arv (Tabel 5, Joonis 11). Üle 80 cm diameetriga puid leidis metsades harva: 10% sinilille kasvukohatüübi ja 13% naadi kasvukohatüübi prooviaaladest.

Tabel 2. Üldised lineaarsed mudelid puurinde struktuuritunnuste sõltuvusest argumenttunnustest. Esitatud on statistiliselt oluliste ($p < 0,05$) argumenttunnuste tõusud (β -väärtused), parameetrite olulisustõenäosus on tähistatud: * $P < 0,05$; ** $P < 0,01$; *** $P < 0,001$. ühendite selgitus: LR – liigirikkus, RP – rinnaspindala, d- puu diameeter.

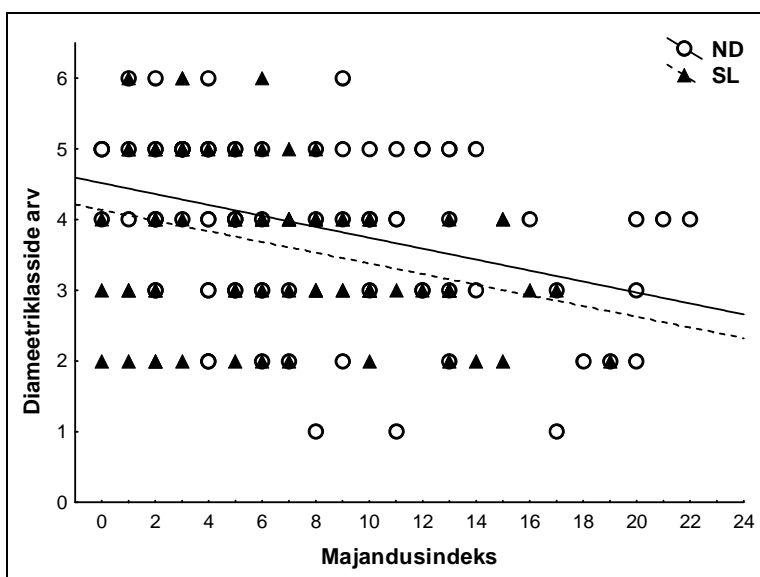
	Puude LR	RP	Peapuu-liigi%	RP (d<40cm)	RP (d>40cm)	Liituvus
Korrigeeritud R²	0,039 *	0,075 **	0,071 **	0,120 ***	0,108 ***	0,158 ***
Majandusindeks			0,194 *			-0,391 ***
Vanus		-0,191 *		-0,336 ***	0,293 ***	
Idapikkus					0,184 *	
Põhjalaius		-0,225 **		-0,159 *		
Kasvukohatüüp	0,223 **		-0,217 **			
Keskmine ND kkt-s	4,99	26,90	56	21,17	5,73	0,67
Keskmine SL kkt-s	4,47	25,30	64	19,64	5,66	0,70



Joonis 9. Peapuuliigi osakaalu sõltuvus majandamise intensiivsusest naadi (ND) ja sinilille (SL) kasvukohatüübis.



Joonis 10. Liituvuse sõltuvus majandamise intensiivsusest naadi (ND) ja sinilille (SL) kasvukohatüübis.



Joonis 11. Diameetriklasside arvu sõltuvus majandamise intensiivsusest.

Vaadeldud liituvustest kõrgusvahemike kaupa sõltusid üldise lineaarse mudeli järgi majandamise intensiivsusest statistiliselt oluliselt negatiivselt kõrgusvahemike “1-4m”, “4-10m” liituvused ja “10-25m” lehtpuude liituvus (Tabel 3, 4). Kõige alumises kõrgusvahemikus oli sinilille kasvukohatüübis suurem liituvus. Puurindes on eristatav okaspuude suurem osakaal sinilille kasvukohatüübis, rohkeim lehtpuid vanemates pusitutes. Ida poole väheneb alumise kõrgusvahemiku okaspuude katvus, kuid suureneb puurinde kõrgus. Põhja suunas väheneb üle 25 meetri kõrguste okaspuude hulk.

Tabel 3. Faktorite mõju kõrgusvahemike “1 – 4 m” ja “4-10m” liituvusele üldise lineaarse mudeli järgi. Eraldi on vaadeldud leht- ja okaspuude osakaalu liituvuses. Lühendite tähistus: O- okaspuu, L- lehtpuu. Esitatud on statistiliselt oluliste ($p < 0,05$) argumenttunnuste tõusud (β -väärtused), parameetrite olulisustõenäosus on tähistatud: * $P < 0,05$; ** $P < 0,01$; *** $P < 0,001$.

	Liituvus kõrgusvahemikus			
	"1-4m" O	"1-4m" L	"4-10m" O	"4-10m" L
Korrigeeritud R²	0,095	0,133	0,11	0,114
Majandusindeks	-0,234 **	-0,172 *		-0,218 **
Vanus		0,158 *	-0,251 **	0,268 ***
Idapikkus	-0,163 *			
Põhjalaius				
Kasvukohatüüp	-0,19 *	-0,239 **	-0,341 ***	
Keskmine ND kkt-s	6,67	23,55	15,56	16,20
Keskmine SL kkt-s	11,38	39,29	22,14	22,52

Tabel 4. Faktorite mõju kõrgusvahemike “10-25m” ja “>25 m” liituvusele üldise lineaarse mudeli järgi. Eraldi on vaadeldud lehtpuude ja okaspuude osakaalu liituvuses. Lühendite tähistus: O- okaspuu, L- lehtpuu. Esitatud on statistiliselt oluliste ($p < 0,05$) argumenttunnuste tõusud (β -väärtused), parameetrite olulisustõenäosus on tähistatud: * $P < 0,05$; ** $P < 0,01$; *** $P < 0,001$.

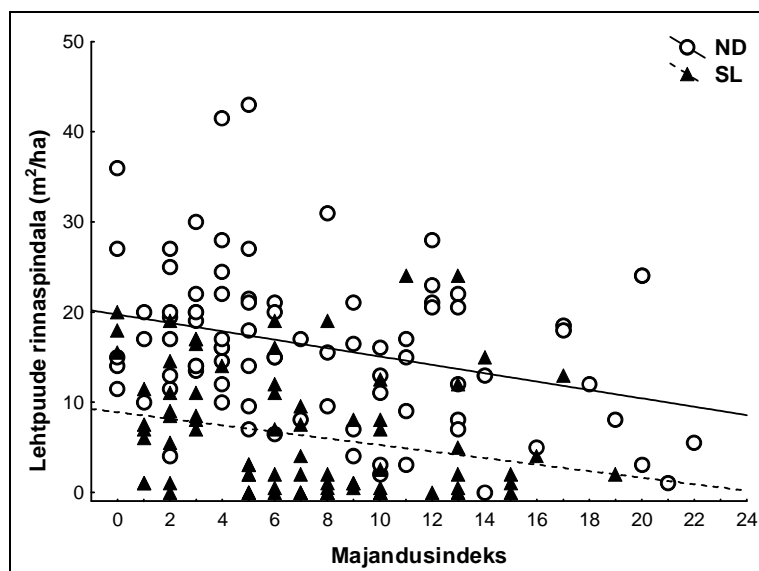
	Liituvus kõrgusvahemikus			
	"10-25m" O	"10-25m" L	">25m" O	„> 25m” L
Korrigeeritud R²	0,128	0,256	0,169	0,513
Majandusindeks		-0,206 **		
Vanus	-0,237 **		0,195 *	
Idapikkus			0,19 **	
Põhjalaius			-0,232 **	
Kasvukohatüüp	-0,403 ***	0,501 ***	0,285 ***	0,706 ***
Keskmine ND kkt-s	20,38	34,38	6,37	21,15
Keskmine SL kkt-s	33,57	16,93	2,78	0,84

Okaspuude rinnaspindala ja nende osakaal summaarses rinnaspindalas oli väiksem naadi kasvukohatüübis ja vanades metsades (Tabel 5). Lehtpuude ning ka eraldi laialehiste puude rinnaspindala oli arvatult vastupidise käitumisega – need olid suuremad naadi kasvukohatüübis, vähemajandatud metsades ja vanades metsades (Joonis 12). Nagu üldinegi rinnaspindalagi oli lehtpuude rinnaspindala negatiivselt seotud põhjalaiusega. Laialehiste puudega proovialade osakaal oli vähemajandatud proovialadel 55%, keskmise intensiivsusega majandatud aladel 47% ja intensiivsemalt majandatud aladel 35%.

Tabel 5. Üldised lineaarsed mudelid puurinde tunnuste sõltuvusest argumenttunnustest.

Esitatud on statistiliselt oluliste ($p < 0,05$) argumenttunnuste tõusud (β -väärtused), parameetrite olulisustõenäosus on tähistatud: * $P < 0,05$; ** $P < 0,01$; *** $P < 0,001$.

	Diameetri- klasside arv ¹	Okaspuude RP	Okaspuude RP%	Lehtpuude RP	Laialehiste puude RP
Korrigeeritud R²	0,097	0,220 ***	0,359 ***	0,396 ***	0,162 ***
Majandusindeks	-0,316 ***		0,163 **	-0,227 ***	-0,158 *
Vanus		-0,287 ***	-0,259 ***	0,191 **	0,387 ***
Idapikkus					
Põhjalaius				-0,127 *	
Kasvukohatüüp	0,097 ***	-0,547 ***	-0,632 ***	0,594 ***	0,342 ***
Keskmine ND kkt-s	3,93	10,71	39,61	16,19	3,91
Keskmine SL kkt-s	3,60	18,99	73,89	6,31	1,75



Joonis 12. Lehtpuude rinnaspindala sõltuvus majandamise intensiivsusest.

Erilisi puid leiti 76 % aladest. 129-l alal 169-st vaadeldi erilisi puid ka tüübi kaupa. Enamlevinud olid kahjustatud puud (66% aladest) ja kahvelpuud (41% aladest), vähem oli paindes (17% aladest), õõnsustega (14% aladest), avatud maastiku (7%) ning kangus kasvuga puud (2%). Erilisi puid oli vähem intensiivsemalt majandatud metsades, samuti laiuskraadi järgi põhjapool asuvates metsades (Tabel 6).

¹ Selgitus ptk.-s 2.3 "Prooviala kirjeldamine"

Tabel 6. Üldistatud lineaarne mudel eriliste puude olemasolu sõltuvusest argumenttunnustest. Esitatud on statistiliselt oluliste ($p < 0,05$) parameetrite tõusud, olulisustõenäosus on tähistatud: * $P < 0,05$; ** $P < 0,01$; *** $P < 0,001$.

	Eriliste puude esinemine
Mudeli P	0,0207
Vabaliige	62,166 *
Majandusindeks	-0,088 *
Vanus	
Idapikkus	
Põhjalaius	-1,088 *
Kasvukohatüüp	
Sagedus ND kkt-s(%)	76,7
Sagedus SL kkt-s(%)	73,5

Looduslikest häiringutest koostati mudel tuuleheite ja -murru esinemise kohta 30 meetrise raadiusega proovialal (Tabel 7). Intensiivsem majandamine viib mudeli järgi tuulemurru vähenemiseni. Nii tuulemurru kui ka heite esinemissagedus kasvas ida suunas. Eraldi mudel koostati ka sageda tuulehäiringu (vähemalt kaks tuuleheite või –murru juhtu). Heidet ja murdu koos analüüsidest olid trendid samad, mis tuulemurdu eraldi vaadeldes.

Tabel 7. Üldistatud lineaarne mudel tuulehäiringu esinemise sõltuvusest argumenttunnustest. Esitatud on statistiliselt oluliste ($p < 0,05$) parameetrite tõusud, olulisustõenäosus on tähistatud: * $P < 0,05$; ** $P < 0,01$; *** $P < 0,001$.

	Tuuleheide	Tuulemurd	Heide/murd (sage)
Mudeli P	0,2029	0,0001	0,0006
Vabaliige	-23,855	0,836	-13,634
Majandusindeks		-0,136 ***	-0,097 **
Vanus			
Idapikkus	0,266 *	0,332 *	0,471 ***
Põhjalaius			
Kasvukohatüüp			
Sagedus ND kkt-s(%)	72,1	68,6	46,5
Sagedus SL kkt-s(%)	72,3	78,3	44,6

Põõsaliike leiti proovialadelt 23, vähemalt pooltel aladel kasvasid naadi kasvukohatüübis pihlakas (*Sorbus aucuparia*, sagedus 92%), sarapuu (*Corylus avellana*, 74%), kuslapuu (*Lonicera xylosteum*, 70%), toomingas (*Padus avium*, 61%) ja vaarikas (*Rubus idaeus*, 52%) ning sinilille kasvukohatüübis sarapuu (91%), pihlakas (90%), kuslapuu (77%) ja mage sõstar (*Ribes alpinum*, 69%).

Ainsa analüüsitud põõsarinde tunnusest sõltus oluliselt majandamise intensiivsusest põõsaste katvus (Tabel 8). Lisaks oli katvus keskmiselt üle kahe korra suurem sinilille kasvukohatüübis võrrelduna naadi kasvukohatüübi puistutega ning negatiivselt seotud puude

rinaspindalaga. Põõsaste liigirikkuse mudel oli statistiliselt mitteoluline ($P=0,07$), mistõttu mudeli ennustusvõime on nõrk. Järelkasvu liigirikkus oli suurem naadi kasvukohatüübis ja mitmekesisema puurinde korral. Kõigi sagedamini moodustasid järelkasvu kuusk (61% aladest), vaher (33%), saar (31%), pihlakas (27%), jalakas (20%), pärn (15%), haab (14%), hall lepp (11%) ja tamm (9%). Järelkasvu liigirikkus kasvas ka lõuna suunas, järelkasvu arvukus oli negatiivselt seotud puurinde liituvusega.

Tabel 8. Üldised lineaarsed mudelid põõsarinde tunnuste sõltuvusest argumenttunnustest. Esitatud on statistiliselt oluliste ($p<0,05$) argumenttunnuste tõusud (β -väärtused), parameetrite olulisustõenäosus on tähistatud: * $P<0,05$; ** $P<0,01$; *** $P<0,001$.

	Põõsaste katvus(%)	Põõsaste liigirikkus	Järelkasvu arvukus	Järelkasvu liigirikkus
Korrigeeritud R^2	0,222 **	0,038	0,284 ***	0,317 ***
Majandusindeks	-0,165 *			
Vanus				
Idapikkus				
Põhjalaius				-0,146 *
Liituvus			-0,231 **	
Rinnaspindala	-0,230 **			
Puude LR		0,159 *	0,318 ***	0,406 ***
Kasvukohatüüp	-0,295 ***	-0,205 *	0,316 ***	0,303 ***
Keskmine ND kkt-s	16,39	5,38	15,38	2,92
Keskmine SL kkt-s	37,86	6,16	5,81	1,70

3.4. Surnud puit

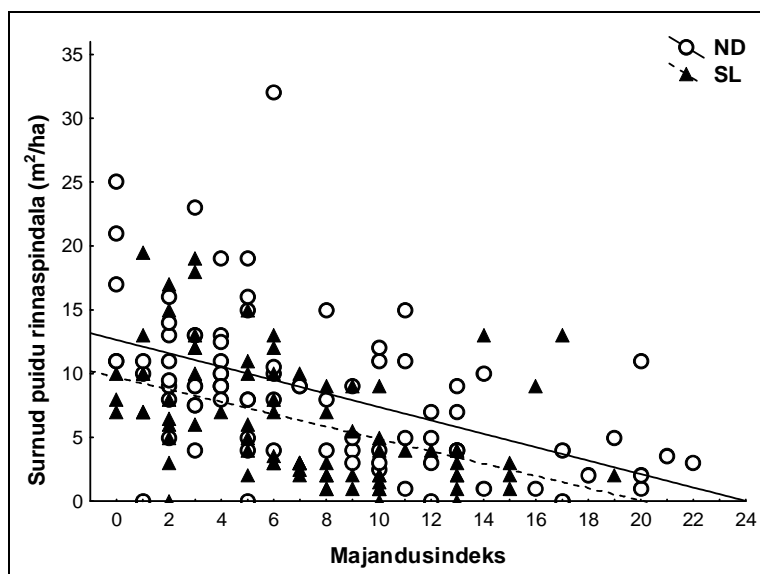
Nii seisva surnud puidu kui lamapuidu hulk oli oluliselt negatiivselt seotud majandamise intensiivsusega (Tabel 9, 10; Joonis 13). Vähemajandatud metsade klassis oli surnud puitu keskmiselt 10,82 (standardviga 0,78), keskmiselt majandatud klassis 8,03 (0,74) ja tugeva majandamiskoormusega klassis 4,48 (0,47) m^2/ha . Surnud puidu kogus suurenes ida suunas (Tabel 9). Vanades puistutes oli vähem lamapuitu, kuid rohkem üle 40 cm läbimõõduga surnud puitu.

Tabel 9. Surnud puude hulga sõltuvus argumenttunnustest. Esitatud on statistiliselt oluliste ($p < 0,05$) argumenttunnuste tõusud (β -väärtused), parameetrite olulisustõenäosus on tähistatud: * $P < 0,05$; ** $P < 0,01$; *** $P < 0,001$.

	Lamapuit (m ² /ha)	Seisev surnud puit (m ² /ha)	d>40 cm surnud puude RP
Korrigeeritud R²	0,263 ***	0,250 ***	0,235 ***
Majandusindeks	-0,424 ***	-0,450 ***	-0,408 ***
Vanus	-0,147 *		0,180 *
Idapikkus	0,204 **	0,168 *	0,170 *
Põhjalaius			
Kasvukohatüüp	0,146 *		0,165 *
Keskmine ND kkt-s	6,69	1,97	3,28
Keskmine SL kkt-s	4,46	1,84	2,89

Tabel 10. Üldistatud lineaarsed mudelid erineva lagunemisastmega lamapuidu olemasolu sõltuvusest argumenttunnustest. Esitatud on statistiliselt oluliste ($p < 0,05$) parameetrite tõusud, olulisustõenäosus on tähistatud: * $P < 0,05$; ** $P < 0,01$; *** $P < 0,001$.

	Kõva lamapuit	Keskmiselt lagunenud lamapuit	Tugevalt lagunenud puit
Mudeli P	0,0854	<0,0001	<0,0001
Vabaliige	53,227	-42,536	24,286
Majandusindeks	-0,104 *	-0,225 ***	-0,219 ***
Vanus			
Idapikkus			0,419 **
Põhjalaius			
Kasvukohatüüp			
Sagedus ND kkt-s(%)	91,9	83,7	73,3
Sagedus SL kkt-s(%)	84,3	83,1	73,5

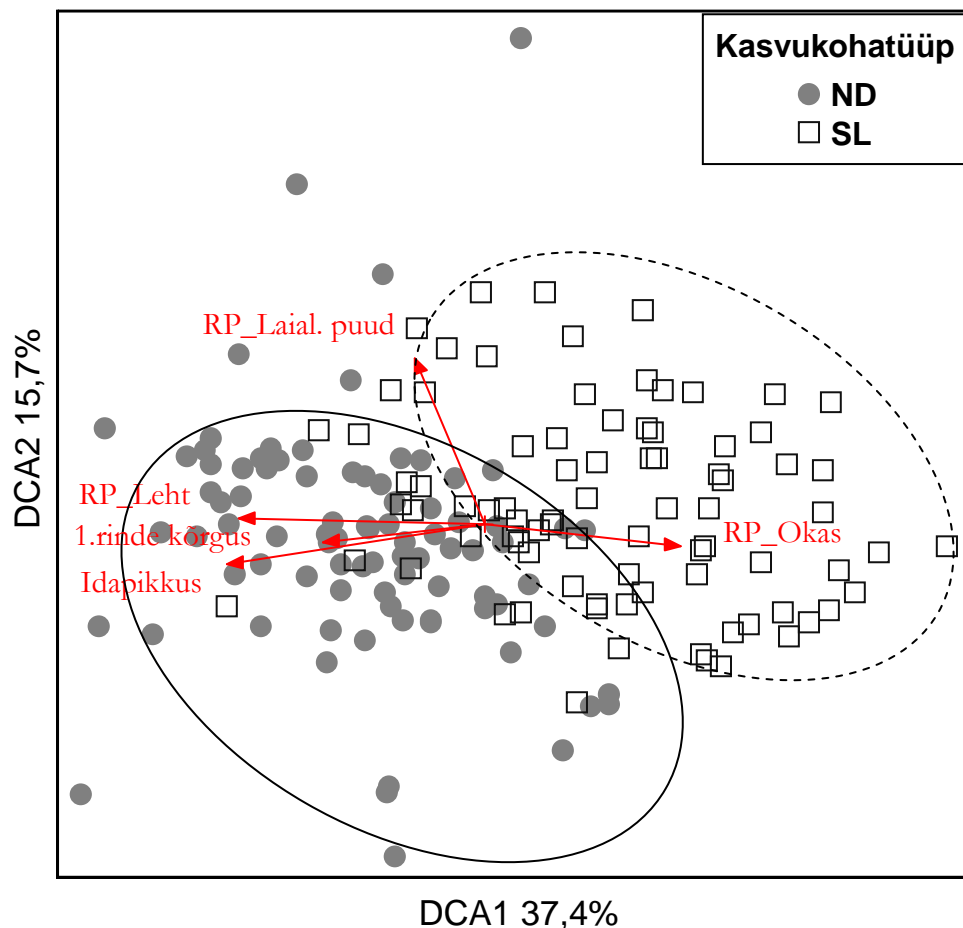


Joonis 13. Surnud puidu koguse sõltuvus majandamise intensiivsusest.

3.5. Rohurinne

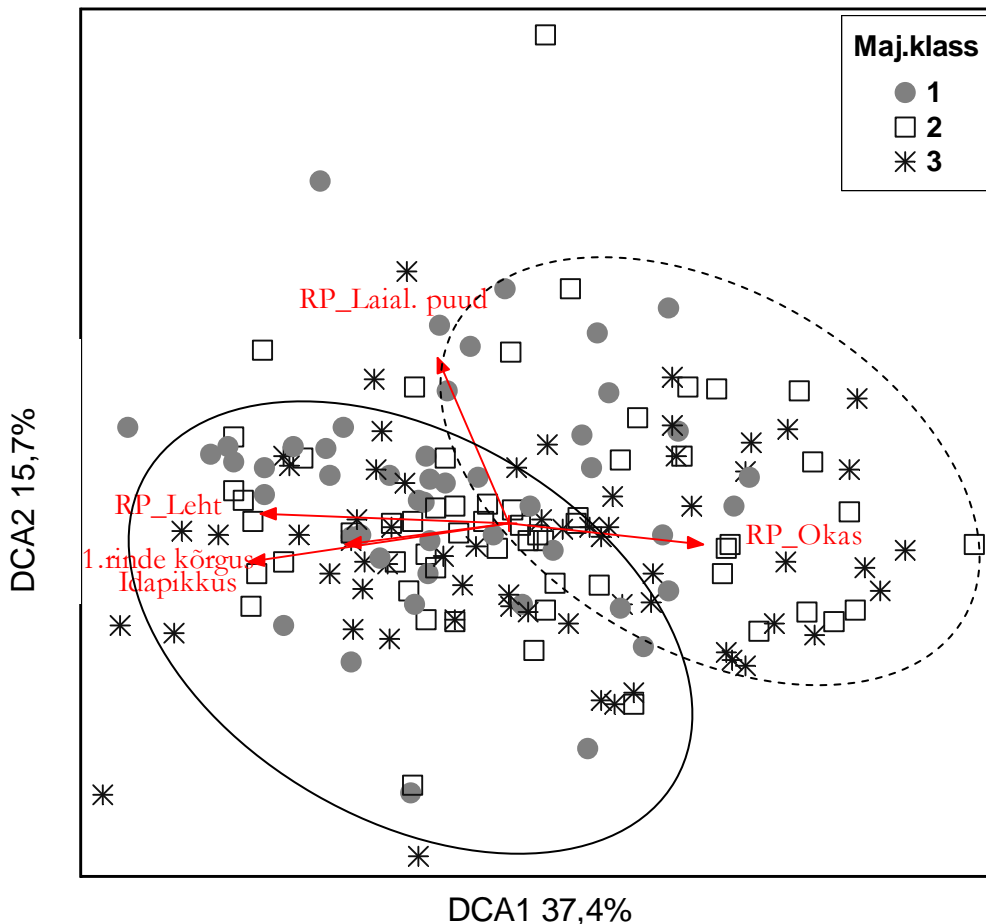
3.5.1. Ordinatsioon

Alustaimestiku prooviruutude koosseisulist mustrit peegeldava trendivaba korrespondentsanalüüsi (DCA) ordinatsiooni esimene telg kirjeldas 37,4%, teine telg 15,7% ja kolmas telg 8,0% üldisest varieeruvusest (Joonis 14). Kasvukohatüübid eristuvad piki esimest telge selgesti, kuid veelgi paremini kahe telje ühispildis. Esimese teljega korreleerub metsa struktuursetest ja biogeograafilistest tunnustest (asukohakoordinaadid) kõige tugevamini ($P < 0,001$) lehtpuude rinnaspindala (Spearmani $r = -0,599$), idapikkus ($r = -0,541$), okaspuude rinnaspindala ($r = 0,506$), 1. rinde kõrgus ($r = -0,470$) ja graminoidide osakaal rohurinde katvuses ($r = 0,451$). Teise teljega korreleerub kõige tugevamini laialehiste puude rinnaspindala ($r = 0,51$; $P < 0,001$) ja põõsarinde katvus ($r = 0,46$; $P < 0,001$).



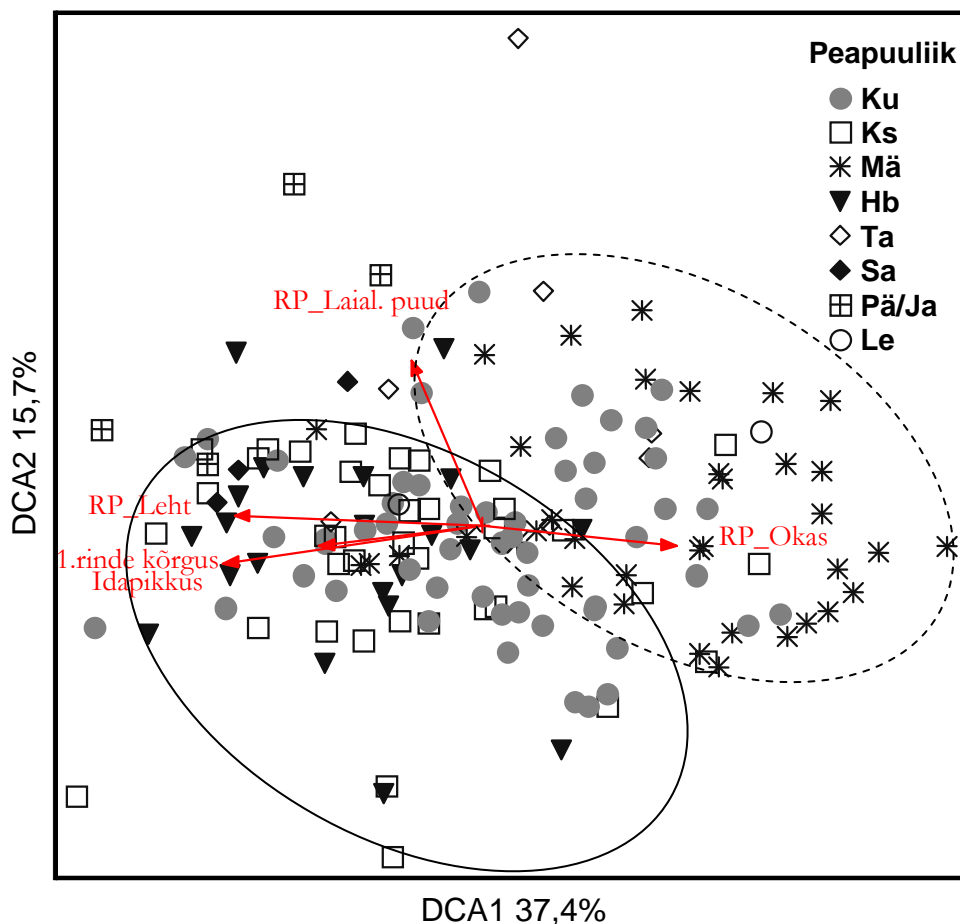
Joonis 14. Proovialade alustaimestiku koosseisu ordinatsioon (DCA). Kasvukohatüübid on eri sümbolitega tähistatud ja ilmestamiseks piiritletud ligikaudsete ellipsitega. Joonisel on metsa struktuursete ja biogeograafiliste tunnuste, mille determinatsioonikordaja (R^2) on vähemalt 0,2. Lühendid: RP_Okas ja RP_Leht – vastavalt okas- ja lehtpuude rinnaspindala.

Majandamise intensiivsuse korrelatsioon telgedega on eelpoolmainitud faktoritest nõrgem. 1. teljega on Spearman'i korrelatsioonikordaja 0,153 (P=0,048), 2. teljega -0,237 (p=0,002) ja 3. teljega 0,178 (p=0,020). Vähemajandatud metsad eristuvad sinilille kasvukohatüübi sees, omades ordinatsiooniskeemil väiksemaid 1. ja suuremaid 2. telje väärtusi (Joonis 15).



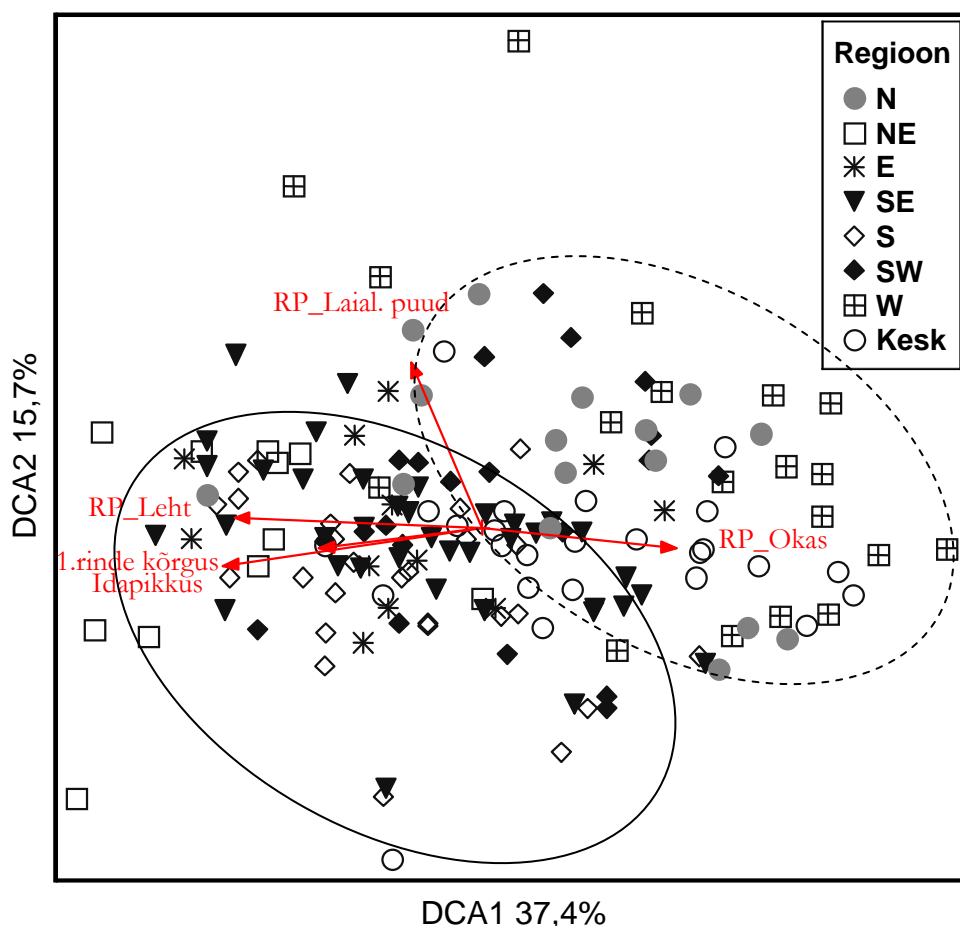
Joonis 15. Erineva intensiivsusega majandatud proovialade alustaimestiku koosseisu ordinatsioon (DCA). Majandusintensiivsuse klassid on eri sümbolitega tähistatud, kasvukohatüübid on ilmestamiseks piiritletud ligikaudsete ellipsitega (vt Joonis 14). Joonisel on metsa struktuursed ja biogeograafilised tunnused, mille determinatsioonikordaja (R^2) telgedega on vähemalt 0,2. Majandusklassid: 1 - vähemajandatud, 2 - keskmise majanduskoormusega, 3 - intensiivselt majandatud mets (kriteeriumid ptk-s 2.4.). Lühendid: RP_Okas ja RP_Leht – vastavalt okas- ja lehtpuude rinnaspindala.

Peapuuliigi osas on eristuvad männikud ja kuusikud sinilille kasvukohatüübis, eriti võrreldes Lääne-Eesti (Läänemaa, Saaremaa) männikuid ja Kagu-Eesti puistuid (Joonis 16, 17). Rapla maakonna ja Pandivere kõrgustiku (Lääne-Virumaa) sinilille kasvukohatüübi metsad jäävad koosseisuliselt nende vahepeale (Joonis 17). Kasvukohatüüpe koos vaadates eristus piki 2. telje Hanikatsi laiul asunud tamme ja pärna enamusega puistu, millele koosseisuliselt lähimad on Abruka laialehised metsad (Lisa 1).



Joonis 16. Proovialade alustaimestiku koosseisu ordinatsioon (DCA). Eri peapuuliigiga puistud on erinevalt tähistatud, kasvukohatüübid on ilmestamiseks piiritletud ligikaudsete ellipsitega (vt Joonis 14). Joonisel on metsa struktuursed ja biogeograafilised tunnused, mille determinatsioonikordaja (R^2) on vähemalt 0,2. Lühendid: Ku - kuusk, Ks - kask, Mä - mänd, Hb - haab, Ta - tamm, Sa - saar, Pä/Ja - pärn/jalakas, Le - lehis; RP_Okas ja RP_Leht – vastavalt okas- ja lehtpuude rinnaspindala.

Vaadeldes ordinatsiooniskeemi, kus on toodud ordinatsiooniskeemi aluseks olnud taimeliigid, (Joonis 18) nähtub, et 1. telje paremasse otsa on üldiselt paigutunud valgus- ja kuivalembesed taimed nagu *Deschampsia flexuosa*, *Filipendula vulgaris*, *Galium boreale* ja *G. album*. Telje teises otsas on aga niiskes ja (leht)puude varjus kasvavad taimed *Chrysosplenium alternifolium*, *Impatiens noli-tangrere*, *Stellaria nemorosa*. Skeemi 2. telje suuremaid väärtused omavad taimed (nt. *Poa nemoralis*, *Ribes alpinum* ja laialehised puuliigid) on mullaviljakuse suhtes nõudlikud, samas kui skeemi allosas paiknevad liigid (nt. *Calamagrostis canescens*, *Carex elongata*, *Tussilago farfara*) kasvavad ka toitainetevaesemas, happelisemas kasvukohas.



Joonis 17. Proovialade alustaimestiku koosseisu ordinatsioon (DCA). Eri regioonide puistud on erinevalt tähistatud, kasvukohatüübid on ilmestamiseks piiritletud ligikaudsete ellipsitega (vt Joonis 14). Regioonid on jaotatud maakondade järgi arvestades, nende asendit: N – Harjumaa ja Lääne-Virumaa, NE - Ida-Virumaa, E - Jõgeva- ja Tartumaa, SE- Põlva- ja Võrumaa, S- Valga- ja Viljandimaa, SW – Pärnumaa, E-Läänemaa, Kesk – Rapla- ja Järvamaa. Joonisel on metsa struktuursed ja biogeograafilised tunnused, mille determinatsioonikordaja (R^2) on vähemalt 0,2.

3.5.2. Rohurinde katvus, liigirikkus ja graminoidide osakaal

Kõikidel (kokku 169) proovialadel kokku kirjeldati rohurindes 300 soontaimeliiki, prooviruutudesse jäid 281 liigi taimed (Lisa 3). Naadi kasvukohatüübis olid kõige sagedasemad liigid jänesekapsas (*Oxalis acetosella*, 96% aladest), soo-koeratubakas (*Crepis paludosa*, 86%), naat (*Aegopodium podagraria*, 85%), lillakas (*Rubus saxatilis*, 84%) ja võsaülane (83%) ja sinilille kasvukohatüübis metsmaasikas (*Fragaria vesca*, 96%), lillakas (*Rubus saxatilis*, 92%), karvane piiphein (*Luzula pilosa*, 88%), sinilill (*Hepatica nobilis*, 87%), jänesekapsas (*Oxalis acetosella*, 84%) ja võsaülane (*Anemone nemorosa*, 81%) (Lisa 3).

(Tabel 12), seega positiivne korrelatsioon ($r=0,25$; $P=0,001$) majandusintensiivsuse ja prooviala liigirikkuse (Joonis 19b) vahel tulenes peamiselt suuremast liituvusest majandatud metsades (Tabel 2). Prooviala ($r=30m$) ja prooviruudu liigirikkus oli suurem ka männipuistutes võrreldes teiste peapuuliikide puistutega (Joonis 20a). Prooviala liigirikkust mõjutas positiivselt ka puurinde liigirikkus, ehk siis puurinde heterogeensus. Fisheri LSD mitmese võrdluse testi järgi oli rohurinde katvus suurem pärna/jalaka, kase, kuuse ja haava enamusega puistutes; sambla katvus oli suurem kuuse ja männi domineerimisega puistutes ja väiksem kase ja haava enamusega metsas. Põhja suunas suurenes rohurinde ja sambla katvus, lääne poole prooviruudu ja prooviala liigirikkused ja graminoidide osakaal.

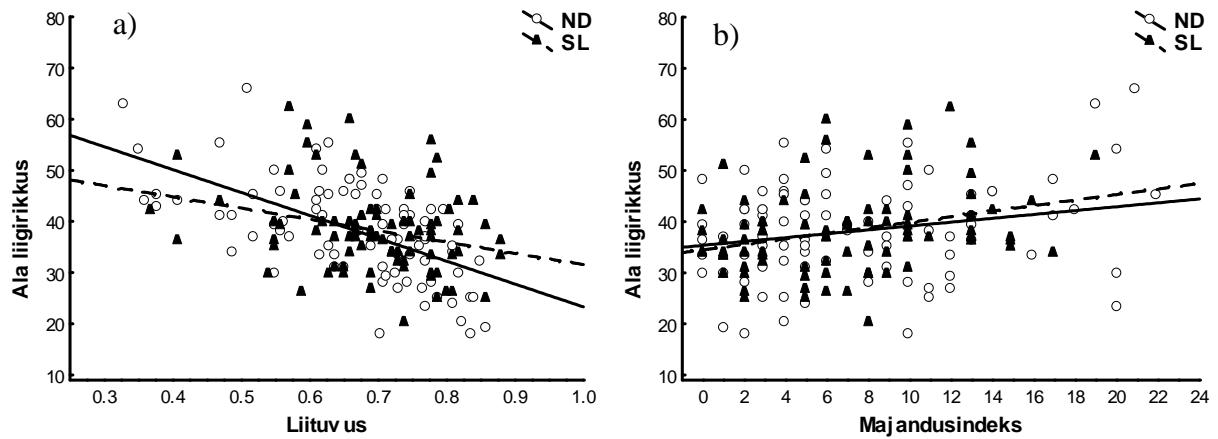
Tabel 11. Rohu- ja samblarinde katvuse ja graminoidide osakaalu mudelid. Esitatud on statistiliselt oluliste ($p<0,05$) argumenttunnuste tõusud (β -väärtused), parameetrite olulisustõenäosus on tähistatud: * $P<0,05$; ** $P<0,01$; *** $P<0,001$.

	Rohurinde katvus(%)	Sambla katvus(%)	Graminoidide %
Korrigeeritud R²	0,303 ***	0,453 ***	0,246 ***
Majandusindeks	-0,187 *		
Vanus			
Idapikkus			-0,276 ***
Põhjalaius	0,320 ***	0,134 *	
Liituvus	-0,317 ***	-0,242 ***	-0,440 ***
Puude LR			-0,171 *
Peapuuliik	*	***	
Kasvukohatüüp	0,231 *		
Keskmine ND kkt-s	50,95	24,48	11,97
Keskmine SL kkt-s	41,59	45,69	11,24

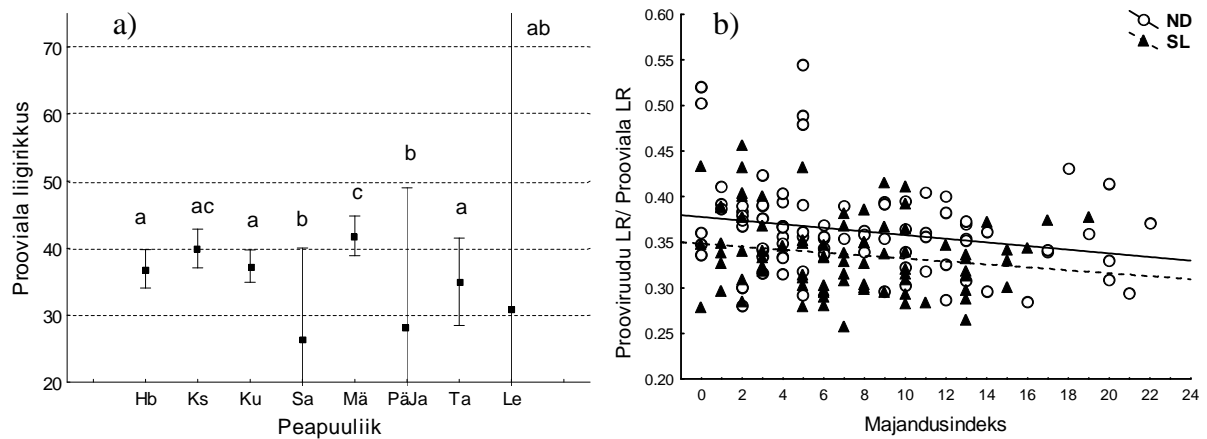
Tabel 12. Prooviruudu (2x2m) ja prooviala ($r=30m$) ning suhtelise rohurinde liigirikkuse mudelid. Esitatud on statistiliselt oluliste ($p<0,05$) argumenttunnuste tõusud (β -väärtused), parameetrite olulisustõenäosus on tähistatud: * $P<0,05$; ** $P<0,01$; *** $P<0,001$.

	Prooviala liigirikkus	Prooviruudu liigirikkus	Suhteline liigirikkus²
Korrigeeritud R²	0,325 ***	0,244 ***	0,121 **
Majandusindeks			-0,195 *
Vanus			
Idapikkus	-0,185 **	-0,205 **	
Põhjalaius			-0,190 *
Liituvus	-0,418 ***	-0,419 ***	
Puude LR	0,137 *		
Peapuuliik	**	*	
Kasvukohatüüp			
Keskmine ND kkt-s	38,23	13,74	36,27
Keskmine SL kkt-s	38,30	12,76	33,70

² Prooviruudu LR/ Prooviala LR, seletus ptk-s 2.4.



Joonis 19. Prooviaala ($r=30m$) liigirikkuse sõltuvus (a) liituvusest ja (b) majandamise intensiivsusest.



Joonis 20. Prooviaala liigirikkus peapuuliigi kaupa (a) ning prooviruudu ($2 \times 2m$) ning (b) prooviaala ($r=30m$) liigirikkuse suhe majandusintensiivsuse gradiendil (b). Mudelipõhine peapuuliigi mõju (a) olulisustõenäosus on 0,009. Tähed märgivad homogeensusgruppe mitmese võrdluse testi alusel, ruut tähistab keskmist, vurrud 95% usaldusintervalli. Lühendite tähistust on toodud joonisel 16.

3.5.3. Indikaatorliikide analüüs

Indikaatorliike analüüsiti nii kummaski kasvukohatüübis eraldi kui ka kogu andmestiku baasil. Ülevaade leitud indikaatorliikidest on toodud tabelites 13 ja 14 ja joonisel 18.

Indikaatorliikide analüüs hõlmas liike, mis leidsid vähemalt 10% aladest: naadi kasvukohatüübis oli selliseid liike 80, sinilille kasvukohatüübis 98 ning ühises analüüsis 94 liiki. Analüüsi tulemusena leiti 31 statistiliselt olulist ($P < 0,05$) indikaatorliiki (Tabel 13), millest 11 olid iseloomulikud vähemajandatud looduslähedastele metsadele, kolm keskmise majandusintensiivsusega metsadele ja 17 tugeva majanduskoormusega metsadele. Rohkem eristus liike sinilille kasvukohatüübis võrreldes naadi kasvukohatüübiga. Ordinatsiooniskeemil omavad loodusliku metsa indikaatorliigid väiksemaid esimese telje väärtusi kui intensiivselt

majandatud metsa indikaatorid. Arvestades lehtpuude negatiivset korrelatsiooni ordinatsiooniskeemi esimese teljega, on loodusliku metsa indikaatorliigid rohkem levinud suurema lehtpuude osakaaluga metsades, rohkem inimõjutatud metsa liigid aga okaspuu domineerimisega metsades. Samuti korreleerub laialehiste puude osakaalu vektor tugevasti loodusliku metsa indikaatoritega. Kultuurisuhte järgi olid vähemajandatud metsade indikaatorliigid enamasti hemeradiafoorid või hemerofoobid ja intensiivselt majandatud metsade indikaatorid apofüüdid (Tabel 14).

Tabel 13. Indikaatorliikide analüüsi tulemusena selgunud erineva intensiivsusega majandatud sinilille ja naadi kasvukohatüübi metsade indikaatorliigid. Indikaatorväärtuse järel sulgudes on esinemissagedus antud majandusklassis. Majandusklassid: 1 - vähemajandatud, 2 - keskmise majanduskoormusega, 3 - intensiivselt majandatud mets (kriteeriumid ptk-s 2.4). Statistiliselt oluline indikaatorväärtuste varieeruvus majandusklasside vahel on testitud Monte Carlo randomisatsioonitestiga. Rasvases kirjas on indikaatorväärtus majandusklassis, kus liik esineb kõige rohkem. P - olulisustõenäosusi on tähistatud: * P<0,05; ** P<0,01; *** P<0,001. Lühendid: ND-naadi kasvukohatüüp, SL - sinilille kasvukohatüüp, SL&ND - sinilille ja naadi kasvukohatüüp koos.

a) Loodusliku metsa indikaatorid												
	SL&ND				ND				SL			
Majandusklass	1	2	3	P	1	2	3	P	1	2	3	P
<i>Lathyrus vernus</i>	33 (71)	14(48)	12(48)	**					38 (71)	7(33)	11(41)	**
<i>Galeobdolon luteum</i>	31 (69)	14(48)	13(51)	**					32 (58)	10(33)	4(24)	**
<i>Stellaria holostea</i>	24 (50)	9(29)	7(30)	*					29 (42)	3(17)	2(14)	**
<i>Viola mirabilis</i>	32 (73)	19(66)	15(56)	*					44 (83)	16(63)	10(45)	**
<i>Asarum europaeum</i>	18 (33)	6(22)	4(19)	*					25 (33)	1(10)	1(10)	**
<i>Ulmus glabra</i>	14 (25)	1(7)	4(14)	*	27 (46)	2(14)	5(21)	*				
<i>Gymnocarpium dryopteris</i>	26 (56)	10(45)	12(40)	*								
<i>Actaea spicata</i>	23 (50)	10(33)	8(30)	*								
<i>Pulmonaria officinalis</i>	19 (38)	6(21)	4(22)	*								
<i>Populus tremula</i>									20 (29)	2(13)	1(7)	*
<i>Geranium sylvaticum</i>									31 (67)	18(53)	7(34)	*
b) Keskmise intensiivsusega majandatud metsa indikaatorid												
	SL&ND				ND				SL			
Majandusklass	1	2	3	P	1	2	3	P	1	2	3	P
<i>Brachypodium pinnatum</i>	2(10)	14 (22)	2(11)	*								
<i>Rubus saxatilis</i>					20(79)	43 (96)	22(74)	**				
<i>Carex vaginata</i>					3(13)	24 (43)	5(26)	*				
c) Intensiivselt majandatud metsa indikaatorid												
	SL&ND				ND				SL			
Majandusklass	1	2	3	P	1	2	3	P	1	2	3	P
<i>Tussilago farfara</i>	0(2)	1(5)	19 (24)	***	0(4)	1(7)	15 (21)	*	0(0)	1(3)	23 (28)	**
<i>Veronica officinalis</i>	1(10)	10(31)	25 (41)	**					2(21)	16(53)	42 (69)	**
<i>Veronica chamaedrys</i>	5(27)	17(50)	27 (56)	*					10(50)	22(70)	42 (86)	**
<i>Galium album</i>	0(4)	2(10)	11 (14)	*					0(8)	3(20)	22 (28)	*
<i>Impatiens parviflora</i>	0(4)	2(7)	13 (19)	*								
<i>Taraxacum officinale</i>	1(6)	2(16)	18 (23)	*								
<i>Rubus idaeus</i>	10(46)	20(59)	29 (67)	*								
<i>Vicia sepium</i>					0(4)	4(14)	22 (32)	*				
<i>Quercus robur</i>					1(8)	3(14)	20 (29)	*				
<i>Trientalis europea</i>									2(13)	4(17)	31 (52)	**
<i>Festuca rubra</i>									0(4)	0(3)	20 (24)	**
<i>Fragaria vesca</i>									23(92)	34(97)	40 (100)	*
<i>Mycelis muralis</i>									21(63)	10(50)	37 (79)	*
<i>Solidago virgaurea</i>									4(21)	16(50)	30 (59)	*
<i>Dactylis glomerata</i>									0(4)	3(13)	19 (28)	*
<i>Stellaria media</i>									1(4)	1(10)	18 (28)	*
<i>Ranunculus acris</i>									1(8)	1(7)	17 (24)	*

Tabel 14. Indikaatoriliikide kultuurisuhe. Kultuurisuhe on määratud Kukk (1999) järgi.

a) Loodusliku metsa indikaatorid	Kultuurisuhe
<i>Lathyrus vernus</i>	Hemerofoob
<i>Galeobdolon luteum</i>	Hemeradiafoor (hemerofoob)
<i>Stellaria holostea</i>	Hemerofoob
<i>Viola mirabilis</i>	Hemeradiafoor (hemerofoob)
<i>Asarum europaeum</i>	Hemerofoob
<i>Ulmus glabra</i>	Hemeradiafoor (hemerofoob)
<i>Pulmonaria officinalis</i>	Hemeradiafoor (hemerofoob)
<i>Actaea spicata</i>	Hemerofoob
<i>Gymnocarpium dryopteris</i>	Hemeradiafoor (hemerofoob)
<i>Populus tremula</i>	Apofüüt
<i>Geranium sylvaticum</i>	Hemeradiafoor (apofüüt)
b) Keskmise intensiivsusega majandatud metsa indikaatorid	
<i>Brachypodium pinnatum</i>	Apofüüt
<i>Rubus saxatilis</i>	Hemeradiafoor (hemerofoob)
<i>Carex vaginata</i>	Hemeradiafoor (hemerofoob)
c) Intensiivselt majandatud metsa indikaatorid	
<i>Tussilago farfara</i>	Apofüüt
<i>Veronica officinalis</i>	Apofüüt
<i>Veronica chamaedrys</i>	Apofüüt
<i>Galium album</i>	Apofüüt
<i>Impatiens parviflora</i>	Antropofüüt
<i>Taraxacum officinale</i>	Apofüüt
<i>Rubus idaeus</i>	Apofüüt
<i>Vicia sepium</i>	Apofüüt
<i>Quercus robur</i>	Hemeradiafoor (hemerofoob)
<i>Trientalis europea</i>	Hemeradiafoor (hemerofoob)
<i>Festuca rubra</i>	Apofüüt
<i>Fragaria vesca</i>	Apofüüt
<i>Mycelis muralis</i>	Hemeradiafoor (hemerofoob)
<i>Dactylis glomerata</i>	Apofüüt
<i>Ranunculus acris</i>	Apofüüt

3.6. Muud looduslikkuse indikaatorid

Lisaks soonataimedele vaadeldi ka eeldatavalt loodusliku metsa eelistavate samblaperekonna *Neckera* ja samblikuperekondade *Usnea*, *Bryoria*, *Lobaria* ja *Peltigera* leidumise sõltuvust majandamise intensiivsusest ja kasvukohatunnustest.

Majandamise intensiivsusest sõltusid negatiivselt *Neckera* ja *Peltigera* (Tabel 15), teiste perekondade puhul võis mõju statistiliselt mitteoluline olla nende väiksema esinemissageduse tõttu. *Neckera* ja *Peltigera* esinesid sagedamini naadi kasvukohatüübis, *Usnea* ja *Bryoria* sinilille kasvukohatüübis, *Usnea* ja *Peltigera* olid sagedasemad ida suunas liikudes, *Bryoria* põhja suunas.

Tabel 15. Üldistatud lineaarne mudel krüptogaamide esinemise sõltuvusest argumenttunnustest. Esitatud on statistiliselt oluliste ($p < 0,05$) parameetrite tõusud, olulisustõenäosus on tähistatud: * $P < 0,05$; ** $P < 0,01$; *** $P < 0,001$.

	<i>Neckera</i> spp.	<i>Usnea</i> spp.	<i>Bryoria</i> spp.	<i>Lobaria</i> spp.	<i>Peltigera</i> spp.
Mudeli P	<0,0001	0,0015	0,0245	0,0263	<0,0001
Vabaliige	-29,311	-71,253 *	-94,887 *	-60,428	-41,744
Majandusindeks	-0,148 **				-0,133 **
Vanus					
Idapikkus		0,525 *			0,369 *
Põhjalaius			1,472 *		
Kasvukohatüüp	1,575 ***	-1,073 **	-0,922 *		0,875 ***
Keskmine ND kkt-s (%)	47,7	4,7	2,3	5,8	36,0
Keskmine SL kkt-s (%)	3,6	20,5	13,3	4,8	9,6

Üldistatud lineaarse mudeli järgi mõjutas intensiivsem metsamajandamine nii putukaaukude, rähni tegevusjälgede kui surnud puidul kasvavate puiduseente (mudel napilt statistiliselt mitteoluline; $P = 0,0555$) olemasolu tõenäosust metsas pärssivalt (Tabel 16). Putukaaukude sagedus vähenes ka ida suunas ning elus puidul oli oluliselt rohkem puiduseeni naadi kasvukohatüübis kui sinilille kasvukohatüübis.

Tabel 16. Üldistatud lineaarne mudel putukate väljumisaukude, rähni ja puiduseente sõltuvusest argumenttunnustest. Esitatud on statistiliselt oluliste ($p < 0,05$) parameetrite tõusud, olulisustõenäosus on tähistatud: * $P < 0,05$; ** $P < 0,01$; *** $P < 0,001$.

	Putukate väljumis- augud (>5mm)	Rähnide tegevusjäljed	Puiduseened elus puidul	Puiduseened surnud puidul
Mudeli P	0,0003	0,0016	<0,0001	0,0555
Vabaliige	1,808	4,111	0,456	-0,384
Majandusindeks	-0,115 ***	-0,149 ***		-0,094 *
Idapikkus	-0,293 *			
Põhjalaius				
Vanus				
Kasvukohatüüp			1,006 ***	
Keskmine ND kkt-s (%)	72,3	74,4	58,1	81,4
Keskmine SL kkt-s (%)	54,7	71,1	14,5	77,1

3.7. Looduslähedaste metsade ennustumudel

Üldistatud lineaarse mudeli abil koostatud mudel tundis õigesti ära 64,6% looduslähedastest metsadest³ ja 88,6% intensiivselt majandatud metsadest. Metsade looduslähedusele viitab ennustumudeli järgi seisva surnud puidu suur hulk, eriliste puude olemasolu, liituvuse suur väärtus, liigi *Veronica officinalis* puudumine, putukaaukude ja indikaatorepifüütide (perekondadest *Neckera*, *Usnea*, *Bryoria*, *Lobaria* ja *Peltigera*) esinemine ning tuulehäiringu jälgede olemasolu (Tabel 17).

Tabel 17. Looduslähedaste metsade ennustumudeli parameetrid (üldistatud lineaarne mudel). Eraldi on toodud iga faktori mõju kõrge looduslikkuse tõenäosusele. Kahe tunnuse puhul on toodud algväärtused, millest alates mõju oli võimalik hinnata.

Indikaatortunnus	Parameeter	P	Ühe tunnuse mõju	Mõju hindamise alustamise väärtus
Vabaliige	-11,19	0,0000		
Seisev surnud puit [m ² /ha]	0,39	0,0040	0,114	0,5
Erilised puud	1,79	0,0135	0,278	
Liituvus(0...1)	8,56	0,0007	0,100	0,35
<i>Veronica officinalis</i>	-2,07	0,0015	0,250	
Putukate augud >5mm	1,68	0,0017	0,249	
Indikaatorepifüüdid	0,98	0,0284	0,259	
Sage tuuleheide, -murd	1,10	0,0142	0,269	

³ Majandamise intensiivsuse klasside jaotamine on kirjeldatud ptk.-s 2.4. "Andmetöötlus"

4. Arutelu

4.1. Proovialade majandatus ja vanus

Kuigi kasvukohatüübid on Eestis levinud ebaühtlaselt, on uuritud metsade valimis esindatud erineva intensiivsusega majandatud sinilille ja naadi kasvukohatüübi metsad üle Eesti. Üldiselt ei leidunud kahe uuritud kasvukohatüübi vahel suuri erinevusi majandatuse intensiivsuses, mõnevõrra oli erinevusi inimõju avaldumise viisides. Naadi kasvukohatüübi metsades ja nende ümbruses on kuivendus sagedam, samas kui mõnevõrra kuivema mullaga sinilille kasvukohatüübi puistutest jääb üldiselt kuivendus kaugemale. Sinilille kasvukohatüübi metsasid mõjutasid rohkem metsateed ja mõningal määral suurem raiete intensiivsus.

Metsade põlisust antud uurimus ei käsitlenud, kuid kuna puistute vanus on harva üle 120 aasta (Adermann 2008), siis vanemaid pikaealiste puuliikide (tamm, saar, jalakas, pärn) isendeid leidub vähe. Mõnevõrra vanemaid puistuid esineb sinilille kasvukohatüübis, kus on säilinud vanu männikuid ja tammikuid. Üle 140-aasta vanused kuusikud on Eestis haruldased (Adermann 2008, Pärt 2008), samas kui kuuse bioloogiline vanus võib harukordadel jõuda 400-500 aastani (Etverk 1974). Metsamajanduslikust seisukohast on tulutoov kasepuistuid raiuda ca 60-70-aastaselt ja kuusepuistud ca 80 – 100 aastaselt või veelgi varem. (Valk 1974, Taimre 1989, Kaimre 2000). Vanemate, metsamajanduslikus mõistes üleseisnud, puistute säilitamine ei ole üldiselt puidu tootmise seisukohast otstarbekas ja need metsad on kasvama jäetud pigem looduskaitse eesmärkidel. Seetõttu on igati ootuspärane ka negatiivne korrelatsioon puistu vanuse ja majandusintensiivsuse vahel sinilille kasvukohatüübis, kus esines rohkem vanemaid metsi.

4.2. Puu- ja põõsarinde koosseis ja struktuur

Metsa struktuuritunnuste ordinatsioon kinnitas, et tunnuste varieeruvuses oli inimõjul suurem osakaal kui geograafilisel asupaigal või vanusel. Ka lineaarsed mudelid kinnitasid majandamise tähtsust metsa struktuuri kujunemises. Teiste argumenttunnuste, vanuse, geograafiliste koordinaatide ja kasvukohatüübi, olulisus mudelites kinnitab, et ka üle 75-aastates puistutes toimub metsa ruumilise struktuuri muutumine ja et ala geograafilist asukohta ja kasvukohatingimusi tuleb taolistes uurimustes arvestada.

Vaadeldud metsa struktuuri kujundavatest looduslikest häiringutest oli levinud tuulehäiring, tule jälgi leidis vaid kahes metsas. Tuulehäiringutest oli majandatud metsas vähem tuulemurdu kui looduslikus metsas. Selle põhjuseks on ilmselt asjaolu, et hooldusraietega eemaldatakse tuulega murtud puud, nagu ka kahjustatud ja jalalseisvad surnud puud. Majandamise mõju tuuleheite esinemissagedusele ei olnud märgatav, järelikult ka majandatud vanemates puistutes on tuuleheide tavaline. Tuulehäiringud on tavalised üle 60-aastased täisliituses kasvanud puistutes, mis harvendusraiel on raiutud liiga hõredaks (Taimre 1989).

Metsade majandamisel oli mõlemas kasvukohatüübis tugev puistu liituvust ja põõsarinde katvust vähendav mõju, mis on loomulik hooldusraiete tulemus (Taimre 1989). Liituvus vähenes majandamise tulemusel eelkõige alumistes rinnetes. Okaspuid ja lehtpuid eraldi analüüsidest ilmnis siiski majandustegevuse oluline lehtpuude osakaalu vähendav mõju ka esimeses rindes (Tabel 4, 5). Okaspuude liituvus vähenes majandamise tulemusel alumistes rinnetes, kuid mitte esimeses rindes, mis viitab rohkem üherindelisele puistule majandatud metsas.

Looduslikes puistutes toimub häilude teke suuremate puude suremise ja mahalangemise tulemusel (Peterken 1996), mistõttu looduslikes metsades peaks olema nii varjulisi kui poolavatud kasvukohti, st. suur liituvuse varieeruvus. Samas tuleb arvestada ka asjaolu, et enamasti uuritud looduslähedasi puistuid ei ole nii vanad, et seal oleks toimunud suurte häilude teke loodusliku suremise tõttu, või on jäänud kunagise majandamise tõttu ühealiseks ja suhteliselt tihedaks (cf. Leibak 1998, Emborg *et al.* 2000, Nilsson *et al.* 2001). Majandusmetsade vertikaalse struktuuri ühtlustumist täheldasid ka Kohv ja Liira (2005) palumetsades, väiksemat liituvust vanemates majandatud loo- ja sinilille kasvukohatüübi metsades Liira jt. (2007).

Metsade struktuurilise mitmekesisuse vähenemine majandamise intensiivistumisel oli selgestieristatav mitmete tunnuste osas. Intensiivsemalt majandatud metsades oli suurem okaspuude osakaal lehtpuudega (ka laialehiste puudega) võrreldes, vähem diameetriklasside, ühe puuliigi suurem domineerimine, vähem surnud ja erilisi puid. Nimetatud tunnused on klassikalised eristamiseks looduslike ja majandatud metsi. Metsamajanduse efekt lehtpuudele on olnud siiski kahepidine: raiejärgselt on Eestis lanke lastud looduslikult uueneda kase või haavaga (Pärt 2008), mis erineb intensiivse metsamajandusega Skandinaavia riikide praktikast (Axelsson & Östlund 2001). Küll aga on Eestiski hooldus- ja valikraietel eelistatud okaspuude kasvamajäämist lehtpuude arvel, mis teoreetiliselt võib viia lehtpuude nappuseni vanades intensiivselt majandatud puistutes.

Sarnane puude liigirikkus (4-5 liiki 30 meetri raadiuses) ja põõsaste liigirikkus (5-6 liiki) erineva majandamise intensiivsuse juures viitab sellele, et paljudes metsades on raiete käigus eri puuliigid puistusse siiski alles jäetud. Puude liigirikkuse positiivne mõju põõsaste liigirikkusele ja rohurinde liigirikkusele võib osaliselt tuleneda sellest, et eri puuliigid koos kasvades loovad alusmetsa ja rohurinde jaoks varieeruvama keskkonna, kus saab koos kasvada rohkem liike (Meier *et al.* 2005). Majandamise praktika, kus liigiline mitmekesisus säilitakse, on oluliselt säästlikum võrreldes intensiivse metsandusega, mille käigus suur hulk segametsi Euroopas on asendunud monokultuuridega (Bengtsson *et al.* 2000). Ühevanuselisi puhtpuistuid on siiski ka Eestis, statistilise metsainventuuri järgi ca 17% (Adermann 2008). Metsakasvatustlikust aspektist lähtudes on segapuistutel võrreldes puhtpuistutega eeliseid. Nimelt on leitud, et segapuistud on üldiselt vastupidavamad tuule-, lume-, jää-, põua- putuka- ja seenkahjustustele (Taimre 1989, Spiecker 2003). Üheks põhjuseks, miks uuritud kasvukohatüüpides ei täheldatud majandamise intensiivsuse olulist negatiivset mõju puude liigirikkusele, võib olla ka asjaolu, et viljakas ja parasniiske muld uuritud metsatüüpides sobib paljudele puuliikidele ja puude liigirikkuse taastumine võib toimuda raiejärgselt võrdlemisi kiiresti.

Jämedate elus puude ohtrust määras peamiselt puistu vanus, samas kui suuremate surnud puude koguse määramises on majandamise intensiivsusel kandev roll. Vaadeldes Roberge jt. (2008) ja Linder ja Östlundi (1998) poolt leitud üle 40 cm diameetriga puude hulka Rootsisis, Leedus ja Poolas, on Eesti vanemate metsade suurte puude hulk (5-6 m²/ha) võrdlemisi märkimisväärne. Metsamaastiku tasandil on viljakamates metsatüüpides jämedate puude hulk seotud vanade metsade hulgaga, mistõttu eelpoolnimetatud kogust ei saa üldistada kogu metsamaastikule. Kohv ja Liira (2005) leidsid ainult majandamata vanadest palumetsadest sarnase hulga üle 40 cm jämedaid puid. Seevastu üle 80 cm diameetriga puude leidumine vaid kümnendikul proovialadest näitab, et metsade järjepidevus ei ulatu paljudel juhtudel kaugemale metsade esimese rinde vanusest. Skandinaavias on välja toodud, et sageli tehakse lageraided enne, kui puud saavutavad diameetri üle 40 cm (Linder & Östlund 1998).

Puistu vanuse mõju oli oluline suuremõõtmelise elus ja surnud puidu koguse määramisel, muudele tunnustel oli mõju väiksem või kaudsem. Vanuse suurenedes vähenev puistu rinnaspindala (Tabel 2) on seletatav tiheda puurinde hõrenemise ja rindelise mitmekesisustumise protsessiga. Vanuse positiivne mõju lehtpuude rinnaspindalale (Tabel 5) ei ole lineaarne ja võib tuleneda vanemate laialehiste metsade proovialadest. Kuigi laialehised puistud on Eestis vähelevinud (Adermann 2008), on neid proportsionaalselt rohkem vanimate metsadega proovialadel. Seetõttu ei saa väita, et puistu edasisel vananemisel toimuks

lehtpuude osakaalu suurenemine, kuna viljakal mullal on vanade laialehiste puistute olemasolu ja okaspuupuistute vähesus enamasti seotud pikaajalise inimõjuga. Kuigi vanemates boreaalsetes metsades domineerivad okaspuud, on seal häilude tõttu ka pioneerlehtpuud esindatud (Kuuluvainen 1994, Kuuluvainen *et al.* 1998, Siitonen *et al.* 2000). Vanades hemiboreaalsetes metsades võivad ka laialehised puuliigid puistus domineerida (Kasesalu 2001).

4.3. Surnud puit ja sellega seotud tunnused

Lagunev puit on metsades oluline bioloogilise mitmekesisuse säilitaja, pakkudes elupaiku erinevatele organismirühmadele (Berg *et al.* 1994, Similä *et al.* 2003, Sippola *et al.* 2004). Surnud puidu hulk sõltub mitmetest asjaoludest, eelkõige produktiivsusest, puidu kõdunemise kiirusest, puuliigilisest koosseisust ja metsa ajaloolisest kasutusest (Fridman & Walheim 2000, Köster *et al.* 2005). Nagu ka antud töös, on mitmetes uurimustes (Fridman & Walheim 2000, Siitonen *et al.* 2000, Kohv & Liira 2005) näidatud, et raiete tulemusel väheneb oluliselt surnud puidu kogus metsades. Antud tulemuste järgi mõjutab surnud puidu kogust olulisima kooslusevälise faktorina majandusintensiivsus.

Võrreldavatest uuringutest oli uuritud metsades keskmiselt mõnevõrra rohkem surnud puitu kui palumetsades (Kohv 2003, Kohv & Liira 2005) ja mitu korda rohkem kui loometsades (Liira *et al.* 2007). Looduslikes metsades leitud surnud puidu kogus (üle veerandi kogu puidu kogusest) näitab säilinud looduslike puistute looduslähedast seisundit, sarnast surnud puidu osakaalu on põlismetsadest leidnud ka teised uurimused (Linder *et al.* 1997, Siitonen *et al.* 2000, Bobiec 2002). Analüüside järgi on üle 75-aastastes metsades puistu vanusel surnud puidu üldise koguse määramisel väiksem mõju ning vanuse suurenedes toimub suuremõõtmelise surnud puidu lisandumine ja väiksemõõtmelise vähenemine, sarnaselt elus puude diameetrilise jaotuse muutumisega. Antud tulemus on kooskõlas Kösteri jt. (2005) leitud vanuse ja surnud puidu koguse vahelise seosega. Mõningane nihe tulemustes võib tekkida rinnaspindala kasutamises surnud puidu koguse hindamisel, kuna vanemas metsas on ilmselt ka pikemad surnud puud, mille maht seetõttu on suurem (*cf.* Roberge *et al.* 2008). Üldiselt on uurijad erilist tähelepanu juhtinud just suuremõõtmelise surnud puidu vähesusele majandatud metsades (Peterken 1996, Axelsson & Östlund 2001, Roberge *et al.* 2008).

Putukate väljumisaukude ja puiduseente sagedasem esinemine vähem majandatud metsades on arvatavasti seotud just nende kasvuks vajalike surnud puidu suurema

kättesaadavusega. Käesolev uurimus ei käsitle nimetatud organismirühmi (rähn, putukad, seened) detailselt ja see ei olnud ka antud töö eesmärgiks.

4.4. Rohurinne

Mõlema uuritud kasvukohatüübi rohurinne on märkimisväärselt liigirikas (Tabel 12). Majandamine ja muu inimõju vähendas puistu liituvust, suurenenud valguse kättesaadavus tõstis omakorda soontaimede liigirikkust ja katvust, seega nii naadi kui sinilille kasvukohatüübis avaldub majandamise mõju läbi muutuste valguse kättesaadavuses. Vähem majandatud metsades oli puude teine rinne ja põõsarinne oluliselt tihedam ning sellepärast puude väljalangemisel varjavad alumised rinded rohurinnet ikkagi. Seetõttu võib arvata, et majandatud metsa võras raietega loodud avaused mõjutavad rohurinnet vahetumalt ja tugevamalt kui loodusliku metsa häilu teke. Käesoleva uurimuse tulemused kinnitavad, et puistu harvendamise tagajärjel jõuab rohkem valgust alumiste rinneteni ning eelise võivad saada vara-suktsessioonilised liigid, lisanduda ka rohumaa- ja ruderaalsed liigid, suurenda graminoidide hulk (Brunet *et al.* 1996, Bailey *et al.* 1998, Naumburg & DeWald 1999, Thomas *et al.* 1999, Jantunen *et al.* 2001).

Hooldus- ja valikraided, kui need ei ole väga intensiivsed ega ühtlased, loovad häile metsas ja tõstavad keskkonna heterogeensust ühealises puistus (Palo 2004), samas kui ühtlustav harvendusraie võib luua homogeenema keskkonna (Lõhmus 2000). Suurem koosseisuline heterogeensus majandatud metsades viitab pigem raiete mitmekesistavale mõjule (*cf.* Alaback 1982). Analüüsides testiti liituvuse ja majandamise mõju eraldi faktoritena ning seetõttu oli võimalik näidata, et lisaks liituvusele omab majandusintensiivsuse kasv veel mingit lisamõju rohurinde katvusele ja liigilisele heterogeensusele, aga mitte liigirikkusele. Kuna majandusindeks sisaldab lisaks raiemõjudele ka teisi häiringuid, siis antud juhul võib nende mõju olla tulemuse aluseks.

Majandamise kaudseks mõjuks on ka puuliigilise koosseisu kujundamine, millega mõjutatakse rohurinde koosseisu. Antud uurimuses väljendus see okas- ja lehtpuude osakaalu korrelatsioonis ordinatsiooni esimese teljega. Barbier jt. (2008) järgi avaldub puude mõju alumistele rinnetele läbi ressursi kättesaadavuse (valgus, vesi, toitained mullast), varise füüsiliste omaduste kaudu, allelopaatiliste efektide mõju on *in situ* vähe uuritud. Puurinde mõju rohurindele kinnitab ka Saetre jt. (1997) uurimus, mille järgi Rootsi hariliku kuuse ja arukase segapuistutes oli oluliselt suurem rohurinde katvus võrreldes kuuse monokultuuriga.

Rohurinde koosseisulisel ordinatsioonil eristuvad majandusklassid sinilille kasvukohatüübis, kuid mitte naadi kasvukohatüübis. Selle põhjal võiks eeldada, et sinilille kasvukohatüübis mõjutab raiete tegemine metsakeskkonda rohkem. Seda kinnitab ka indikaatorliikide analüüs, kus sinilille kasvukohatüübis eristus loodusliku metsa indikaatoreid ja rohkem majandatud metsa indikaatoreid. Enamik käesoleva uurimuse järgi looduslähedaste sinilille kasvukohatüübi metsade indikaatorliike (*Lathyrus vernus*, *Galeobdolon luteum*, *Stellaria holostea*, *Viola mirabilis*, *Asarum europaeum*, *Gymnocarpium dryopteris*, *Actaea spicata*, *Pulmonaria officinalis*) on tüüpilised huumusrikkal mullal kasvavad salumetsa liigid (Kalda 1961) ja kultuurisuhtelt kas hemerofobid või hemeradiafoorid. Eelpoolmainitud liigid (v.a. *Actaea spicata* ja *Gymnocarpium dryopteris*) kasvavad sageli lehtmetsas (Kalda 1961) ja õitsevad enamasti kevadel (aprillis ja maikuu). Jalaka (*Ulmus glabra*) ja haava (*Populus tremula*) esinemine majandamata metsade rohurindes on eelkõige seotud nende liikide esinemisega puurindes. Haabade ja jalakate esinemine vanemates metsades viitab samuti vähemintensiivsele metsamajandusele.

Uuritud metsades langes salumetsale iseloomulike liikide esinemine kokku lehtpuude rohkusega (Joonis 18). Paljud salumetsa taimed õitsevad enamasti kevadel, kui lehtpuud pole veel täielikult lehtinud (Leht *et al.* 2007). Seetõttu lehtpuude asendumine okaspuudega intensiivselt majandatud puistus võib saluainete osakaalu vähendada (Kalda 1961). Ka on täheldatud, et majandatud metsad on põua suhtes kaitsetumad kui looduslikud metsad, mis võib seletada varjulisemat keskkonda eelistavate liikide sagedamat esinemist sinilille kasvukohatüübi vähemajandatud metsade indikaatorliikide hulgas (Lesica *et al.* 1991, Meier 2004 järgi).

Seitsmeteistkümnest intensiivsemalt majandatud metsade indikaatorliigist 11 on apofüüdid ehk taimed, millele inimtegevus on enamasti soodustav faktor (Masing 1992) ning seetõttu kasvavad sageli avamaal, valgusküllastes kohtades. Apofüüdid on spontaanse floora liigid (Masing 1992), salumetsades võib neid olla isegi rohkem kui hemerofobseid liikide, ning majandamise mõjul nende osakaal metsas tõenäoliselt suureneb (Kalda 1961). Lisaks eristus majandatud metsade indikaatorina võõrliik *Impatiens parviflora*. Inimtegevuse suhtes mõõdukalt tundlikud liigid (hemeradiafoorid) *Rubus idaeus*, *Quercus robur* ja *Festuca rubra* on valgusnõudlikud liigid, mille sagedam esinemine majandatud metsades on kooskõlas eelpoolmainitud suurema valguse kättesaadavusega. Liiki *Trientalis europaea* peetakse looduslikku metsa iseloomustavaks (Zobel 1989, Trass *et al.* 1999) mille eripära on häilude kiire koloniseerimine stoolonite kaudu (Kirchner *et al.* 2009). Mõõdukas puurinde harvendamine (antud uurimus käsitles vanu puistuid) varjulises puistus võis sellele liigile

kasulik olla. *Mycelis muralis* võib kasvada väga erinevates tingimustes, ka nt. raiesmikel (Leht *et al.* 2007). Sarnaselt antud tööle leidsid Paal jt. (2004) ja Sõgel (2006), et *Galeobdolon luteum*, nagu mitmed teised saluained kasvavad vaid varjulistes looduslikes metsades, ning *Festuca rubra* jt. niidutaimesed tugeva inimõjuga kooslustes. *Veronica officinalis* otsustusstatistiliselt oluliseks intensiivsemalt majandatud metsa indikaatoriks ka looduslähedaste metsade ennustusmudeli järgi.

Erinevalt puurindest ei ilmnenu puistu vanuse mõju uuritud, üle 75-aastates, metsades rohurinde tunnustele (katvus, liigirikkus) ega koosseisulisele ordinatsioonile, mis on märk sellest, et nendes metsades on rohurinde suksessioon stabiliseerunud ning teiste faktorite mõju on tugevam. Ilmselt oli uuritud metsades iseloomulike soontaimeliikide taastumine juba toimunud, mis erineb fragmenteeritud ja sekundaarses metsamaastikus toimuvast aeglasemast taastumisest (Brunet & von Oheimb 1998, Vellend 2003). Alade lõikes oli sinilille kasvukohatüübis suurim rohurinde liigirikkus Rapla-, Järva- ja Harjumaal, metsades, kus muldade lähtekivimiks oli enamasti rähkne moreen, naadi kasvukohatüübi liigirikkamad alad olid geograafiliselt laialipillutunud.

4.5. Metsade loodusväärtuse hindamine

Indikaatori mõistet on defineeritud erinevalt (Lindenmeyer & Franklin 2002, Liira & Kohv 2004). Hansson'i (2001) järgi võib indikaator olla liik, struktuur, protsess või bioloogilise süsteemi muu omadus, mille esinemine tagab antud süsteemi bioloogilise mitmekesisuse kõige olulisemate aspektide säilumise või taastumise. Seega peaks olema võimalik hinnata puistu loodussäästlikku majandamist ka kohapeal kaudsete meetoditega. Seejuures on vajalik meeles pidada, et erinevad indikaatorid võivad olla spetsiifilised metsatüübile (Löhmus *et al.* 2005, Vanha-Majamaa *et al.* 2007, Liira *et al.* 2007) ning nende olemasolu või piirväärtused sõltuvad puistu looduslikkuse kõrval veel mullaviljakusest, -niiskusest, liigilisest koosseisust ja looduslike häiringute režiimist (Linder *et al.* 1997, Jonsson & Jonsell 1999, Meier *et al.* 2005, Liira *et al.* 2007). Seetõttu on põhjendatud indikaatorite testimine ja otsimine erinevalt majandatud ja erinevate häiringurežiimiga metsades (Dale & Beyeler 2001, Liira *et al.* 2007).

Majandamise suhtes tundlikest tunnustest koostati tunnuste komplekt, mis iseloomustab looduslikke majandamata sinilille ja naadi kasvukohatüübi metsi. Indikaatoritele omaselt pidid tunnused olema piisavalt sagedased, aga samas tundlikud majandustegevuse suhtes. Analüüsi käigus selgus, et optimaalne on kasutada seitsme tunnuse seisundeid. Surnud

puidu iseloomulikkus looduslikus puistus on sageli välja toodud (Berg *et al.* 1994, Ohlson *et al.* 1997, Ekbom *et al.* 2006) ja seetõttu seisva surnud puidu ja tuulehäiringu esinemine mudelis oli ootuspärane. Surnud puiduga on arvatavasti seotud ka putukate väljumisaukude esinemine looduslikkuse mudelis. Liituvuse esinemine mudelis näitab, et looduslikes metsades on puurinne üldiselt tihedam. Vanematele looduslikele parasniisketele metsadele on iseloomulikud varjataluvad liigid (Paal *et al.* 2004, Sögel 2006), mis samuti kinnitab, et vanemas erivanuselises viljaka kasvukoha metsas on üldiselt varjulised tingimused, kuigi esineb ka valgusküllasemaid häile (Peterken 1996).

Looduslähedaste metsade ennustumudelisse jäänud tunnused kinnitavad, et looduslähedane majandamine eeldab arvestatavat surnud puidu koguse olemasolu metsas, lisaks puude struktuurilist varieeruvust. Eelpooltoodud omadused peaks aitama tagada ka liigilist mitmekesisust ja looduslike eluskooslusi. Erilistest puudest olid sagedasemad kahjustatud puud, mille tekkepõhjuseks ilmastiku-, sõraliste, putuka- ja seenkahjustused (Karind 1950, Taimre 1989, Adermann 2008), mis matsamajandamise käigus sagedasti sanitaarraietega eemaldatakse. Õõnsustega puud, kahvelpuud või kängus kasvuga või avatud maastiku puud kui metsanduslikus mõttes väheperspektiivikad on samuti majandusmetsas vähelevinud. Kaudsemateks majandamistegevust ja puistu püsivust indikeerivaks ja seeläbi majandamise säästlikkuse hindamisel olulisteks indikaatoriteks on ka rohurinde ja epifüütsete samblikekoosluste koosseis. Indikaatorepifüütide eelistus kasvada looduslikes metsades tuleneb ilmselt nende vajaliku mikrokliima ja stabiilsete keskkonnatingimuste olemasolust. *Veronica officinalis* ning indikaatorliikide analüüsi järgi ka *V. chamaedrys* on tavaliselt kuivemas ja avatumas keskkonnas kasvavad liigid (Leht *et al.* 2007), mis võivad saada mõõdukate inimhäiringute tõttu sobivama kasvukeskkonna.

4.6. Looduslähedane metsamajandus viljakates metsades - soovitud metsa majandamiseks

Helsingis 1993. aastal toimunud “Ministrite Konverents Euroopa Metsade Kaitseks” raames vastuvõetud resolutsioonides defineeriti säästva metsanduse mõiste järgnevalt: **Säästev metsandus** – metsade majandamine ja kasutamine sellisel viisil, määral ja tempos, et on tagatud nende bioloogiline mitmekesisus, produktiivsus, taastumisvõime ja elujõulisus ning ühtlasi nende potentsiaal täita nüüd ja tulevikus ökoloogilisi, majanduslikke ja sotsiaalseid funktsioone kohalikul, üleriigilisel ja globaalsel tasandil, seejuures kahjustamata teisi ökosüsteeme (Ministerial Conference on the Protection of European Forest 1993).

Looduslähedane metsandus püüdleb uute metsamajanduslike võtetega selle poole, et metsamajanduslikud tegevused mõjutaksid võimalikult vähe erinevate liikide populatsioonide pikaajalist elujõulisust (Haila & Kouki 1994). Üheks levinumaks lähenemiseks on püüde majandamise käigus imiteerida looduslikke häiringuid (Angelstam 1998, Niemelä 1999, Bengtsson *et al.* 2000), kusjuures metsamajandust tuleb suunata säästlikkusele nii puistu kui maastiku tasemel (Lõhmus 2000, Kuuluvainen 2002, Lindenmeyer & Franklin 2002).

Eestis on kitsamate majanduspiirangutega kaitsealuste metsade osakaal kokku ca 30%, sellest ligikaudu 10% on rangelt kaitstav (Adermann 2008). Mineraalmuldadel kasvavate metsade (v.a. palumetsad) osakaal rangelt kaitse all olevatest metsadest on soovituslikult tunduvalt väiksem ning vajaks suurendamist (Viilma *et al.* 2001). Kindlasti pole võimalik metsade elurikkust säilitada ainult kaitsealade abil, kuna suur osa mitmekesisusest paikneb majandatavates metsades (Viilma & Korjus 1999, Lindenmeyer & Franklin 2002, Lõhmus *et al.* 2005). Seetõttu tuleb ka majandusmetsades rakendada võtteid, mis arvestavad konkreetse kasvukoha ja sealse elustiku eripäraga ning tagavad liikide pikaajalise elujõulisuse (Gustafsson 2002, Kuuluvainen 2002, Lindenmeyer & Franklin 2002, Vanha-Majamaa *et al.* 2007). Lindenmeyer & Franklin (2002) peavad oluliseks metsa looduslähedase majandamise kavandamisest eri aja ja ruumiskaaladel ning arvestades ökoloogilisi protsesse, näiteks maastiku tasandil nõuavad erilist tähelepanu loomade liikumiskoridorid ja veekogude puhveralad.

Meier (2004) leiab samuti, et kuigi nt. sinilille kasvukohatüübi metsi vaadeldakse majandusmetsadena, on need elupaigaks mitmetele haruldastele liikidele ning nende kaitse väärriks rohkem tähelepanu. Laialehised metsakooslused (tammikud, saarikud ja segametsad) on Eestis haruldased (Kalda & Paal 1997) ning ürgsete taimekoosluste säilimiseks peaksid kõik looduslikud laialehised metsad olema looduskaitse all (Kalda 1961). Lisaks võiks mitmekesisusele hästi mõjuda ka laialehiste liikide kasvatamine. Tulluse (2002b) järgi on Eestis tammekultuure rajatud tunduvalt vähem, kui võimaldaksid meie loodusolud, seda 20. sajandi valdavalt okaspuupuistuid eelistava metsapoliitika ja metsaomanike vähese huvi tõttu.

Eestis on siiani peetud looduslähedaseks metsanduseks eelkõige metsade majandamist, mille käigus lastakse metsal looduslikult uueneda kohalike puuliikidega langile jäetud seemnepuudest, säilitatakse või taastatakse puistu kasvukohale vastav looduslik liigiline koosseis ja struktuur, ning jäetakse puistusse vanad ja surnud puud (Jõgiste & Korjus 2000). Suhteliselt kõrged raievanused on seni samuti aidanud kaasa mitmekesisuse

säilitamisele (Lindenmeyer & Franklin 2002). Tulundusmetsas on bioloogilise mitmekesisuse alal hoidmiseks sätestatud Eesti Metsaseaduses (2009) mitmeid tingimusi: nt. lageraidel on kohustuslik järelkasvu säilitamine ja bioloogilise mitmekesisuse tagamiseks jätta säilikipuid ning teisi mitmekesisuse tagamiseks vajalikke puid tüvepuidu kogumahuga vähemalt viis tihumeetrit hektari kohta. Eestis on rakendatud metsaelustiku häirimise vältimiseks riigimetsades kevadeti raierahu, riigimetsa majandamise hea tava näeb lisaks ette laialehiste puude järelkasvu, seisva surnud puidu ja lamapuidu osalist allesjätmist harvendusraietel (Riigimetsa Majandamise Keskus 2002/2003). Lisaks seadusega määratletud regulatsioonidele on Eestis käivitunud ka tarbija poolsest nõudlusest tulenev metsamajandamise ja puidutootmise kvaliteedikontroll ehk sertifitseerimine. Kõigil riigimetsadel on FSC sertifikaat (Talijärvi 2003), mis kontrollib õigusaktide täitmist ja seab täiendavaid nõudeid kohaliku kogukonnaga arvestamise, looduskaitsete nõuete ning metsamajandamise kavade ja aruandluse osas.

Uuritud viljakates kasvukohatüüpides võiks inimese vahelesegamiseta leht- ja segametsades eeldada väikeseskaalalise häiludünaamika olulist mõju koosluste kujunemisele, lisaks võivad sõltuvalt keskkonnatingimustest toimuda suure intervalliga (>100 aasta) ka suureskaalalised häiringud (tormihäiring ja põlengud). (Fries *et al.* 1997, Angelstam 1998, Kuuluvainen 2002, Wallenius 2002). Peamine intensiivse majandamise ja looduslike häiringute erinevus viljakates parasniisketes metsades seisneb keskkonnatingimuste järsus ja ulatuslikus muutumises intensiivse majandamise käigus, mille osaks on lageraided, (okaspuude) monokultuuri rajamine, mitmete struktuurielementide kaotamine. Sellest lähtuvalt tuleks looduslähedase majandamise kavandamisel arvestada rohkem looduslikku häiringurežiimi: häiludünaamika teel uuenevates metsades peaks olema säästvam püsimeetsana majandamine, mille käigus säilib puurinne, kasutatakse looduslikku uuendust ja jäetakse valitud puistud raiumata (Fries *et al.* 1997, Angelstam 1998, Lähde *et al.* 1999). Käesolev töö ei käsitle lageraide või vanade metsade fragmenteerumise mõjusid (nt. Linder & Östlund 1998, Hermy *et al.* 1999). Küll aga selgus, et puistu struktuuris toimuvad olulised muutused (Tabel 2-4, 9, Joonis 8) ka pärast puistu jõudmist metsandusliku terminoloogia järgi "küpsesse ikka".

Kuna paljud Eesti kaitstavad metsad on tugevate inimtegevuse jälgedega (Lõhmus *et al.* 2005), on päevakohane metsade looduslikkuse taastamine, et kiirendada metsade taaspöördumist looduslikule arengule ning tekitada uusi elupaiku loodusliku metsa elementidest sõltuvatele ohustatud liikidele. Peamisteks loodusliku mitmekesisuse taastamise võteteks parasvöötme metsades on häilude raiumine homogeenesse puistus, surnud puidu

jätmine metsa, kuivematel aladel kontrollitud põlengud või raiejäätmete põletamine, loodusliku veerežiimi taastamine ja metsade killustatuse vähendamine ühenduskoridoridega (Peterken 1996, Jõgiste 2001, Viilma 2002, Lilja *et al.* 2005). Aladel, kus puuliigiline koosseis on majandamise tulemusel muutunud, tuleks püüda taastada varasemat olukorda.

Kuna eri organismirühmade ja liikide nõudlused kasvukohatingimuste suhtes ei kattu, on vajalik tagada keskkonnatingimuste mitmekesisus metsades (Meier *et al.* 2005). Oluline on säilitada puistu loodusliku struktuurile iseloomulik vanuseline ja diameetiline mitmekesisus ning ruumiline heterogeensus (Lähde *et al.* 1999, Ohlson & Tryterud 1999). Teatavatel juhtudel on varjataluvate liikide kaitseks otstarbekas puu- ja põõsarinnet mitte harvendada (Götmark *et al.* 2005, Burke *et al.* 2008). Kuuba (2001) loeb kaitstavates metsades sobivaks majandamisvõtteks valikraiet. Häilraiet soovitab Kuuba (2001) teha viisil, et häilu läbimõõt on maksimaalselt 20-25 m ning häile laiendatakse iga 5-10 aasta jooksul, kuid täielikult neid ei ühendata, jättes langile vähemalt 15% vana metsapõlve elujõulistest puudest. Palo (2004) peab viljakal mullal kasvavates okasmetsades, mis vastavad Natura 2000 elupaigatüüpidele, vajadusel sobivaks puistu heterogeensemaks muutmiseks kuni 15 meetri suuruste häilude sisseraiumist. Seejuures tuleks säilitada vanadele metsadele omane looduslik struktuurne mitmekesisus oluliste struktuurikomponentidega (puuliigiline ja rindeliline mitmekesisus, surnud puud, vanad suured eri liiki puud, õõnsustega, põlenud puud jne.) ning hoida puuliikide koosseis võimalikult looduslik.

Käesoleva uurimuse ja kirjanduse põhjal võib soovitada järgmisi elustiku mitmekesisust toetavaid majandamisvõtteid viljakates parasniisketes metsades:

1. Raiete tegemisel on oluline heterogeensuse (eri puuliigid, erinev harvenduse aste, põõsarinde osaline allesjätmine) säilitamine, sel juhul ei pruugi harvendusraie soontaimede liigirikkust vähendada või liigilist koosseisu oluliselt muuta. Ajaloolise kasutuse tõttu ühealistes puistutes võib häilude raie keskkonnatingimuste heterogeensust isegi suurendada.
2. Laialahiste puuliikide ja üldse lehtpuude säilitamine on vajalik mitmete liigirühmade jaoks. Laialahiste metsade pindala laiendamine võiks teataval määral kaasa aidata ohustatud liikide ja koosluste säilimisele.
3. Majandamisvõtted peaksid edaspidigi arvestama puurinde mitmekesisuse säilitamise vajadusega.
4. Erineva lagunemisastmega surnud puidu ja mikroelupaiku loovate kahjustatud või erikujuliste puude olemasolu läbi eri puistu vanuseklasside peaks olema tagatud.

5. Vältimaks intensiivse metsanduse negatiivseid mõjusid on vajalik valik- ja turberaiete katsetamine ja kasutamine viljakates majandusmetsades, mille sisuliseks eeskujuks võiks olla looduslikes puistutes toimuv häiludünaamika.
6. Vanade killustamata looduslike metsade säilitamine maastikus on vajalik metsaelustiku jaoks ning annab võimaluse vaadelda looduslikku dünaamikat ning selle alusel töötada välja looduslähedasi metsamajandusvõtteid.

Kokkuvõte

Käesoleva töö eesmärk on hinnata inimhäiringute mõju sinilille ja naadi kasvukohatüübi metsade koosseisule ja ruumilisele struktuurile, arvestades ka teisi olulisi faktoreid nagu puistu vanus ja geograafiline asukoht. Proovialade valikul oli eesmärgiks, et võimalikult lähedal paikneksid intensiivselt majandatud ja võimalikult looduslik puistu. Inimmõju hindamiseks registreeriti 169 proovialal sealsed inimtegevuse jäljed, mille alusel koostatud indeksi abil hinnati konkreetsele alale osaks saanud inimhäiringute kogusuurust.

Mitmefaktorilised üldised ja üldistatud lineaarse mudeli analüüsid näitasid, et vähemajandatud metsasid iseloomustas suurem lehtpuude (sh. laialehiste) osakaal, suurem surnud puidu kogus ja erinevate lagunemisklasside esinemine metsas ning tihedam põõsarinne ja homogeensem rohurinne. Kaudselt, läbi puu- ja põõsarinde hõrendamise, suurendasid raied ja muu inimmõju rohurinde katvust ja graminoidide osakaalu.

Rohurinde koosseisu analüüsil ilmnis selgesti erinevus kasvukohatüüpide vahel. Majandusintensiivsus omas selgemat mõju sinilille kasvukohatüübis, kus eristus loodusliku metsa indikaatorliike ja rohkem majandatud metsa indikaatorliike. Majandamata metsadele olid iseloomulikud salumetsade taimed, mis sageli kasvavad leht- ja segametsades ja fotosünteesivad peamiselt kevadel, kui puud pole lehtinud. Majandatud metsadele olid rohkem iseloomulikud valguslembesed liigid ning mitmed kuiva kasvukoha liigid. Võib eeldada, et sinilille kasvukohatüübis võib salumetsa taimede ohtrust piirata okaspuude suur osakaal majandusmetsas.

Metsade looduslikkuse ennustamisel saadi statistiliselt kinnitatud mudel, mille kohaselt vähemajandatud metsades oli rohkem seisvat surnud puitu, suurem liituvus, sagedasem erilise kujuga puude, tuulehäiringute jälgede, indikaator-epifüütide ja putukaaukude esinemine. Mudeli järgi oli hariliku mailase (*Veronica officinalis*) puudumine samuti majandamata metsade tunnuseks.

Paljud metsad on ilmselt muudetud struktuuriga kunagiste raiete ja metsastumise tagajärjel, mille tulemusel on tekkinud üherindelne suhteliselt tihe võrastik. Väikeseskaalaline häilu tekkele sarnane valik või häilraie sellistes metsades avab puurinnet, luues selles loodusliku suremusega sarnast heterogeensust, kuid ainult juhul kui raiete käigus ei kao ära varjulisi tingimusi eelistavate liikide elupaigad ja loodusliku metsa struktuurielemendid.

Üheks pikaajaliselt säästva metsanduse aluseks on loodusliku häiringurežiimi jäljendamine tulundusmetsas. Kuna suureskaalaliste häiringute sagedus on uuritud kasvukohatüüpides looduslikult väiksem kui lageraie intervall, on loodusliku mitmekesisuse

seisukohalt eelistatud majandamisvõteteks väikeseskaalalise häiludünaamika jälgendamine hooldus-, valik- ja väikeseskaalaliste turberaietega, mis aga ei ole tavalised ega soodustatud majandamisvõtted praeguses situatsioonis.

Summary

Management effects on the composition and structure of Estonian boreonemoral forests.

The aim of this research is to quantify the effect of anthropogenic disturbances on forest structure and diversity in boreo-nemoral stands (Hepatica and Aegopodium-type), conditioning on potential confounding factors such as stand age and geographic location. According to the experiment plan an intensively managed and a near-natural forest were in majority of cases studied as a pair in the same region. For each forest study site, based on indications of previous forest management, the index to estimate the anthropogenic disturbance was calculated.

Multi-factorial GLM and GLIM analyses showed that near-natural old-growth forests had higher proportions of deciduous trees, a larger amount of coarse woody debris, a higher frequency of logs in each decay class, a denser understorey, and were more homogeneous in the horizontal pattern of herb layer than mature managed forests. Forest management indirectly increased herb layer richness and coverage and the proportion of graminoids, by providing more light.

Analyses revealed the difference between herb layer composition of the two type-sites. The effect of management was more evident in Hepatica site-type, for which indicators of natural forest and more indicators of managed forests were distinguished. The unmanaged sites were characterized by greater abundance of nemoral vernal herbs that typically grow in deciduous and mixed stands. The species characteristic for managed stands were mostly light-demanding and preferring light dry soils. Presumably, the higher share of conifers in Hepatica site-type managed forests can limit the growth of nemoral species.

The critical set of indicators to assess the stand naturalness includes the amount and type of dead wood, the canopy closure of a stand and the presence of signs of wind disturbance, specially-shaped trees, specific epiphytic indicator lichens, mosses and wood-dwelling insects, and forest site-type specific herb layer species.

The past large-scale human disturbances have created a lot of vertically homogenous stands with relatively dense overstorey. Small-scale cutting may open the canopy creating the

heterogeneity similarly as natural disturbances, but only in case the shady habitats and structural elements of natural forests are retained.

One of the basis of the long-term sustainable management is the mimicking of the natural disturbances in commercial forests. As the large scale natural disturbances in studied communities are not as frequent as final-felling, the preferred sustainable management options should be thinning, selective cutting or gap felling that create disturbance regimes similar to natural forests. This practice is currently not common nor facilitated.

Tänuavaldused

Täna töö juhendajat Jaan Liira't, samuti harjutus- ja bakalaureusetöö kaasjuhendjaks olnud Kaupo Kohv'i ning kahel suvel välitöid teinud Oliver Parrest'it. Täna ka RMK metskondade töötajaid uuritud metsade taustandmete eest, Mare Toomi abi eest taimede määramisel ning kõiki teisi, kes nõu või jõuga abiks olid.

Kasutatud kirjandus

- Adermann, V. (Toim.) 2007. Eesti metsad 2006. Metsavarude hinnang statistilisel valikmeetodil. - Metsakaitse-ja Metsauuenduskeskus.
- Adermann, V. (Toim.) 2008. Eesti metsad 2007. Metsavarude hinnang statistilisel valikmeetodil. - Metsakaitse-ja Metsauuenduskeskus.
- Ahti, T., Hämet-Ahti, L. & Jalas, J. 1968. Vegetation zones and their sections in northwestern Europe. - *Annales Botanici Fennici* 5: 169-211.
- Alaback, P. B. 1982. Dynamics of understory biomass in Sitka spruce- western hemlock forests of southeast Alaska. - *Ecology* 63: 1932-1948.
- Andersson, L., Martverk, R., Külvik, M., Palo, A. & Varblane, A. 2003. Vääriselupaikade inventuur Eestis 1999-2002. - *Regio*.
- Angelstam, P., Majewski, P. & Bondrupnielsen, S. 1995. West-East cooperation in Europe for sustainable boreal forests. - *Water Air and Soil Pollution* 82: 3-11.
- Angelstam, P. 1998. Maintaining and restoring biodiversity in European boreal forests by developing natural disturbance regimes. - *Journal of Vegetation Science* 9: 593-602.
- Angelstam, P. & Dönn-Breuss, M. 2004. Measuring forest biodiversity at the stand scale - an evaluation of indicators in European forest history gradients. - *Ecological Bulletins* 51: 305-332.
- Aune, K., Jonsson, B. G. & Moen, J. 2005. Isolation and edge effects among woodland key habitats in Sweden: Is forest policy promoting fragmentation? - *Biological Conservation* 124: 89-95.
- Axelsson, A. L. & Östlund, L. 2001. Retrospective gap analysis in a Swedish boreal forest landscape using historical data. - *Forest Ecology and Management* 147: 109-122.
- Bader, P., Jansson, S. & Jonsson, B. G. 1995. Wood-Inhabiting Fungi and Substratum Decline in Selectively Logged Boreal Spruce Forests. - *Biological Conservation* 72: 355-362.
- Bailey, J. D., Mayrsohn, C., Doescher, P. S., St.Pierre, E. & Tappeiner, J. C. 1998. Understory vegetation in old and young Douglas-fir forests of western Oregon. - *Forest Ecology and Management* 112: 289-302.
- Ballard, T. M. 2000. Impacts of forest management on northern forest soils. - *Forest Ecology and Management* 133: 37-42.
- Barbier, S., Gosselin, F. & Balandier, P. 2008. Influence of tree species on understory vegetation diversity and mechanisms involved--A critical review for temperate and boreal forests. - *Forest Ecology and Management* 254: 1-15.
- Belials, V., 2004. Turberaie ja valikraie – mis need on? *Sinu Mets* 2.

- Bengtsson, J., Nilsson, S. G., Franc, A. & Menozzi, P. 2000. Biodiversity, disturbances, ecosystem function and management of European forests. - *Forest Ecology and Management* 132: 39-50.
- Berg, A., Ehnstrom, B., Gustafsson, L., Hallingback, T., Jonsell, M. & Weslien, J. 1994. Threatened plant, animal, and fungus species in Swedish forests: Distribution and habitat associations. - *Conservation Biology* 8: 718-731.
- Bergstedt, J. & Milberg, P. 2001. The impact of logging intensity on field-layer vegetation in Swedish boreal forests. - *Forest Ecology and Management* 154: 105-115.
- Bobiec, A. 1998. The mosaic diversity of field layer vegetation in the natural and exploited forests of Bialowieza. - *Plant Ecology* 136: 175-187.
- Bobiec, A., Van der Burgt, H., Meijer, K., Zuyderduyn, C., Haga, J. & Vlaanderen, B. 2000. Rich deciduous forests in Bialowieza as a dynamic mosaic of developmental phases: premises for nature conservation and restoration management. - *Forest Ecology and Management* 130: 159-175.
- Bobiec, A. 2002. "Grazing ecology" from the Bialowieza Primeval Forest perspective. - *Acta Theriologica* 47: 509-511.
- Bobiec, A. 2002. Living stands and dead wood in the Bialowieza forest: suggestions for restoration management. - *Forest Ecology and Management* 165: 125-140.
- Bouget, C. & Duelli, P. 2004. The effects of windthrow on forest insect communities: a literature review. - *Biological Conservation* 118: 281-299.
- Brunet, J., Falkengren, G. U. & Tyler, G. 1996. Herb layer vegetation of south Swedish beech and oak forests--effects of management and soil acidity during one decade. - *Forest Ecology and Management* 88: 259-272.
- Brunet, J. & von Oheimb, G. 1998. Migration of vascular plants to secondary woodlands in southern Sweden. - *Journal of Ecology* 86: 429-438.
- Burke, D. M., Elliott, K. A., Holmes, S. B. & Bradley, D. 2008. The effects of partial harvest on the understory vegetation of southern Ontario woodlands. - *Forest Ecology and Management* 255: 2204-2212.
- Carlson, A. 2000. The effect of habitat loss on a deciduous forest specialist species: the White-backed Woodpecker (*Dendrocopos leucotos*). - *Forest Ecology and Management* 131: 215-221.
- Carlsson, L. & Lazdinis, M. 2004. Institutional frameworks for sustainability? A comparative analysis of the forest sectors of Russia and the Baltic States. - *Ambio* 33: 366-370.
- Coroi, M., Skeffington, M. S., Giller, P., Smith, C., Gormally, M. & O'Donovan, G. 2004. Vegetation diversity and stand structure in streamside forests in the south of Ireland. - *Forest Ecology and Management* 202: 39-57.
- Dale, V. H. & Beyeler, S. C. 2001. Challenges in the development and use of ecological indicators. - *Ecological Indicators* 1: 3-10.

- Dufrêne, P. & Legendre, P. 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. - *Ecological Monographs* 67: 345-366.
- Ekbom, B., Schroeder, L. M. & Larsson, S. 2006. Stand specific occurrence of coarse woody debris in a managed boreal forest landscape in central Sweden. - *Forest Ecology and Management* 221: 2-12.
- Emborg, J., Christensen, M. & Heilmann-Clausen, J. 2000. The structural dynamics of Suserup Skov, a near-natural temperate deciduous forest in Denmark. - *Forest Ecology and Management* 126: 173-189.
- Etverk, I. 1974. Kuusk ja kuusikud. - *In: Valk, U. & Etverk, I. (Toim.), Eesti metsad*. Valgus, pp. 110-123.
- Etverk, I. 2003. 20. sajand Eesti metsades. - *Eesti Metsaselts*.
- Fahy, O. & Gormally, M. 1998. A comparison of plant and carabid beetle communities in an Irish oak woodland with a nearby conifer plantation and clearfelled site. - *Forest Ecology and Management* 110: 263-273.
- Flinn, K. M. & Vellend, M. 2005. Recovery of forest plant communities in post-agricultural landscapes. - *Frontiers in Ecology and the Environment* 3: 243-250.
- Fridman, J. & Walheim, M. 2000. Amount, structure, and dynamics of dead wood on managed forestland in Sweden. - *Forest Ecology and Management* 131: 23-36.
- Fries, C., Johansson, O., Pettersson, B. & Simonsson, P. 1997. Silvicultural models to maintain and restore natural stand structures in Swedish boreal forests. - *Forest Ecology and Management* 94: 89-103.
- Graae, B. J. & Heskjaer, V. S. 1997. A comparison of understorey vegetation between untouched and managed deciduous forest in Denmark. - *Forest Ecology and Management* 96: 111-123.
- Griffis, K. L., Crawford, J. A., Wagner, M. R. & Moir, W. H. 2001. Understorey response to management treatments in northern Arizona ponderosa pine forests. - *Forest Ecology and Management* 146: 239-245.
- Grime, J. P., Hodgson, J. G. & Hunt, R. 1988. *Comparative plant ecology: A functional approach to common British species*. - Unwin Hyman.
- Gustafsson, L. 2002. Presence and abundance of red-listed plant species in Swedish forests. - *Conservation Biology* 16: 377-388.
- Götmark, F., Paltto, H., Norden, B. & Götmark, E. 2005. Evaluating partial cutting in broadleaved temperate forest under strong experimental control: Short-term effects on herbaceous plants. - *Forest Ecology and Management* 214: 124-141.
- Haila, Y. & Kouki, J. 1994. Preserving ecological diversity in boreal forests: ecological background, research, and management. - *Annales Zoologici Fennici* 31: 203-217.
- Hanski, I. 2000. Extinction debt and species credit in boreal forests: Modelling the consequences of different approaches to biodiversity conservation. - *Annales Zoologici Fennici* 37: 271-280.

- Hansson, L. 2001. Indicators of biodiversity: recent approaches and some general suggestions. - *Ecological Bulletins* 50: 223-230.
- Hermý, M., Honnay, O., Firbank, L., Grashof-Bokdam, C. & Lawesson, J. E. 1999. An ecological comparison between ancient and other forest plant species of Europe, and the implications for forest conservation. - *Biological Conservation* 91: 9-22.
- Hofgaard, A. 1993. Structure and Regeneration Patterns in A Virgin Picea-Abies Forest in Northern Sweden. - *Journal of Vegetation Science* 4: 601-608.
- Jahn, G. 1991. Temperate deciduous forests of Europe. - *In: Röhrig, E. & Ulrich, B. (Toim.), Temperate deciduous forests of Europe.* Elsevier, pp. 377-402.
- Jalonen, J. & Vanha-Majamaa, I. 2001. Immediate effects of four different felling methods on mature boreal spruce forest understorey vegetation in southern Finland. - *Forest Ecology and Management* 146: 25-34.
- Jantunen, J., Saarinen, K. & Marttila, O. 2001. Effects of forest management on field layer vegetation: A comparison between Finnish and Russian Karelia. - *Scandinavian Journal of Forest Research* 16: 449.
- Jonsell, M., Weslien, J. & Ehnström, B. 1998. Substrate requirements of red-listed saproxylic invertebrates in Sweden. - *Biodiversity and Conservation* 7: 749-764.
- Jonsson, B. G. & Jonsell, M. 1999. Exploring potential biodiversity indicators in boreal forests. - *Biodiversity and Conservation* 8: 1417-1433.
- Jögiste, K. & Korjus, H. 2000. Loodussöbralik metsamajandus. - *In: Etverk, I., Puura, T. and Sörensen, P. (Toim.), Metsade bioloogilise mitmekesisuse säilitamine.* Keskkonnaministeerium & DANCEE.
- Jögiste, K. 2001. Säätsev metsamajandus ja metsa sertifitseerimine. - *Eesti Mets* nr.3: 5-6.
- Jönsson, M. T. & Jonsson, B. G. 2007. Assessing coarse woody debris in Swedish woodland key habitats: Implications for conservation and management. - *Forest Ecology and Management* 242: 363-373.
- Jüriado, I., Paal, J. & Liira, J. 2003. Epiphytic and epixylic lichen species diversity in Estonian natural forests. - *Biodiversity and Conservation* 12: 1587-1607.
- Kaar, E. 1986. Loometsad ja loodude metsastamine. - *Loodusuurijate Seltsi Aastaraamat* 70: 31-38.
- Kaimre, P. 2000. Metsanduse ökonomika. - OÜ Vali Press.
- Kalda, A. & Paal, J., 1997. Kaitset vajavad metsakooslused. *Eesti Mets* 8: 10-16.
- Karind, A. (Toim.) 1950. Metsamajandus : käsiraamat metsaülematele ja metsatehnikutele. - Eesti NSV Metsamajanduse Ministeerium. Eesti Riiklik Kirjastus.
- Kasesalu, H. 2001. Muutused Järvselja looduskaitsekvartali puistutes kuue aastakümne vältel. - *Metsanduslikud uurimused* 35: 74-88.

- Kaubi, U. 2005. Suurtormid Eesti ja Euroopa metsades. - Eesti Mets nr.1: 12-15.
- Keddy, P. A. & Drummond, C. G. 1996. Ecological properties for the evaluation, management, and restoration of temperate deciduous forest ecosystems. - Ecological Applications. 6: 748-762.
- Kent, M. & Coker, P. 1992. Vegetation description and analysis: a practical approach. - Belhaven Press.
- Kirchner, K., Kammermeier, S. & Bruelheide, H. 2009. The response of the pseudoannual species *Trientalis europaea* L. to forest gap dynamics in a near-natural spruce forest. - Forest Ecology and Management 257: 1070-1077.
- Kohv, K. & Liira, J. 2005. Anthropogenic effects on vegetation structure of the boreal forest in Estonia. - Scandinavian Journal of Forest Research, Supplement 20: 122-134.
- Köster, K., Jõgiste, K., Tukia, H., Niklasson, M. & Möls, T. 2005. Variation and ecological characteristics of coarse woody debris in Lahemaa and Karula National Parks, Estonia. - Scandinavian Journal of Forest Research, Supplement 20: 102-111.
- Kukk, T. 1999. Eesti taimestik. - Teaduste Akadeemia Kirjastus.
- Kuuba, R. (Toim.) 2001. Kaitsemetsade majandamisjuhised. - Projekti "Eesti metsakaitsealade võrgustik" kaitsemetsade majandamise töögrupp. Triip Grupp.
- Kuuba, R. 2004. Metsade majandamine saajandivahetusel ja selle tulemused. - In: Frey, T. (Toim.), Raie ja uuendus Eesti metsas. Eesti XIV Ökoloogipäev.
- Kuuluvainen, T. 1994. Gap disturbance, ground microtopography, and the regeneration dynamics of boreal coniferous forests in Finland: a review. - Annales Zoologici Fennici 31: 35-51.
- Kuuluvainen, T., Syrjänen, K. & Kalliola, R. 1998. Structure of a pristine *Picea abies* forest in northeastern Europe. - Journal of Vegetation Science 9: 563-574.
- Kuuluvainen, T. 2002. Natural variability of forests as a reference for restoring and managing biological diversity in boreal Fennoscandia. - Silva Fennica 36: 97-125.
- Laasimer, L. 1965. Eesti NSV taimkate. - Valgus.
- Leht, M. (Toim), Kukk, T., Kull, T., Kuusk, V., Oja, T., Reier, Ü., Sepp, S., Zingel, H. & Tuulik, T. 2007. Eesti taimede määraja. - Eesti Loodusfoto.
- Leibak, E. 1998. Looduskaitseväärtuse hinnangud. Käsikiri.
- Lesica, P., McCune, B., Cooper, S. V. & Won, S. H. 1991. Differences in lichen and bryophyte communities between old-growth and managed second-growth forests in the Swan Valley, Montana. - Canadian Journal of Botany 69: 1745-1755.
- Liira, J. & Kohv, K. 2004. Erineva majandamisrežiimiga metsade bioloogilise mitmekesisuse seire meetodika väljatöötamine. Metsanduse arengukava. Tartu Ülikool, Botaanika ja ökoloogia instituut.

- Liira, J., Sepp, T. & Parrest, O. 2007. The forest structure and ecosystem quality in conditions of anthropogenic disturbance along productivity gradient. - *Forest Ecology and Management* 250: 34-46.
- Lilja, S., De Chantal, M., Kuuluvainen, T., Puttonen, P. & Vanha-Majamaa, I. 2005. Restoring natural characteristics in managed Norway spruce [*Picea abies* (L.) Karst.] stands with partial cutting, dead wood creation and fire: Immediate treatment effects. - *Scandinavian Journal of Forest Research, Supplement* 20: 68-78.
- Lilleleht, V. (Toim.) 1998. Eesti punane raamat. - Teaduste Akadeemia Kirjastus.
- Lindenmayer, D. B. & Franklin, J. F. 2002. *Conserving Forest Biodiversity: A Comprehensive Multiscaled Approach*. - Island Press.
- Linder, P., Elfving, B. & Zackrisson, O. 1997. Stand structure and successional trends in virgin boreal forest reserves in Sweden. - *Forest Ecology and Management* 98: 17-33.
- Linder, P. & Östlund, L. 1998. Structural changes in three mid-boreal Swedish forest landscapes, 1885-1996. - *Biological Conservation* 85: 9-19.
- Lõhmus, A. 2000. Metsade bioloogiline mitmekesisus. - *In*: Etverk, I., Puura, T. & Sörensen, P. (Toim.), *Metsade bioloogilise mitmekesisuse säilitamine*. Keskkonnaministeerium & DANCEE.
- 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.
- Lõhmus, A., Lõhmus, P., Remm, J. & Vellak, K. 2005. Old-growth structural elements in a strict reserve and commercial forest landscape in Estonia. - *Forest Ecology and Management* 216: 201-215.
- Lõhmus, E. 1970. Eesti arumetsaraiestike klassifitseerimisest. - *Metsanduslikud uurimused* 8: 190-249.
- Lõhmus, E. 2004. Eesti metsakasvukohatüübid. - Eesti Loodusfoto.
- Lähde, E., Laiho, O. & Norokorpi, Y. 1999. Diversity-oriented silviculture in the Boreal Zone of Europe. - *Forest Ecology and Management* 118: 223-243.
- Maamets, L. 2003. Kas mets saab Eestimaal otsa? - *Eesti Loodus* nr. 4: 6-13.
- Margus, M. 1978. Metsade kasutamisest puhkuseks ja nende vastupidavusest küllastamise koormusele. - *Majandusliku Uurimise Laboratooriumi Informatsioonileht* 1-5.
- 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, Supplement* 20, 43-48.
- Masing, V. 1969. Metsatüpoloogia probleeme. - *Loodusuurijate Seltsi Aastaraamat* 59: 150-167.
- Masing, V. 1992. *Ökoloogialeksikon*. - Eesti Entsüklopeediakirjastus.
- McCune, B. & Mefford, M. J. 1999. *PC-ORD. Multivariate Analysis of Ecological data, Version 4*. - MjM Software Design.

- Meier, E., Paal, J., Liira, J. & Jürriado, I. 2005. Influence of tree stand age and management on the species diversity in Estonian eutrophic alvar and boreo-nemoral *Pinus sylvestris* forests. - Scandinavian Journal of Forest Research 20: 135-144.
- Meikar, T. & Etverk, I., 2000. Metsaomand Eestis. Metsanduslikud uurimused XXXII 8-18.
- Meikar, T., Lepp, A. & Viilma, K. 1999. Abruksa metsakooslus - looduse ja inimtegevuse koosmõju tulem. - Metsanduslikud uurimused 31: 36-51.
- Mihkelson, S. 1998. Metsakaitseline situatsioon. - In: Etverk, I. (Toim.), Sajandi suurtormid Eesti metsades. Eesti Metsaselts, pp. 27-34.
- Ministerial Conference on the Protection of European Forests. 1993. Resolution H1.
- Naumburg, E. & DeWald, L. E. 1999. Relationships between *Pinus ponderosa* forest structure, light characteristics, and understory graminoid species presence and abundance. - Forest Ecology and Management 124: 205-215.
- Niemelä, J. 1999. Management in relation to disturbance in the boreal forest. - Forest Ecology and Management 115: 127-134.
- Nieppola, J. 1992. Long-term vegetation changes in stands of *Pinus sylvestris* in Southern Finland. - Journal of Vegetation Science 3: 475-484.
- Niklasson, M. & Granström, A. 2000. Numbers and sizes of fires: Long-term spatially explicit fire history in a Swedish boreal landscape. - Ecology 81: 1484-1499.
- Nilsson, S. G. 1997. Forests in the temperate-boreal transition - natural and man-made features. - Ecological Bulletins 46: 61-71.
- Nilsson, S. G., Hedin, J. & Niklasson, M. 2001. Biodiversity and its assessment in boreal and nemoral forests. - Scandinavian Journal of Forest Research 16: 10-26.
- Norton, T. W. 1996. Conservation of biological diversity in temperate and boreal forest ecosystems. - Forest Ecology and Management 85: 1-7.
- Noss, R. F., Csuti, B. & Groom, M. J. 2005. Habitat fragmentation. - In: Groom, M. J., Meffe, G. K. & Carroll, C. R. (Toim.), Principles of Conservation Biology, 3. trükk. Sinauer, pp. 269-304.
- Ohlson, M. & Tryterud, E. 1999. Long-term spruce forest continuity - a challenge for a sustainable Scandinavian forestry. - Forest Ecology and Management 124: 27-34.
- Ohlson, M., Söderstrom, L., Hörnberg, G., Zackrisson, O. & Hermansson, J. 1997. Habitat qualities versus long-term continuity as determinants of biodiversity in boreal old-growth swamp forests. - Biological Conservation 81: 221-231.
- Økland, T., Rydgren, K., Økland, R. H., Storaunet, K. O. & Rølstad, J. 2003. Variation in environmental conditions, understory species number, abundance and composition among natural and managed *Picea abies* forest stands. - Forest Ecology and Management 177: 17-37.

- Onemar, A. 2000. Metsakuivendus - pilk ette ja taha. - *In: Etverk, I. (Toim.), 50 aastat mehhaniseeritud metsakuivendust ja Tamsalu EPT-d.* Vali Press.
- Paal, J. 1997. Eesti taimkatte kasvukohatüüpide klassifikatsioon. - Keskkonnaministeeriumi Info- ja Tehnokeskus.
- Paal, J. 2007. Loodusdirektiivi elupaikade käsiraamat. - Eesti Keskkonnaministeerium.
- Paal, J., Rooma, I. & Turb, M. 2004. Sürjametsadest Otepää kõrgustikul. - *Metsanduslikud uurimused* 40: 124-149.
- Palo, A. 2001. Väike põlismetsaraamat. - Eesti Loodusfoto.
- Palo, A. 2004. Natura 2000 metsaelupaigad. - Eesti Loodusfoto.
- Pennock, D. J. & van Kessel, C. 1997. Clear-cut forest harvest impacts on soil quality indicators in the mixedwood forest of Saskatchewan, Canada. - *Geoderma* 75: 13-32.
- Peterken, G. F. 1996. Natural Woodland: Ecology and Conservation in Northern Temperate Regions. - Cambridge University Press.
- Picket, S. T. A. & White, P. S. 1985. The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics. - Academic Press.
- Pärt, E. 2008. Eesti metsavarud ajaloo tuultes. - *Eesti Mets* nr.4: 10-14.
- Pykälä, J. 2004. Immediate increase in plant species richness after clear cutting of boreal herb-rich forests. - *Applied Vegetation Science* 7: 29-34.
- Reintam, L. 2001. Metsade mullad vajavad kaitset. - *Eesti Mets* nr.1: 16-17.
- Remm, J., Lõhmus, A. & Remm, K. 2006. Tree cavities in riverine forests: What determines their occurrence and use by hole-nesting passerines? - *Forest Ecology and Management* 221: 267-277.
- 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.
- Runkle, J. R. 1985. Disturbance regimes in temperate forests. - *In: Picket, S. T. A. & White, P. S. (Toim.), The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics.* Academic Press.
- Saetre, P., Saetre, L. S., Brandtberg, P. O., Lundkvist, H. & Bengtsson, J. 1997. Ground vegetation composition and heterogeneity in pure Norway spruce and mixed Norway spruce - birch stands. - *Canadian Journal of Forest Research-Revue Canadienne de Recherche Forestiere* 27: 2034-2042.
- Siitonen, J., Martikainen, P., Punttila, P. & Rauh, J. 2000. Coarse woody debris and stand characteristics in mature managed and old-growth boreal mesic forests in southern Finland. - *Forest Ecology and Management* 128: 211-225.

- Similä, M., Kouki, J. & Martikainen, P. 2003. Saproxylic beetles in managed and seminatural Scots pine forests: quality of dead wood matters. - *Forest Ecology and Management* 174: 365-381.
- Sippola, A.-L., Similä, M., Mönkkönen, M. & Jokimäki, J. 2004. Diversity of Polyporous Fungi (Polyporaceae) in Northern Boreal Forests: Effects of Forest Site Type and Logging Intensity. - *Scandinavian Journal of Forest Research* 19: 152-163.
- Spiecker, H. 2003. Silvicultural management in maintaining biodiversity and resistance of forests in Europe—temperate zone. - *Journal of Environmental Management* 67: 55-65.
- Spies, T. A. & Franklin, J. F. 1988. Old-growth and forest dynamics in the Douglas-fir region of Western Oregon and Washington. - *Natural areas Journal* 8: 190-201.
- StatSoft, Inc. (2005). STATISTICA (data analysis software system), version 7.1. www.statsoft.com.
- Taimre, H. 1989. Metsamajanduse alused. 2., täiendatud ja parandatud trükk. - Valgus.
- Talijärv, A. 2003. Eestis on palju sertifitseeritud metsa, kuid vähe sertifitseeritud puitu. - *Eesti Mets* nr.2: 26-27.
- Tamm, Ü. 1974. Maakera metsad ja nende varud. - *In: Valk, U. & Eilart, J. (Toim.), Eesti metsad*. Valgus.
- Thomas, S. C., Halpern, C. B., Falk, D. A., Liguori, D. A. and Austin, K. A. 1999. Plant diversity in managed forests: Understorey responses to thinning and fertilization. - *Ecological Applications*. 9: 864-879.
- Trass, H. 1997. Eesti põlismetsaökosüsteemide eristamise tunnused. *In: Frey, T. (Toim.), Kaasaegse ökoloogia probleemid. VII ökoloogiakonverents*. Tartu, pp. 235-239.
- Trass, H., Vellak, K. & Ingerpuu, N. 1999. Floristical and ecological properties for identifying of primeval forests in Estonia. - *Ann. Bot. Fennici* 36: 67-80.
- Tullus, H. 2002a. Kas valikraied ja püsimetsandus sobivad Eestisse? - *Eesti Mets* nr.3: 14-17.
- Tullus, H. 2002b. Tammikuid võiks Eestis rohkem kasvada. - *Eesti Mets* nr.4: 29-33.
- Ulanova, N. G. 2000. The effects of windthrow on forests at different spatial scales: a review. - *Forest Ecology and Management* 135: 155-167.
- Uotila, A., Kouki, J., Kontkanen, H. & Pulkkinen, P. 2002. Assessing the naturalness of boreal forests in eastern Fennoscandia. - *Forest Ecology and Management* 161: 257-277.
- Uotila, A. & Kouki, J. 2005. Understorey vegetation in spruce-dominated forests in eastern Finland and Russian Karelia: Successional patterns after anthropogenic and natural disturbances. - *Forest Ecology and Management* 215: 113-137.
- Valk, U. 1974. Eesti metsade arengulugu. - *In: Valk, U. & Eilart, J. (Toim.), Eesti metsad*. Valgus.

- Vanha-Majamaa, I., Lilja, S., Ryömä, R., Kotiaho, J. S., Laaka-Lindberg, S., Lindberg, H., Puttonen, P., Tamminen, P., Toivanen, T. & Kuuluvainen, T. 2007. Rehabilitating boreal forest structure and species composition in Finland through logging, dead wood creation and fire: The EVO experiment. - *Forest Ecology and Management* 250: 77-88.
- Vellak, K. & Paal, J. 1999. Diversity of bryophyte vegetation in some forest types in Estonia: a comparison of old unmanaged and managed forests. - *Biodiversity and Conservation* 8: 1595-1620.
- Vellend, M. 2003. Habitat loss inhibits recovery of plant diversity as forests regrow. - *Ecology* 84: 1158-1164.
- Vera, F. V. M. 2000. *Grazing ecology and forest history*. - CABI Publishing.
- Viilma, K. & Korjus, H. 1999. Metsade looduskaitse tasemetest ja looduskaitseväärtuse hindamisest. - *Eesti Mets* nr.10: 7-11.
- Viilma, K., Öövel, J., Tamm, U., Tomson, P., Amos, T., Ostonen, I., Sorensen, P. & Kuuba, R. 2001. Eesti metsakaitsealade võrgustik. Projekti "Eesti metsakaitsealade võrgustik" lõpparuanne. - Eesti Vabariigi Keskkonnaministeerium. Triip Grupp.
- Viilma, K. 2002. Metsade looduslikkuse taastamine aitab kaitsta metsakooslusi. - *Eesti Mets* nr.4 19-22.
- Voolma, K., Süda, I. & Õunapuu, H. 1999. Puidulembeste putukate liigirikkus ja selle säilitamine majandatavates metsades. - *In: Frey, T. (Toim.), Loodusliku mitmekesisuse kaitse viisid ja vahendid*. Eesti XI Ökoloogiapäev.
- Wallenius, T. 2002. Forest age distribution and traces of past fires in a natural boreal landscape dominated by *Picea abies*. - *Silva Fennica* 36: 201-211.
- Yaroshenko, A. Y., Potapov, P. V. & Turubanova, S. A. 2001. The last intact forest landscapes of Northern European Russia. - *Greenpeace Russia*.
- Zobel, K. & Liira, J. 1997. A scale-independent approach to the richness vs biomass relationship in ground-layer plant communities. - *Oikos* 80: 325-332.
- Zobel, M. 1989. Secondary forest succession in Jarvselja, southeastern Estonia: changes in field layer vegetation. - *Annales Botanici Fennici* 26: 171-182.

Käsikirjad:

- Kalda, A. 1961. Laialehised metsad Eesti NSV-s: väitekiri bioloogiakandidaadi teadusliku kraadi taotlemiseks. Tartu Riiklik Ülikool. Käsikiri Tartu Ülikooli Raamatukogus.
- Kohv, K. 2003. Palumetsade struktuuri varieerumine majandusintensiivsuse gradiendil. Tartu Ülikool, Botaanika ja ökoloogia instituut. Käsikiri Tartu Ülikooli Raamatukogus.
- Kuuba, R. 2003. Metsade majandamine ja selle mõju metsaelustikule. Tartu Ülikool, Geograafia instituut. Käsikiri Tartu Ülikooli Raamatukogus.

- Meier, E. 2004. Metskastiku ja sinilille kasvukohatüübi metsade alustaimestu struktuur ning selle liigilise mitmekesisuse sõltuvus puistu vanusest ja majandamisest. Tartu Ülikool, Botaanika ja ökoloogia instituut. Käsikiri Tartu Ülikooli Raamatukogus.
- Parrest, O. 2005. Majandustegevuse mõju loometsade struktuurile ja liigilisele koosseisule. Tartu Ülikool, Botaanika ja ökoloogia instituut. Käsikiri Tartu Ülikooli Raamatukogus.
- Sepp, T. 2005. Sinilille kasvukohatüübi metsade struktuur majandusintensiivsuse gradiendil. Bakalaureusetöö. Tartu ülikool, Botaanika ja ökoloogia instituut. Käsikiri Tartu Ülikooli Raamatukogus.
- Sõgel, K. 2006. Erivanuseliste metsade alustaimestiku analüüs. Tartu Ülikool, Botaanika ja ökoloogia instituut. Käsikiri Tartu Ülikooli ökoloogia ja maateaduste instituudi botaanika osakonnas.

Internetileheküljed:

- Metsaekspert OÜ 2004. Rahvusvahelisel kogemusel põhineva ülevaate koostamine looduslike protsesside imiteeritavusest metsamajandusliku tegevuse käigus.
<http://www.envir.ee/orb.aw/class=file/action=preview/id=2555/Rahvusvahelisel+kogemusel+p%F5hineva+%FClevaate+koostamine+looduslike+protsesside+imiteeritavusest+metsamajandusliku+tegevuse+k%E4igus.pdf>. 20.03.2009
- Metsa majandamise eeskiri 2009. Vastu võetud keskkonnaministri 27. detsembri 2006. a määrusega nr 88 (Riigi Teataja lisa 2007, 2, 16), jõustunud 12.01.2007
<https://www.riigiteataja.ee/ert/act.jsp?replstring=33&dyn=13119089&id=12771900>
 20.03.2009.
- Metsaseadus 2009. Vastu võetud 7.06.2006. a seadusega (Riigi Teataja I 2006, 30, 232), jõustunud 1.01.2007. a., osaliselt 1.07.2007. a.
<https://www.riigiteataja.ee/ert/act.jsp?id=13119089> 20.03.2009.
- Riigimetsa Majandamise Keskus 2002/2003. Riigimetsa majandamise hea tava.
<http://www.rmk.ee/files/151Riigimetsa%20hea%20metsamajanduse%20tava.doc?PHPS ESSID=66a4a7965828f4105c4d697aefe37c23> 20.03.2009.
- Zobel, K. 2003. Botaaniline komponent bioloogilise mitmekesisuse seires: parameetrite, meetodika ja vajalike taksonoomiliste uuringute taseme analüüs. Projekti Assessment of Capacity building needs for Biodiversity and Participation in Clearing House Mechanism in Estonia (GF / 2716-01-4354) alamkomponendi lõpparuanne. Tartu Ülikool, Tartu.
<http://loodus.keskkonnainfo.ee:88/protection/monitoring/1200994371> 20.03.2009.

Andmebaasid:

- EELIS - Eesti Looduse infosüsteem
<http://eelis.ic.envir.ee/w4/default.asp?topic=qry.ART&ID=218&action=view>. 15. mai 2005.
 RMK takseerandmete geinfosüsteem 2003-2006

Kaardimaterjal:

- Eesti katastrikaart. Mõõtkava 1:10 000, Eesti Maa-amet
 Eesti põhikaart. Mõõtkava 1:10 000, Eesti Maa-amet

LISAD

LISA 1. Proovialade loetelu

Leht 1/4

Lisa 1A. Sinilille kasvukohatüübi proovialad

Lähestiku paiknevatel aladel on tähises sama number, L-looduslähedasem, M-intensiivsemalt majandatud puistu.

Jrk..	Tähis	Ala nimi	Idapikkus	Põhjalaius	Maj.indeks	Vanus
1	1L	Vihterpalu 1	26,411	58,163	8	90
2	1M	Vihterpalu 2	26,415	58,162	15	100
3	1M2	Uderna	26,406	58,181	15	140
4	2M	Vapramae 1	26,459	58,247	15	105
5	2L	Vapramäe 2	26,457	58,249	9	105
6	3M2	Kukemetsa 1	26,769	58,518	14	109
7	3L	Kukemetsa 2	26,757	58,516	0	99
8	3M	Kukemäe	26,761	58,519	11	99
9	4L	Jõgeva N1	26,317	58,745	6	106
10	4M	Jõgeva N2	26,319	58,746	16	96
11	5L	Kuremaa 1	26,518	58,748	6	116
12	5M	Kuremaa 2	26,523	58,747	17	96
13	6M	Valga N1	26,449	58,137	13	111
14	6L	Valga N2	26,415	58,113	7	80
15	7M	Plika 1	26,149	58,046	10	101
16	7L2	Plika 2	26,163	58,054	3	96
17	7L	Tõrva	25,918	58,018	3	88
18	8L	Kooraste 1	26,593	57,971	2	102
19	8M	Kooraste 2	26,582	57,968	10	97
20	9L	Otiku 1	25,572	58,977	5	95
21	10L	Rava 1	25,85	59,125	0	175
22	10M	Rava 2	25,859	59,115	9	85
23	11M	Kodasema 1	25,865	58,996	13	85
24	11L	Kodasema 2	25,83	58,995	2	115
25	12M	Haanja 1	27,058	57,714	8	134
26	12M2	Haanja 2	27,041	57,715	7	100
27	12L	Haanja 3	27,067	57,734	5	130
28	13L	Saarde 1	27,383	57,696	2	100
29	13M	Saarde 2	27,373	57,7	8	82
30	14M	Tundu 1	26,684	57,594	3	100
31	14L	Tundu 2	26,692	57,59	1	97
32	15M	Sinialliku 1	25,565	58,301	10	124
33	15L	Sinialliku 2	25,573	58,295	6	154
34	16L	Holstre 1	25,716	58,29	5	84
35	16M	Holstre 2	25,706	58,288	5	124
36	9M	Otiku 2	25,621	58,987	2	165
37	17L	Lümandu 1	24,418	58,998	5	115
38	17M	Lümandu 2	24,423	58,999	12	115
39	18L	Lipametsa 1	24,713	58,926	6	175
40	18M	Lipametsa 2	24,725	58,92	13	95
41	19L	Pööravere 1	24,609	58,674	1	147
42	20L	Salu 1	24,554	58,657	6	125
43	20M	Salu 2	24,593	58,671	19	115

Lisa 1A. Sinilille kasvukohatüübi proovialad

Leht 2/4

Lähestiku paiknevatel aladel on tähises sama number, L -looduslähedasem, M - intensiivsemalt majandatud puistu.

Jrk.	Tähis	Ala nimi	Idapikkus	Põhjalaius	Maj.indeks	Vanus
44	19M	Pööravere 2	24,613	58,671	13	97
45	21L	Naissoo	24,174	58,61	0	217
46	21M	Karinõmme	24,02	58,604	13	192
47	21L2	Mihkli	24,103	58,621	6	227
48	22L	Jauni 1	22,245	58,436	7	128
49	22M	Jauni 2	22,203	58,428	8	83
50	23L2	Viidumae N1	22,099	58,3	4	83
51	23L	Viidumae N2	22,103	58,291	2	178
52	23M	Lagenõmme	22,13	58,333	10	98
53	24L	Kuressaare 1	22,56	58,274	7	73
54	24M	Kuressaare 2	22,556	58,273	10	68
55	25M	Risti-Luigu	23,921	58,972	8	101
56	25L	Risti-Rõuma	24,063	58,969	7	116
57	26L	Risti-Keedika	23,826	59,032	2	96
58	26M	Risti-Piirsalu	24,041	59,069	5	96
59	27M	Haapse 1	25,349	59,491	7	130
60	27L	Haapse 2	25,296	59,489	3	110
61	28M	Kõnnu 1	25,885	59,398	10	88
62	28L	Kõnnu 2	25,917	59,377	3	139
63	29M	Kose 1	25,178	59,158	13	90
64	29L	Kose 2	25,177	59,161	9	170
65	30L	Märjamaa 1	24,428	58,886	1	125
66	30M	Märjamaa 2	24,453	58,892	10	90
67	31L	Käbiküla 1	24,476	59,095	6	125
68	31M	Käbiküla 2	24,505	59,079	10	90
69	32L	Jalase 1	24,6	58,977	1	110
70	32M	Jalase 2	24,66	58,948	8	95
71	33L	Vinni 1	26,504	59,27	3	123
72	33L2	Vinni 2	26,508	59,287	1	143
73	33M	Vinni 3	26,45	59,26	8	113
74	34M	Aruvälja 1	26,417	59,237	9	113
75	34L	Aruvälja 2	26,426	59,233	1	133
76	35M	Porkuni 1	26,198	59,234	2	103
77	35L	Porkuni 2	26,155	59,196	2	103
78	36L	Kõpu 1	22,213	58,926	3	118
79	36M	Kõpu 2	22,224	58,925	5	98
80	37L	Nõmba 1	22,786	58,933	7	108
81	37M	Nõmba 2	22,787	58,932	10	103
82	38L	Laitse 1	24,403	59,194	6	105
83	38M	Laitse 2	24,374	59,197	13	110

Lähestiku paiknevatel aladel on tähises sama number, L-looduslähedasem, M-intensiivsemalt majandatud puistu.

Jrk.	Tähis	Ala nimi	Idapikkus	Põhjalaius	Maj.indeks	Vanus
1	1L	Viiratsi	25.654	58.371	8	124
2	1M	Heimtali-SKV	25.516	58.320	12	104
3	2L	Konguta	26.330	58.227	13	84
4	2M	Konguta	26.286	58.237	12	89
5	2M	Konguta	26.261	58.212	13	89
6	3L	Kastre	27.108	58.361	9	89
7	4M	Rõngu	26.206	58.168	13	94
8	4L	Rõngu	26.210	58.168	5	94
9	5L	Rulli-VEP	26.024	58.045	2	83
10	5L	Rulli	25.993	58.048	3	83
11	5M	Rulli	25.993	58.046	11	88
12	6L	Kardla-VEP	26.597	58.424	6	84
13	7L	Vahi-VEP	26.706	58.441	8	89
14	8L	Retla	25.657	58.740	11	115
15	8M	Retla	25.680	58.733	14	115
16	9L	Nigula	24.713	58.051	0	92
17	9M	Orajõe1-EMKAV	24.543	57.989	5	77
18	9L	Orajõe2	24.541	57.992	0	70
19	10L	Abja-Paluoja	25.376	58.107	4	90
20	11L	Järvselja-SKV	27.324	58.278	5	95
21	12L	Järvselja	27.327	58.276	5	80
22	11M	Järvselja	27.313	58.273	13	115
23	11L	Järvselja	27.276	58.251	3	95
24	12M	Järvselja	27.327	58.277	6	80
25	13L	Kärevere-Metsis	25.457	58.691	4	124
26	13M	Võhma	25.431	58.629	6	94
27	14L	Käru_VEP	25.087	58.826	4	80
28	14M	Käru2	25.097	58.828	9	80
29	15L	Jõhvi-VEP	27.459	59.392	3	99
30	15M	Jõhvi	27.478	59.388	6	79
31	16L	Sonda-VEP	26.910	59.330	1	129
32	17L	Vägeva-VEP	26.386	58.868	2	86
33	17M	Vägeva	26.375	58.873	10	86
34	18L	Kaarepere-VEP	26.403	58.637	2	116
35	18M	Kaarepere	26.402	58.641	6	106
36	6M	Kardla	26.560	58.417	8	94
37	19M	Ristiküla	24.800	58.154	4	82
38	19L	Ristiküla-VEP	24.800	58.152	4	97
39	20M	Lähkma	24.796	58.268	21	77
40	21L	Kingi-VEP	23.846	58.440	0	87
41	21M	Kingi	23.836	58.449	17	77
42	7M	Vahi	26.706	58.439	7	89
43	22L	Laeva	26.357	58.532	3	89
44	22M	Laeva	26.404	58.554	13	86

Lisa 1B. Naadi kasvukohatüübi proovialad

Leht 4/4

Lähestiku paiknevatel aladel on tähises sama number, L-looduslähedasem, M-intensiivsemalt majandatud puistu.

Jrk.	Tähis	Ala nimi	Idapikkus	Põhjalaius	Maj.indeks	Vanus
45	3M	Kastre	27.101	58.367	22	104
46	23L	Padakõrve	27.034	58.598	3	94
47	23M	Padakõrve2	27.044	58.601	12	99
48	24L	Lokuta-VEP	24.884	58.794	7	110
49	24L	Nõlva	24.781	58.780	5	75
50	25L	Laanekuru-VEP	25.419	58.310	0	94
51	25M	Laanekuru2	25.393	58.318	20	94
52	10L	Õisu	25.535	58.211	10	94
53	10M	Õisu-VEP	25.563	58.190	12	109
54	26M	Ala	25.652	57.979	4	78
55	26L	Tüandre	25.598	57.948	2	78
56	27L	Kaagjärve	26.198	57.778	3	76
57	27M	Kaagjärve	26.197	57.777	9	78
58	28M	Mõniste	26.511	57.552	5	112
59	28L	Mõniste2	26.510	57.551	9	112
60	29L	Otepää	26.452	58.038	3	121
61	29M	Otepää2	26.447	58.038	10	76
62	20L	Surju	24.821	58.217	2	82
63	30L	Tori	24.763	58.504	4	127
64	30M	Tori2	24.704	58.487	14	87
65	31M	Audru	24.161	58.364	18	77
66	31L	Audru2	24.165	58.363	4	107
67	30L	Tori3	24.702	58.487	2	77
68	32L	Sürgavere	25.518	58.475	1	99
69	32M	Sürgavere	25.513	58.471	11	104
70	16M	Sonda1	26.898	59.345	11	79
71	33L	Sirtsu	26.896	59.285	5	109
72	33M	Sonda2	26.833	59.344	10	89
73	34L	Ahtme	27.495	59.323	3	119
74	34M	Ahtme	27.484	59.331	16	119
75	35L	Ontika	27.318	59.444	2	100
76	35M	Kohtla-Nõmme	27.187	59.349	10	95
77	36L	Ilistvere	26.809	59.060	4	84
78	36M	Ilistvere	26.814	59.059	17	74
79	37L	Mustvee	26.812	58.883	2	91
80	37M	Mustvee	26.815	58.881	19	91
81	38L	Abruka1	22.501	58.157	1	108
82	38M	Abruka2	22.507	58.149	20	98
83	38M	Abruka3	22.510	58.156	20	98
84	39L	Poruni	27.804	59.172	0	109
85	40L	Hanikatsi	23.045	58.781	5	90
86	24L	Nõlva2	24.788	58.783	4	80

Lisa 3. Proovialade rohu-puhmarindes kirjeldatud taimeliigid ja nende sagedus proovialade lõikes.

Leht 1/7

Jrk.	Liigi nimi ladina keeles	Lühend	Liigi nimi eesti keeles	Sagedus(%)	
				SL kkt.	ND kkt
1	<i>Acer platanoides</i> L.	ACERplat	harilik vaher	46	48
2	<i>Actaea spicata</i> L.	ACTEspic	salu-siumari	54	35
3	<i>Adoxa moschatellina</i> L.	ADOXmosc	muskuslill	4	2
4	<i>Aegopodium podagraria</i> L.	AEGOpoda	harilik naat	58	85
5	<i>Agrimonia eupatoria</i> L.	AGRleupa	harilik maarjalepp	4	
6	<i>Agrostis capillaris</i> L.	AGROcapi	harilik kastehein	6	1
7	<i>Agrostis stolonifera</i> L.	AGROstol	valge kastehein	2	3
8	<i>Alchemilla</i> sp. L.	ALCHsp	kortsleht	6	1
9	<i>Allium ursinum</i> L.	ALLIursi	karulauk		1
10	<i>Alnus glutinosa</i> (L.) Gaertn.	ALNUglut	sanglepp		1
11	<i>Alnus incana</i> L.	ALNUinca	hall lepp	11	14
12	<i>Anemone nemorosa</i> L.	ANEMnemo	võsaulane	81	83
13	<i>Anemone ranunculoides</i> L.	ANEMranu	kollane ülane		2
14	<i>Anemone sylvestris</i> L.	ANEMsylv	metsülane		1
15	<i>Angelica sylvestris</i> L.	ANGEsylv	harilik heinputk	16	28
16	<i>Anthemis arvensis</i> L.	ANTHArve	valge karikakar	1	
17	<i>Antoxanthum odoratum</i> L.	ANTHodor	lõhnav maarjahein	1	
18	<i>Anthriscus sylvestris</i> (L.) Hoffm.	ANTHsylv	mets-harakputk	16	9
19	<i>Aquilegia vulgaris</i> L.	AQUIvulg	harilik kurekell	11	
20	<i>Arctium</i> sp. L.	ARCTsp	takjas	1	
21	<i>Arenaria serpyllifolia</i> L.	ARENserp	harilik liivkann	2	
22	<i>Arrhenatherum elatius</i> (L.) P. Beauv. ex J.et C. Presl.	ARRHelat	kõrge raikaerik	1	7
23	<i>Asarum eurpaeum</i> L.	ASAREuro	harilik metspipar	19	34
24	<i>Asperula tinctoria</i> L.	ASPEtinc	värv-varjulill	2	
25	<i>Athyrium filix-femina</i> (L.) Roth	ATHYfili	harilik naistesõnajalg	47	79
26	<i>Betula pendula</i> Roth	BETUpend	arukask	13	7
27	<i>Betula pubescens</i> Ehrh.	BETUpube	sookask	1	10
28	<i>Brachypodium pinnatum</i> (L.) P.Beauv.	BRACpinn	sulg-aruluste	23	8
29	<i>Brachypodium sylvaticum</i> (Huds.) P. Beauv.	BRACsylv	mets-aruluste	1	5
30	<i>Briza media</i> L.	BRIZmedi	keskmise värihein	1	
31	<i>Bromus benekenii</i> (Lange) Trimen	BROMbene	varjuluste		1
32	<i>Calamagrostis arundinacea</i> (L.) Roth	CALAarun	metskastik	64	65
33	<i>Calamagrostis canescens</i> (Weber) Roth	CALAcane	sookastik		19
34	<i>Calamagrostis epigeios</i> (L.) Roth	CALAepig	jäneskastik	1	8
35	<i>Calamagrostis purpurea</i> (Trin.) Trin	CALApurp	roogkastik		1
36	<i>Caltha palustris</i> L.	CALTpalu	harilik varsakabi		8
37	<i>Campanula glomerata</i> L.	CAMPglom	kerakellukas	6	
38	<i>Campanula latifolia</i> L.	CAMPlati	laialehine kellukas	1	2
39	<i>Campanula patula</i> L.	CAMPpatu	harilik kellukas	2	2
40	<i>Campanula persicifolia</i> L.	CAMPpers	suureõiene kellukas	47	5
41	<i>Campanula rapunculoides</i> L.	CAMPrapu	kurekellukas	1	
42	<i>Campanula rotundifolia</i> L.	CAMProtu	ümaralehine kellukas		1
43	<i>Campanula trachelium</i> L.	CAMPtrac	nõgeselehine kellukas	2	3

Lisa 3. Proovialade rohu-puhmarindes kirjeldatud taimeliigid ja nende sagedus proovialade lõikes.

Leht 2/7

Jrk.	Liigi nimi ladina keeles	Lühend	Liigi nimi eesti keeles	Sagedus(%)	
				SL kkt.	ND kkt
44	<i>Cardamine amara</i> L.	CARDamar	mõru jüirilill		1
45	<i>Cardamine bulbifera</i> (L.) Crantz	CARDbulb	hammasjuur	2	1
46	<i>Cardamine impatiens</i> L.	CARDimpa	mets-jüirilill		2
47	<i>Carex canescens</i> L.	CAREcane	hallikas tarn		1
48	<i>Carex caryophylla</i> Latourr.	CAREcary	kevadtarn	1	
49	<i>Carex cespitosa</i> L.	CAREcesp	mätastarn		5
50	<i>Carex digitata</i> L.	CAREdigi	sõrmtarn	78	77
51	<i>Carex elata</i> Bell. ex All.	CAREelat	luhttarn		1
52	<i>Carex elongata</i> L.	CAREelon	pikk tarn	4	7
53	<i>Carex flacca</i> Schreb.	CAREflac	vesihaljas tarn	10	
54	<i>Carex flava</i> L.	CAREflav	kollane tarn	4	2
55	<i>Carex globularis</i> L.	CAREglob	keratarn		1
56	<i>Carex hirta</i> L.	CAREhirt	karvane tarn	1	1
57	<i>Carex leporina</i> L.	CARElepo	jänestarn		1
58	<i>Carex montana</i> L.	CAREmont	mägitar	17	2
59	<i>Carex ornithopoda</i> Willd.	CAREorni	varvastarn	23	
60	<i>Carex pallescens</i> L.	CAREpall	kahkjastarn	10	1
61	<i>Carex panicea</i> L.	CAREpani	hirsstarn	1	3
62	<i>Carex remota</i> L.	CAREremo	varjutarn	2	2
63	<i>Carex riparia</i> Curtis	CAREripa	kallastarn		1
64	<i>Carex sylvatica</i> Huds.	CAREsylv	metstarn	5	34
65	<i>Carex vaginata</i> Tausch	CAREvagi	tupptarn	23	31
66	<i>Cephalanthera rubra</i> (L.) Rich.	CEPHrubr	punane tolmea	1	
67	<i>Cerastium fontanum</i> Baumg. subsp. vulgare (Hartm.) Greuter et Burdet	CERfont	harilik kadakkaer	2	2
68	<i>Chelidonium majus</i> L.	CHElmaju	harilik vereurmarohi	1	1
69	<i>Chrysosplenium alternifolium</i> L.	CHRYalte	harilik lepiklill	1	17
70	<i>Cinna latifolia</i> (Trevir.) Griseb.	CINNlati	laialehine nestik		1
71	<i>Circaea alpina</i> L.	CIRCalpi	harilik nõiakold	10	7
72	<i>Cirsium arvense</i> (L.) Scop. var. arvense	CIRSarve	nõelohakas	1	6
73	<i>Cirsium heterophyllum</i> (L.) Hill	CIRShete	villohakas	1	14
74	<i>Cirsium oleraceum</i> (L.) Scop.	CIRSoler	seaohakas	4	58
75	<i>Cirsium palustre</i> (L.) Scop.	CIRSpalu	soo-ohakas	4	6
76	<i>Cirsium vulgare</i> (Savi) Ten.	CIRsvulg	tuliohakas	1	1
77	<i>Clinopodium vulgare</i> L.	CLINvulg	harilik mägimünt	10	1
78	<i>Convallaria majalis</i> L.	CONVmaja	harilik maikelluke	43	55
79	<i>Corylus avellana</i> L.	CORYavel	harilik sarapuu	51	44
80	<i>Crepis paludosa</i> (L.) Moench	CREPpalu	soo-koeratubakas	23	86
81	<i>Crepis praemorsa</i> (L.) Tausch	CREPprae	tõmbijuurene koeratubakas	2	
82	<i>Crepis</i> sp. L.	CREPsp	koeratubakas	23	
83	<i>Cypripedium calceolus</i> L.	CYPRcalc	kaunis kuldking		1
84	<i>Cystopteris fragilis</i> (L.) Bernh.	CYSTfrag	habras põisjalg		8
85	<i>Dactylarhiza fuchsii</i> (Druce) Soo	DACTfuch	vööthuul-sõrmkäpp	1	6
86	<i>Dactylis glomerata</i> L.	DACTglom	harilik kerahein	18	2
87	<i>Danthonia decumbens</i> DC.	DANTdecu	harilik kastekaer	1	

Lisa 3. Proovialade rohu-puhmarindes kirjeldatud taimeliigid ja nende sagedus proovialade lõikes.

Leht 3/7

Jrk.	Liigi nimi ladina keeles	Lühend	Liigi nimi eesti keeles	Sagedus(%)	
				SL kkt.	ND kkt
88	<i>Daphne mezereum</i> L.	DAPHmeze	harilik näsiniin	17	20
89	<i>Deschampsia caespitosa</i> (L.) P. Beauv.	DESCcaes	luht-kastevars	47	45
90	<i>Deschampsia flexuosa</i> (L.) Trin.	DESCflex	võnk-kastevars	2	
91	<i>Dryopteris austiaca</i> (Jacq.) Woy. Ex Schinz et Thell.	DRYOaust	austria sõnajalg		2
92	<i>Dryopteris carthusiana</i> (Vill) H.P.Fuchs	DRYOcart	ohtene sõnajalg	54	76
93	<i>Dryopteris cristata</i> (L.) A. Gray	DRYOcris	suga-sõnajalg	1	
94	<i>Dryopteris expansa</i> (C. Presl.) Fraser-Jenk. et Jermy	DRYOexpa	laiuv sõnajalg	7	37
95	<i>Dryopteris filix-mas</i> (L.) Schott	DRYOfil	maarja-sõnajalg	46	35
96	<i>Elymus caninus</i> (L.) L.	ELYMcani	koera-orashein	10	14
97	<i>Elymus repens</i> (L.) Gould	ELYMrepe	harilik orashein	1	
98	<i>Epilobium adenocaulon</i> Hausskn.	EPILaden	mets-pajulill		2
99	<i>Epilobium angustifolium</i> L.	EPILangu	ahtalehine põdrakanep	6	8
100	<i>Epilobium hirsutum</i> L.	EPILhirs	karvane pajulill		2
101	<i>Epilobium montanum</i> L.	EPILmont	mägi-pajulill	6	12
102	<i>Epilobium parviflorum</i> Schreb.	EPILparv	väikeseõiene pajulill		1
103	<i>Epilobium</i> sp. L.	EPILsp	pajulill	1	
104	<i>Epipactis atrorubens</i> (Hoffm. Besser	EPIPatro	tumepunane neiuvaip		1
105	<i>Epipactis helleborine</i> (L.) Crantz	EPIPhell	laialehine neiuvaip		23
106	<i>Equisetum arvense</i> L.	EQUIarve	põldosi		1
107	<i>Equisetum palustre</i> L.	EQUIpalu	soo-osi		1
108	<i>Equisetum pratense</i> Ehrh.	EQUIprat	aasosi	25	71
109	<i>Equisetum sylvaticum</i> L.	EQUIsylv	metsosi	7	56
110	<i>Eupatorium cannabinum</i> L.	EUPAcann	harilik vesikanep		3
111	<i>Festuca arundinacea</i> Schreb.	FESTarun	roog-aruhein	1	
112	<i>Festuca gigantea</i> (L.) Vill.	FESTgiga	suur aruhein	1	7
113	<i>Festuca ovina</i> L.	FESTovin	lamba-aruhein	6	
114	<i>Festuca pratensis</i> Huds.	FESTprat	harilik aruhein	1	
115	<i>Festuca rubra</i> L.	FESTrubr	punane aruhein	11	1
116	<i>Filipendula ulmaria</i> (L.) Maxim.	FILulma	harilik angervaks	10	70
117	<i>Filipendula vulgaris</i> Moench	FILivulg	angerpist	18	
118	<i>Fragaria vesca</i> L.	FRAGvesc	metsmaasikas	96	65
119	<i>Frangula alnus</i> Mill.	FRANalnu	harilik paakspuu	16	16
120	<i>Fraxinus excelsior</i> L.	FRAXexce	harilik saar	24	60
121	<i>Galeobdolon luteum</i> Huds.	GALElute	koldnõges	37	73
122	<i>Galeopsis</i> sp. L	GALEsp	kõrvik	11	
123	<i>Galeopsis tetrahit</i> L.	GALEtetr	kare kõrvik		9
124	<i>Galium album</i> Mill	GALIalbu	valge madar	23	2
125	<i>Galium boreale</i> L.	GALIbore	värvmadar	35	1
126	<i>Galium mollugo</i> L.	GALImoll	pehme madar	18	1
127	<i>Galium odoratum</i> (L.) Scop	GALIdodor	lõhnav madar	4	24
128	<i>Galium palustre</i> L.	GALIpalu	soomadar	2	23
129	<i>Galium rivale</i> (Sibth.et Sm.) Griseb.	GALIriva	ojamadar	1	
130	<i>Galium uliginosum</i> L.	GALIulig	lodumadar		2
131	<i>Galium verum</i> L.	GALIveru	hobumadar	1	

Lisa 3. Proovialade rohu-puhmarindes kirjeldatud taimeliigid ja nende sagedus proovialade lõikes.

Leht 4/7

Jrk.	Liigi nimi ladina keeles	Lühend	Liigi nimi eesti keeles	Sagedus(%)	
				SL kkt.	ND kkt
132	<i>Geranium palustre</i> L.	GERApalu	soo-kurereha	2	5
133	<i>Geranium robertianum</i> L.	GERArobe	haisev kurereha	1	
134	<i>Geranium sanguineum</i> L.	GERAsang	verev kurereha	4	
135	<i>Geranium sylvaticum</i> L.	GERAsylv	mets-kurereha	53	8
136	<i>Geum rivale</i> L.	GEUMriva	ojamõõl	71	77
137	<i>Geum urbanum</i> L.	GEUMurba	maamõõl	19	7
138	<i>Glechoma hederaceae</i> L.	GLEChede	harilik maajalg (kassiratas)	7	1
139	<i>Glyceria lithuanica</i> (Gorski) Gorski	GLYClith	kahar parthein		1
140	<i>Glyceria maxima</i> (Hartm.) Holomb.	GLYCmaxi	suur parthein		1
141	<i>Glyceria plicata</i> (Fr.) Fr	GLYCplic	voldine parthein		2
142	<i>Gymnocarpium dryopteris</i> (L.) Newman	GYMNdryo	harilik kolmissõnajalg	40	58
143	<i>Helictotrichon pratense</i> (L.) Besser	HELIprat	arukaerand	1	
144	<i>Hepatica nobilis</i> Schreb.	HEPAnobi	harilik sinilill	87	74
145	<i>Heracleum sibiricum</i> L.	HERAsibi	siberi karuputk	1	
146	<i>Hierochloe odorata</i> (L.) P.Beauv.	HIERodor	harilik lõhnhein	1	
147	<i>Hieracium</i> sp. L.	HIERsp	huditubakas	25	
148	<i>Humulus lupulus</i> L.	HUMUlupu	harilik humal		1
149	<i>Huperzia selago</i> (L.) Bernh. Ex Schrank et Mark.	HUPEsela	harilik ungrukold	4	3
150	<i>Hypericum maculatum</i> Crantz	HYPEmacu	kandiline naistepuna	19	6
151	<i>Hypericum perforatum</i> L.	HYPEperf	liht-naistepuna	24	2
152	<i>Impatiens noli-tangere</i> L.	IMPAnoli	õrn lemmalts	2	30
153	<i>Impatiens parviflora</i> DC.	IMPparv	väikeseõiene lemmalts	16	7
154	<i>Iris pseudacorus</i> L.	IRISpseu	kollane võhumõök		1
155	<i>Juncus conglomeratus</i> L.	JUNCcong	keraluga		2
156	<i>Juncus effusus</i> L.	JUNCeffu	harilik luga		7
157	<i>Juniperus communis</i> L.	JUNIcomm	harilik kadakas	1	
158	<i>Knautia arvensis</i> (L.) Coult.	KNAUarve	harilik äiatar	6	
159	<i>Laserpitium latifolium</i> L.	LASElati	laialehine kareputk	1	1
160	<i>Lathyrus niger</i> (L.) Bernh.	LATHnige	must seahernes	2	
161	<i>Lathyrus pratensis</i> (L.)	LATHprat	aas-seahernes	10	6
162	<i>Lathyrus sylvestris</i> L.	LATHsylv	mets-seahernes	2	
163	<i>Lathyrus vernus</i> (L.) Bernh.	LATHvern	kevadine seahernes	53	69
164	<i>Leucanthemum vulgare</i> Lam.	LEUCvulg	harilik härjasilm	1	
165	<i>Libanotis montana</i> Crantz	LIBAmont	vahelmine põdrajuur	1	
166	<i>Linnea borealis</i> L.	LINNbore	harilik harakkuljus	2	
167	<i>Listera ovata</i> (L.) R. Br.	LISTovat	suur käopõll	11	2
168	<i>Lonicera xylosteum</i> L.	LONIXylo	harilik kuslapuu	71	47
169	<i>Lunaria rediviva</i> L.	LUNAredi	mets-kuukress		1
170	<i>Luzula pallidula</i> Kirschner	LUZUpall	kahkjäs piiphein		1
171	<i>Luzula pilosa</i> (L.) Willd.	LUZUpilo	karvane piiphein	88	66
172	<i>Lychnis flos-cuculi</i> L.	LYCHflos	käokann		5
173	<i>Lychnis viscaria</i> L.	LYCHvisc	tõrvalill	1	
174	<i>Lycopodium annotinum</i> L.	LYCOanno	kattetekold	8	7
175	<i>Lycopodium clavatum</i> L.	LYCOclav	karukold		2

Lisa 3. Proovialade rohu-puhmarindes kirjeldatud taimeliigid ja nende sagedus proovialade lõikes.

Leht 5/7

Jrk.	Liigi nimi ladina keeles	Lühend	Liigi nimi eesti keeles	Sagedus(%)	
				SL kkt.	ND kkt
176	<i>Lycopus europaeus</i> L.	LYCOeuro	harilik parkhein		2
177	<i>Lysimachia nummularia</i> L.	LYSInumm	roomav metsvits		1
178	<i>Lysimachia thyriflora</i> L.	LYSIthyr	ussilill		1
179	<i>Lysimachia vulgaris</i> L.	LYSIVulg	harilik metsvits	2	26
180	<i>Maianthemum bifolium</i> (L.) F.W. Schmidt	MAIAbifo	leseleht	72	79
181	<i>Malus sylvestris</i> (L.) Mill	MALUsylv	mets-õunapuu	2	
182	<i>Matteuccia struthiopteris</i> (L.) Tod.	MATTstru	laanesõnajalg		5
183	<i>Melampyrum nemorosum</i> L.	MELAnemo	harilik härghein	13	8
184	<i>Melampyrum pratense</i> L.	MELAprat	palu-härghein	29	8
185	<i>Melampyrum sylvaticum</i> L.	MELAsylv	mets-härghein	31	6
186	<i>Melica nutans</i> L.	MELInuta	longus helmikas	69	56
187	<i>Mentha arvensis</i> L.	MENTarve	põldmünt	5	2
188	<i>Mercurialis perennis</i> L.	MERCpere	püsik-seljarohi	8	63
189	<i>Milium effusum</i> L.	MILIEffu	harilik saluhein	12	64
190	<i>Moehringia trinervia</i> (L.) Clairv.	MOEHtrin	harilik võsalill	12	3
191	<i>Molinia carulea</i> (L.) Moench	MOLICAer	harilik sinihelmikas		2
192	<i>Monotropa hypopitys</i> L.	MONOhypo	harilik seenlill	4	1
193	<i>Mycelis muralis</i> (L.) Dumort.	MYCEmura	harilik jänesesalat	66	34
194	<i>Myosotis scorpioides</i> L. [<i>M. palustris</i> (L.) Hill]	MYOSscor	soo-lõosilm	1	6
195	<i>Myosotis</i> sp. L.	MYOSSp	lõosilm	4	1
196	<i>Myosotis sylvatica</i> Hoffm.	MYOSSylv	mets-lõosilm	1	
197	<i>Neottia nidus-avis</i> (L.) Rich.	NEOTnidu	pruunikas pesajuur		6
198	<i>Origanum vulgare</i> L.	ORIGvulg	harilik pune	11	
199	<i>Orthilia secunda</i> (L.) House	ORTHsecu	harilik lakkleht	28	12
200	<i>Oxalis acetosella</i> L.	OXALacet	harilik jänesekapsas	84	97
201	<i>Padus avium</i> Mill.	PADUaviu	harilik toomingas	35	42
202	<i>Paris quadrifolia</i> L.	PARIquad	harilik ussilakk	76	70
203	<i>Phalaris arundinacea</i> L.	PHALARun	päideroog	1	3
204	<i>Phegopteris connectilis</i> (L.) Sloss.	PHEGconn	mets-soosõnajalg	2	15
205	<i>Phyteuma spicatum</i> L.	PHYTspic	tähk-rapuntsel	1	2
206	<i>Picea abies</i> (L.) H. Karst.	PICEabie	harilik kuusk	31	41
207	<i>Pilosella officinarum</i> F.W. Schultz et Sch. Bip.	PILOoffi	harilik karutubakas	5	
208	<i>Pimpinella saxifraga</i> L.	PIMP saxi	harilik näär	1	
209	<i>Pinus sylvestris</i> L.	PINUsylv	harilik mänd	8	3
210	<i>Plantago major</i> L.	PLANTmaj	suur teeleht	1	1
211	<i>Platanthera bifolia</i> (L.) Rich.	PLATbifo	kahelehine käoheel	1	6
212	<i>Platanthera chloranta</i> (Custer) Rchb.	PLATchlo			3
213	<i>Platanthera</i> sp. (L.) Rich.	PLATsp	käoheel	1	
214	<i>Poa angustifolia</i> L.	POA_angu	ahtalehine nurmikas	2	
215	<i>Poa nemoralis</i> L.	POA_nemo	salunurmikas	8	13
216	<i>Poa palustris</i> L.	POA_palu	soonurmikas		2
217	<i>Poa trivialis</i> L.	POA_triv	harilik nurmikas		1
218	<i>Polygonum lapathifolium</i> L.	POLYLapa	kahar kirburohi		1

Lisa 3. Proovialade rohu-puhmarindes kirjeldatud taimeliigid ja nende sagedus proovialade lõikes.

Leht 6/7

Jrk.	Liigi nimi ladina keeles	Lühend	Liigi nimi eesti keeles	Sagedus(%)	
				SL kkt.	ND kkt
219	<i>Polygonatum multiflorum</i> (L.) All.	POLYmult	mitmeõiene kuutõverohti	1	7
220	<i>Polygonatum odoratum</i> (Mill.) Druce	POLYodor	harilik kuutõverohti	18	5
221	<i>Polypodium vulgare</i> L.	POLYvulg	kivi-imar	1	
222	<i>Populus tremula</i> L.	POPUtrem	harilik haab	16	58
223	<i>Potentilla erecta</i> (L.) Rausch.	POTEerec	tedremaran	16	7
224	<i>Potentilla reptans</i> L.	POTErept	roomav maran	6	
225	<i>Primula veris</i> L.	PRIMveri	harilik nurmenukk	23	1
226	<i>Prunella vulgaris</i> L.	PRUNvulg	harilik käbihein	14	8
227	<i>Pteridium aquilinum</i> (L.) Kuhn	PTERaqui	kilpjalg	28	12
228	<i>Pulmonaria obscura</i> Dumort. [<i>P. officinalis</i> auct.]	PULMoffi	harilik kopsurohti	10	43
229	<i>Pyrola rotundifolia</i> L.	PYROrotu	ümaralehine uibuleht	16	6
230	<i>Quercus robur</i> L.	QUERrobu	harilik tamm	36	22
231	<i>Ranunculus acris</i> L.	RANUacri	kibe tulikas	16	1
232	<i>Ranunculus auricomus</i> L.	RANUauri	kuldtulikas	8	8
233	<i>Ranunculus cassubicus</i> L.	RANUcass	metstulikas	47	79
234	<i>Ranunculus polyanthemus</i> L.	RANUpoly	mitmeõiene tulikas	6	
235	<i>Ranunculus repens</i> L.	RANUrepe	roomav tulikas	28	43
236	<i>Rhamnus cathartica</i> L.	RHAMcath	harilik türnpuu	7	2
237	<i>Ribes alpinum</i> L.	RIBEalpi	mage sõstar	48	30
238	<i>Ribes nigrum</i> L.	RIBEnigr	must sõstar	2	19
239	<i>Ribes rubrum</i> L.	RIBErubr	punane sõstar	12	3
240	<i>Rosa</i> sp. L.	ROSAsp	kibuvits	2	1
241	<i>Rubus caesius</i> L.	RUBUcaes	põldmurakas	7	1
242	<i>Rubus idaeus</i> L.	RUBUidae	harilik vaarikas	52	65
243	<i>Rubus saxatilis</i> L.	RUBUsaxa	lillakas	92	84
244	<i>Rumex acetosella</i> L.	RUMEacet	väike oblikas	1	
245	<i>Salix caprea</i> L.	SALUcapr	raagremmelgas		1
246	<i>Salix</i> sp. L.	SALUisp	paju	4	1
247	<i>Sambucus racemosa</i> L.	SAMBrace	punane leeder	1	
248	<i>Sanicula europaea</i> L.	SANUeuro	euroopa metsputk	4	6
249	<i>Scirpus sylvaticus</i> L.	SCIRsylv	metskõrkjas		3
250	<i>Scorzonera humilis</i> L.	SCORhumi	madal mustjuur	4	
251	<i>Scrophularia nodosa</i> L.	SCROnodo	harilik sealõuarohti	1	12
252	<i>Scutellaria galericulata</i> L.	SCUTgale	harilik tihashain		8
253	<i>Senecio jacobaea</i> L.	SENEjaco	voolme-ristirohti		1
254	<i>Sesleria caerulea</i> (L.) Ard.	SESLcaer	harilik lubikas	1	
255	<i>Solanum dulcamara</i> L.	SOLAdulc	harilik maavits		2
256	<i>Solidago virgaurea</i> L.	SOLUvirg	harilik kuldvits	51	42
257	<i>Sonchus arvensis</i> L.	SONCarve	põld-piimohakas	2	2
258	<i>Sorbus aucuparia</i> L.	SORBaucu	harilik pihlakas	80	72
259	<i>Sorbus intermedia</i> (Ehrh.) Pers.	SORBinte	pooppuu	1	
260	<i>Stachys palustris</i> L.	STACpalu	soo-nõianõges		1
261	<i>Stachys sylvatica</i> L.	STACsylv	mets-nõianõges	6	27

Lisa 3. Proovialade rohu-puhmarindes kirjeldatud taimeliigid ja nende sagedus proovialade lõikes.

Leht 7/7

Jrk.	Liigi nimi ladina keeles	Lühend	Liigi nimi eesti keeles	Sagedus(%)	
				SL kkt.	ND kkt
262	<i>Stellaria graminea</i> Muhl. ex Willd.	STELgram	varju-tähthein	2	1
263	<i>Stellaria holostea</i> L.	STELholo	mets-tähthein	23	49
264	<i>Stellaria longifolia</i> Muhl. ex Willd.	STELlong	varju-tähthein		1
265	<i>Stellaria media</i> (L.) Vill.	STELmedi	vesihein	14	8
266	<i>Stellaria nemorum</i> L.	STELnemo	salu-tähthein	16	50
267	<i>Succisa pratensis</i> Moench	SUCCprat	harilik peetriteht	8	6
268	<i>Swida sanguinea</i> (L.) Opiz	SWIDsang	verev kontpuu	4	
269	<i>Taraxacum officinale</i> F. H. Wigg. (coll.)	TARAoffi	harilik võilill	28	3
270	<i>Thalictrum aquilegifolium</i> L.	THALaqui	kurekell-ängelhein		8
271	<i>Thelypteris palustris</i> Schott	THELpalu	hailik soosõnajalg		3
272	<i>Tilia cordata</i> Mill.	TILCord	harilik pärn		22
273	<i>Trientalis europaea</i> L.	TRIEeuro	harilik laanelill	28	49
274	<i>Trifolium hybridum</i> L.	TRIFhybr	roosa ristik	2	
275	<i>Trifolium medium</i> L.	TRIFmedi	keskmise ristik	7	
276	<i>Trifolium pratense</i> L.	TRIFprat	aasristik (punane ristik)	1	
277	<i>Trollius europaeus</i> L.	TROLeuro	harilik kullerkupp	4	8
278	<i>Tussilago farfara</i> L.	TUSSfarf	paiseleht	13	12
279	<i>Ulmus glabra</i> Huds.	ULMUglab	harilik jalakas	4	27
280	<i>Urtica dioica</i> L.	URTI dioi	kõrvenõges	22	30
281	<i>Vaccinium myrtillus</i> L.	VACCmyrt	harilik mustikas	41	31
282	<i>Vaccinium vitis-idaea</i> L.	VACCviti	harilik pohl	30	15
283	<i>Valeriana officinalis</i> L.	VALEoffi	harilik palderjan	13	1
284	<i>Verbascum nigrum</i> L.	VERBnigr	must vägihein	4	
285	<i>Veronica chamaedrys</i> L.	VEROcham	külmamailane	70	23
286	<i>Veronica longifolia</i> L.	VEROlong	pikalehine mailane	1	
287	<i>Veronica officinalis</i> L.	VEROoffi	harilik mailane	54	9
288	<i>Veronica scutellata</i> L.	VEROscut	kännasmalane		1
289	<i>Viburnum opulus</i> L.	VIBUopul	harilik lodjapuu	34	22
290	<i>Vicia cassubica</i> L.	VICICass	püstine hiirehernes	2	3
291	<i>Vicia cracca</i> L.	VICIcrac	harilik hiirehernes	8	
292	<i>Vicia sepium</i> L.	VICIsipi	aed-hiirehernes	46	28
293	<i>Vicia sylvatica</i> L.	VICIsylv	mets-hiirehernes	31	13
294	<i>Viola canina</i> L.	VIOLcani	koerkannike	35	6
295	<i>Viola collina</i> Besser	VIOLcoll	kinkkannike	2	
296	<i>Viola epipsila</i> Lebed.	VIOLepip	turvaskannike		8
297	<i>Viola hirta</i> L.	VIOLhirt	karvane kannike	1	
298	<i>Viola mirabilis</i> L.	VIOLmira	imekannike	65	69
299	<i>Viola palustris</i> L.	VIOLpalu	sookannike		2
300	<i>Viola riviniana</i> Rchb.	VIOLrivi	võsakannike	52	53

Lisa 4. Proovialade puu- ja põõsarinde struktuuritunnuste ordinatsioonil kasutatud tunnuste loetelu.

Leht 1/2

Tunnus	Teisendus	Selgitus
LR_Po	log	Põõsarinde liigirikkus
SPlama_kõva		Lamava kõva surnud puidu esinemine
SPlama_pehme		Pehme lamava surnud puidu esinemine
SPI_kõdu		Kõdunenud lamava surnud puidu esinemine
LamaSP	log	Lamava surnud puidu rinnaspindala
Diam.kl.0-2		0-2 cm läbimõõduga puude esinemine proovialal
Diam.kl.2-8		0-8 cm läbimõõduga puude esinemine
Diam.kl.8-20		8-20 cm läbimõõduga puude esinemine
Diam.kl.40-80		40-80 cm läbimõõduga puude esinemine
Diam.kl.80..		Üle 80 cm läbimõõduga puude esinemine
Diam.kl. arv	log	Diameetriklasside (0-2, 2-8, 8-20, 40-80, 80-... cm) arv
Rinne 1..4 O	log	Kõrgusvahemiku "1-4m" okaspuude liituvus
Rinne 1..4 L	log	Kõrgusvahemiku "1-4m" lehtpuude liituvus
Rinne 4..10 O	log	Kõrgusvahemiku "4-10m" okaspuude liituvus
Rinne 4..10 L	log	Kõrgusvahemiku "4-10m" lehtpuude liituvus
Rinne 10..25 O	log	Kõrgusvahemiku "10-25m" okaspuude liituvus
Rinne 10..25 L	log	Kõrgusvahemiku "10-25m" lehtpuude liituvus
Rinne 25..O	log	Kõrgusvahemiku "üle 25m" okaspuude liituvus
Rinne 25..L	log	Kõrgusvahemiku "üle 25m" lehtpuude liituvus
Eril.P		Eriliste puude esinemine
Liituvus	log	Liituvuse hinnang
Spseis	log	Seisva surnud puidu rinnaspindala
RP_Ma	log	Männi rinnaspindala
RP_Ku	log	Kuuse rinnaspindala
RP_Ks	log	Kase rinnaspindala
RP_Hb	log	Haava rinnaspindala
RP_Lv	log	Rommelga rinnaspindala
RP_Re	log	Laialehiste puude rinnaspindala
RP_Llpuud	log	Haava rinnaspindala
RP<40cm	log	Alla 40 cm diameetriga puude rinnaspindala
RP>40cm	log	Üle 40 cm diameetriga puude rinnaspindala
RP_sum	log	Rinnaspindala
RP_Leht	log	Lehtpuude rinnaspindala
Peap%	arcsin	Peapuuliigi osakaal
RP_Okas	log	Okaspuude rinnaspindala
LR_Pu	log	Puuliikide arv
Po_K	log	Põõsaste katvus
Jk_arv	log	Noorte puude arv 100 m ² -1
LR_Jk	log	Noorte puude liigirikkus 100 m ² -1
RR_katv	log	Rohurinde katvus
SamblaK	log	Samblarinde katvus
LR_ala	log	Rohu-puhmarinde soontaimede liigirikkus
LR_rel	arcsin	Prooviruudu soontaimede LR/ Prooviala soontaimede LR
GramK	arcsin	Graminoidide katvus

Lisa 4. Proovialade puu- ja põõsarinde struktuuritunnuste ordinatsioonil kasutatud tunnuste loetelu

Leht 2/2

Tunnus	Teisendus	Selgitus
T_heide		Tuuleheite esinemine
T_murd		Tuulemuru esinemine
Pseen_sur		Puiduseente esinemine surnud puidul
Pseen_elu		Puiduseente esinemine elus puidul
Put_y5		Putukate väljumisaugud (5-10 mm)
Put_y10		Putukate väljumisaugud (>10 mm)
Rähn		Rähni tegevusjälgede esinemine
SM_Neckera		Sambla <i>Neckera</i> esinemine
SB_Habe		Habesambliku esinemine
SB_Narm		Narmassambliku esinemine
SB_Kops		Kopsusambliku esinemine
SB_Kilp		Kilpsambliku esinemine
IndSB_epif		Epifüütsete krüptogaamide (eeldatavalt loodusliku metsa indikaatorid (vt ptk 2.3 Prooviala kirjeldamine) esinemine
HeideMurd_2		Tuuleheite või -muru sage (üle ühe juhu 30 m raadiuses) esinemine