

Tartu Ülikool
Loodus- ja tehnoloogiateaduskond
Ökoloogia ja Maateaduste Instituut
Botaanika osakond

Ilmar-Jürgen Rammi

Teede mõju boreaalsete metsade alustaimestikule

Magistritöö

Juhendajad: Taavi Paal (MSc)

Jaan Liira (PhD)

Tartu 2013

Sisukord

1. Sissejuhatus	3
1.1. Fragmenteerumine ja servaepekt	4
1.2. Teest tingitud mõjud	5
1.3. Taimeliikide levik servades	5
1.4. Töö eesmärgid.....	8
2. Materjal ja metoodika	9
2.1. Välitööd	9
2.2. Andmetöötlus.....	11
3. Tulemused.....	14
3.1. Ordinatsioonanalüüs	14
3.2. Üldine liigirikkus	16
3.3. Servaliikide liigirikkus.....	18
3.4. Metsaliikide liigirikkus	18
3.5. Liikide tunnustepõhised analüüsid.....	20
4. Arutelu.....	24
Kokkuvõte	28
Summary.....	29
Tänuavaldused.....	30
Kasutatud kirjandus	31

1. Sissejuhatus

Teed on ühed püsivamad ja enim levinumad inimkonstruktsioonid looduses. Pindalaliselt hõlmavad teed mõne üksiku protsendi kogu maismaast, kuid nende hinnanguline mõjupiirkond on 10-20 korda suurem, ulatudes vähemalt viiendikuni maismaa pindalast (Forman & Alexander, 1998). Ameerika Ühendriikides on vaid 18% territooriumist teedest kaugemal kui 1000 meetrit (Riitters & Wickham, 2003), mis tähendab, et teoreetiliselt on 4/5 riigist autoga ligipääsetav ja lühikese jalutuskäigu kaugusel. Seega mõjutab väikesepindalaline ja suhteliselt lineaarne inimtekkeline koridor lokaalset loodust suurel määral. Sellise efekti taga on mitmeid põhjusi, mis on tingitud tee ehitusest ja sellele järgnevast tee kasutamisest (Gelbard & Belnap, 2003) ning mis jätkuvad isegi liikluskoormuse lõppemisel (Godefroid & Koedam, 2004).

Teeökoloogia on spetsiaalne uurimissuund, mis uurib nii teede servi kui otsib vastuseid küsimusele, kas nende lähimas ümbruses on tegemist rohkem kuntsliku või loodusliku kooslusega (Forman, 1998). Spetsiifilise kooslusetüübiga on tegemist juhul, kui vaadelda teeservi niiduliikide refuugiumina, sest hoolimata ühiste liikide suurest hulgast teede servades ja rohumaadel on siiski tegemist tugevalt häiritud keskkonnaga, mistõttu ei saa seda võrrelda tüüpilise loodusliku kooslusega (Tikka *et al.*, 2000). Metsade puhul on teeökoloogia peamiseks uurimisteenaks, kas teeservas on tegemist metsa- või avakooslusega ning kas teed ümbritseva koosluse ökotoni peaks vaatlema omaette ökosüsteemina (Lugo & Gucinski, 2000). Selline lähenemine on põhjendatud, kui arvestada, et suletud puistu serv on õhus lenduvate toitainete ja reostusega seotud kemikaalide koondaja (Weathers *et al.*, 2001). Sel juhul on servaala ja tee mõjualast kaugemal olev kooslus erinevate keskkonnatingimustega. Metsade siseosades peaksid tavalised metsataimed suutma konkureerida väljast sisselevinud liikidega, kuna mets on enamasti spetsiifiliselt limiteeritud ressurssidega ning seetõttu domineerivad metsas stressitolerantsed liigid (Massant *et al.*, 2009). Ent tee olemasolu võib muuta ressursside kättesaadavust ja tekitada uusi vabu nišše, mis põhjustab muutuseid konkurentsisuhtes. Nii lisanduvad või hakkavad domineerima teeservades ja nende vahetus lähedus uued liigid, mida antud koosluses pole enne olnud (Gilbert & Lechowicz, 2005).

1.1. Fragmenteerumine ja servaepekt

Teest põhjustatud märkamatu efekt on looduskoosluste fragmenteerumine, sest see avaldub kõigi teedest tekitaud servade ühismõjuna. Rootsisis uuriti servade ja fragmenteerituse seost boreaalses kliimavöötmes ning leiti, et natuke üle 60% servadest on inimtekkelised ja nende seast umbes kolmandik on tingitud teede olemasolust (Jansson *et al.*, 2011). Samas hinnati teede olulisust fragmenteerituses madalaks, kuigi keskenduti keskmiselt 13m laiadele teedele ja kitsamaid kui 5m laiauseid teid ei arvestatud. Siiski ei saa fragmenteeritusele hinnangut anda ainult teede tiheduse (ühikuks km/km^2) kaudu, sest tähtis on nende ruumiline paiknemine - mida ühtlasemalt on teedevõrk jaotunud üle territooriumi, seda suurema tõenäosusega on ühtne metsamassiivi jagatud väiksemateks osadeks ehk seda suurem on fragmenteerumise mõju (Tinker *et al.*, 1998; Meddens *et al.*, 2008). Tee nagu ka teiste inimtekkeliste tegurite (nt. lageraiete) puhul on iseloomulikuks servaepekti tõttu vähenenud välisteguritest puutumata koosluste siseosa pindala. On väidetud, et lineaarsetest struktuuridest põhjustatud servaepekt mõjutab tugevamalt metsa siseosa, sest mõjutegurile on korraga avatud metsamassiivi terve üks külg (Harper *et al.*, 2005).

Servaepekt seisnebki selles, et väliste tegurite mõju metsa sisemusse on suurem, kui metsa enda mõju teda ümbritsevale alale (Burton, 2002). See tähendab, et mets ei suuda tasakaalustada välismõjusid, hoidmaks stabiilset sisekeskkonda juba servajoonest alates. Kõige ilmsema ja tugevama efektiga on valgusolude ja sellega seotud tegurite muutumine. Sõltuvalt võrastiku katvusest ja metsatüübist võib teede ääres valguse muutus metsa sisemusse olla umbes 6m ning mulla temperatuuri muutus 3m ulatusega (Delgado *et al.*, 2007), kuid sellest ühest uurimisest ei saa teha üldisatud järeldusi, sest servaepekti uurimistulemused on suhteliselt vastakad. Näiteks on leitud, et valguse intensiivsuse muutus sõltub naaberkooslusest ja serva orienteeritusest (Matlack, 1994; Gehlhausen *et al.*, 2000), samas kui teistes uuringutes on valguse muutus servast metsa sisemusse suhteliselt nõrk (Honnay *et al.*, 2002). Sageli püütaksegi leida seoseid keskkonnatingimuste ja koosluse muutuste vahel, kuid järeldustes nenditakse, et kuigi koosluse muutust kirjeldavad sageli kõige paremini võra avatus ja mulla niiskus, siis tekkinud servakooslus varieerub rohkem, kui keskkonnafaktorid seda seletada suudavad (Gehlhausen *et al.*, 2000; Godefroid & Koedam, 2004; Flory & Clay, 2009).

1.2. Teest tingitud mõjud

Hoolimata maastikuskaalas mõjudest, on igal teel lisaks kohalik mõju, mis tuleneb nende füüsilisest kohalolust ja kasutamiskoormusest. Esmane tugev negatiivne mõju looduskooslusele algab tee ehitamisest, sest selle käigus eemaldatakse lokaalne taimkate (Skrindo & Halvorsen, 2008; Zeng *et al.*, 2011). Mõnikord sarnaneb see lihtsa häiringuga, kuid vahel lisanduvad muutused keskkonnatingimustes teedal ja selle vahetus ümbruses. Nii toimub mullapinnase tihenemine ehitusest ja hilisemast liiklustihedusest, mis takistab paljude taimede kasvu (Buckley *et al.*, 2003). Mullatiheduse suurenemise tõttu väheneb lämmastiku mineraliseerumise kiirus, sest see protsess on seotud hapniku hulgaga mullas (Ebrecht & Schmidt, 2003). Samuti toimub mulla pH suurenemine, eeskätt lubjarikaste täitematerjalide, nagu paekivikillustiku, kasutamise tõttu (Godefroid & Koedam, 2004; Rose & Hermanutz, 2004). Kõik see tekitab sobivaid kasvutingimusi paljudele metsale mitteomastele liikidele. Madalama teekattetüübiga teede korral paiskub liikluse tõttu õhku tolm, mis võib takistada taimede fotosünteesi (Spellerberg, 1998; Coffin, 2007). Heitgaasidest tulenev reostus suurendab lämmastiku hulka mullas (Angold, 1997), mis sageli kajastub nitrofiilsete liikide lisandumises taimekooslusesse (Bernhardt-Römermann *et al.*, 2006). Kooslus võib muutuda ka tee kaudsete mõjude tõttu. Näiteks lämmastikuisalduse kasvades taimede kudedes, suureneb patogeenide rünnaku tõenäosus ning see omakorda põhjustab peremeestaimede ohtruse vähenemist ja annab eelise teistele haiguskindamatele liikidele (Nordin *et al.*, 2005).

1.3. Taimeliikide levik servades

Enamasti toimub taimekoosluse märkimisväärne muutus teede ääres esimese viie meetri jooksul alates puude piirist metsa servas (Watkins *et al.*, 2003; Godefroid & Koedam, 2004; Hansen & Clevenger, 2005; McDonald & Urban, 2006; Arévalo *et al.*, 2008; Avon *et al.*, 2010). Tegemist on üleminekutsooniga, kus keskkonnatingimused muutuvad metsale järjest omasemaks, mistõttu väheneb avatud koosluse ja suureneb metsaliikide ohtrus. Võrreldes liigirikkust teeservas ja metsa sisemuses, on viimane enamasti liigivaesem, sest tee kohal oleva avatud puudevõrastiku tõttu kasvavad servas lisaks metsaliikidele ka ruderaalsed ja avatud koosluste liigid (Matlack, 1994; Ebrecht & Schmidt, 2003; Massant *et al.*, 2009; Arévalo *et al.*, 2010). Liigiline koosseis muutub tugevalt vastavalt teekatte kvaliteedile, st. asfaltteede ääres leidub rohkem liike kui pinnasteede läheduses, mida seletatakse laiemate teeservade, intensiivsemate

teehooldustööde ja liiklustihedusega (Buckley *et al.*, 2003; Gelbard & Belnap, 2003; Zielińska, 2007; Mortensen *et al.*, 2009).

Taimede levimine teede servades on keeruline protsess. Liikide kauglevi liikluse tõttu võib olla vägagi tüüpiline, sest pakutakse, et nii levivad vähemalt kolmandik teeäärsetest liikidest (von der Lippe & Kowarik, 2007). Kauglevi edukus peitubki selles, kui hästi suudetakse leviseid endast võimalikult kaugemale saata (McDonald & Urban, 2006). Osa liike levivad teede servades kaks korda kaugemale kui metsa siseosades (Mortensen *et al.*, 2009) ning see võib olla põhjustatud masinate liikumisel tekkivatest seemneid edasi kandvatest õhuvooludest (von der Lippe *et al.*, 2013). Sellega on seletatud, miks suurem liiklustihedusega ja parema kattega teede ääres on rohkem liike (Gelbard & Belnap, 2003; Zielińska, 2007). See on kooskõlas ka mudeliga, mis näitab, et koridori laius on positiivses seoses migratsioonikiirusega (Dorp *et al.*, 1997), mis enamasti on omakorda positiivselt seotud tee kvaliteediga. Kuigi levimisel on oluline nii seemnete väike mass kui nende ohtrus tee ääres, siis nende kahe omaduse vahel eksisteerib teatav kompensatsioonimehhanism (von der Lippe & Kowarik, 2012), st. suureseemnelistel liikidel on võimalus levida kaugemale juhul, kui teede äärsed taimed toodavad piisavalt palju seemneid. Samas võib teede taimede levimist soodustav efekt olla näiline, sest tegelikkuses kanduvad levised ühtlaselt ümber taime, kuid sobiva kasvukoha leiavad nad ainult teepervel (Christen & Matlack, 2009). Kõige olulisemaks teeserva liikide ohtruse mõjutajaks ongi lähilevi, mis omakorda sõltub sobivate kasvutingimuste olemasolust (Dorp *et al.*, 1997; McDonald & Urban, 2006). Seetõttu võib teede ääres olla küll summaarselt palju liike, kuid suurel osal neist on madal esinemissagedus (Zielińska, 2007). Põhjuseks on sobivate kasvukohtade limiteeritus kitsas, kuigi pikkade servadega võõndis, mis omakorda mõjutab seemnete tootmist ja üldist levimispotentsiaali.

Paljud teedega seotud uurimistöödest on keskendunud näitamaks, et võõrliigi levivad piki serva ja on ohuks metsa ökosüsteemile (Pauchard & Alaback, 2004; Hansen & Clevenger, 2005). Hoolimata küllaltki ühekülgsest lähenemisest, on siiski leitud, et võõr- ja looduslike liikide mitmekesisus on positiivses seoses (Gilbert & Lechowicz, 2005; Abella *et al.*, 2012). Seega eelistavad mõlemad taimegrupid samu kasvukeskkondi, kuid keskendudes ühele kindlale rühmale, ei märgata, et samades kohtades on edukad ka teised (Rentch *et al.*, 2004). Laiemalt on aga olulisem, miks ja

kuidas on mittemetsaliigid levinud just teede ääres ning mis takistab neil levimast metsas.

Mittemetsaliikide levimisest metsa sisesse on vähe teada. Avatud serva puhul kandub rohkem seemneid sügavamale metsa (Cadenasso & Pickett, 2001), mis tähendab, et servataimestik võib olla nii oluliseks allikaks kui ka takistuseks levimisel. Samas on näidatud erivanuselistes metsade rohurinde koosluste põhjal (Avon *et al.*, 2010), et liigid on servas mobiilsed ja kohanevad suktsessiooniga. Metsa lisanduvad need liigid, mis on suutelised metsas vegetatiivselt püsima ajast, kui tingimused kasvuks olid paremad, ja ootama järgmist soodsamat perioodi (Matlack, 1994). Leidub ka selliseid metsale ebatüüpilisi liike, mis on juhuslikult levinud üle terve metsa ja ei näita mingit sõltuvust servast (Matlack, 1994; Honnay *et al.*, 2002; Hansen & Clevenger, 2005), mis tõendab, et paljud liigid kasutavad kasvamiseks kõiki võimalusi ning ei sisene metsa teeservast, vaid võivad juba varasemast ajast laialt levinud olla.

Üks peamine kasvu piirav tegur metsas on valguse erinevus metsas ja teeservas (Delgado *et al.*, 2007), sest enamasti valguse lisandumine suurendab liigirikkust (Rose & Hermanutz, 2004), kuna on vähe liike, mis suudavad edukalt hakkama saada niivõrd hämarate valgusoludega keskkonnas, kui seda on mets (Martin *et al.*, 2009). Siiski valgusgradient ei seleta kõikide taimede levikumustreid (Godefroid & Koedam, 2004; Flory & Clay, 2009). Teeservadele iseloomulikele taimedel pole sobiva koha olemasolul raskusi metsas idanemisel, vaid hilisema kasvul ja paljunemisel (Christen & Matlack, 2009; Flory & Clay, 2009). Seega liikide sisselevimiseks metsaökosüsteemi on vajalik teatav häiring (Rose & Hermanutz, 2004), kuid püsima jäämiseks on sellest olulisemateks sobivad keskkonnatingimused (Christen & Matlack, 2009; Abella *et al.*, 2012), sest paljud liigid ei suuda metsa levida ja seal püsida isegi tugeva häiringu korral (Birdsall *et al.*, 2012). Arvestades, et mets on ressursside poolest piiratud ökosüsteem (Bernhardt-Römermann *et al.*, 2006) ja tihti mõjutavad puud enda läheduses olevat mulda läbi varise (Watkins *et al.*, 2003; Flory & Clay, 2009), siis teed, kui ümbritsevast keskkonnast erinevad struktuurid, moodustavad teistsuguste liikide levikukoridori ja kasvukoha, mida pole seal enne olnud (Tikka *et al.*, 2000; Gilbert & Lechowicz, 2005; Zielińska, 2007; Müllerová *et al.*, 2011).

1.4. Töö eesmärgid

Lähtuvalt varasemates töödes leitule, on käesoleva töö laiemaks eesmärgiks uurida, millised muutused toimuvad boreaalsete metsade alustaimestikis tee olemasolu korral metsas. Täpsemalt on ülesandeks hinnata kruusaaluspõhjaga ja pinnasteede mõju palumetsades ning millistest teguritest on mõjutatud leitud liikide levikumustrid.

2. Materjal ja meetodika

2.1. Välitööd

Välivaatlused toimusid 2012 aasta suvel juuni teisest poolest augusti esimese pooleni. Uuritavateks kooslusteks olid pohla ja pohla-mustika kasvukohatüübi palumetsad Eesti põhja-, ida-, lõuna- ja kaguosas (joonis 1). Uurimiskoha valiku kriteeriumid olid järgmised:

- vähemalt 80 aastat vana mets;
- homogeenne puistu pindalaga vähemalt 1 hektar;
- metsa läbiv tee, millele sai paigutada transekti kirjeldamise koha nii, et lähima serva (sh lageraie) kaugus oli vähemalt 50 meetrit.

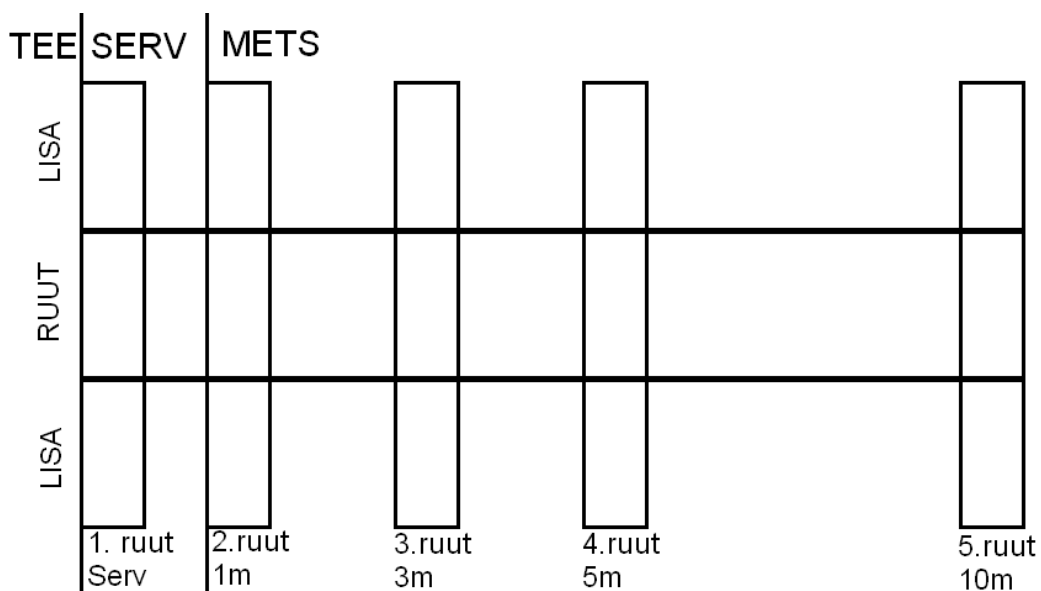
Sobivate uurimiskohtade eelvaliku tegemiseks kasutasin Metsaregistri andmebaasi (<http://metsaregister.ee>) ja Maa-ameti kaarte WMS-rakendusena (<http://geoportaal.maaamet.ee/>).



Joonis 1. uurimiskohtade paiknemine Eesti kaardil. Täidetud kolmnurk tähistab gruppi 1, mis on kõige põhjapoolsem; tühi kolmnurk gruppi 2; mustad ringid gruppi 3; täidetud rombid gruppi 4 ehk Kagu-Eestit; tühjad rombid gruppi 5.

Üksteisele lähemal paiknevad transektid (uurimiskoha piirkond raadiusega 10km) valisin nii, et nad erineksid vähemalt ühe olulise tunnuse poolest vältimaks piirkondliku pseudoreplikatsiooni ning kirjeldamaks faktorite võimalikult suurt lokaalset varieeruvust. Taimekooslusi potentsiaalselt mõjutavateks ja sellepärast valikul transektidevahelist erinevust kontrollivateks tunnusteks olid tee ehituslik tüüp (hiljem kasutan terminit teetüüp tasemetega kattega / katteta), võra avatus teekoridori kohal (avatud - vähemalt kaks korda avatum kui metsas keskmine puudevaheline kaugus / suletud - metsa siseosale sarnane), serva suletuses (järelkasvu ja põõsarinde olemasolu / puudumine) ning tee ja transekti orienteeritus ilmakaarte suhtes. Kokku kirjeldasin 57 transekti. Võra avatusele tee kohal andsin väärtuse lähtuvalt metsas olevate puuvõrade vahelisest keskmisest kaugusest võrreldes kahel pool teed olevate võrade kaugusega. Seega kui tee avatus on 1, tähendab, et võrad olid metsamassiivis ja tee kohal üksteisest sama kaugel; kui avatus on 5, siis tee kohal olevad võrad on viis korda kaugemal kui metsas. Puistu struktuurina sai kirjeldatud puurinde liigid, nende proportsioon ja kõige jämedama puu diameeter.

Transekt paiknes teega risti ja koosnes viiest kaugusklassist: teeserv, puude piir ning metsa sisemus 3, 5 ja 10m kaugusel puude piirist. Rohu- ja puhmarinde prooviruuduks oli pikema küljega teega paralleelsest paigutatud 1x4m suurusega ristkülikukujuline prooviala (joonis 2).



Joonis 2. Transekti paigutus. „Serv“ tähistab teeserva, „ruut“ näitab prooviruudu asukohta ja „lisa“ prooviruudust välja jäävat laiendatud prooviala, mis koos ruuduga kokku moodustab transektilõigu.

Igas prooviruudus kirjeldasin soontaimeliigid (rohundid, puhmad, puude-põõsaste seemikud) ja hindasin nende ohtrust kolme-pallilises skaalas. Ohtruseskaalal tähistas „1“ üksikuid isendeid, „2“ neid, mille ohtrus jäi alla 33%, ja „3“ neid, mida oli üle 33%. Samas ruudus hindasin samblarinde katvuse ja paksuse. Lisaks registreerisin 4m ulatuses paralleelselt teega kummalegi poole ruutu jäävad taimeliigid (ehk lisaliigid), mille ohtruseks sai „0,1“. Ruudust välja jäävad liigid otsustasin kirja panna saamaks niigi suhteliselt liigivaesest kooslusest täielikumat ülevaadet. Iga prooviruudu kohal hindasin visuaalselt puurinde liituvuse. Ruudus ja neljameetrilistes lisaalades registreerisin alusmetsa keskmise kõrguse, katvuse protsendi ning järelkasvu ja põõsaste liigilise koosseisu. Valgustingimuste täpsemaks hindamiseks rohurinde kohal tegin igas prooviruudus umbes meetri kõrguselt maapinnast kalasilmapildi, mida töötlesin hiljem programmiga Gap Light Analyzer ver 2 (Cary Institute of Ecosystem Studies).

2.2. Andmetöötlus

Prooviruutude laiendatud nimekirjade liigilist koosseisu (ruut + lisaliigid laiendatud transektitsoonist; 0/1 andmestik) analüüsisin trendivaba korrespondentsanalüüsiga (DCA) programmis PC-Ord ver 5. Analüüsis kasutasin liike, mis esinesid vähemalt kolmes prooviruudus.

Liigirikkused logaritmsin, et tagada jääkide vastavus normaaljaotusele. Teesihi laiuse (tee laius + tee servarivad) ja jämedaima puu diameetri logaritmsin saavutamaks ühtlasema jaotusega gradienti. Samuti koondasin järelkasvus ja põõsarindes olevate heitlehiste kui ka igihaljaste puude ja põõsaste olemasolu/puudumise üheks näitajaks, et tagada parem üldistatavus, sest esines palju erinevaid liike.

Liiginimekirjast eraldasin kaks alagruppi: esiteks servaliigid, mille sagedus teeservas olevates prooviruutudes oli suurem kui 10% ning metsas transekti 5 ja 10m kaugusel olevates ruutudes vähem kui 5%; teiseks metsaliigid, mis kasvasid 10m kaugusel metsa sisemuses olevas ruudus vähemalt 10% transketides. Esines ka selliseid palumetsale iseloomulike liike, mis kasvasid ühtlaselt piki transekti, kuid ei osutunud metsaliikideks (nt. *Solidago virgaurea*, *Calamagrostis arundinacea*, *Convallaria majalis*, *Juniperus communis*, *Sorbus aucuparia*). Vastavad nimekirjad ja nende sagedusprotsendid on välja toodud tabelites 1 ja 2.

Tee mõju taimekoosluse liigirikkusele ja erinevatele omadustele analüüsisin kasutades üldist regressioon mudelit (GRM) ja üldist lineaarset mudelit (GLM) programmis Statistica ver 8. Statistilise parsimoonse mudeli (optimaalselt minimaalne arv tegureid mudelis) leidmiseks kasutasin erinevate tegurite järjestikust lisamist ja välja lülitamist mudelis (segu edaspidi ja tagurpidi tegurite valikust). Klassifitseeriva faktori korral kasutasin Tukey mitmese võrdluse testi keskmiste omavahelise erinevuse testimiseks. Mudeleid tegin nii prooviruudu tasemel kui koos lisaliikidega. Teadmaks, millised faktorid korreleeruvad omavahel, tegin faktoranalüüsi.

Tabel 1. Servaliigid ja nende sagedused servas

Servaliik	Sagedus % servas
<i>Trifolium repens</i>	35
<i>Dactylis glomerata</i>	32
<i>Agrostis capillaris</i>	30
<i>Trifolium medium</i>	26
<i>Fragaria vesca</i>	25
<i>Betula pendula</i>	23
<i>Achillea millefolium</i>	23
<i>Taraxacum officinale</i>	21
<i>Veronica officinalis</i>	21
<i>Vicia cracca</i>	19
<i>Plantago major</i>	19
<i>Lathyrus pratensis</i>	18
<i>Festuca rubra</i>	18
<i>Veronica chamaedrys</i>	18
<i>Salix sp.</i>	16
<i>Galium album</i>	16
<i>Prunella vulgaris</i>	16
<i>Medicago lupulina</i>	14
<i>Epilobium angustifolium</i>	12
<i>Knautia arvensis</i>	12
<i>Rumex acetosella</i>	12
<i>Luzula multiflora</i>	12
<i>Leucanthemum vulgare</i>	12
<i>Pimpinella saxifraga</i>	12
<i>Poa annua</i>	12
<i>Ranunculus acris</i>	12
<i>Carex ericetorum</i>	11
<i>Anthriscus sylvestris</i>	11
<i>Cerastium fontanum</i>	11

Tabel 2. Metsaliigid ja nende sagedused 10m kaugusklassis

Metsaliik	Sagedus % 10m
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	93
<i>Vaccinium myrtillus</i>	84
<i>Melampyrum pratense</i>	82
<i>Calluna vulgaris</i>	40
<i>Luzula pilosa</i>	23
<i>Picea abies</i>	23
<i>Deschampsia flexuosa</i>	21
<i>Festuca ovina</i>	21
<i>Trientalis europaea</i>	19
<i>Goodyera repens</i>	18
<i>Maianthemum bifolium</i>	16
<i>Calamagrostis epigeios</i>	14
<i>Pinus sylvestris</i>	11
<i>Quercus robur</i>	11

Analüüsid kasutatud Ellenbergi väärtused pärinevad vastavasisulise andmebaasi kodulehelt (<http://statedv.boku.ac.at/zeigerwerte/>; Ellenberg *et al.* 1992), Grime'i elustrategia andmed BiolFlorist (Klotz *et al.*), taimede keskmised kõrgused „Eesti taimede määrast“ (Leht *et al.*, 2010) ja nende geograafilise leviku andmed Põhjamaade floorast (Hultén, E. & Fries, M., 1986).

3. Tulemused

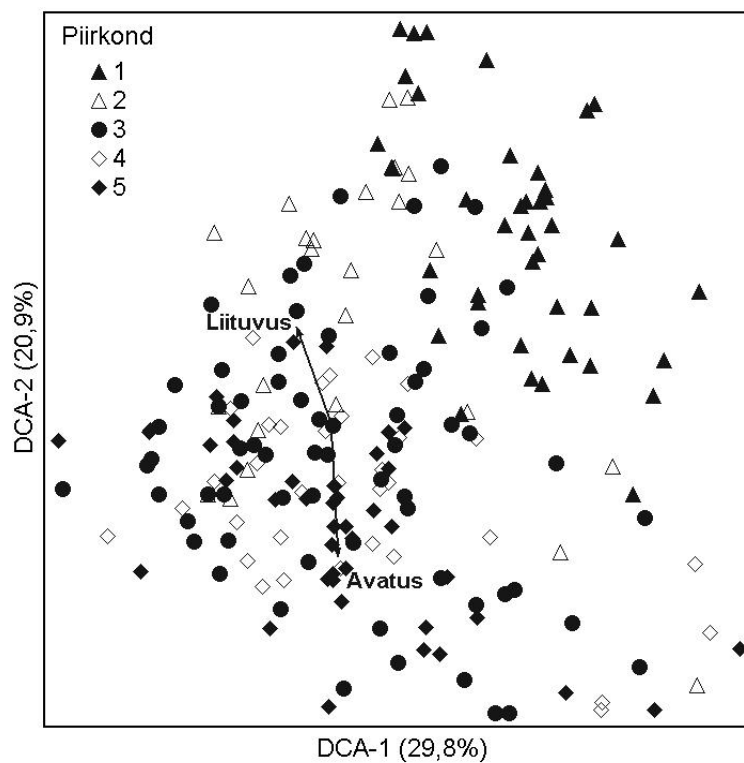
3.1. Ordinatsioonanalüüs

Metsades ja seal paiknevate teede servades leidsin kokku 135 soontaimeliiki, millest 90 kirjeldasin vähemalt kolm korda (sh lisaliikidena). Kõige enam esindatud sugukondadeks olid *Ericaceae*, *Poaceae*, *Scrophulariaceae*, *Asteraceae*, *Juncaceae* ja *Fabaceae*. Kõige sagedasemad liigid olid *Vaccinium vitis-idaea*, *Melampyrum pratense*, *Vaccinium myrtillus*, *Calluna vulgaris*, *Festuca ovina* ja *Luzula pilosa*.

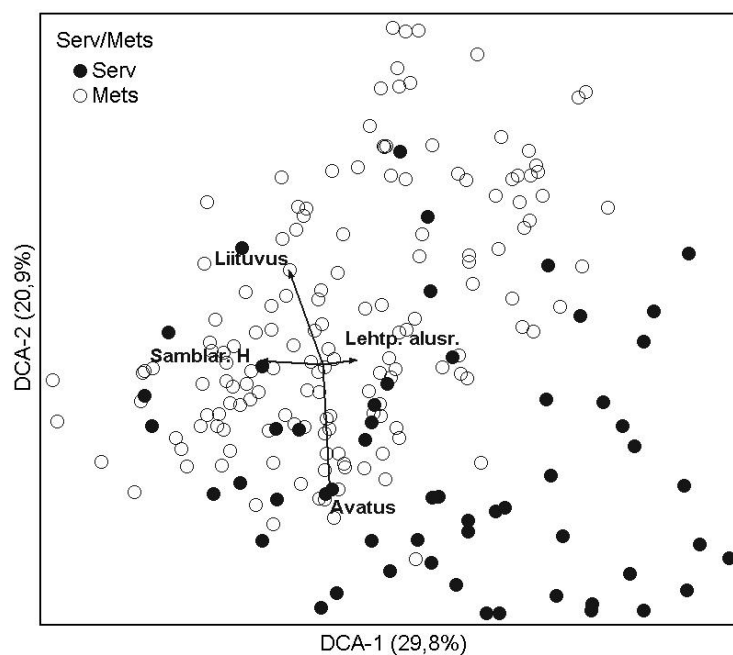
DCA-põhise ordinatsiooni kaks esimest faktortelge kirjeldasid kokku 50,7% varieeruvusest, millest esimene telg 29,8% ja teine 20,9%. Esimese teljega korreleerusid võra avatus, liituvus, teesihi laius, samblarinde paksus ja lehtpuude ja –põõsaste olemasolu alusmetsas. Teise teljega korreleerusid võra avatus, liituvus ja lehtpuude ja –põõsaste olemasolu alusmetsas (tabel 3). Prooviruudud eristusid osaliselt lähtuvalt nende geograafilisest paiknemisest – põhjapoolsed transektiruudud eristusid lõunapoolsetest (joonis 3), mistõttu jagasingi uurimiskohad viide piirkonnarühma lähtuvalt üksteise geograafilisest lähedusest. Samas eristusid enamus servaruute metsas tehtud ruutudest (joonis 4).

Tabel 3. DCA analüüsi telgede korrelatsioon keskkonna parameetritega. Tabelis on esitatud Spearmani korrelatsioonikordajad ja p-väärtused (m.o. – statistiliselt mitteoluline).

	DCA1		DCA2	
	r	p	r	p
Avatus (%)	0,1489	0,012	-0,627	<0,001
Liituvus	-0,3156	<0,001	0,528	<0,001
Teesihi laius	0,1515	0,010	-0,104	m.o.
Samblarinde paksus	-0,4295	<0,001	0,102	m.o.
Lehtpuu alusmetsas	0,3327	<0,001	0,143	0,016



Joonis 3. DCA ordinatsioonidiagramm, kus on näha transektiruutude piirkondlik eristumine põhjapoolseteks (täidetud kolmnurk tähistab gruppi 1; tühi kolmnurk gruppi 2) ja lõunapoolseteks (mustad ringid tähistavad gruppi 3; täidetud rombide gruppi 4; tühjad rombide gruppi 5).

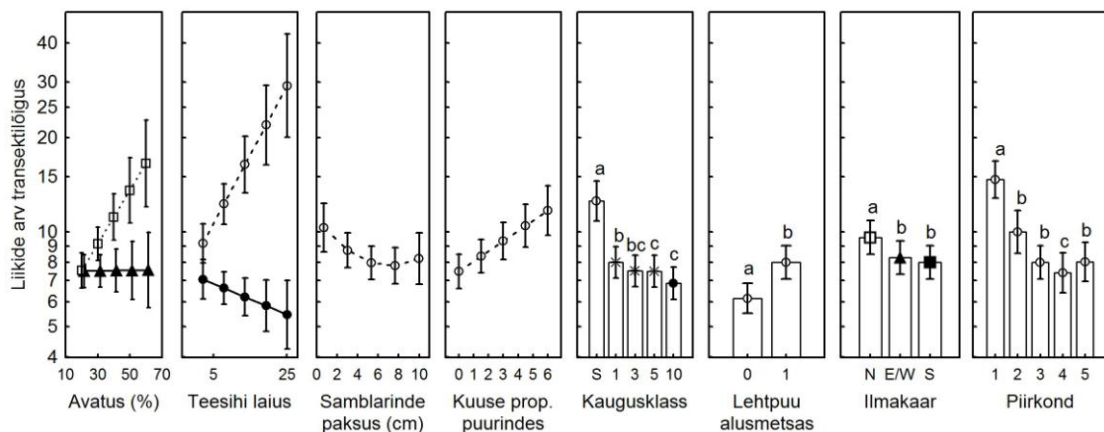


Joonis 4. DCA ordinatsioonidiagramm, kus eristuvad servaruudud (täidetud sümbolid) metsaruutudest (seest tühjad sümbolid).

3.2. Üldine liigirikkus

Nii prooviruudu tasemel kui ka koos lisaliikidega mudelid olid teineteisele väga sarnased ja statistikute näidud varieerusid väikeses ulatuses (tabel 4), tegurite seoste suunad olid samad (joonis 5).

Kõige suurema osa liigirikkuse varieeruvusest transektiruutudes seletas ära piirkondlik mõju. Positiivse mõjuga liigirikkusele olid lehtpuu olemasolu alusmetsas, võra avatuse ja kuuse proportsiooni suurenemine puurindes ning teesihi laienemine. Negatiivselt mõjus samblarinde paksuse suurenemine. Mudeli tulemused viitavad koosmõjule prooviruudu kaugusklassi ja teesihi ala laiuse vahel ning see väljendus laiema teesihi ala korral suurema liigirikkusega teeservas kirjeldatud ruudus. Koosmõju oli oluline ka transekti suuna orientatsiooni ja võra avatuse vahel. Selle kohaselt oli põhjasuunalistes transektides võra avatusel tugev positiivne mõju liigirikkusele. Tukey testi tulemuste järgi eristusid omavahel serva, 1m, 5m ja 10m kaugusklassid ning piirkondadest kõige põhjapoolsem kui liigirikkaim, Kagu-Eesti kui liigivaeseim ja kõik ülejäänud.



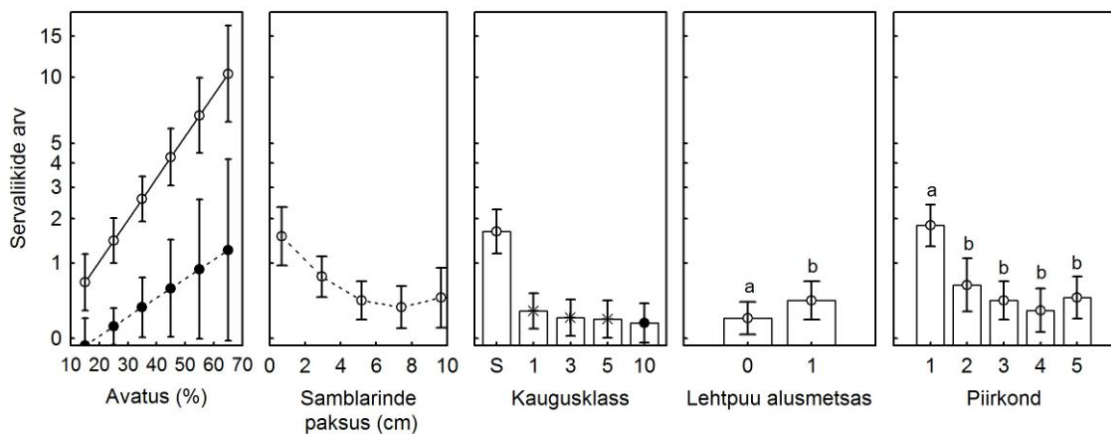
Joonis 5. Üldise liigirikkuse seoseprofiilid üldise liigirikkuse mudeli tabel 4 järgi. Avatuse graafikul tähistab valge ruut põhjapoolseid transekte, must kolmnurk idaläänepoolseid. Teesihi laiuse graafikul on valged ringid servaruudu trend ja mustad ringid 10m metsaruudu trend. Y-telje skaala on logaritmitud. Vertikaalsed jooned tähistavad 95% usaldusintervalle. Tähed tähistavad erinevusi gruppide vahel vastavalt Tukey testile.

Tabel 4. GRM analüüsi tulemused. Täies mahus on esitatud transektilõigu mudelid ja võrdluseks prooviruudu põhiste mudelite olulisustõenäosusväärtused. Tähisted: R² - mudeli determinatsioonikordaja, va – vabadusastmed, F – Fisheri statistik, p – olulisustõenäosus, η² – osadeterminatsioonikordaja, m.o. – statistiliselt mitteoluline tulemus.

	Üldine liigirikkus R ² =71%					R ² =69% ruut 1x4	Servaliigid R ² =68%					R ² =61% ruut 1x4	Metsaliigid R ² =25%					R ² =26% ruut 1x4
	kogu transektilõik						kogu transektilõik						kogu transektilõik					
	va	F	p	η ²	p	va	F	p	η ²	p	va	F	p	η ²	p			
Vabaliige	1	154,6	<0,001	37,1	<0,001	1	9,2	0,003	3,3	<0,001	1	2,3	m.o.	0,8	<0,001			
Kaugusklass	4	3,1	0,016	4,5	0,047	4	0,9	m.o.	1,3	m.o.	4	2,0	m.o.	2,9	0,009			
Lehtpuu alusmetsas	1	44,2	<0,001	14,4	<0,001	1	7,1	0,008	2,6	0,035	1	10,6	0,001	3,8	<0,001			
Ilmakaar	2	4,2	0,017	3,1	m.o.	2	3,1	0,045	2,3		2	3,1	0,045	2,3				
Piirkond	4	34,6	<0,001	34,6	<0,001	4	17,8	<0,001	21,0	<0,001	4	9,5	<0,001	12,5	<0,001			
Avatus	1	9,3	0,003	3,4	<0,001	1	23,3	<0,001	8,0	<0,001	1	11,4	0,001	4,1				
Teesihi laius	1	9,2	0,003	3,4	0,038	1	3,9	0,049	1,4		1	3,9	0,049	1,4				
Kuuse prop. puurindes	1	31,6	<0,001	10,8	<0,001	1	7,1	0,008	2,6	<0,001	1	7,1	0,008	2,6	<0,001			
Puu max läbimõõt											1	8,2	0,004	3,0				
Samblarinde paksus	1	8,6	0,004	3,2	<0,001	1	19,7	<0,001	6,8	<0,001	1	10,9	0,001	3,9	0,022			
Samblarinde paksus ²	1	5,4	0,021	2,0	0,014	1	11,7	0,001	4,2	<0,001	1	9,9	0,002	3,6	0,010			
Kaugusklass*teesihi laius	4	8,5	<0,001	11,5	0,001													
Ilmakaar*avatus	2	7,3	0,001	5,3	0,046													
Kaugusklass*avatus						4	2,9	0,021	4,2	0,016								
Viga	262						268						267					

3.3. Servaliikide liigirikkus

Servaliikide mudelid varieerusid omavahel statistiliste näitajate (tabel 3), kuid mitte seoste suuna poolest (joonis 6). Kõige suurema osa varieeruvust kirjeldas piirkonna eripära. Positiivselt mõjusid lehtpuu olemasolu alusrindes ja võra avatus, negatiivselt samblarinde tüsedus. Statistiliselt oluline oli ka koosmõju kaugusklassi ja koha avatuse vahel, st. avatusel on servas positiivne mõju servaliikide liigirikkusele. Tukey testi tulemuste järgi eristus piirkondadest põhjapoolsem grupp, mis oli kõige liigirikkam.



Joonis 6. Servaliikide seoseprofiilid servaliikide mudeli tabel 4 järgi. Avatuse graafikul tähistavad valged ringid servaruutu, mustad ringid 10m kaugusklassi. Y-telje skaala on logaritmitud. Vertikaalsed jooned tähistavad 95% usaldusintervalle. Tähed tähistavad erinevusi gruppide vahel vastavalt Tukey testile.

3.4. Metsaliikide liigirikkus

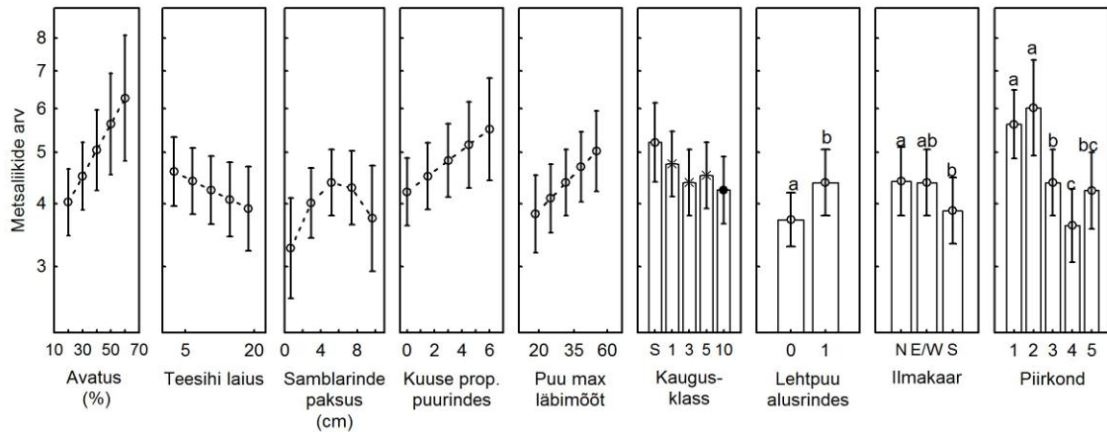
Metsaliikide liigirikkuse mudelid erinesid lisaks statistikutele ka mudelisse kaasatud faktorite poolest. Lisaliike hõlmaval mudelil oli rohkem mõjutegureid kui prooviruudu põhisel (tabel 4). Samas seoste suunad ühistel faktoritel jäid samaks (joonis 7).

Ühistest faktoritest seletas kõige enam varieeruvust jätkuvalt piirkondlik eripära. Positiivselt mõjusid lehtpuu olemasolu alusmetsas ja kuuse proportsiooni suurenemine puurindes. Samblarinde paksusel oli positiivne seos metsaliikide liigirikkusele, aga ruutliikmest nähtub, et ainult teatud piirini.

Kaasates kogu transektilõigu metsaliigid, siis lisandusid mudelisse positiivse efektiga võra avatuse ja puu maksimum diameetri suurenemine. Negatiivse efektiga oli teesihhi laius. Transektisuundadest oli metsaliike vähem lõunapool. Tukey test kõigi

liikidega mudelis leidis piirkondadest erinevuse Tartust põhja- ja lõunapoolsed, lõunasse jäävatest veel eraldi (liigivaesem) Kagu-Eesti rühm.

Üheski mudelis ei osutunud oluliseks sellised tunnused nagu teekattetiüp, alusmetsa katvusprotsent ja tee orienteeritus. Leidus ka selliseid faktoreid, mis sobisid küll mudelisse, aga faktoranalüüsi järgi korreleerusid juba mudelites olevatega (tabel 5).



Joonis 7. Metsaliikide liigirikkuse seoseprofiilid metsaliikide mudeli tabel 4 järgi. Y-telje skaala on logaritmitud. Vertikaalsed jooned tähistavad 95% usaldusintervalle. Tähed tähistavad erinevusi gruppide vahel vastavalt Tukey testile.

Tabel 5. Faktoranalüüsi tulemused. Paksus kirjas on näidatud faktorkaalud, mille absoluutväärtus on suurem kui 0,7.

	Faktor 1	Faktor 2	Faktor 3	Faktor 4	Faktor 5	Faktor 6
Kaugusklass	0,00	-0,11	0,01	0,88	-0,01	0,13
Sambla paksus	0,19	0,11	0,06	0,73	0,14	-0,12
Avatus	0,19	-0,23	0,16	-0,59	0,00	0,16
Teesihi laius	0,13	-0,07	0,17	-0,16	0,04	0,82
Puu max läbimõõt	-0,27	0,18	0,04	0,05	0,08	0,73
Lehtpuu liigirikkus	0,08	0,25	0,04	0,06	0,92	0,08
Lehtpuu alusmetsas	0,10	0,22	0,01	0,06	0,94	0,06
Okaspuu liigirikkus	-0,13	0,87	-0,06	0,10	0,35	0,02
Okaspuu alusmetsas	-0,10	0,86	-0,05	0,14	0,35	-0,01
Kuusk alusmetsas	-0,31	0,84	-0,05	0,03	-0,26	0,05
Alusmetsa protsent	0,01	0,81	0,01	-0,01	0,25	0,06
Transekti suund (3 klass)	0,07	0,02	0,90	-0,02	0,03	0,15
Transekti suund (4 klassi)	0,03	-0,10	0,91	-0,03	0,01	0,05
Männi prop. puurindes	0,99	0,02	0,04	0,01	0,02	-0,05
Kuuse prop. puurindes	-0,99	-0,01	-0,03	0,00	-0,02	0,02
Kirjeldusprotsent	24	19	10	10	13	8

Tabel 6. Keskkonna parameetrite keskmised väärtused kaugusklasside kaupa. Keskmine \pm standard viga. Tärn (*) tähistab p-väärtust $<0,001$.

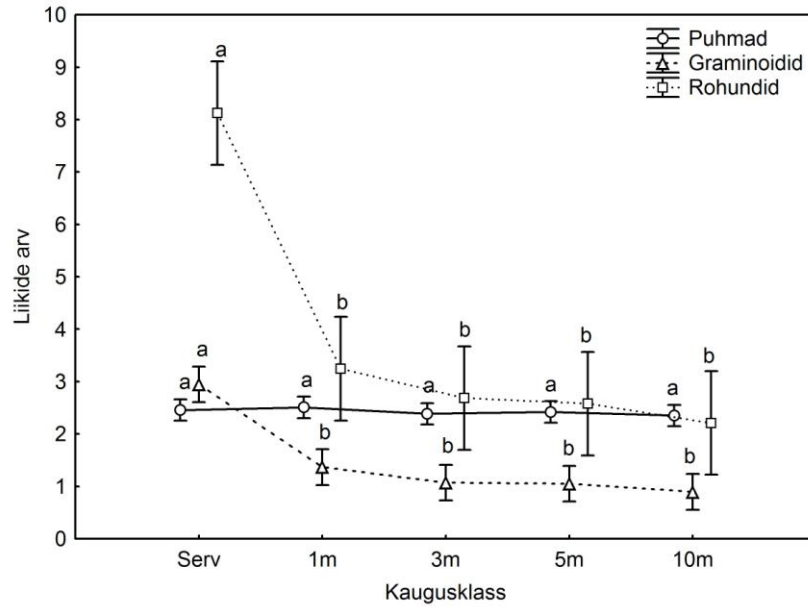
	Kaugusklass				
	Serv	1m	3m	5m	10m
Avatus (%)*	33,4 \pm 1,5	28,1 \pm 0,9	26,3 \pm 0,9	25,3 \pm 0,9	24,5 \pm 0,8
Samblarinde paksus (cm)*	3,1 \pm 0,3	4,9 \pm 0,3	5,6 \pm 0,3	5,9 \pm 0,2	6,3 \pm 0,3
Samblarinde katvus (%)*	79,5 \pm 4,0	96,8 \pm 2,0	96,1 \pm 2,0	97,5 \pm 1,1	98,4 \pm 0,7

3.5. Liikide tunnustepõhised analüüsid

Vaadeldes kolme suuremat taimerühma: rohunid, graminoidid ja puhmad, siis kahe esimese rühma liikide arv oli suur teeservas, aga langes järsult metsa all. Samas oli puhmastaimede arv ühtlane läbi transekti (tabel 7, joonis 8).

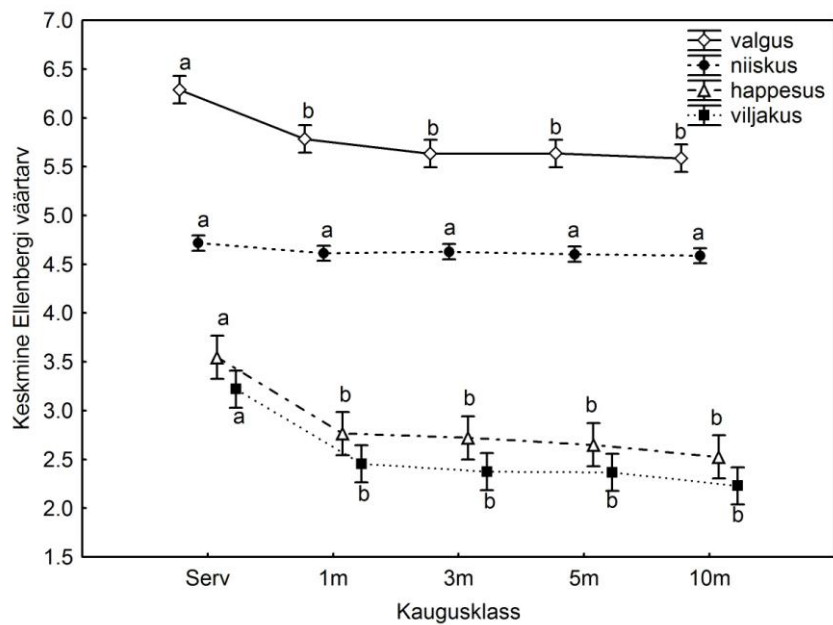
Tabel 7. Dispersioonanalüüsi tulemused lähtuvalt kaugusklassist. Tähistus: F – Fisheri statistik, p – olulisustõenäosus, m.o. – statistiliselt mitteoluline.

		F	p
Kasvuvorm	Puhmad	0,3	m.o.
	Graminoidid	23,9	$<0,001$
	Rohunid	24,0	$<0,001$
Ellenbergi väärtarvud	Valgus	16,5	$<0,001$
	Niiskus	1,6	m.o.
	Happesus	12,9	$<0,001$
	Viljakus	16,7	$<0,001$
Taime kõrgus	Keskmine kõrgus	8,4	$<0,001$
	Max kõrgus	9,9	$<0,001$
Grime'i elustrateegia	S-strateegia	11,3	$<0,001$
	C-strateegia	2,9	0,021
	R-strateegia	10,4	$<0,001$
Levikuulatus	N laiuskraad	5,9	$<0,001$
	S laiuskraad	23,1	$<0,001$
	Levikuulatus	12,9	$<0,001$



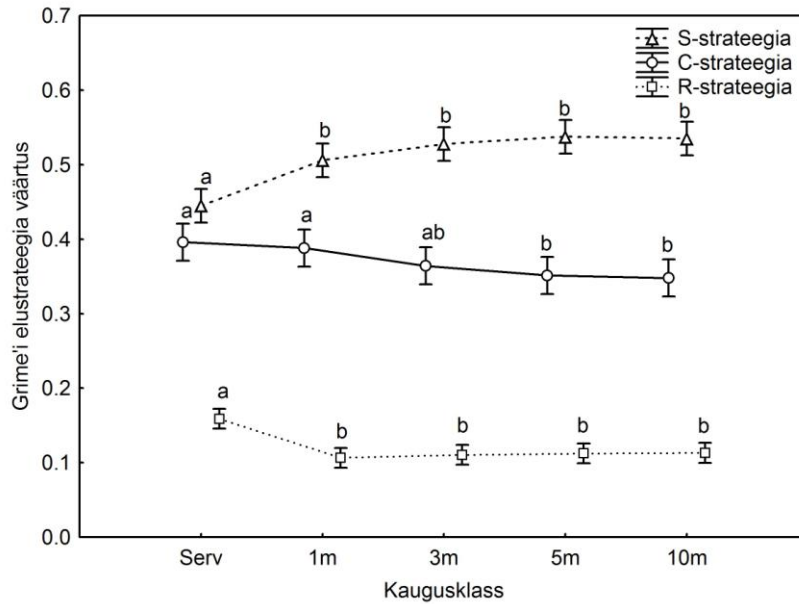
Joonis 8. Liikide arv igas kasvuvormis kaugusklasside kaupa. Vertikaalsed jooned tähistavad 95% usaldusintervalle.

Ellenbergi väärtarvude kohaselt olid servas liigid, mis on suurema valgus-, mulla aluselise ja viljakuse nõudlusega. Transektil ei esinenud erinevust niiskuse väärtustes (tabel 7, joonis 9).



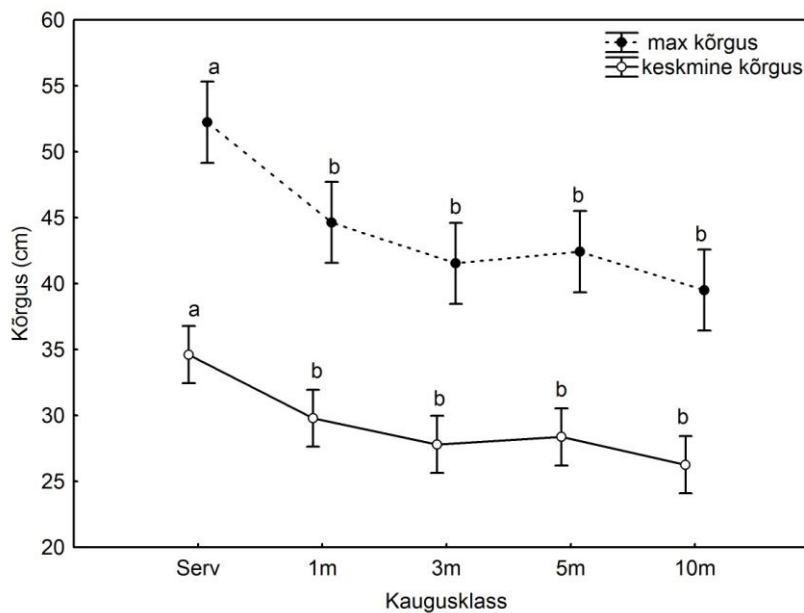
Joonis 9. Ellenbergi väärtarvude muutus kaugusklasside kaupa. Vertikaalsed jooned tähistavad 95% usaldusintervalle.

Grime elustrateegia osakaalunäitajaid viitasid konkurentsi ja ruderaalsuse suuremale tähtsusele servaruudu taimede seas võrreldes metsaruutudega. Samas liikide stressitolerantsuse väärtused oli suuremad metsas kui teeservas (tabel 7, joonis 10).



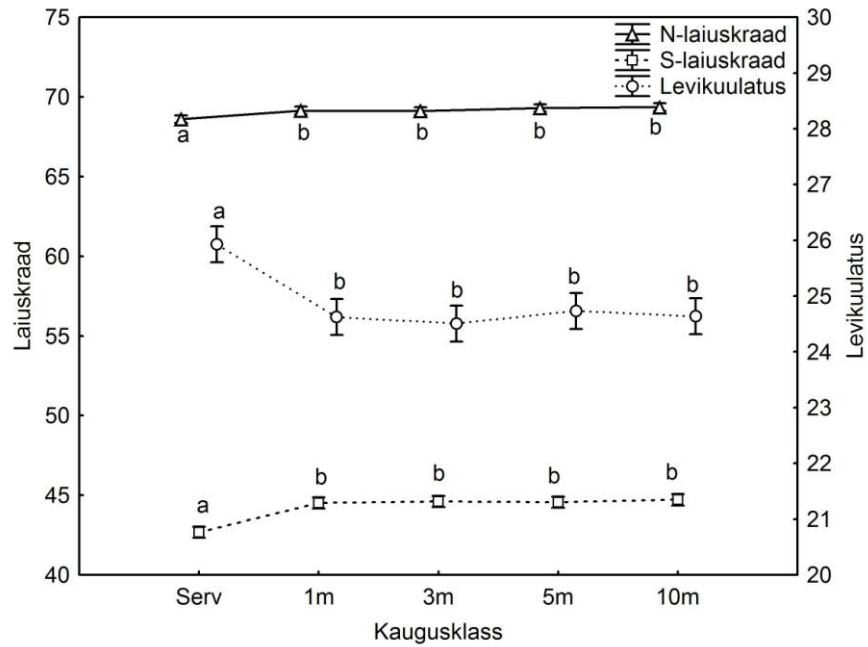
Joonis 10. Grime'i elustrateegia väärtused kaugusklasside kaupa. Vertikaalsed jooned tähistavad 95% usaldusintervalle.

Taimedeliikide keskmine ja potentsiaalne maksimum kõrgus olid teeservas suuremad kui metsa all (tabel 7, joonis 11).



Joonis 11. Taimede keskmine ja maksimum kõrgus kaugusklasside kaupa. Vertikaalsed jooned tähistavad 95% usaldusintervalle.

Taimeliikide levikuulatuse poolest omasid servas kasvavad liigid laiemat geograafilist levikut, seda eelkõige lõunapoolsema levikupiiri erinevuse tõttu transekti metsaosas kasvavatest liikidest (tabel 7, joonis 12).



Joonis 12. Liikide levikuulatused kaugusklasside kaupa. Vertikaalsed jooned tähistavad 95% usaldusintervalle.

4. Arutelu

Käesoleva töö põhimustrina on servade taimkate eristunud ülejäänud looduslikest kooslustest nii koosseisu, liigirikkuse kui taimede omaduste poolest (Ebrecht & Schmidt, 2003; Roovers *et al.*, 2004; Flory & Clay, 2009). See aga on põhjustatud nii erinevustest keskkonnatingimustest (Gehlhausen *et al.*, 2000; Honnay *et al.*, 2002; Christen & Matlack, 2009) kui levimisvõimalustest (Dorp *et al.*, 1997; Cadenasso & Pickett, 2001; von der Lippe & Kowarik, 2007). Samas on transektide koosseis mõjutatud piirkondlikust liigifondist, sest kuigi serv ja metsaalune eristusid, oli olemas selge piirkondlik muster. Senised uurimused on tehtud peamiselt ühes metsamassiivis, mitte paljudes üle laia territooriumi hajutatud sõltumatutes metsades, mistõttu vastavat võrdlusmaterjali kirjandusest leida ei ole. Kui vaadelda piirkonna mõju, siis ordinatsioonipildil eristusid selgelt Tartust põhja- ja lõunapoole jäävad transektid. Mudelite tulemuste põhjal võib järeldada, et kahes põhjapoolsemas piirkonnas on üleüldiselt kõrgem liigirikkus. Kõige põhjapoolsem neist võiks anda vihje, et kuna see asub piirkonnas, mille aluspõhjakiivimiks on paas, mis on kohati suhteliselt maapinna lähedal, siis sealne liigifond võiks olla üldiselt suurem (Pärtel, 2002). Seda ideed toetab eelkõige servaliikide kõrge liigirikkus selles piirkonnas. Samas teine suhteliselt kõrge liigirikkusega piirkond on Peipsi äärsetel luidetel ning seal ei saa tulemust põhjendada aluskivimi eripäraga. Mõlemas piirkonnas oli ühtemoodi kõrgem metsaspetsiifiliste liikide arv, mistõttu nende regionaalne levikusagedus võib olla määrava mõjuga, sest kõik 14 metsaliiki on 20 kõige sagedasema liigi seas. Selline tulemus viitab hoopis võimalusele, et suurem liigifond on tingitud ajalooliste metsade rohkusest. Selle toetuseks võiks olla Kagu-Eesti, kus oli kaasaegsete metsaalade maakasutus intensiivsem nii alepõllunduse kui karjatamise tõttu ning liigivaesus tuleneb metsade ajaloolisest fragmenteeritusest ja häiritusest (Paal *et al.*, 2011).

Tulemustest nähtub ka, et andmeanalüüsi käigus tehtud kaks mudelit prooviruudu ja kogu transektilõigu skaalas on omavahel sarnased. Suured erinevused tekkisid vaid metsaliikide mudelis, kuid ilmselt on see tingitud metsaliikide rühma üleüldisest väikesest liikide arvust, mistõttu iga liigi lisandumine prooviruutu mõjutab tulemusi tugevalt. Seda enam, et kolm liiki olid väga sagedased ja läbivalts esindatud. Lähtuvalt välitööde kogemusest võin väita, et kogu transektilõigult saadud andmed on usaldusväärsemad, sest prooviruudus võis esineda ka ainult üks liik, samas kui selle kõrval oli neid rohkem. Prooviruudu skaalas analüüsidest võib jääda petlik mulje, et

palumetsas ei kasva isegi metsaliigid, kuigi tegelikkuses olid nad olemas ja prooviruut suurusega 1x4m oli antud koosluse jaoks väike. Seepärast tasuks edaspidi liiginimekirja koostades lähtuda suuremast proovialast, mis annab objektiivsemaid tulemusi.

Tulemustest selgus, et tee mõju on väga lokaalne - maksimaalselt üks meeter metsa sisemusse. Seega on palumetsad küllaltki hästi kaitstud väiksematest kruusateedest ja sihtidest tulenevate mõjude eest, mis ilmselt tuleneb männimetsade väiksemast kontrastist metsaserva ja siseosa ökoloogiliste tingimuste vahel (Delgado *et al.*, 2007). Erinevused võrreldes teiste tulemustega, kus tee mõju on keskmiselt 5-10m (Hansen & Clevenger, 2005; Arévalo *et al.*, 2008), on ilmselt tingitud metsatüübist, milleks on enamasti lehtmetsad, kus keskkonnatingimused on okasmetsast erinevamad (Godefroid & Koedam, 2004; Avon *et al.*, 2010). Teine erinevus võib tuleneda ka meetodikast, sest enamasti on transektidel prooviruutude vahe 5m, mistõttu laiendatakse puude alguspiiril tehtud prooviruudu tulemusi järgmise proovipunktini (Watkins *et al.*, 2003; McDonald & Urban, 2006).

On mitmeid põhjusi, miks serv on liigirikkam kui metsa siseosa. Üheks limiteerivaks faktoriks on valguse jõudmine alumiste rinneteni (Matlack, 1994; Gehlhausen *et al.*, 2000; Rose & Hermanutz, 2004). Seepärast suurendavad paremad valgusolud servades kõigi (ka metsaliikide), eriti aga servaliikide arvu. Seda toetab päikesevalgusele kõige enam eksponeeritud põhjasuunaliste transektide suurem liigirikkus ning võrade avatuse tugev positiivne mõju. Sarnaseid tulemusi koosluse muutuse mustrites sõltuvalt metsaserva orienteeritusest on leitud varasemates töödeski, kuigi tihedama võrastikuga lehtmetsades (Matlack, 1994; Honnay *et al.*, 2002). Kaudselt viitavad valguse olulisusele nii suuremad Ellenbergi valgusnõudlikkuse väärtarvud teeservas kui teesihi laiuse positiivne mõju liikide arvule. Viimane sellepärast, et mida laiem on teala, seda väiksem on tõenäosus, et puude võrad suudaksid tee kohal kokku kasvada, mistõttu pääseb rohkem valgust teeservas paiknevate kooslusteni.

Liigirikkust piiravaks faktoriks osutus samblarinne, mille paksus servas oli keskmiselt 3cm ja metsa all 5-6cm ning keskmine katvus vastavalt 80% ja üle 95%. Tõenäoliselt vähendab samblavaba maapinna vähesus ja samblarinde paksus soontaimeliikide idanemisvõimalusi (Dorp *et al.*, 1997; Rose & Hermanutz, 2004). Seda on näidatud tallamiskatses, kus katse lõpuks leiti samblavabaks tallatud aladel selliseid taimeliike, mida polnud lähiümbruse liigifondiski (Hamberg *et al.*, 2008). Samas on

palumetsa liigid kohastunud paksu samblarindega, sest nende liigirikkuelsele mõjus see positiivselt, kuid sedagi teatud piirini, kuna liialt paks samblakiht vähendas metsaliikide arvu.

Siiski tuleb arvestada palumetsa keskkonnatingimuste üldist ekstreemsust, mida iseloomustab suvine kuivaperiood ja toitainetevaene muld, mis takistavadki paljudel liikidel palumetsa alusrinnet asustada ja seal levida (Abella *et al.*, 2012). Ellenbergi väärtarvude kohaselt mõjutavad teed keskkonnatingimusi, sest teeservas kasvavad liigid eelistavad aluselisemat ja enam toitaineterikkamat mulda. Samas ei ole nad niiskusunõudlikumad, mis viitab ühtlastele niiskusoludele läbi transekti.

Nagu kirjanduses väidetud, on tee otsene mõju oma lähiümbruse metsale väga lokaalne (Gehlhausen *et al.*, 2000). Siiski pole selge, milles see täpselt väljendub, sest kuigi killustikuga teekatte võiks olla üheks põhjuseks (Godefroid & Koedam, 2004), siis teetüüp ei tulnud mudelites oluliseks. Alternatiivne seletus on rohhtaime varis, mis on tüüpilisest okaspuude varisest erinev ja võib kujundada ümbritsevat keskkonda viljakamaks (Barbier *et al.*, 2008). Seda toetavad graminoidide ja rohundite suurem arv teeservades, sealhulgas on oluline, et servas leidis mitmeid liblikõielisi liike (nt. *Trifolium repens*, *Trifolium medium*, *Lathyrus pratensis*). Potentsiaalselt võib oluline olla ka servas esinevate liikide suurem keskmine kõrgus, mistõttu võiks servas olla rohkem biomassi, millega omakorda suureneks mõju mulla omadustele läbi varise.

Alusmetsa lehtpuude ja -põõsaste olemasolu omab samamoodi positiivset mõju nii metsa- ja servaliikidele kui üldisele liigirikkuelsele. Ilmselt pehmendab nende olemasolu lokaalseid keskkonnatingimusi okaspuudest domineeritud oludes happelistel muldadel (Barbier *et al.*, 2008; Felton *et al.*, 2010). Võimalik, et erinevad heitlehelised puud ja põõsad tekitavad heterogeensemaid tingimusi (Lenière & Houle, 2006) ja parandavad mulla kvaliteeti (Brandtberg *et al.*, 2000), mis lõppkokkuvõttes mõjub liigirikkuelsele positiivselt. Teataval määral viitab varjutamise positiivsele rollile kuivusstressi leevendajana puurinde kuuse proportsiooni suurenemise positiivne mõju, kuid efekt võib olla ka kuusevarise paremas kvaliteedis võrreldes männivarisega (Fyles & Côté, 1994).

Lisaks Ellenbergi väärtarvude erinevusele on servades levinud liigid ka suurema geograafilise levikuulatusega, mida iseloomustab nende laiem lõunapoolne levikupiir, samas kui metsas kasvavad liigid on areaali põhjapoolsema lõunapiiriga, mis seostub nende kasvamisega boreaalsetes metsades.

Kokkuvõtvalt ei saa väita, et teeservakoosluse puhul oleks tegemist uue omalaadse kooslusega, sest neis on hästi esindatud ka metsaliigid. Pigem võiks palumetsades olevatesse teeservadesse suhtuda kui täiendatud mikrobiotoopi (Tikka *et al.*, 2000; Rentch *et al.*, 2004; Gilbert & Lechowicz, 2005).

Kokkuvõte

Antud töö eesmärgiks oli uurida, millised muutused toimuvad Eestis tee olemasolu tõttu palumetsade alustaimestikis ning täpsemalt hinnata kruusa- ja sihiteede spetsiifilist mõju lisaks teistele muudetud keskkonnateguritele ja liikide omadustele.

Tulemuste põhjal võib öelda, et teest tingitud koosluse muutus oli silmatorkav maksimaalselt 1m metsa sisemusse. Trasektil eristus metsaruutudest kõige selgemalt teeserva rohurinne. Lisaks esines piirkondlik jaotumine põhja- ja lõunapoolseteks taimekooslusteks.

Liigirikkust mõjutasid positiivselt lehtpuude ja –põõsaste esinemine alusrindes, avatuse ja puurindes oleva kuuse proportsiooni suurenemine. Ilmakaarte suhtes olid põhjasuunatud transektid liigirikkamad kui lõunapoolsed. Teesihi laius mõjus üldisele liikide arvule positiivselt, kuid metsaliikidele negatiivselt. Samblarinde paksus mõjutas liigirikkust negatiivselt, ent omas positiivset efekti metsaliikidele.

Teeservades leidus rohkem graminoidide ja teisi lehtrohundeid, samas kui puhmaste arv oli läbi transekti muutumatu. Grime'i C- ja R-strateegia näitajad olid suuremad servas ja vähenesid metsas, kuid S-strateegia väärtuste trend oli vastupidine. Ellenbergi indikaatorväärtuste järgi olid teeservades rohkem valgusnõudlikumad, aluselisemat ja viljakamat keskkonda vajavad liigid, samas kui niiskusväärtused olid kogu transektil samad. Taimeliikide potentsiaalne keskmine ja maksimum kõrgus oli samuti servaruutudes suurem kui puistus olevates ruutudes. Sama trend oli liikide geograafilise levikuulatusega, mis oli tingitud teeservaliikide lõunapoolsemast levikupiirist.

Kokkuvõtvalt võib öelda, et servakooslus on teistsuguse iseloomuga, mille põhjuseks on tee lähiümbruse keskkonnatingimuste erinevus võrreldes tüüpilise metsakeskkonnaga. Siiski peale kruusa- ja sihiteede tõttu kaotatud loodusliku metsamaa, ei oma teed muid märgatavaid negatiivseid mõjusid ümbritsevale metsale. Pigem teed tõstavad lokaalset liigirikkust, sest teeservades kasvavad koos nii metsa- kui sinna lisandunud teised liigid.

Summary

The effect of forest roads to the boreal forests' understory

The aim of this thesis was to investigate the impact of forest roads on the herb layer of boreal forests. For that, 57 transects in the *Vaccinium vitis-idaea* site type forests were sampled in five different regions of Estonia.

The results of the study show that the effect of road can be detected in a maximum range of 1m into the forest and the plant community of road verges differs from those in the forest interior areas.

Species diversity was positively correlated with site openness, the presence of deciduous trees and bush species in the understory, and a larger proportion of *Picea abies* in the tree layer. Road width positively influenced the overall species diversity but had a negative effect on forest species. At the same time, moss layer thickness had a negative effect on the overall species richness, but a positive on forest species. Transects in the northern regions of Estonia had a greater species richness than in southern Estonia.

There were more graminoids and forbs on road verges, but the number of dwarf shrub species was the same through the transect. Grime's C- and R-strategy were more dominant on road verges than in forests, but S-strategy had the opposite trend. According to Ellenberg's indicator values, the common road edge species were more light demanding and needed less acidic and more fertile environment, but there was no difference in moisture values. In addition, edge species had a wider geographical distribution range because of the southern distribution boundary. Plants were potentially taller on road verges.

To conclude, the road edge community in forest has a different composition and trait complex in comparison to forest interior community, which is mainly caused by dissimilarity of environmental conditions near the road. Nevertheless, the roads in forest do not have noticeable negative effects to the surrounding environment besides the loss of area of interior natural forest land. Rather, small forest roads increase local species diversity, because many common forest species can survive on forest verges and share the habitat with disturbance dependent species.

Tänuavaldused

Täna oma juhendajaid, Jaan Liirat ja Taavi Paali, ning samuti Kertu Lõhmust, kes olid käesoleva töö valmimisel hindamatuks abiks.

Kasutatud kirjandus

- Abella S.R., Cayenne Engel E., Springer J.D., & Wallace Covington W. (2012) Relationships of exotic plant communities with native vegetation, environmental factors, disturbance, and landscape ecosystems of *Pinus ponderosa* forests, USA. *Forest Ecology and Management*, 271, 65–74.
- Angold P.G. (1997) The Impact of a Road Upon Adjacent Heathland Vegetation: Effects on Plant Species Composition. *Journal of Applied Ecology*, 34, 409–417.
- Arévalo J.R., Delgado J.D., & Fernández-Palacios J.M. (2008) Changes in plant species composition and litter production in response to roads and trails in the laurel forest of Tenerife (Canary Islands). *Plant Biosystems - An International Journal Dealing with all Aspects of Plant Biology*, 142, 614–622.
- Arévalo J.R., Otto R., Escudero C., Fernández-Lugo S., Arteaga M., Delgado J.D., & Fernández-Palacios J.M. (2010) Do anthropogenic corridors homogenize plant communities at a local scale? A case studied in Tenerife (Canary Islands). *Plant Ecology*, 209, 23–35.
- Avon C., Bergès L., Dumas Y., & Dupouey J.-L. (2010) Does the effect of forest roads extend a few meters or more into the adjacent forest? A study on understory plant diversity in managed oak stands. *Forest Ecology and Management*, 259, 1546–1555.
- 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.
- Bernhardt-Römermann M., Kirchner M., Kudernatsch T., Jakobi G., & Fischer A. (2006) Changed vegetation composition in coniferous forests near to motorways in Southern Germany: The effects of traffic-born pollution. *Environmental Pollution*, 143, 572–581.
- Birdsall J.L., McCaughey W., & Runyon J.B. (2012) Roads Impact the Distribution of Noxious Weeds More Than Restoration Treatments in a Lodgepole Pine Forest in Montana, U.S.A. *Restoration Ecology*, 20, 517–523.
- Brandtberg P.-O., Lundkvist H., & Bengtsson J. (2000) Changes in forest-floor chemistry caused by a birch admixture in Norway spruce stands. *Forest Ecology and Management*, 130, 253–264.
- Buckley D.S., Crow T.R., Nauertz E.A., & Schulz K.E. (2003) Influence of skid trails and haul roads on understory plant richness and composition in managed forest landscapes in Upper Michigan, USA. *Forest Ecology and Management*, 175, 509–520.
- Burton P.J. (2002) Effects of clearcut edges on trees in the sub-boreal spruce zone of Northwest-Central British Columbia. *Silva Fennica*, 36, 329–352.
- Cadenasso M.L. & Pickett S.T.A. (2001) Effect of Edge Structure on the Flux of Species into Forest Interiors. *Conservation Biology*, 15, 91–97.

- Christen D.C. & Matlack G.R. (2009) The habitat and conduit functions of roads in the spread of three invasive plant species. *Biological Invasions*, 11, 453–465.
- Coffin A.W. (2007) From roadkill to road ecology: A review of the ecological effects of roads. *Journal of Transport Geography*, 15, 396–406.
- Delgado J.D., Arroyo N.L., Arévalo J.R., & Fernández-Palacios J.M. (2007) Edge effects of roads on temperature, light, canopy cover, and canopy height in laurel and pine forests (Tenerife, Canary Islands). *Landscape and Urban Planning*, 81, 328–340.
- Dorp D., Schippers P., & Groenendaal J.M. (1997) Migration rates of grassland plants along corridors in fragmented landscapes assessed with a cellular automation model. *Landscape Ecology*, 12, 39–50.
- Ebrecht L. & Schmidt W. (2003) Nitrogen mineralization and vegetation along skidding tracks. *Annals of forest science*, 60, 733–740.
- Ellenberg, H., Weber, H.E., Düll, R., Wirth, V., Werner, W., Paulißen, D. (1992) Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa, *Scripta Geobotanica* 18.
- Felton A., Lindbladh M., Brunet J., & Fritz Ö. (2010) Replacing coniferous monocultures with mixed-species production stands: An assessment of the potential benefits for forest biodiversity in northern Europe. *Forest Ecology and Management*, 260, 939–947.
- Flory S.L. & Clay K. (2009) Effects of roads and forest successional age on experimental plant invasions. *Biological Conservation*, 142, 2531–2537.
- Forman R.T.T. (1998) Road ecology: a solution for the giant embracing us. *Landscape Ecology*, 13, iii-v.
- Forman R.T.T. & Alexander L.E. (1998) Roads and their major ecological effects. *Annual review of ecology and systematics*, 207-31.
- Fyles J.W. & Côté B. (1994) Forest floor and soil nutrient status under Norway spruce and red pine in a plantation in southern Quebec. *Canadian journal of soil science*, 74, 387–392.
- Gehlhausen S.M., Schwartz M.W., & Augspurger C.K. (2000) Vegetation and microclimatic edge effects in two mixed-mesophytic forest fragments. *Plant Ecology*, 147, 21–35.
- Gelbard J.L. & Belnap J. (2003) Roads as conduits for exotic plant invasions in a semiarid landscape. *Conservation Biology*, 17, 420–432.
- Gilbert B. & Lechowicz M.J. (2005) Invasibility and abiotic gradients: the positive correlation between native and exotic plant diversity. *Ecology*, 86, 1848–1855.
- Godefroid S. & Koedam N. (2004) The impact of forest paths upon adjacent vegetation: effects of the path surfacing material on the species composition and soil compaction. *Biological Conservation*, 119, 405–419.

- Hamberg L., Lehvävirta S., Minna M.-L., Rita H., & Kotze D.J. (2008) The effects of habitat edges and trampling on understorey vegetation in urban forests in Helsinki, Finland. *Applied Vegetation Science*, 11, 83–98.
- Hansen M.J. & Clevenger A.P. (2005) The influence of disturbance and habitat on the presence of non-native plant species along transport corridors. *Biological conservation*, 125, 249–259.
- Harper K.A., Macdonald S.E., Burton P.J., Chen J., Brosnoff K.D., Saunders S.C., Euskirchen E.S., Roberts D., Jaiteh M.S., & Esseen P.-A. (2005) Edge Influence on Forest Structure and Composition in Fragmented Landscapes. *Conservation Biology*, 19, 768–782.
- Honnay O., Verheyen K., & Hermy M. (2002) Permeability of ancient forest edges for weedy plant species invasion. *Forest Ecology and Management*, 161, 109–122.
- Jansson K.U., Nilsson M., & Esseen P.-A. (2011) Length and classification of natural and created forest edges in boreal landscapes throughout northern Sweden. *Forest Ecology and Management*, 262, 461–469.
- Klotz, S., Kühn, I., Durka, W., (2002) BIOLFLOR - Eine datenbank mit biologisch-ökologischen merkmalen zur flora von Deutschland, Bundesamt für naturschutz, Bonn.
- Leht, M., Krall, H., Kukk, T., Kull, T., Kuusk, V., Oja, T., Pihu, S., Reier, Ü., Zingel, H., Tuulik, T., (2011). Eesti taimede määraja. Eesti Loodusfoto, Tartu.
- Lenière A. & Houle G. (2006) Response of herbaceous plant diversity to reduced structural diversity in maple-dominated (*Acer saccharum* Marsh.) forests managed for sap extraction. *Forest Ecology and Management*, 231, 94–104.
- Lugo A.E. & Gucinski H. (2000) Function, effects, and management of forest roads. *Forest Ecology and Management*, 133, 249–262.
- Martin P.H., Canham C.D., & Marks P.L. (2009) Why forests appear resistant to exotic plant invasions: intentional introductions, stand dynamics, and the role of shade tolerance. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 7, 142–149.
- Massant W., Godefroid S., & Koedam N. (2009) Clustering of plant life strategies on meso-scale. *Plant Ecology*, 205, 47–56.
- Matlack G.R. (1994) Vegetation dynamics of the forest edge—trends in space and successional time. *Journal of Ecology*, 82, 113–123.
- McDonald R.I. & Urban D.L. (2006) Edge effects on species composition and exotic species abundance in the North Carolina Piedmont. *Biological Invasions*, 8, 1049–1060.
- Mortensen D.A., Rauschert E.S., Nord A.N., & Jones B.P. (2009) Forest roads facilitate the spread of invasive plants. *Invasive Plant Science and Management*, 2, 191–199.

- Müllerová J., Vítková M., & Vitek O. (2011) The impacts of road and walking trails upon adjacent vegetation: Effects of road building materials on species composition in a nutrient poor environment. *Science of The Total Environment*, 409, 3839–3849.
- Nordin A., Strengbom J., Witzell J., Näsholm T., & Ericson L. (2005) Nitrogen deposition and the biodiversity of boreal forests: implications for the nitrogen critical load. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, 34, 20–24.
- Paal J., Turb M., Köster T., Rajandu E., & Liira J. (2011) Forest land-use history affects the species composition and soil properties of old-aged hillock forests in Estonia. *Journal of Forest Research*, 16, 244–252.
- Pauchard A. & Alaback P.B. (2004) Influence of Elevation, Land Use, and Landscape Context on Patterns of Alien Plant Invasions along Roadsides in Protected Areas of South-Central Chile. *Conservation Biology*, 18, 238–248.
- Pärtel M. (2002) Local plant diversity patterns and evolutionary history at the regional scale. *Ecology*, 83, 2361–2366.
- Rentch J.S., Fortney R.H., Stephenson S.L., Adams H.S., Grafton W.N., & Anderson J.T. (2004) Vegetation–site relationships of roadside plant communities in West Virginia, USA. *Journal of Applied Ecology*, 42, 129–138.
- Riitters K.H. & Wickham J.D. (2003) How far to the nearest road? *Frontiers in Ecology and the Environment*, 1, 125–129.
- Roovers P., Baeten S., & Hermy M. (2004) Plant species variation across path ecotones in a variety of common vegetation types. *Plant ecology*, 170, 107–119.
- Rose M. & Hermanutz L. (2004) Are boreal ecosystems susceptible to alien plant invasion? Evidence from protected areas. *Oecologia*, 139, 467–477.
- Skrindo A.B. & Halvorsen R. (2008) Natural revegetation on forest topsoil and subsoil along roadsides in boreal forest. *Applied Vegetation Science*, 11, 483–490.
- Spellerberg I. (1998) Ecological effects of roads and traffic: a literature review. *Global Ecology and Biogeography*, 7, 317–333.
- Zeng S.L., Zhang T.T., Gao Y., Ouyang Z.T., Chen J.K., Li B., & Zhao B. (2011) Effects of road age and distance on plant biodiversity: a case study in the Yellow River Delta of China. *Plant Ecology*, 212, 1213–1229.
- Zielińska K. (2007) The influence of roads on the species diversity of forest vascular flora in Central Poland. *Biodiversity: Research and Conservation*, 5-8, 71–80.
- Tikka P.M., Koski P.S., Kivelä R.A., & Kuitunen M.T. (2000) Can grassland plant communities be preserved on road and railway verges? *Applied Vegetation Science*, 3, 25–32.
- Tinker D.B., Resor C.A.C., Beauvais G.P., Kipfmüller K.F., Fernandes C.I., & Baker W.L. (1998) Watershed analysis of forest fragmentation by clearcuts and roads in a Wyoming forest. *Landscape Ecology*, 13, 149–165.

- von der Lippe M., Bullock J.M., Kowarik I., Knopp T., & Wichmann M. (2013) Human-Mediated Dispersal of Seeds by the Airflow of Vehicles. *PLoS ONE*, 8, e52733.
- von der Lippe M. & Kowarik I. (2007) Long-Distance Dispersal of Plants by Vehicles as a Driver of Plant Invasions. *Conservation Biology*, 21, 986–996.
- von der Lippe M. & Kowarik I. (2012) Interactions between propagule pressure and seed traits shape human-mediated seed dispersal along roads. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 14, 123–130.
- Watkins R.Z., Chen J., Pickens J., & Brosnoff K.D. (2003) Effects of forest roads on understory plants in a managed hardwood landscape. *Conservation Biology*, 17, 411–419.
- Weathers K.C., Cadenasso M.L., & Pickett S.T.A. (2001) Forest Edges as Nutrient and Pollutant Concentrators: Potential Synergisms between Fragmentation, Forest Canopies, and the Atmosphere. *Conservation Biology*, 15, 1506–1514.

Lihtlitsents lõputöö reprodutseerimiseks ja lõputöö üldsusele kättesaadavaks tegemiseks

Mina, Ilmar-Jürgen Rammi,
(sünnikuupäev: 06.10.1989)

1. annan Tartu Ülikoolile tasuta loa (lihtlitsentsi) enda loodud teose „Teede mõju boreaalsete metsade alustaimestikule“, mille juhendajad on Taavi Paal ja Jaan Liira,

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

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

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

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

Tartus, **27.05.2013**