

Tartu Ülikool
Loodus- ja tehnoloogiateaduskond
Ökoloogia ja maateaduste instituut
Taimeökoloogia õppetool

Katre Tomingas

**Ammendunud lubjakivikarjääride ja loopealsete taimekoosluste struktuuri
võrdlus**

Magistritöö

Juhendaja: prof. Kristjan Zobel

Tartu 2015

Sisukord

1. Sissejuhatus	3
2. Materjal ja metoodika	12
2.1 Proovialade valik ja kirjeldus.....	12
2.2 Andmestiku kogumine.....	14
2.3 Andmeanalüüs	15
3. Tulemused	18
3.1 Koosluste sõrmejäljed ning mudelite sobitamine.....	18
3.2 Liigirikkus ja sarnasusindeksid	21
4. Arutelu.....	25
5. Kokkuvõte.....	28
Summary	30
Tänuavaldused.....	32
Kasutatud kirjandus	33

1. Sissejuhatus

Viimase 100 aastaga on põllumajandus intensiivistunud ja maakasutus Euroopas palju muutunud, mille tulemuseks on suur pool-looduslike rohumaade arvukuse vähenemine (Cousins & Lindborg 2008, Novák & Konvička 2006). Eriti ohustatud on lubjarikkad niidud, mis on kaitse all nii Euroopas kui ka mujal maailmas. Ainuüksi Eestis on 70 aastaga loopealsete levila vähenenud ca 30 000 hektari võrra (Helm 2009). Loopealseid iseloomustab suur liigirikkus ning keskkonnatingimuste heterogeensus. Nad asuvad õhukese mullakihiga (üldjuhul alla 20 cm) lubjarikastel rohumaadel, mille aluskivimiks on enamasti ordoviitsiumi või siluri paekivi. Peamiselt on loopealsed veel säilinud Eestis, Rootsis (Pärtel *et al.* 1999) ja Kanadas (Schaefer & Larson 1997). Eestis on loopealsed Eesti kultuuri kandjad ja olulised bioloogilise mitmekesisuse esindajad nii liigi kui ka maastiku tasemel, mistõttu on nende säilitamine väga oluline (Kukk 2004). Siiani on neid üritatud säilitada traditsiooniliste meetmete – niitmise ja karjatamise abil – kuid jõupingutustest hoolimata on avatud loopealsete pindala Eestis pidevalt vähenenud, mistõttu taastamisökoloogid on hakanud kaaluma uusi variante lubjarikaste niitude säilitamiseks.

Lubjakivikarjäärade rajamine on majanduslikult oluline tegevus, kuid mõistagi destruktivse toimega karjääri alal algselt paiknenud ökosüsteemidele. Kuna Eestis on lubjakivivarud tihti kõige paremini kättesaadavad just endistel loopealsete levikualadel, on ka karjäärade rajamine andnud oma panuse loopealsete pindala vähenemisele. Samas ammendunud lubjakivikarjäärade taastamisel on teadlased leidnud, et loodusliku suksessiooni teel võiks neist aladest potentsiaalselt areneda uued lubjarikaste niitudena funktsioneerivad ökosüsteemid ja seega elupaigad (refuugiumid) loopealsete kadumise tõttu ohustatud liikidele (Tomlinson *et al.* 2008).

Lubjarikkad niidud on väga piiratud levilaga, kuna on seotud ordoviitsiumi ja siluri lubjakivide ning dolomiitide levikuga. Viimased leidub maailmas lähtekivimina väikesel pindalal (Kukk 2004, Laasimer 1965). Eestis on loopealsed valdavalt sekundaarsed, mis tähendab, et esialgu kattis neid alasid mets, kuid inimtegevuse tulemusena (metsaraie ja hilisem loomade karjatamine, heinategu) kujunesid nendel aladel liigirikkad loopealsed (Kukk 2004). 20. sajandil vähenes lubjarikaste niitude levila drastiliselt, sest heinategu ja traditsiooniline karjakasvatus ei tasunud enam majanduslikult ära, mistõttu maad hakkasid metsastuma.

Praeguseks vähenevad loopealsete arvukus ja levilad kiiresti ning paljud säilinud alad on fragmenteerunud või isoleeritud (Posschlod *et al.* 1998; Posschlod *et al.* 2002). Seetõttu on loopealsed kuulutatud globaalselt haruldasteks ja ohustatuteks ning üha enam üritatakse leida võimalusi nende säilitamiseks (Posschlod *et al.* 2002, Schaefer & Larson 1997, Tomlinson *et al.* 2008).

Rahvastiku kasvu ja linnastumise tulemusena on suurenenud vajadus ehitusmaterjalide järele (Duan *et al.* 2008), mistõttu tekib lubjakivikarjääre üha juurde. Tänapäeval on seadusega nõutud, et pärast kaevandamise lõpetamist ala korrastatakse, et kiirendada nende tugevalt häiritud alade taastumist ja lülitumist maastikku (Řehouková Prach 2008, Villacampa *et al.* 2001). Kirmer *et al.* (2008) leidsid, et ammendunud karjäärid muutusid paari aastakümnega ja taastamiseetodeid kasutamata väärtuslikeks biotoopideks paljude ohustatud taimeliikidega. Seega, kui suksessiooni protsesse ammendunud lubjakivikarjäärides mitmeid aastakümneid ei segata, on tulemuseks väärtuslikud ökosüsteemid ning loopealsed on oma suure liigirikkuse ja haruldaste liikidega väärtuslikud ökosüsteemid (Rosén & van der Maarel 2000). Mitmete erinevate uurimuste tulemused näitavad, et loodusliku taimestumisega on ammendunud paekivikarjääride rekultiveerimise tulemuseks loopealne (Dixon & Hambler 1984, Pyšek *et al.* 2001, Richardson *et al.* 2010, Suding *et al.* 2004, Tomlinson *et al.* 2008, Wheeler & Cullen 1997) ja seda juba umbes 50 aastaga (Dixon & Hambler 1984).

Mida väiksemad struktuuralsed ja funktsionaalsed erinevused paemurdude ja loopealsete vahel on, seda edukam on karjääri suksessioon loopealseks. Üldiselt on loodude ja paekarjääride keskkonnatingimused sarnased (Tomlinson *et al.* 2008). Mõlemal alal on suured ööpäevased ja aastased temperatuuri kõikumised. Samuti on vastavalt pae iseloomule alad väga heterogeensed. Monoliitse paekivi puhul on sademevee äravool takistatud, mistõttu kevaditi ja suurte sadude ajal on ala üleujutatud. Samas lõhelise pae puhul valgub vesi lõhedesse ja seal on muld hoopis perioodiliselt kuiv (Laasimer 1965, Rosén & van der Maarel 2000). Lisaks puudub karjäärides mullakiht või see on väga õhuke, mille tõttu metsa teke alale on ebatõenäoline (Novák & Konvička 2006). Nendest sarnasustest hoolimata on karjääri taimestumine ja looduslik suksessioon lubjarikkaks niiduks raskendatud, sest kaevandamisega eemaldatakse taimkate koos seemnepanga ja mullaga,

mistõttu toimub erosioon ja toitained on vähe (Ash *et al.* 1994, Meira-Neto *et al.* 2011, Wheeler & Cullen 1997).

Kuna karjäärade rajamisel eemaldatakse muld, siis taastumisel toimub seal primaarne suksessioon (Dixon & Hambler 1984, Tropek *et al.* 2010). Tänapäevase intensiivse maakasutusega on edendatud suksessiooni keskmisi etappe, mistõttu on algetappide liigid, sh ka loopealsete liigid, hävimisohus. Karjäärid pakuvad sellistele liikidele elupaika (Cousins & Lindborg 2008, Tropek *et al.* 2010, Uustal 2011). Seetõttu on need degradeerunud alad väga suure bioloogilise mitmekesisuse potentsiaaliga. Selle potentsiaali edukaks kasutamiseks on vaja teada olulisi tegureid, mis määravad just sellise arengusuuna, et karjäärade taastamise tulemuseks oleks liigirikas ja paljude ohustatud liikidega elujõuline ökosüsteem – loopealne.

Suksessiooni protsessis on mitmeid väga olulisi tegureid nagu koloniseerivate organismide olemasolu ja arvukus, ala ökoloogiline sobivus liikidele ja biotilised interaktsioonid. Algstaadiumis on kõige olulisem roll liigifondil (Suding *et al.* 2004, Wiegler & Felinks 2001). Paljude uuringute põhjal on selgunud, et seemnete olemasolu on tugev limiteeriv faktor ökoloogilistes taastamisprotsessides. See, kui oluliselt diaspooride kättesaadavus mingi liigi paljunemist ja levimist limiteerib, on seotud liikide arvukusega liigifondis ja liigi levimistunnustega (Kirmer *et al.* 2008). Üldjuhul kaevandusjärgsete alade taimekooslused peegeldavad ümbritsevate alade kooslusi, kuigi mitte samas osakaalus ja sageduses (Villacampa 2001, Wiegler & Felinks 2001). Ka Roman ja Gafta (2013) leidsid oma kaevandusalade taastamistumise uurimusest, et lähedal asuvad kooslused on väga olulised avakoosluste floristilise koosseisu määravad ning lätte ja koloniseeritavate alade vahemaa vähenedes suurenes alade omavaheline sarnasus. Lisaks lähima rohumaa kaugusele on oluline ka rohumaa osakaal karjäärade ümbruses (Novák & Konvička 2006, Uustal 2011).

Lähtekooslus võib koloniseeritavast alast asuda üsna kaugel. Kirmer *et al.* (2008) leidsid, et vähemalt 17 km kaugusel ümbritsevatel aladel asuvad liigid võtavad koloniseerimisest osa. Koloniseerimisvõime sõltus pigem liigi poolt hõivatud ala pindalast kui tegelikust kaugusest levimiskoldest. Samas leidsid nad ka, et väikeste seemnetega levivate liikide proportsioon oli koloniseeritud alal üsna suur. Kuigi need liigid olid ümbritsevatel aladel vähearvukad, suudavad nad levida küllalt kaugemale ja akumulereuda kaevandusaladel, mis on suured

seemnelöksud maastikul (Cousins & Lindborg 2008; Kirmer *et al.* 2008). Põhja-Inglismaal läbiviidud 7-aastase katse tulemusena leiti, et ümbritsevatelt lubjarikastelt rohumaadelt migreerus juba kolme aastaga karjääridesse iseloomulikke liike (Dixon & Hambler 1984) ning järgmise kolme aastaga oli aluselise mullaga niitudele iseloomulike liikide arv kasvanud 11-lt 18-le. Ühtlasi leiti, et seitsmendaks aastaks oli liikide sisseränne aeglustunud (Hambler & Dixon 1986).

Nagu eespool mainitud, on paljud lubjarikkad niidud tänapäevaks suurel määral fragmenteerunud. See aga mõjutab oluliselt liigifondi kuuluvate taimeliikide levimismustreid. Fragmenteerumine limiteerib liigifondi seemnepanga efektiivsust, mis omakorda mõjutab kohalike liikide taastumise edukust (Suding *et al.* 2004). Cousins & Lindborg (2008) avastasid, et kui ala läheduses asub jäänukrohumaad, siis karjatamise abil levivad sealsed liigifondi liigid paremini. Seetõttu on jäänukrohumaad lubjarikaste niitude liikide refuugium, milles säilivate liikide levimisele võivad kaasa aidata ka mitmed antropogeenset päritolu levimisvektorid.

Levimisvektorite tähtsust on rõhutanud ka teised teadlased (Roman & Gafta 2013). Poschlod *et al.* (1998) poolt uuritud alade tulemustest selgus, et väikese liigirikkuse põhjuseks oli lammastega karjatamise puudumine, mis tähendab, et tuullevi ei suuda asendada loomlevi. Lambad on väidetavalt kõige paremateks vektoriteks, kuna nad liiguvad suures karjas, nende kasukasse jääb mitmeid erinevaid seemneid (eriti hästi haakuvaid diaspoore) ning enamasti läbivad lambakarjad suuri vahemaid. Lisaks on karjatamine kasulik, kuna sõnnik aitab kaasa paljude seemnete idanemisele ja trampimine loob mikroelupaiku, kuhu seemned saaksid kinnistuda.

Kui seemned on alale suutnud levida, siis edaspidi on koloniseerimiseks oluline nende kinnistumine (Kirmer & Mahn 2001) ning liigile sobivate keskkonnatingimuste olemasolu (Richardson *et al.* 2010, Richardson *et al.* 2012). Seemnete kinnistumisel alale on oluliseks faktoriks substraat. Kirmer ja Mahn (2001) uurisid erinevaid ammendunud karjääre ja leidsid, et kvaternaarse setetega alasid asustasid taimed juba esimesel aastal, samas kui madala pH ja suure erosiooniga aladel oli taimestumine oluliselt aeglasem. Nende poolt uuritud kolmas ala oli kaetud tertsiarsete setetega, mis olid väga tihedad ja raskesti läbitungitavad. Ühtlasi oli alal väga madal pH ja suured kogused Al^{3+} , mis tekitasid taimedel mürgistust. Sellel alal elujõulist taimekooslust ei leidunud.

Kuna karjäärid on nii ajalisel kui ka ruumilisel heterogeensed keskkonnad (Khater *et al.* 2003, Richardson *et al.* 2012), kus terve ala ulatuses on erinevate ressursside kättesaadavus ja keskkonnakandevõime, siis Lõuna-Hiinas uuriti kaevanduse erinevate osade taimestumist. Uurimuse alguses olid kõik alad taimestumata ning kaheksa aastaga eristati kolme erinevat kooslust. Mäeeraldise teenindusmaal, kus oli vähe toitaineid ja kehv mullastruktuur, esinesid põuda taluvad varasuktsessioonilised liigid või ruderaalid. 90% ulatuses olid need taimed graminoidid. Kaevandatud alale laotati taastamise käigus mulda, mis oli tihe, niiske ja happeline. Sellel alal domineerisid sõnajalgtaimed ning teisi rohttaimi praktiliselt ei leidunud. Karjääri nõlvadel olid muld ja seemnebank saanud võrdlemisi vähe kannatada ning suktsessioon oli võrreldes teiste aladega kiirem. Nendel aladel olid esindatud heliofüüdid ning Hiinas laialt levinud põõsad. Alad ei asunud üksteisest kuigi kaugel ning taimestumine algas igal alal samal ajal, kuid erinevate keskkonnatingimuste tõttu katsid alad erinevad taimekooslused (Duan *et al.* 2008).

Kaevandatud alade taimestumist vastavalt liikide ökoloogilistele nõudlustele on uuritud ka katseliselt. Richardson *et al.* (2010) külvasid Kanadas ammendunud lubjakivkarjääri seemnesegu, kus olid esindatud 14 rohundit ja 4 graminoidi, mis olid kõik loodudele iseloomulikud liigid, ning karjäärides levinud umbrohtude seemnesegu. Selgus, et lubjarikastele niitudele iseloomulike liikidega külvatud alad olid liigirikkamad ja edukamad ning sarnanesid väga alvaritele.

Kui ala on juba koloniseeritud, siis edaspidi sõltub liikide edukus ja ellujäämus peamiselt biotilistest interaktsioonidest. Väga palju on tähelepanu pööratud konkurentsile, kuid üha enam on leitud tõendeid, et karjäärade ekstreemsetes oludes võivad liigid üksteise olemasolu hoopis soodustada (Richardson *et al.* 2010, Richardson *et al.* 2012, Soliveres *et al.* 2014). Richardson *et al.* (2012) katses külvati aladele seemnesegusid, milles oli 3, 6 või 12 erinevat liiki. Lisaks sellele, et 12-liigi seguga külvatud aladel oli 11% suurem taimede tihedus, tulid kuivemate tingimuste korral need alad ka põuaga paremini toime. Seda ilmselt seetõttu, et mitmekesisus suurendas veekasutuse efektiivsust.

Suktsessiooni käigus paranevad edaafilised tingimused ning suureneb kättesaadavate toitainete hulk, mistõttu väheneb abiootiline stress ja konkurents muutub koosluses olulisemaks. Konkurentsuhete puhul on oluliseks faktoriks häiringud (Wiegand & Moloney 2004).

2001). Häiringud sõltuvad aga omakorda ala ajaloost (Schaefer & Larson 1997). Näiteks Rootsisis ja Eestis on lubjarikaste niitude ajaloo olulisel kohal karjatamine (Pärtel *et al.* 1999). Karjatamine eemaldab valguskonkurentsi ja trampimine tekitab seemnetele kohti idanemiseks (Cousins & Lindborg 2008). Schaefer ja Larson (1997) uurisid Kanada lubjarikaste niitude ajalugu ning selgus, et sealsetel aladel pole varasemalt karjatamist toimunud. Uuriti sisemaal asuvaid ning järvede rannikualade lubjarikkaid niite ning selgus, et sisemaal olid lubjarikaste niitude liigirikkuse säilimise seisukohast olulisteks häiringuteks põlengud, rannikualadel aga ekstreemsed tingimused, näiteks tugevad tuuled. Suding *et al.* (2004) leidsid, et vahel võib põletamine hoopis edendada eksootiliste taimede arvukust ja levi, mitte neid pärssida. Nii on näiteks Hawaiil, kus kohalikus liigifondis on küllalt aeglase elustrateegiaga taimed ning põlengud mõjuvad positiivselt eksootilistele ruderaalidele, andes neile konkurentsis eelise. Palju tunnustust on saanud ka alade niitmine, mis vähendab valguskonkurentsi (Pärtel *et al.* 1999; Poschlod *et al.* 1998; Poschlod *et al.* 2002). Seega lubjarikaste niitude majandamine oleneb ala ajaloost ja on asukohaspetsiifiline (Pyšek *et al.* 2001; Schaefer & Larson 1997).

Kaevandusalade loodusliku taimestumise puhul on veel oluline teada, et suktsessioon ei toimu ühtlaselt kogu karjääri ulatuse. Suktsessioonilised muutused on eriti aeglasel nõlvadel ja paljanditel (Tropek & Konvica 2008). Ursic *et al.* (1997) leidsid, et haruldaste liikide seisukohast on eriti olulised nõlvad. Need on tihti sobivaks elupaigaks endeemsetele ja haruldastele liikidele ning nad hõlbustavad vähem konkurentsivõimeliste liikide levimist. Seinte taimestik oleneb omakorda põhjataimestikust. Kui seal hakkavad kasvama puud, siis mõnekümne aasta möödudes hakkavad need seintele varju heitma, mistõttu jäävad kooslusesse vaid varjutaluvad liigid.

Ammendunud lubjakivikarjäärade ja loopealsete taimekoosluste võrdlemiseks on vaja kirjeldada nende struktuuri, sest taimekooslused on tihti liiga heterogeensed süsteemid selleks, et neid kirjeldada vaid dominantse liigi (liikide) omaduste või liigirikkuse põhjal (Kell 2006). Keerukamate koosluste struktuuride kirjeldamisel läheb selliste üldistavate parameetrite kasutamise puhul palju olulist informatsiooni kaotsi. Näiteks pole selge, millised liigid on domineerivamad ja suurema katvusega. Üheks vähestest viisidest koosluse struktuuri kirjeldamisel on nõ koosluse sõrmejäljed ehk dominantsuse-diversiteedi kõverad (Begon *et al.* 1996). Need kujutavad liikide arvukuse jaotust koosluses, näidates kas liigid on

koosluses pigem võrdselt esindatud või on mõned liigid domineerivamad (Wilson 1991). Liigid on graafiku X-teljel järjestatud arvukuse alusel ehk kõige arvukamast kõige vähem arvukamani ning Y-teljel on liigi logaritmiline arvukus (ohtrus, empiiriline esinemistõenäosus vms) (Begon *et al.* 1996, Magurran 2004). Dominantsuse-diveristeedi kõverad on erinevate koosluste struktuuride võrdlemiseks väga sobivad, sest nende abil saab võrrelda proove, mis on kogutud erinevatest geograafilistest piirkondadest, kus on vähe või pole üldse samu liike esindatud. Koosluse sõrmejäljed on laialt kasutatud mitmeliigilise koosluse struktuuri ja selle elupaiga ökoloogilise staatuse indikaatorina (Izsák & Pavoine 2011).

Dominantsuse-diversiteedi kõvera kuju alusel saab otsustada, milline liikide arvukuste jaotust genereeriv mudel antud koosluse struktuuri kõige paremini kirjeldab. Järsud lineaarsed kõverad viitavad domineerivatele liikidele koosluses, millele vastab näiteks geomeetrilise seeria mudel. Madalama tõusuga kõverad viitavad liikide ühtlasemale jaotusele koosluses, millele vastab näiteks üldine lognormaalne mudel või ka murtud kepi mudel (Magurran 2004).

Liikide ohtruse jaotuse genereerimise mudeleid on palju, kuid kõige enam kasutatust leidnud mudelid on murtud kepi, geomeetrilise seeria, üldise lognormaalse, Zipfi ja Zipf-Mandelbroti mudelid. Esimesed kaks on ressursi jaotuse mudelid ja järgmised kolm statistilised ehk stohhastilised mudelid (Wilson 1991).

Murtud kepi mudel põhineb ideel, et kepp, mille pikkuseks on kujuteldavalt kättesaadavate ressursside koguhulk, murtakse ühel ajahetkel ($S-1$)-st juhuslikest kohtadest S tükiks (S tähistab liikide arvu koosluses) (Magurran 2004). Iga murdmise tagajärjel tekkinud tüki pikkus kujutab ühele osalevale liigile jaguvaid ressursse ja seega liigi arvukust koosluses. Mudel peegeldab ressursside jagunemist samadele ressurssidele konkureerivate liikide vahel (Wilson 1991). Antud mudeli puhul eeldatakse, et koosluse struktuuri määrab väga tugevalt konkurents. Üldiselt on leitud, et murtud kepi mudel kirjeldab kooslusi, kus on vähe liike ja need liigid on omavahel taksonoomiliselt sarnased (McPherson & DeStefano 2003).

Geomeetrilise seeria puhul võtab kõige edukam liik (eeldatavasti kõige tugevam konkurent) ressursist k -ndiku osa, mistõttu moodustab ta ka summaarsest arvukusest k -ndiku. Edukaselt järgmine liik haarab allesjäänud ressursi osast jällegi k osa ja sellest järgmine allesjäänud osast k -ndiku kuni kogu ressurss on liikide vahel jagatud (Whittaker 1972, Wilson 1991).

Kuna kõik liigid saavad tugevamate liikide poolt alles jäetud ressursist konstantse proportsiooni, siis geomeetrilise seeria graafik on absoluutskaalas eksponentsiaalselt langev, logaritmitud Y-telje puhul aga sirge (Magurran 2004). Selle mudeli ökoloogiline tõlgendus on, et koosluses on dominantsus selgelt väljendunud, konkurentsisuhted on hierarhilised. Sellise struktuuri aluseks on konkurents keskkonnas hajusalt oleva ressursi nimel. Uurimustest on leitud, et selline mudel sobib kirjeldama näiteks madala liigirikkusega okaspuumetsi, mõned aastad tagasi hüljatud põldusid ja kooslusi, mis on kujunenud väga kuivas või külmas keskkonnas (McPherson & Stefano 2003).

Üldine lognormaalne mudel põhineb normaaljaotusel – liikide logaritmitud ohtrused on normaaljaotusega. Seega on tegemist juhuga, kus on palju keskmise arvukusega liike ning vaid mõned liigid, kes on kas haruldased või vastupidi – väga tavalised (McPherson & Stefano 2003). Sellises koosluses on taimede arvukus üheaegselt mõjutatud väga paljude erinevate biotiliste ja abiotiliste keskkonnafaktorite poolt, mille seast ükski pole ülevaldav (Hughes 1986, Wilson 1991), kusjuures liikide arvu suurenemisega koosluses suureneb ka faktorite arv, mis neid liike mõjutavad (Whittaker 1972). See mudel sobib kirjeldama näiteks suksessioonilisi kooslusi, kus liikidevaheline konkurents on liigi arvukuse määramisel vähetähtis (Hughes 1986), hoopis tähtsamad on mitmesugused juhuslikku laadi tegurid ja samuti positiivsed interaktsioonid taimede vahel (McPherson & Stefano 2003).

Zipf ja Zipf-Mandelbroti mudelid on väga sarnased erinedes vaid ühe parameetri poolest, mille Mandelbrot lisas. Nende erinevus üldisest lognormaalsest seisneb selles, et taime kasvu mõjutavad mitmed erinevad faktorid järjestikku. Esmalt on taime jaoks olulised keskkonnatingimused ning seejärel biotilised interaktsioonid. Eeldatakse, et kui sobivad tingimused on olemas, siis liik suure tõenäosusega asustab ala (Wilson 1991). Selle mudeli sobimisel on tegemist suksessioonilises arengus oleva kooslusega, kus hilisematel koloniseerijatel on konkreetset nõudmist ja seega on nad varasemate saabujatega võrreldes koosluses haruldasemad (Magurran 1988).

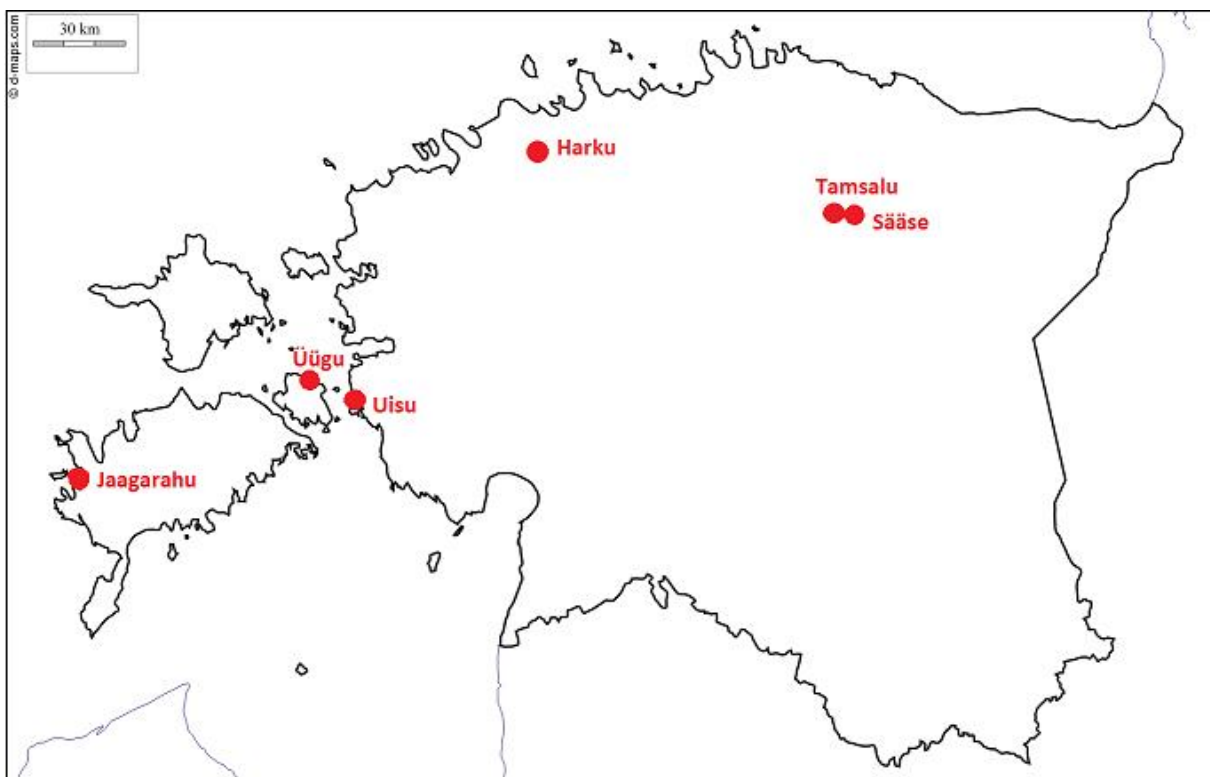
Käesoleva töö peamiseks eesmärgiks oli uurida, kas lubjakivikarjäärade suksessioonilisi kooslusi saab vaadelda loopealsetena ehk kas nende alade taimekoosluste struktuurid on mingilgi määral võrreldavad nii liigilise koosseisu kui ka sõrmejälje alusel. Sealhulgas uuriti ka lubjakivikarjäärade omavahelist koosluse struktuuride sarnasust: kas olenemata kaugusest

loopealsetest on need alad võrreldavad loopealsete läheduses olevate karjääridega. Lisaks vaadeldi, kui suur on liigilise mitmekesisuse potentsiaal aluselise substraadiga karjäärides ning mil määral pakuvad need elupaika haruldastele liikidele.

2. Materjal ja meetodika

2.1 Proovialade valik ja kirjeldus

Selleks, et võrrelda loopealsete ja nende läheduses või eemal asuvate ammendunud lubjakivikarjääride taimekoosluste struktuure, valiti välja üheksa prooviala (joonis 1). Proovialadest kolm olid looniidud (Jaagarahu, Uisu, Üügu), kolm eelnevalt mainitud looniitude vahetus läheduses asuvad eri vanusega ammendunud karjäärid ning kolm loopealsetest eemal asuvat eri vanusega ammendunud karjäärid (Harku, Tamsalu ja Säase).



Joonis 1. Proovialade paiknemine.

Alade valimisel lähtuti mitmest aspektist. Üheks oluliseks aspektiks oli, et karjäärides oleks kaevandamine lõppenud vähemalt paarkümmend aastat tagasi ning pärast kaevandamist ei oleks alal toimunud taastamist ehk alal toimuks looduslik suksessioon. Võrdlemaks looniitude ja ammendunud karjääride taimekooslusi ja selgitamiseks, kas karjääri läheduses asuv looniit mõjutab karjääri taimekooslust, oli vajalik looniidu olemasolu karjääri vahetus läheduses (kuni ühe km kaugusel). Lisaks oli oluline karjääride taimestiku varasem uuritus teadlaste poolt, et tulevikus andmeid näiteks alade suksessiooni uurimiseks kasutada.

Tabelis 1 on esitatud antud töös vaadeldud karjääride andmed, mis on kogutud 2011. aastal Tartu Ülikooli vanemteadur Aveliina Helmi tööruhma poolt (Uustal 2011). Uisu karjääri liikide kohta andmed puuduvad, sest seda pole varem Tartu Ülikooli teadlaste poolt uuritud. Karjäär valiti proovialaks, sest lähedal asuv loopealne on väga hästi uuritud ning seal on korraldatud mitmeid katseid.

Tabel 1. Käesolevas töös uuritud karjääride andmed. Loopealsete vahetus läheduses asuvad Jaagarahu, Uisu ja Üügu karjäärid. Loopealsetest eemal asuvad Harku, Sääse ja Tamsalu karjäärid.

Karjäär	Pikkuskraad	Laiuskraad	Karjääri pindala (ha)	Liigirikkus	Looliikide arv kogu liigirikkusest	Karjääri hülgamise aasta
Harku	24,59546	59,40992	2,89	97	39	1980
Jaagarahu	21,96994	58,4031	0,28	78	44	1950
Sääse	26,13945	59,15579	1,00	92	36	1975
Tamsalu	26,0903	59,16327	0,90	70	24	1980
Uisu	23,515378	58,641317	0,28	-	-	1980
Üügu	23,23902	58,67137	0,31	49	35	1975

Uuritud karjäärid on eri vanusega ning nendes valitsevad ka erinevad tingimused. Suktsessioniliselt kõige vanem on Jaagarahu karjäär Saaremaal, mis on praegusel ajal kasutusel supluskohana. Suurem osa karjäärist on veega täitunud. Ümbritseval alal on palju paljandeid ning mullakiht on väga õhuke. Karjäär külgneb ühest servast metsaga ja teisest looniiduga. Välitööde ajal oli suur osa taimede maapealsetest osadest põua tõttu kuivanud. Taimkatte analüüsimist raskendas ka asjaolu, et sellel oli lamatud ning lisaks leidus alal prügi. Jaagarahu looniidul on palju kadakaid, mis annab märku ala kinnikasvamisest. Mullakiht on palju tusedam kui karjääris, ca 10 cm ning paljandeid ei leidu.

Üügu karjäär Muhu saarel asub rannaniidu ja loopealse üleminekualal, mistõttu pangapoolses servas leidub rohkem loopealsele iseloomulikke taimi, kuid merepoolses ääres rannaniidule iseloomulikke. Sealne ala on väga niiske, praktiliselt kogu ala katab üsna paks samblakiht, millest kasvavad välja soontaimed ja leidub palju taimemättaid. Üügu panga puhul on tegemist väga vana looniiduga, kus leidub üsna palju paljandeid ning paeplaati katab õhuke mullakiht. Kadakaid on kohati üsna palju, õhema mullakihiga osades on nad aga kiduramad.

Uisu karjääri katab peenike lubjakivirähk ning nähtava huumushorisondiga mullakiht on olemas vaid karjääri äärealadel. Taimkate on väga hõre ning taimed on miniatuursed. Uisu loopealsel on kolmest uuritud loopealsest kõige enam kadakaid ning ka kõige tüsedam mullakiht, ca 10-15 cm paksune.

Loopealsetest eemal asuvatest karjääridest on kõige noorem Harku karjäär, mis on ühtlasi ka vaadeldud aladest kõige suurem. Välitöödeks valitud ala on suuremalt jaolt paljandunud ning taimed kasvavad seal laikudena. Taimestunud laikudel esineb kohati ka palju samblaid ja samblikke. Mullakiht on tekkinud vaid ala äärtes ning see on väga õhuke, kuni 5 cm paksune.

Tamsalu karjäär asub Tamsalu linna ääres metsatukas. Välitöödeks välja valitud alal leidub laikudena lubjakivirähka, kuid enamasti katab ala ca 5 cm tüsedune hõredalt taimestunud mullakiht.

Sääse karjäär on proovialadest ainus, kus on alles kõrged ja järsud karjääriseinad. Karjääri ümbritseb mets. Ala on suuremas osas paljandunud, kuid äärtes leidub õhukese mullakihiga taimestunud alasid, millel lisaks soontaimedele esinevad ka samblad.

2.2 Andmestiku kogumine

Välitööd valitud alade taimestiku uurimiseks toimusid ajavahemikus 8.-21.08.2014, kusjuures sellele perioodile eelnes paar nädalat pöuda ja keskmisest kõrgemaid õhutemperatuure.

Taimestiku kirjeldamiseks kasutati punktproovi meetodit – metallvarras torgati juhuslikku kohta ning määrati sellele kõige lähemal asuv taim. Igal alal torgati varrast maasse 400 korda. Punktproov on kiire ja täpne meetod liigi biomassi hindamiseks. Samuti on ta väga universaalne sobides kasutamiseks kunstlikest madala ja kontrollitud liigirikkusega kooslustest kuni homogeensete ja produktiivsete looduslike rohumaadeni, kus on selgelt eristatavad mõned dominandid (Barkaoui *et al.* 2013). Punktproovi ei võetud alade servadest, et vähendada servaeefekti mõju. Samuti ei arvestatud taimedega, mille võsud olid põua tõttu ära kuivanud ja seetõttu võimatu liigini määrata. Saadud tulemused kanti Exceli tabelisse, kus reas on esitatud liiginimi ja veerus torgete arv, mis väljendab mitu korda antud alal liigile nõ pihta saadi (ehk liigi arvukus). Lisaks koguti andmeid ka torkel vardale kõige lähemal asunud isendi lähima naabri kohta, kuid neid analüüsitakse teise teadustöö raames.

2.3 Andmeanalüüs

Andmete analüüsimiseks kasutasin RStudio 0.98.1103 tarkvara Vegan paketti (Oksanen 2015).

Esmalt koostas in igale proovialale nõ koosluse sõrmejälje ehk dominantsuse-diversiteedi kõvera ning sobitas in kõveraga viis ökoloogilist mudelit. Koosluse sõrmejälje loomiseks ja mudelite sobitamiseks kasutas in „rad.fit“ funktsiooni.

Käesolevas töös kasutatud mudelid on järgmised (Wilson 1991):

- **Murtud kepi mudel** (valem 1), millel parameetrid puuduvad. Valemis 1 tähistab A_i i-nda liigi arvukust, \bar{A} kõikide liikide keskmist arvukust ja S liikide arvu.

$$A_i = \bar{A} \sum_{x=1}^S \frac{1}{x} \quad (1)$$

- **Geomeetriline seeria** (valem 2), millel on üks parameeter. Valemis 2 tähistab A_i i-nda liigi arvukust, A_1 on kõige suurema isendite arvuga liigi arvukus ja k on konstant, mis määrab arvukuse vähenemise järgu kohta.

$$A_i = A_1 k^{i-1} \quad (2)$$

- **Üldine lognormaalne mudel** (valem 3), millel on kaks parameetrit. Valemis 3 on S liikide arv, A_i on i-nda liigi arvukus, $\bar{\ln A}$ on \ln arvukuse standardhälbest ja Φ^{-1} on \ln arvukusest juhul, kui antud väärtus on normaalse jaotuse kõveraalune ala.

$$\ln A_i = \bar{\ln A} + \sigma \Phi^{-1} \cdot \frac{(S-i+0.5)}{S} \quad (3)$$

- **Zipf-i mudel** (valem 4), millel on samuti kaks parameetrit. Valemis 4 on A_i i-nda liigi arvukus, A_1 on kõige suurema isendite arvuga liigi arvukus ja γ on konstant, mis iseloomustab liigi olemasolu keskmist tõenäosust.

$$A_i = A_1 i^{-\gamma} \quad (4)$$

- **Zipf-Mandelbrot-i mudel** (valem 5), kus on lisaks eelmisele mudelile veel üks parameeter. Valemis 5 on A_i i-nda liigi arvukus, A_1 on kõige suurema isendite arvuga liigi arvukus, γ on konstant, mis iseloomustab liigi olemasolu keskmist tõenäosust ja β on konstant, mis ökoloogiliselt näitab keskkonna potentsiaalselt heterogeensust, näiteks nišside rikkus.

$$A_i = A_1 (i + \beta)^{-\gamma} \quad (5)$$

Mudelite sobivuse võrdlemiseks kasutasin „rad.fit“ funktsiooni poolt arvatud AIC ehk Akaike informatsioonikriteeriumi väärtust (valem 6), mis iseloomustab mudeli sobivust andmestikuga. Valemis 6 tähistab L andmestiku (maksimaalset) tõenäosust ning p on mudeli parameetrite arv. Mida väiksem on AIC väärtus, seda paremini mudel andmestikuga sobib (Forster & Warton 2007) .

$$AIC = -2\log L + 2p \quad (6)$$

Sama protseduuri korrati kooslusetüüpidega ehk valimiks oli korruga kolm loopealset, kolm karjääri, mis asusid loopealsete läheduses, või kolm karjääri, mille läheduses loopealseid ei esinenud. Leidmaks üldiselt kõige parema sobivusega mudelit, teostasin sama analüüsi kõikide alade kohta korruga.

Kristjan Zobili taimeökoloogia töörühma liige Jan Smyčka kirjutas RStudios programmi võrdlemaks proovialade üldise lognormaalse mudeli parameetreid. Selles programmis on üheksa prooviaala jagatud kolmeks kooslusetüübiks: loopealsed, nende vahetus läheduses asuvad karjäärid ning eemal asuvad karjäärid. Programm võrdleb nende kooslusetüüpide üldise lognormaalse mudeli parameetreid leidmaks, kas nende kooslusetüüpide struktuuride vahel on seos. Saadud tulemuste põhjal sooritati RStudios ka ANOVA analüüs, et saada teada, kas tulemused on statistiliselt olulised. Olulisuse nivooks on 0.05.

Kasutades funktsiooni „diversity“ leidsin Shannoni ja Simpsoni indekseid, mille kaudu arvutasin Hilli perekonna indekseid N_1 ja N_2 ning nendest tuletatud ühtluse indeksi $E_{2,1}$. N_1 on arvutatud Shannoni indeksi põhjal (valem 7), kus H' tähistab Shannoni indeksit (Hill 1973).

$$N_1 = e^{(H')} \quad (7)$$

N_2 arvutatakse Simpsoni indeksi põhjal (valem 8), kus λ tähistab Simpsoni indeksit. N_2 puhul antakse ohtramatele liikidele suurem kaal, kui indeksi N_1 puhul (Hill 1973).

$$N_2 = \frac{1}{\lambda} \quad (8)$$

Ühtluse arvutamiseks jagati N_2 ja N_1 väärtused (valem 9). Ühtluse indeks $E_{2,1}$ väljendab, kuidas liikide arvukused on koosluses jagunenud. Mida lähemal on $E_{2,1}$ väärtus ühele, seda ühtlasemalt on koosluses liigid jaotunud (Hill 1973, Alatalo 1981).

$$E_{2,1} = \frac{N_2}{N_1} \quad (9)$$

Proovialade sarnasuse võrdlemiseks leidsin "vegdist" funktsiooni kasutades Sørenseni ja Bray-Curtise indeksid. Sørenseni indeks võtab arvesse ainult liikide olemasolu ning Bray-Curtise indeks arvestab lisaks ka liikide arvukusega (Pekas & Schupp 2013). Viimati nimetatud indekseid võrdlesin t-testi kasutades. Selles etapis võrdlesin omavahel kooslusetüüpide indekseid (loopealsed vs lähedal asuvad karjäärid, loopealsed vs karjäärid, mille läheduses loopealseid pole, loopealsete läheduses asuvad karjäärid vs karjäärid, mille läheduses loopealseid pole). T-testi teostasid kasutades funktsiooni „t.test“ olulisuse nivooga 0.05.

3. Tulemused

3.1 Koosluste sõrmejäljed ning mudelite sobitamine

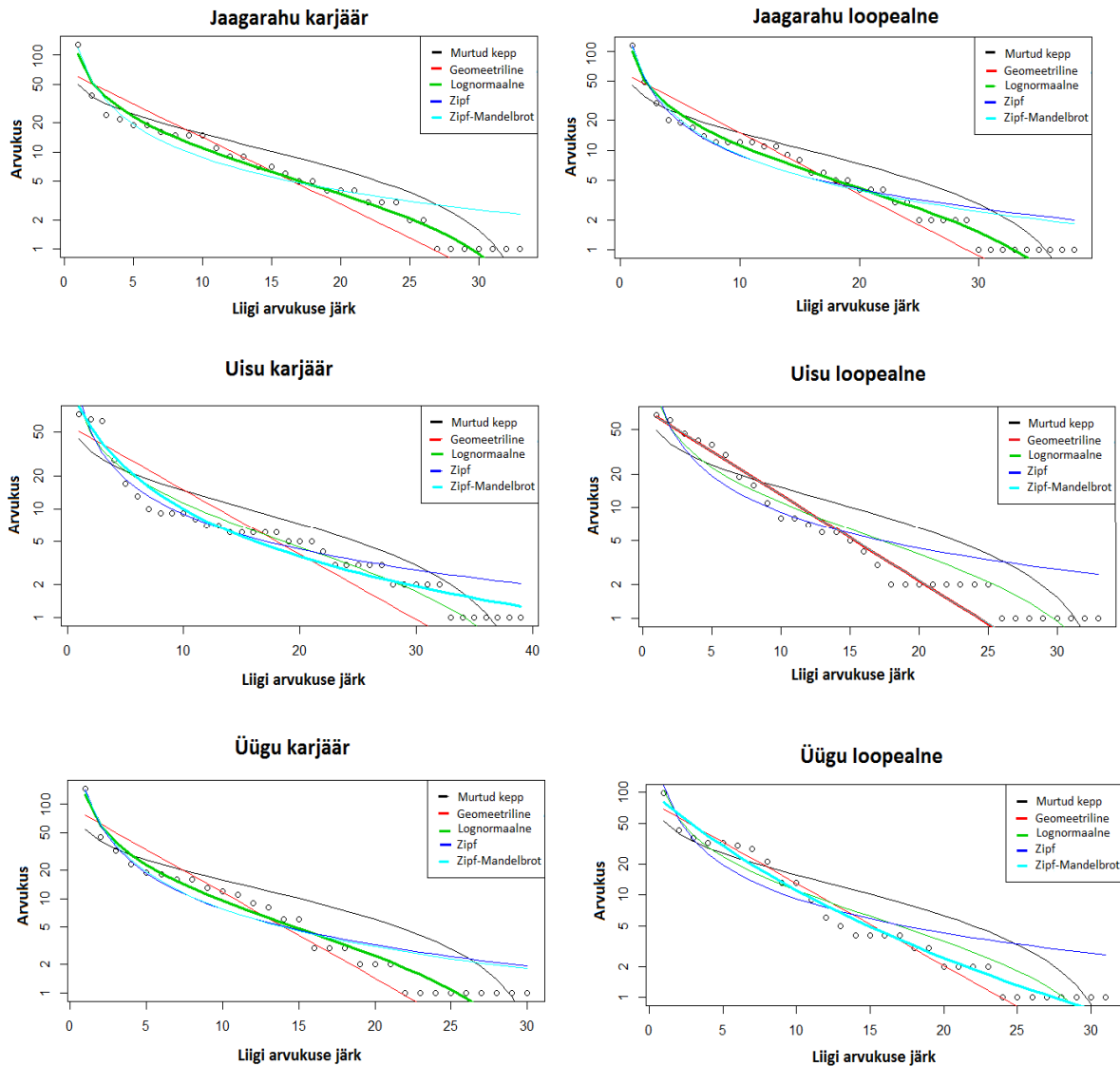
Käesoleva töö eesmärgiks on võrrelda juba sadade aastatega välja kujunenud looniidukoosluste struktuure ammendunud lubjakivikarjääride kooslustega ning samuti ammendunud karjääride koosluste struktuure omavahel. Võrdlemise esimeseks etapiks on igale kooslusele sõrmejälje ehk dominantsuse-diversiteedi kõvera koostamine. Need kõverad koostati välitöödelt kogutud andmete põhjal, mis on esitatud lisa 1.

Järgnevalt sobitati iga koosluse sõrmejäljega viis olulist ökoloogilist mudelit, milleks olid murtud kepi, geomeetrilise seeria, üldise lognormaalse, Zipfi ja Zipf-Mandelbroti mudelid. Koosluse sõrmejäljed ning nendega sobitatud mudelid on esitatud joonisel 2 ja 3.

Mudeli sobivust iseloomustavad AIC väärtused on toodud tabelis 2.

Tabel 2. Koosluse sõrmejälgedega sobitatud mudelite AIC väärtused. Mida väiksem on AIC väärtus, seda parem on mudeli sobivus. Üldiselt oli parima sobivusega üldine lognormaalne mudel.

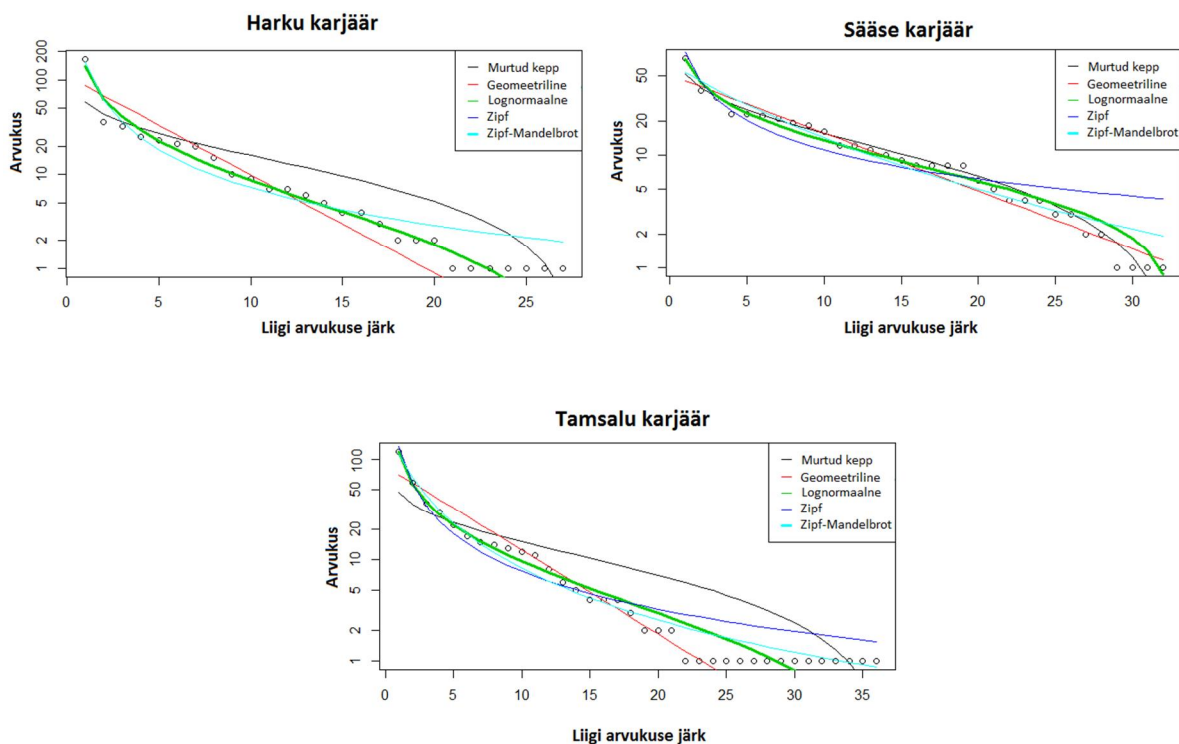
Ala	AIC väärtus				
	Murtud kepp	Geomeetriline seeria	Üldine lognormaalne	Zipf	Zipf-Mandelbrot
Jaagarahu karjäär	234,66	222,65	146,29	153,61	155,61
Jaagarahu loopealne	244,03	221,65	149,36	157,21	158,48
Uisu karjäär	254,52	223,55	181,56	187,36	168,58
Uisu loopealne	216,04	132,47	161,73	201,11	136,22
Üügu karjäär	267,70	200,50	127,51	137,38	139,09
Üügu loopealne	206,38	141,32	142,76	153,62	137,96
Harku karjäär	288,06	208,14	127,65	134,58	136,58
Sääse karjäär	134,99	147,00	134,73	164,60	148,33
Tamsalu karjäär	291,03	183,50	133,37	146,90	134,39



Joonis 2. Looniitude ning nende vahetus läheduses asuvate ammendunud lubjakivkarjääride koosluste sõrmejäljed ning nendega sobitatud ökoloogilised mudelid.

Joonisel 2 esitatud graafikute ning tabelis 2 toodud AIC väärtuste põhjal saab võrrelda looniitude ning nende läheduses asuvate karjääride koosluste sõrmejälgedega sobitatud ökoloogiliste mudelite sobivust. Nii Jaagarahu karjääri kui ka Jaagarahu lubjarikka niidu puhul sobib kõige paremini üldine lognormaalne mudel, kuid üsna hästi sobivad ka Zipf ja Zipf-Mandelbroti mudelid. Uisu karjääri puhul on sobivaimaks Zipf-Mandelbroti mudel, Uisu loopealsel aga hoopis geomeetriline seeria. Samas üsna hästi sobib Uisu karjääri koosluse sõrmejäljega ka üldine lognormaalne mudel ning loopealse omaga Zipf-Mandelbroti mudel. Üügu karjäär sarnaneb mudelite sobivuste osas Jaagarahu karjääriga, kus parim variant on üldine lognormaalne mudel, kuid Üügu loopealsel sobitub paremini Zipf-Mandelbroti mudel, kuid üsna hästi ka geomeetriline seeria ja üldine lognormaalne mudel.

Joonisel 3 ja tabelis 2 esitatud andmete põhjal saab võrrelda ka loopealsetest eemal asuvate ammendunud karjäärade koosluste sõrmejälgedega sobitatud ökoloogilisi mudeleid. Kõigi kolme puhul sobitub kõige paremini üldine lognormaalne mudel, kuid erinevused on sobivuselt teisel kohal olevate mudelite osas. Näiteks Säase karjäärile sobivad ühtmoodi nii üldine lognormaalne kui ka murtud kepi mudel. Harku karjäär sarnaneb Jaagarahu proovialadega, kus parimaks on üldine lognormaalne mudel, kuid päris hästi sobivad ka Zipf ja Zipf-Mandelbroti mudelid. Tamsalu karjääris sobitub teisena kõige paremini Zipf-Mandelbroti mudel.



Joonis 3. Looniitudest eemal asuvate ammendunud lubjakivikarjäärade koosluste sõrmejäljed ning nendega sobitatud ökoloogilised mudelid.

Peamiselt sobis koosluste sõrmejälgedega kõige paremini üldine lognormaalne mudel, eriti sobis see karjäärade kooslustele. Mõnede alade puhul olid aga parima sobivusega teised mudelid. Kahe loopealse sõrmejälgedega sobitus üsna hästi geomeetriline seeria. Antud tulemuste põhjal võiks öelda, et üldine lognormaalne mudel kirjeldab paremini karjäärade struktuure ning geomeetriline seeria loopealsete struktuure.

Sarnane analüüs koostati ka kooslusetüüpide ning kõikide proovialade kohta. Tabelis 3 on selle analüüsi käigus saadud mudelite AIC väärtused.

Tabel 3. Viie mudeli sobitamisel koosluste sõrmejälgedega saadud AIC väärtused. Loopealsete puhul on kasutusel Jaagarahu, Uisu ja Üügu loopealse andmestik, loopealsete läheduses asuvate karjäärade puhul on kasutusel Jaagarahu, Uisu ja Üügu karjäärade andmestikud ning karjäärade puhul on kasutusel Harku, Säase ja Tamsalu karjäärade andmestikud.

Alad	AIC väärtus				
	Murtud kepp	Geomeetriline seeria	Üldine lognormaalne	Zipf	Zipf-Mandelbrot
Loopealsed	619	441	411	558	- *
Karjäärid loopealsete läheduses	695	605	392	460	400
Karjäärid loopealsetest eemal	630	544	371	471	424
Kõik alad	1869	1553	1143	1639	1169

* - RStudio ei suutnud käesoleva andmestikuga Zipf-Mandelbroti mudelit sobitada antud koosluse sõrmejälgjega.

Tulemused kinnitavad eelpool mainitud. Karjääradele sobitub kõige paremini üldine lognormaalne mudel. Sama on ka loopealsete puhul, kuid hästi sobib ka geomeetriline seeria. Karjäärade puhul on teise parima sobivusega Zipf-Mandelbroti mudel, kusjuures loopealsete läheduses asuvate karjäärade puhul on selle mudeli sobivus tugevam.

Kuna üldiselt sobitus proovialadega kõige paremini üldine lognormaalne mudel, siis Jan Smyčka kirjutas RStudio programmi võrdlemaks loopealsete üldise lognormaalse mudeli parameetreid nii lähedal kui ka eemal asuvate karjäärade üldise lognormaalse mudeli parameetritega. Saadud tulemuste põhjal sooritatud ANOVA testi tulemuseks on p väärtusega 0.08. Kuna olulisuse nivooks on p väärtusega 0.05, siis seost loopealsete ja karjäärade struktuuride vahel ei leitud.

3.2 Liigirikkus ja sarnasusindeksid

Uuritud alade liigirikuse kirjeldamiseks leiti iga ala kohta Hilli perekonna N_1 ja N_2 indeksid ning ühtluse indeks $E_{2,1}$. Indeksid on koos proovialade liigirikusega esitatud tabelis 4.

Tabel 4. Proovialade liigirikkus, Hilli perekonna indeksid ja ühtluse indeks.

Prooviala	Liikide arv	N_1	N_2	$E_{2,1}$
Harku karjäär	26	9,78	5	0,51
Jaagarahu karjäär	32	14,59	7,69	0,53
Jaagarahu loopealne	37	16,61	9,10	0,55
Sääse karjäär	31	20,10	14,29	0,71
Tamsalu karjäär	36	12,94	7,69	0,59
Uisu karjäär	38	17,29	10	0,58
Uisu loopealne	32	14,59	10	0,69
Üügu karjäär	29	11,47	6,25	0,54
Üügu loopealne	30	13,87	9,10	0,66

Mõlema indeksi kohaselt on kõige suurema liigilise mitmekesisusega kooslus Sääse karjäär. Selles koosluses esineb palju liike ning need on ka vaadeldud aladest kõige ühtlaselt jaotunud. Järgnevalt on indeksites erinevused, sest indeks N_2 annab domineerivatele liikidele suurema kaalu. N_1 indeksi alusel on liigirikkuselt järgmised Uisu karjäär ja Jaagarahu loopealne, N_2 indeksi alusel Uisu loopealne ja Uisu karjäär. Harku karjäär on mõlema indeksi järgi proovialadest kõige liigivaesem. Loopealsed on üldiselt parema ühtlusega kui karjäärid ning kõige ebaühtlasemalt on liigid jaotunud Harku karjääris.

Lisaks uuriti proovialade sarnasusi Sørenseni indeksiga, mis arvestab vaid liikide olemasoluga, ning Bray-Curtise indeksiga, kus arvestatakse ka liikide arvukusega. Tabelis 5 on esitatud uurimisalade paarikaupa sarnasusindeksid.

Tabel 5. Proovialade sarnasusindeksid. Lühend k. tähistab karjääri ning l. loopealset. Sinise taustaga alal on Sørenseni indeksi väärtused, kus võrdluses arvestatakse vaid liigi olemasoluga alal. Kollasel taustal on Bray-Curtise indeksi väärtused, kus võrdlusel arvestatakse ka liigi arvukusega. Mõlemal juhul on sarnasus alade vahel seda suurem, mida lähemal on indeksi väärtus nullile.

	Uisu k.	Uisu l.	Üügu k.	Üügu l.	Jaagarahu k.	Jaagarahu l.	Harku k.	Tamsalu k.	Sääse k.
Uisu k.	0	0,40	0,54	0,31	0,39	0,35	0,58	0,44	0,47
Uisu l.	0,78	0	0,40	0,38	0,55	0,32	0,57	0,54	0,60
Üügu k.	0,84	0,68	0	0,54	0,59	0,41	0,69	0,55	0,58
Üügu l.	0,66	0,55	0,80	0	0,47	0,30	0,62	0,40	0,52
Jaagarahu k.	0,68	0,73	0,75	0,79	0	0,41	0,70	0,54	0,66
Jaagarahu l.	0,73	0,49	0,70	0,49	0,73	0	0,51	0,41	0,46
Harku k.	0,89	0,90	0,93	0,92	0,92	0,85	0	0,56	0,49
Tamsalu k.	0,81	0,88	0,92	0,86	0,85	0,78	0,84	0	0,38
Sääse k.	0,79	0,83	0,89	0,86	0,81	0,74	0,73	0,46	0

Mõlema sarnasusindeksi põhjal saab väita, et loopealsete kooslused on omavahel sarnasemad nii liikide olemasolu kui ka arvukuse poolest. Lisaks on väga sarnased ka Sääse ja Tamsalu karjäärade kooslused. Kõige suuremad erinevused taimeliikide kattuvuses on loopealsetest eemal asuvate karjäärade ning loopealsete ja nende läheduses asuvate karjäärade vahel.

Sørenseni indeksi põhjal, kus oluline on liikide olemasolu, tuleb välja, et Uisu karjääri ja loopealse liiginimekiri on üsna sarnane. Veidi väiksema kattuvusega on Jaagarahu karjäär ja loopealne. Üügu alade vahel on kattuvus palju väiksem.

Selgitamaks, kas proovialade struktuuride vahel on mingi seos ja kas see on statistiliselt oluline, koostati koosluste indeksite keskväärtuste võrdlemiseks t-test, mille tulemused on esitatud tabelis 6.

Tabel 6. Koosluste Sørenseni ja Bray-Curtise indeksite t-testi tulemused. n tähistab vaatluste arvu.

Võrreldavad kooslusetüübid	T-testi p-väärtus	
	Sørenseni indeks	Bray-Curtise indeks
Loopealsed vs vastavad lähedal asuvad karjäärid (n=6)	0,11	0,0008
Loopealsed vs kõikide loopealsete läheduses asuvad karjäärid (n=9)	0,10	0,0005
Loopealsetest eemal asuvad karjäärid vs loopealsed (n=12)	0,001	0,002
Loopealsete läheduses asuvad karjäärid vs eemal asuvad karjäärid (n=6)	0,76	0,56

T-testi p-väärtus annab infot, kas alad on sarnased või mitte. Kui p-väärtus on <0.05 , siis alad on erinevad. Sørenseni indeksi järgi on sarnased loopealsed ja nende lähedal asuvad karjäärid ning loopealsetest eemal asuvad karjäärid ja loopealsete läheduses asuvad karjäärid. Bray-Curtise indeksi alusel, mis arvestab ka liikide arvukusega, on erinevus loopealsete ja nende lähedal asuvate karjäärade vahel, mis tuli välja ka üldise lognormaalse mudeli parameetrite võrdlusest. Samas sarnasus on pisut suurem loopealse ja selle vahetus läheduses asuva karjääri vahel, kui loopealsete ja lähedal asuvate karjäärade vahel üldiselt. Loopealsetest eemal asuvad karjäärid pole loopealsetega kummagi indeksi alusel sarnased.

4. Arutelu

Loopealsete ja karjääride taimkatte struktuuri võrdleva analüüsil jõuti tulemusteni, mis osaliselt kinnitasid, osaliselt aga eitavad töös püstitatud hüpoteese. Tulemustest selgub, et kõige paremini sobis karjääride struktuure kirjeldama üldine lognormaalne mudel, mille alusel on liigid koosluses jaotunud vastavalt normaaljaotusele. Igat liiki mõjutab samaaegselt mitu tegurit ning liikide arvu kasvades suureneb ka mõjurite arv. Varasemalt on leitud, et see mudel sobib kirjeldama arenemisjärgus kooslusi, mida karjäärid ju ongi.

Üldise lognormaalse mudeli sobivus toetab ka Gleasoni individualistlikku käsitlust, mille alusel on kooslus iseseisvalt käituvate indiviidide kogum ning kujuneb välja juhuslikult. Koosluse kujunemisel on määravateks teguriteks liikide levi ja liikide ökoloogilised nõudlused keskkonnas (Gleason 1939). Kirjanduse põhjal on need tunnused ka karjäärides toimuva primaarse suksessiooni puhul kõige olulisemad.

Loopealsete puhul ei olnud ühte kindlat parima sobivusega mudelit kirjeldamiseks sealseid taimekooslusi. Jaagarahu loopealsele sobis üldine lognormaalne mudel, Üügu loopealsele Zipf-Mandelbrot ning Uisule hoopis geomeetiline seeria. Kui vaadata sobivuselt teisel kohal olevaid mudeleid, siis Üügu loopealsele sobib geomeetiline seeria ning Uisule Zipf-Mandelbroti mudel. Sellest võiks järeldada, et loopealsete struktuuri kirjeldamiseks sobib kõige paremini geomeetiline seeria, kuid sellise järelduse tegemiseks oleks vajalik teostada loopealsetel veel välitöid.

Kõikidele aladele arvukuse jaotust genereerivat mudelit sobitades osutus parimaiks üldine lognormaalne mudel, mistõttu võrreldi aladevahelisi mudeli parameetreid (keskväärtus ja standardhälve). ANOVA testi tulemusena selgus, et seos loopealsete ja lähedal asuvate karjääride koosluste struktuuride vahel oli statistiliselt mitteoluline. Antud tulemus võis tuleneda proovialade vähesusest või ka ekstreemsetest tingimustest enne välitöid. Kolm nädalat enne välitöid ning ka osaliselt välitööde ajal olid õhutemperatuurid kõrged ning valitses põud ja ka silmaga oli näha, et paljude taimede maapealsed osad olid kuivanud ning käesolevas töös nende taimedega ei arvestatud. See aga võis välitööde tulemusi moonutada.

Bioloogilise mitmekesisuse poolest ei jäänud karjäärid loopealsetele eriti alla ning üllatuslikult oli liigirikkaimaks proovialaks Uisu karjäär. Ühelt poolt võib selle põhjuseks olla

karjääri väike pindala (sama väike on veel vaid Jaagarahu karjäär), teisalt karjääri substraat. Antud ala oli ainus, kus substraadiks oli lubjakivirähk, mistõttu on väiksem tõenäosus, et alale levinud seemned sealt erodeeruvad või uuesti tuulega minema puhutakse, lisaks on sellisel alal parem niiskusrežiim. Oluline võis olla ka aspekt, et antud karjäär piirnes ainsana igast küljest loopealsega ehk asus Uisu loopealse sees, mistõttu selle ala liigifondis olid vaid ökoloogiliselt alale sobivad lubjalembesed taimed.

Hilli perekonna indeksite väärtuste poolest paistis silma Sääse karjäär. See ala erines teistest, kuna selle substraadiks oli paeplaat, mistõttu on tingimused palju raskemad – põua ajal on ala eriti kuiv ning sadude ajal on see üleujutatud. Sääse karjääri taimekoosluse struktuuri kirjeldamiseks sobis kõige paremini üldine lognormaalne mudel, mille puhul on leitud, et koosluse struktuuris ei ole määravaks negatiivsed interaktsioonid nagu konkurents, vaid hoopis positiivsed. Ökoloogid on täheldanud, et suure stressi tingimustest taimed hoopis soodustavad teineteise ellujäämist (Richardson *et al.* 2010, Richardson *et al.* 2012, Soliveres *et al.* 2014). Antud juhul võibki see olla suure ühtluse põhjustajaks.

Kõige väiksema liigirikkuse ning ühtlusega oli Harku karjäär. Kuigi seal on kaevandamine lõpetatud samal ajal kui Uisu karjääriski, on ümbritsev ala endiselt täiesti nõ karjääri näoga – alles on jäetud kõik veoautode jaoks rajatud kõrged liivast teed ning kaevandamiseelselt eemaldatud pinnasehunnikud. Lisaks on Harku karjäär proovialadest kõige suurem. Diasporide leviku jaoks raske maastiku ja degradeerunud ala suuruse tõttu on taimede sisseränne ning ala koloniseerimine raskendatud.

Sarnasusindeksite põhjal selgus, et loopealsed on hoolimata erinevast asukohast sarnased nii liikide arvu kui ka arvukuse poolest. Sarnased olid ka Sääse ja Tamsalu karjäärid. Loopealsete sarnasuse põhjuseks on pikk väljakujunemisaeg. Sääse ja Tamsalu alade puhul on arvatavasti määravaks asukoht. Need alad asuvad üsna lähedikkudele ning kummagi ala läheduses ei asu loopealseid.

Vaadates loopealseid ja nende vahetus läheduses asuvaid karjääre, siis sarnasusindeksite alusel on nii liiginimekirja kui ka arvukuse poolest kõige sarnasemad Uisu alad, aga ka Jaagarahu alade sarnasusindeksid ei erine neist palju. Üügu alad on kõige vähem sarnased. Selline tulemus võib olla tingitud sellest, et Uisu karjäär asus loopealse sees, pool Jaagarahu karjäärist piirnes aga metsaga ning Üügu karjäär rannaniiduga. Lisaks metsa liigifondile on

Jaagarahu avalik supluskoht, mistõttu inimesed võivad olla tulnuktaimede levitajateks. Üügu karjääri liigniisked tingimused ei sobinud aga Üügu panga õhukesel mullal levinud liikidele, vaid domineerivatele sammaldele ja konnaosile.

Veidi suurem erinevus on loopealsete läheduses ja eemal asuvate karjäärade vahel. Nende alade liiginimekirjad ja arvukused kattuvad vähem kui loopealsete ja nende läheduses asuvate karjäärade omad, kuid kattuvus on kehv mõlemal juhul. Kõige kehvem kattuvus nii loopealsete kui ka nende vahetus läheduses asuvate karjäärade vahel on Harku karjääril, seda nii liigilise koosseisu kui ka arvukuse poolest. Nende tulemuste põhjal saab kinnitust väide, et karjäärade suksessioon on seotud liigifondiga – mida suurema osakaaluga on ala läheduses loodusid, seda edukam on karjääri suksessioon liigirikkaks loopealseks (Kirmer *et al.* 2008, Roman & Gafta 2013).

Olgugi, et selle töö alguses püstitatud hüpotees, et loopealsete ja nende vahetus läheduses asuvate paekarjäärade koosluste vahel on seos, ei osutunud statistiliselt oluliseks, leiti siiski, et karjäärid on bioloogilise mitmekesisuse säilitamise poolest väga olulised. Lisaks suurele Uisu karjääri liigirikkusele pakkus Üügu karjäär, mis oma ilmelt ja ka liigilise koosseisu poolest ei sarnanenud eriti loopealsele, elupaika tumedale neiuvaibale, mis on looduskaitse all. Samuti on karjäärade looduslik taimestumine oluline, kuna tegemist on primaarse suksessiooniga, mille näiteid tänapäevases maailmas on väga vähe, mistõttu on selle uuritus ka üsna kesine (Ash *et al.* 1994). Lisaks ökoloogilisele aspektile on paekarjäärade looduslik taastaimestumine oluline ka majanduslikust aspektist, kuna see on oluliselt odavam (Řehunková & Prach 2008).

5. Kokkuvõte

Ammendunud karjääride suksessioonil olulised tegurid on mitmete teadlaste poolt päris hästi uuritud. Suksessiooni suunamisel on väga suur roll lähedal asuvatel aladel ehk lätetel. Päril palju on leitud tõendeid, et lubjakivikarjääridesse levivad loopealsete liigid, eriti juhul, kui loopealne on lätteks, kuid keegi pole uurinud, kas hüljatud paemurdudes tekib ka loopealsetele sarnane koosluse struktuur.

Antud töö tulemustest selgub, et suuremalt osalt kirjeldab ammendunud lubjakivikarjääride struktuure üldine lognormaalne mudel, kus liigid on jaotunud vastavalt normaaljaotusele. Varasemalt on leitud, et üldine lognormaalne mudel sobib kooslustele, mis on arenemisjärgus ning kus määravaks pole mitte negatiivsed liikidevahelised suhted, vaid positiivsed, mis ühtib ka selle töö tulemustega. Püstitatud tööhüpotees, et loopealsete ja lähedal asuvate lubjakivikarjääride taimekoosluste struktuuride vahel on seos, osutus statistiliselt mitteoluliseks. Antud tulemus võis olla tingitud liiga väikesest proovialade arvust või enne välitoid valitsenud ekstreemsetest põuatingimustest.

Liigirikkuse poolest oli kõige rikkam Uisu karjäär 38 liigiga ning Hilli perekonna indeksite alusel Säase karjäär, mis annab tunnistust, et karjääride bioloogilise mitmekesisuse potentsiaal on suur (Tomlinson *et al.* 2008, Uustal 2011). Sarnasusindeksite alusel olid loopealsete liiginimekirjad kõige sarnasemad, arvestades ka liikide arvukusega. Väga sarnased olid ka Säase ja Tamsalu karjäärid. Seda ilmselt seetõttu, et alad on hüljatud üsna samal ajal ning asuvad lähestikku. T-testi tulemustest selgus, et arvestades vaid liiginimekirja, olid loopealsete ja nende läheduses asuvate karjääride kooslused sarnased. Arvestades ka liikide arvukusega, erinesid loopealsete kooslused ja nende lähedal asuvad karjäärid. Küll aga olid need alad sarnasemad paaride võrdlemisel, näiteks Uisu loopealne Uisu karjääriga, kui üldiselt loopealsete lähedal asuvate karjääride ja loopealsete võrdlemisel. Samuti olid veidi erinevad loopealsete vahetus läheduses ja eemal asuvate karjääride liiginimekirjad ja arvukused, mis toetab teooriat, et degradeerunud alade taimestumisel tekib kooslus sõltub ala liigifondist.

Lubjarikkad niidud on globaalselt ohustatuteks kuulutatud ning paekarjääre tekib üha juurde, mistõttu oleks nii majanduslikult kui ka looduskaitseks väga kasulik jätta karjäärid

looduslikult taimestuma. Käesolevast tööst selgus, et lubjakivikarjääridesse tekkivad taimekooslused võivad olla liigirikkad ning nendes leidub loopealsetele omaseid liike. Seost loopealsete ja karjäärade taimekoosluste struktuuride vahel ei leitud, kuid töö autor soovib teemat edasi uurida.

Summary

The comparison of plant community structures of abandoned limestone quarries and alvars

It is quite well studied, which factors are important in influencing the succession in abandoned limestone quarries. The surrounding communities – sources – are very important in determining the direction of succession in degraded ecosystems. There is a lot of evidence that calcareous grassland species colonize abandoned quarries especially in the case of alvars nearby, but it still has not been studied if the plant community structure resembles to that of alvars.

The results show that the general lognormal model has the best fit for dominance-diversity curves of quarries. It has been stated that general lognormal model fits to communities that are in process of developing and also where positive interspecific interactions are more important than competition. This is in accordance with the results of the given thesis. It was predicted that there is a connection in plant community structures between alvars and its nearby quarries, but unfortunately it turned out to be statistically unimportant. This might be due to the fact, that there were too few study areas or by the fact that it had not rained three weeks before fieldwork and the temperatures were also quite high.

Quarries' high biological potential value is demonstrated by the fact that the most species rich study area was Uisu quarry with 38 species and based on Hill family indices the most even community was in Sääse quarry. According to similarity indices, the most similar communities were alvars by both species existence and abundance. Also very similar were Sääse and Tamsalu quarries. This is probably due to the fact that these quarries were abandoned almost at the same time and they are also located very near to each other. T-test showed that alvars and nearby quarries have the same species lists, but not the same abundance. However, study area pairs (Uisu alvar and Uisu quarry) were a bit more alike than when compared alvars to quarries altogether. Nearby quarries and quarries far from alvars had also slightly different species lists, which supports the theory that the succession of degraded ecosystems is derived from the local species pool.

Calcareous grasslands are globally endangered and people are constantly creating more and more quarries, so it is economically and ecologically reasonable to let quarries revegetate naturally. Present thesis supports the fact that quarries are species rich ecosystems and they offer a habitat for calcareous grassland species. Even though there was statistically no important connection between the structures of alvars and nearby quarries, the author of this thesis strongly recommends to keep exploring this topic.

Tänuavaldused

Soovin tänada oma juhendajat Kristjan Zobelit, kelle abi ja nõuannete toel see töö valmis.

Lisaks sooviksin tänada ka Kersti Püssat ja Aveliina Helmi, kes minuga lahkelt karjääride andmeid jagasid. Suur aitäh!

Kasutatud kirjandus

Alatalo, R. V. 1981. Problems in the measurement of evenness in ecology. *Oikos*, 37:199-204.

Ash, H. J., Gemmell, R. P. & Bradshaw A. D. 1994. The introduction of native plant species on industrial waste heaps: a test of immigration and other factors affecting primary succession. *Journal of Applied Ecology* 31: 74-84.

Barkaoui, K., Bernard-Verdier, M. & Navas, M.-L. 2013. Questioning the reliability of the point intercept method for assessing community functional structure in low-productive and highly diverse Mediterranean grasslands. *Folia Geobotanica* 48(3): 393-414.

Begon, M., Harper, J. L. and Townsend, C. R. 1996. *Ecology: Individuals, populations and communities.* – Blackwell Science Ltd, Oxford, pp. 679-691.

Cousins, S. A. O. & Lindborg, R. 2008. Remnant grassland habitats as source communities for plant diversification in agricultural landscapes. *Biological Conservation*, 141: 233-240.

Dixon, J. M. & Hambler, D. J. 1984. An experimental approach to the reclamation of a limestone quarry floor: the first three years. *Environmental Conservation* 11(1): 19-28.

Duan, W., Ren, H., Fu, S., Wang, J., Yang, L. & Zhang, J. 2008. Natural recovery of different areas of a deserted quarry in South China. *Journal of Environmental Sciences* 20: 476-481.

Forster, M. A. & Warton, D. I. 2007. A metacommunity-scale comparison of species-abundance distribution models for plant communities of eastern Australia. *Ecography*, 30: 449-458.

Gleason, H. A. 1939. The individualistic concept of the plant association. *American Midland Naturalist* 21(1): 92-110.

Hambler, D. J. & Dixon, J. M. 1986. An experimental approach to the reclamation of a limestone quarry floor: the fourth to seven years. *Environmental Conservation* 13(4): 337-345.

Hill, M. O. 1973. Diversity and evenness: A unifying notation and its consequences. *Ecology*, 54:427-432.

- Hughes, R. G. 1986.** Theories and models of species abundance. *American Naturalist* 128: 879-899.
- Izsák, J. & Pavoine, S. 2012.** Links between the species abundance distribution and the shape of the corresponding rank abundance curve. *Ecological indicators* 14: 1-6.
- Kell, J. G. 2006.** Measuring community structure of a forest using the wandering quarter method. *Tested Studies for Laboratory Teaching* 27: 31-46.
- Khater, C., Martin, A. & Maillet, J. 2003.** Spontaneous vegetation dynamics and restoration prospects for limestone quarries in Lebanon. *Applied Vegetation Science* 6: 199-204.
- Kirmer, A. & Mahn, E. G. 2001.** Spontaneous and initiated succession on unvegetated slope sites in the abandoned lignite-mining area of Goitsche, Germany. *Applied Vegetation Science* 4: 19-28.
- Kirmer, A., Tischew, S., Ozinga, W. A., Lampe, M., Baasc, A. & Groenendael, J. M. 2008.** Importance of regional species pools and functional traits in colonization processes: predicting re-colonization after large-scale destruction of ecosystems. *Journal of Applied Ecology* 45: 1523-1530.
- Kukk, T. 2004.** Eesti taimede kukeaabits. – Varrak, Tallinn.
- Kukk, T. 2004.** Pärändkooslused. Öpik-käsiraamat. – Pärändkoosluste kaitse ühing, Tartu.
- Leht, M. (toim.). 1999.** Eesti taimede määraja. – Eesti Loodusfoto, Tartu.
- Magurran, A. E. 1988.** Ecological diversity and its measurement. – Chapman & Hall, UK.
- Magurran, A. E. 2004.** Measuring biological diversity. – Blackwell Science Ltd, UK.
- McPherson, G. R. & DeStefano, S. 2003.** Applied ecology and natural resource management. University Press, Cambridge.
- Meira-Neto, J. A. A., Clemente, A., Oliveira, G., Nunes, A. & Correia, O. 2011.** Post-fire and post-quarry rehabilitation successions in Mediterranean-like ecosystems: implications for ecological restoration. *Ecological engineering* 37: 1132-1139.
- Novák, J. & Konvička, M. 2006.** Proximity of valuable habitats affects succession patterns in abandoned quarries. *Ecological Engineering* 16: 113-122.

- Pekas, K. M. & Schupp, E. W. 2013.** Influence of aboveground vegetation on seed bank composition and distribution on a Great Basin Desert sagebrush community. *Journal of Arid Environments* 88: 113-120.
- Poschlod, P., Kiefer, S., Tränkle, U., Fischer, S. & Bonn, S. 1998.** Plant species richness in calcareous grasslands as affected by dispersability in space and time. *Applied Vegetation Science* 1: 75-91
- Poschlod, P. & Wallis DeVries, M. F. 2002.** The historical and socioeconomic perspective of calcareous grasslands – lessons from the distant and recent past. *Biological Conservation* 104: 361–376.
- Pärtel, M., Kalamees, R., Zobel, M. & Rosén, E. 1999.** Alvar grasslands in Estonia: variation in species composition and community structure. *Journal of Vegetation Science* 10: 561–570.
- Pyšek, P., Prach, K., Mullerova, J. & Joyce, C. 2001.** The role of vegetation succession in ecosystem restoration: introduction. *Applied Vegetation Science* 4: 111–114.
- Řehouňková, K. & Prach, K. 2008.** Spontaneous vegetation succession in gravel-sand pits: a potential for restoration. *Restoration Ecology* 16(2): 305-312.
- Richardson, P. J., Lundholm, J. T. & Larson, D. W. 2010.** Natural analogues of degraded ecosystems enhance conservation and reconstruction in extreme environments. *Ecological Applications* 20(3): 728-740.
- Richardson, P. J., MacDougall, A. S. & Larson, D. W. 2012.** Fine-scale spatial heterogeneity and incoming seed diversity additively determine plant establishment. *Journal of Ecology* 100: 939-949.
- Roman, A. & Gafta, D. 2013.** Proximity to successional advanced vegetation patches can make all the difference to plant community assembly. *Plant Ecology & Diversity* 6(2): 269-278.
- Rosén, E. & van der Maarel, E. 2000.** Restoration of alvar vegetation on Öland, Sweden. *Applied Vegetation Science* 3: 65-72.
- Schaefer, C. A. & Larson, D. W. 1997.** Vegetation, environmental characteristics and ideas on the maintenance of alvars on the Bruce Peninsula, Canada. *Journal of Vegetation Science* 8: 797–810.

Scott, D. F. & Piers, K. D. 2010. The analysis of biodiversity using rank abundance distributions. *Biometrics* 66: 186-195.

Soliveres, S., Maestre, F. T., Bowker, M. A., Torices, R., Quero, J. L., García-Gómez, M., Cabrera, O., Cea, A. P., Coagula, D., Eldridge, D. J., Espinosa, C. I., Hemmings, F., Monerris, J. J., Tighe, M., Delgado-Baquerizo, M., Escolar, C., García-Palacios, P., Gozalo, B., Ochoa, V., Blones, J., Derak, M., Ghiloufi, W., Gutiérrez, J. R., Hernández, R. M. & Noumi, Z. 2014. Functional traits determine plant co-occurrence more than environment or evolutionary relatedness in global drylands. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 16: 164-173.

Suding, K. N., Gross K. L. & Houseman, G. R. 2004. Alternative states and positive feedbacks in restoration ecology. *Trends in Ecology & Evolution* 19: 46–53.

Tomlinson, S., Matthes, U., Richardson, P. J. & Larson, D. W. 2008. The ecological equivalence of quarry floors to alvars. *Applied Vegetation Science* 11(1): 73–82.

Tropek, R. & Konvica, M. 2008. Can quarries supplement rare xeric habitats in a Piedmont region? Spiders of the Blansky Les MTS, Czech Republic. *Land Degradation & Development* 19: 104–114.

Tropek, R., Kadlec, T., Karesova, P., Spitzer, L., Kocarek, P., Malenovsky, I., Banar, P., Tuf, I. H., Hejda, M. & Konvicka, M. 2010. Spontaneous succession in limestone quarries as an effective restoration tool for endangered arthropods and plants. *Journal of Applied Ecology* 47: 139–147.

Ursic, K. A., Kenkel, N. C. & Larson, D. W. 1997. Revegetation dynamics of cliff faces in abandoned limestone quarries. *Journal of Applied Ecology* 34 (2): 289–303.

Uustal, A. 2011. Lubjalembeste taimede liigirikkus ja liigiline koosseis vanades paekivikarjäärides. Magistritöö. Juhendaja Aveliina Helm, Tartu Ülikool, lk 1-39.

Villacampa, Y., Brebbia, C. A. & Usó, J. L. 2001. Ecosystems and sustainable development III. – In: Correia, O., Clemente, A. S., Correia, A. I., Máguas, C., Carolino, M., Afonso, A. C. and Martins-Loução. WIT Press, Bath, pp. 331-346.

Wheater, C. P. & Cullen, W. R. 1997. The flora and invertebrate fauna of abandoned limestone quarries in Derbyshire, United Kingdom. *Restoration Ecology* 5(1): 77-84.

Whittaker, R. H. 1972. Evolution and measurement of species diversity. *Taxon* 21: 213-251.

Wiegleb, G. & Felinks, B. 2001. Predictability of early stages of primary succession in postmining landscapes of Lower Lusatia, Germany. *Applied Vegetation Science* 4: 5–18.

Wilson, J. B. 1991. Methods for fitting dominance/diversity curves. *Journal of Vegetation Science* 2: 35-46.

Internet:

Helm, A. 2009. Eesti loopealsed ja kadastikud. Juhend koosluste hooldamiseks ja taastamiseks.

URL

http://www.botany.ut.ee/aveliina/files/Helm2009_Eesti_loopealsete_kadastike_hoolduskava1.pdf

Oksanen, J. 2015. *Vegan: Ecological diversity.*

URL <http://cran.r-project.org/web/packages/vegan/vignettes/diversity-vegan.pdf>

LISA 1

Tabel 1. Punktproovi metoodika tulemused proovialadel.

Liik	Torgete arv								
	Jaagarahu karjäär	Jaagarahu loopealne	Uisu karjäär	Uisu loopealne	Üügu karjäär	Üügu loopealne	Harku karjäär	Sääse karjäär	Tamsalu karjäär
<i>Acer platanoides</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Achillea millefolium</i>	0	12	6	0	1	2	20	71	36
<i>Acinos arvensis</i>	2	0	0	0	0	0	32	0	0
<i>Agrostis capillaris</i>	1	0	2	0	0	0	23	0	0
<i>Agrostis gigantea</i>	0	0	0	0	0	0	4	0	0
<i>Agrostis stolonifera</i>	4	1	9	4	1	0	166	21	13
<i>Anemone sylvestris</i>	0	0	0	2	0	0	0	0	0
<i>Antennaria dioica</i>	0	1	6	37	0	36	0	0	0
<i>Anthyllis vulneraria</i>	0	0	65	0	0	32	0	0	0
<i>Arabis hirsuta</i>	0	0	0	0	2	0	0	0	0
<i>Artemisia campestris</i>	0	0	4	0	0	0	0	0	0
<i>Asperula tinctoria</i>	0	0	1	1	0	32	1	0	0
<i>Astragalus danicus</i>	0	4	0	1	0	0	0	0	0
<i>Briza media</i>	0	49	0	46	6	13	0	2	1
<i>Calamagrostis epigeios</i>	0	0	0	0	0	0	25	0	0
<i>Campanula glomerata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Campanula rotundifolia</i>	0	1	9	6	0	4	0	0	0

Liik	Torgete arv								
	Jaagarahu karjäär	Jaagarahu loopealne	Uisu karjäär	Uisu loopealne	Üügu karjäär	Üügu loopealne	Harku karjäär	Sääse karjäär	Tamsalu karjäär
<i>Carex caryophylla</i>	1	0	0	0	16	0	0	0	2
<i>Carex digitata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	3
<i>Carex echinata</i>	0	0	0	0	0	0	0	4	0
<i>Carex flacca</i>	22	14	6	19	23	1	0	8	0
<i>Carex panicea</i>	0	2	0	16	16	0	7	0	0
<i>Carex rostrata</i>	0	0	0	0	0	0	2	0	0
<i>Carex tomentosa</i>	4	19	0	68	19	28	0	0	0
<i>Carex vaginata</i>	0	0	0	5	3	0	0	0	0
<i>Carlina vulgaris</i>	1	2	0	0	0	2	0	0	1
<i>Centaurea jacea</i>	0	5	2	1	11	2	36	4	1
<i>Cerastium fontanum</i>	0	0	0	0	0	0	0	4	0
<i>Cirsium acaule</i>	0	0	1	2	0	0	0	0	0
<i>Dactylis glomerata</i>	0	0	0	0	0	0	0	23	22
<i>Daucus carota</i>	3	6	0	0	0	0	0	0	0
<i>Epilobium angustifolium</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Epipactis atrorubens</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Equisetum fluviatile</i>	0	0	0	0	146	0	0	0	0
<i>Euphrasia</i> sp.	4	4	1	0	0	0	0	12	1
<i>Festuca ovina</i>	24	11	28	8	13	3	0	0	5
<i>Festuca rubra</i>	0	1	0	11	0	1	5	22	14
<i>Filipendula vulgaris</i>	3	0	3	2	0	0	0	0	0
<i>Frangula alnus</i>	0	0	0	0	2	0	0	1	0

Liik	Torgete arv								
	Jaagarahu karjäär	Jaagarahu loopealne	Uisu karjäär	Uisu loopealne	Üügu karjäär	Üügu loopealne	Harku karjäär	Sääse karjäär	Tamsalu karjäär
<i>Fragaria vesca</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Galium album</i>	0	0	1	0	0	0	0	1	0
<i>Galium boreale</i>	15	11	5	6	0	30	15	0	1
<i>Galium verum</i>	11	30	13	0	0	1	0	11	12
<i>Helictotrichon pratense</i>	0	20	7	40	1	13	3	8	6
<i>Hieracium sp.</i>	0	9	7	0	0	3	21	23	4
<i>Hypericum maculatum</i>	1	4	5	0	0	4	0	5	0
<i>Hypochaeris maculata</i>	0	0	3	0	0	0	0	0	0
<i>Inula salicina</i>	15	2	5	8	2	1	0	0	1
<i>Juncun articulatus</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Juniperus communis</i>	0	1	2	0	1	0	0	1	1
<i>Leontodon autumnalis</i>	5	0	6	0	0	0	0	0	0
<i>Leontodon hispidus</i>	0	0	0	0	0	0	6	3	0
<i>Leucanthemum vulgare</i>	0	2	1	3	0	0	9	32	0
<i>Linum catharticum</i>	2	1	0	0	0	0	1	0	0
<i>Lotus corniculatus</i>	9	3	9	2	3	5	1	0	4
<i>Medicago lupulina</i>	0	1	0	0	0	0	1	37	120
<i>Melilotus albus</i>	0	0	0	0	0	0	1	6	30

Liik	Torgete arv								
	Jaagarahu karjäär	Jaagarahu loopealne	Uisu karjäär	Uisu loopealne	Üügu karjäär	Üügu loopealne	Harku karjäär	Sääse karjäär	Tamsalu karjäär
<i>Menyanthes trifoliata</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Molinia caerulea</i>	129	8	0	0	18	0	0	0	0
<i>Padus avium</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Pilosella</i> sp.	6	12	10	2	9	43	0	19	15
<i>Pimpinella saxifraga</i>	3	0	1	1	0	1	0	10	17
<i>Pinus sylvestris</i>	7	0	3	0	0	0	0	3	4
<i>Plantago lanceolata</i>	0	12	0	1	0	4	0	0	0
<i>Plantago major</i>	0	0	0	0	0	0	0	2	0
<i>Plantago maritima</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Plantago media</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Poa</i> sp.	0	0	8	0	0	0	0	0	0
<i>Polygala amarella</i>	19	5	3	2	1	6	1	12	11
<i>Potentilla anserina</i>	0	0	0	0	0	0	2	0	0
<i>Potentilla erecta</i>	0	0	0	1	45	0	0	0	0
<i>Potentilla reptans</i>	1	17	0	0	0	0	0	0	0
<i>Potentilla tabernaemontani</i>	15	0	2	0	0	9	0	0	0
<i>Primula farinosa</i>	0	0	0	0	8	0	0	0	0
<i>Prunella vulgaris</i>	38	1	6	30	12	0	1	18	0
<i>Ranunculus repens</i>	0	0	0	0	6	0	0	0	0
<i>Rubus caesius</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0

Liik	Torgete arv								
	Jaagarahu karjäär	Jaagarahu loopealne	Uisu karjäär	Uisu loopealne	Üügu karjäär	Üügu loopealne	Harku karjäär	Sääse karjäär	Tamsalu karjäär
<i>Scutellaria galericulata</i>	0	0	0	0	0	0	2	0	0
<i>Sedum acre</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Sesleria caerulea</i>	16	114	17	61	32	99	0	0	0
<i>Silene alba</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	2
<i>Solidago virgaurea</i>	7	0	63	0	0	2	0	0	2
<i>Succisa pratensis</i>	19	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Taraxacum sp.</i>	0	0	0	0	0	0	10	8	1
<i>Thymus serpyllum</i>	9	2	73	0	0	21	0	0	1
<i>Trifolium montanum</i>	0	3	2	2	1	0	0	0	1
<i>Trifolium pratense</i>	0	12	3	7	1	1	4	16	59
<i>Vicia cracca</i>	0	0	0	0	0	1	0	8	1
<i>Viola sp.</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	1

Lihtlitsents lõputöö reprodutseerimiseks ja lõputöö üldsusele kättesaadavaks tegemiseks

Mina, _____ Katre Tomingas _____,

(autori nimi)

1. annan Tartu Ülikoolile tasuta loa (lihtlitsentsi) enda loodud teose
"Ammendunud lubjakivikarjäärade ja loopealsete taimekoosluste struktuuri võrdlus",
(lõputöö pealkiri)

mille juhendaja on _____ Kristjan Zobel _____,

(juhendaja nimi)

- 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 28.05.2015