

Tartu Ülikool

Loodus- ja täppisteaduste valdkond

Ökoloogia ja maateaduste instituut

Botaanika osakond

Sandra Mark

**Mõnede Loodusdirektiivi niiduelupaikade määratlemise  
probleemid**

Magistritöö

Juhendaja Elle Roosaluste

Tartu 2016

### **Mõnede Loodusdirektiivi elupaikade määratlemise probleemid**

Töö eesmärk on elupaigatüüpe 6510, 6210 ja 6270 esindavate alade kirjeldamine ning kirjelduste põhjal niitude suktsessiooni mõjutavate tegurite väljaselgitamine ja hindamine, milliste näitajate põhjal võib elupaigatüüpi 6510 pidada kuuluvaks elupaigatüüpidesse 6210, 6210\* ja 6270\*. Töö raames uuriti 100 Keskkonnaregistrist võetud ala, mis asusid Lääne-Eestis ja Saaremaal. Andmeanalüüsis kasutati nii Keskkonnaregistri kui ka uusi ümbermääratud elupaikade andmeid. Elupaigad määrati ümber iseloomulike liikide esinemise protsendi ja kaitstavate liikide esinemise alusel.

Iseloomulike liikide esinemise protsendiks võeti 40. Kõige liigirikkamaks osutus elupaigatüüp 6270 ja kõige liigivaesemaks 6510 (ümberhinnatud elupaigatüübid). Statistiliselt oluliselt erines omavahel vaid iseloomulike liikide arv nii võrdluses naaberalade, elupaigatüüpide kui ka majandamise ajalooga. Tulemustest selgus, et nende elupaigatüüpide hindamiseks sobib iseloomulike liikide esinemisprotsendi meetod.

Märksõnad: poollooduslik kooslus, suktsessioon, elupaigatüüpide hindamine

### **Problems of defining some habitat types from Nature Directive.**

The aim of this study was to describe habitat types 6510, 6210, 6270 and on the basis of those descriptions find out which factors affect succession on the meadows and under which circumstances we can say, that habitat type 6510 has changed into habitat types 6210, 6210\* ja 6270\*. In this study 100 semi-natural communities from West of Estonia and Saaremaa were studied. Some habitat types were re-evaluated according to new data from the field studies. Habitat types were re-evaluated according to percent of typical grassland species appearance (40%) and according to Red List endangered species.

Species diversity was highest in habitat type 6270 and the least diverse is habitat type 6510 (re-evaluated habitat-types). Statistically significant was the abundance of characteristic species in comparison with different neighboring communities, history of management and habitat types. According to our results management type is not statistically significant. According to our results this method can be used to evaluate those three habitat types.

Key words: seminatural habitats, succession, evaluating habitats.

## Sisukord

|                                                                                                                          |     |
|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----|
| Sissejuhatus.....                                                                                                        | 4   |
| 1. Teoreetiline ülevaade.....                                                                                            | 6   |
| 1.1. Elupaigatüüpide kirjeldused.....                                                                                    | 6   |
| 6210- <i>Festuco-Brometalia</i> - kooslustega poollooduslikud kuivad rohumaad ja põõsastikud<br>karbonaatsel mullal..... | 6   |
| *6270 Fennoskandia madalike liigirikkad arurohumaad (liigirikkad aruniidud lubjavaesel<br>mullal) .....                  | 7   |
| 6510- Aas-rebasesaba ja ürt-punanupuga madalikuniidud .....                                                              | 8   |
| 1.2. Rohumaade taastamine .....                                                                                          | 9   |
| 1.2.1. Taastamise põhjused.....                                                                                          | 9   |
| 1.2.2. Taastamise viisid .....                                                                                           | 10  |
| 1.2.3. Kultuurrohumaade ja endiste põldude suktsessiooni iseloomustus ning edukuse<br>kriteeriumid.....                  | 11  |
| 1.2.4. Servaalade mõju taimestiku mitmekesisusele .....                                                                  | 15  |
| 2. Materjal ja metoodika.....                                                                                            | 16  |
| 3. Tulemused.....                                                                                                        | 17  |
| 4. Arutelu.....                                                                                                          | 35  |
| Kokkuvõte .....                                                                                                          | 388 |
| Summary .....                                                                                                            | 39  |
| Tänuavaldused .....                                                                                                      | 41  |
| Kasutatud kirjandus .....                                                                                                | 42  |
| Lihtlitsents lõputöö reprodutseerimiseks ja lõputöö üldsusele kättesaadavaks tegemiseks.....                             | 46  |

## Sissejuhatus

Looduskaitse tegevuse peamiseks reguleerijateks tänapäeva Eestis on 2 Euroopa Liidu dokumenti: nn. Linnudirektiiv ja Loodusdirektiiv. Neist viimases on esitatud loendid Euroopas väärtustatud looma- ja taimeliikidest ning elupaikadest, mille soodsa seisundi tagamise eest on liitu kuuluvad riigid vastutavad.

Eestis on Euroopa Liidu 233-st väärtuslikud elupaigast leida 60, esmatähtsate elupaikade vastavad arvud on 71 ja 18 (Interpretation Manual of ... 2013). 13 elupaika nende hulgas kuuluvad poollooduslike hulka, s.t., et nende säilimine sõltub järjepidevast traditsioonilisest majandamisest. Nagu selgub 2015.a. koostatud Riigikontrolli aruandest, ei ole olukord selles osas rahuldav (Riigi tegevus looduskaitse... 2015). Maaelu arengukava järgi aastateks 2007-2013 oleks pidanud olema hooldatud 35 000 ha poollooduslike kooslusi, tegelikkuses oli see pindala 25 000 ha. Uue arengukava järgi peaks soovitud 35 000 ha olema saavutatud 2020.aastaks.

Selgelt piiritletud elupaigatüüpide kõrval (nt. puisniidud, luhaniidud, rannaniidud, loopealsed) on Loodusdirektiivi elupaigatüüpide seas selliseid, mis on Eesti niitude klassifikatsiooniga raskesti ühildatavad. Esmajoones kuulub siia elupaigatüüp **6510** (Aas-rebasesaba (*Alopecurus pratensis*) ja ürt-punanupuga (*Sanguisorba officinalis*) madalikeniidud), mida Loodusdirektiivi käsiraamatus käsitletakse kui liigirikkaid vähe kuni mõõdukalt väetatud rohumaid, mis levivad madalikest mägedeni (Interpretation Manual... 2013). Eestis on nende looduskaitse väärtust hinnatud väikseks (Paal 2007). Samas on sellesse elupaigatüüpi inventeeritud küllalt suur pindala kaitsealadel asuvaid ning sageli loodushoiutoetuse najal niidetavaid ja karjatatavaid niite, mille puhul võib eeldada, et piisavalt pika majandamise ning teiste looduslikku suhtes soodustavate tegurite (liigirikkad naaberkooslused, mullas säilinud seemnepank) võivad neist aja jooksul kujuneda väärtuslikud poollooduslikud niidud. Sellisteks kooslusteks osutuvad peamiselt kuivad pärisaruniidud lubjarikkal mullal [LD tüüp **6210** *Festuco-Brometalia*-kooslustega poollooduslikud kuivad rohumad ja põõsastikud karbonaatsel mullal (kuivad niidud lubjarikkal mullal), **6210\*** olulised käpaliste kasvukohad (kuivad niidud lubjarikkal mullal) ja pärisaruniidud lubjavaesel mullal

**(6270\*** Fennoskandia madalike liigirikkad arurohumaad (liigirikkad aruniidud lubjavaesel mullal)]. Viimati mainitud elupaigatüüpide seisundit on Riigikontrolli aruandes hinnatud ebasoodsaks, elupaigatüübi 6510 seisundit aga soodsaks. On põhjust arvata, et neist piisavalt kaua traditsiooniliselt hooldatud niitudest on kujunenud või kujunemas elupaigatüübid 6210, 6210\* ja 6270\* ning nende pindala võiks suurened ja seisundihinnang paraneda.

Käesoleva töö eesmärgiks on kõigi nimetatud elupaigatüüpe esindavate alade kirjeldamine ning kirjelduste põhjal välja selgitada, millised tegurid mõjutavad niitude suktsessiooni ja milliste näitajate põhjal võib elupaigatüüpi 6510 pidada kuuluvaks elupaigatüüpidesse 6210, 6210\* ja 6270\*.

# 1. Teoreetiline ülevaade

## 1.1. Elupaigatüüpide kirjeldused

Loodusdirektiiv koosneb põhitekstist ja kuuest lisast, millest antud magistritöö raames on kõige olulisem esimene lisa, kus on loetletud Euroopa Liidu poolt oluliseks peetud elupaigatüübid, mille kaitsmine eeldab spetsiaalsete loodushoiualade loomist. Eesmärkide täitmiseks moodustati üle-euroopaline kaitsealade võrgustik - *Natura 2000*. See koosneb aladest, mis hõlmavad ja esindavad esimeses lisas loetletud elupaiku. Elupaigatüübi kaitsmine loetakse edukaks, kui 1) levila on stabiilne või laieneb; 2) on kindlustatud nende pikaajaliseks säilimiseks vajalike struktuuride ja tegurite olemasolu; 3) on rahuldavalt tagatud elupaigatüüpides elavate liikide kaitse. Alljärgnevalt on toodud vaadeldavate elupaigatüüpide kirjeldused Paali (2007) ja Euroopa Liidu elupaigatüüpide käsiraamatu (Interpretation Manual ...2013) järgi.

### **6210- *Festuco-Brometalia*- kooslustega poollooduslikud kuivad rohumaad ja põõsastikud karbonaatsel mullal**

Eestis kuuluvad sellesse elupaigatüüpi kultuuristamata pärisaru- ja sürjaniidud. Tegemist on Euroopa Liidu esmatähtsate elupaigatüüpide hulka kuuluvate kooslustega, mille säilimiseks on oluline majandamise jätkumine ning väetamisest hoidumine. Lubjarikkal mullal kasvavad kooslused on olulised käpaliste kasvualad. Enamasti kasvab sellistel aladel 1) palju erinevate käpaliste perekondade taimi, 2) vähemalt üks selles riigis haruldase käpalise liigi suurem populatsioon, 3) üht või mitut liiki haruldasi, väga haruldasi ja unikaalseid käpalisi.

Kuivad pärisaruniidud esinevad Eestis Lääne-Eesti madalikul ja läänesaartel ning lisaks Põhja-Eesti lavamaal. Sürjaniite leiab samuti Põhja- ja Lääne-Eestist.

Kuivade aruniitute peamised taimekooslused on:

- 1) angerpisti-lubika kooslus (*Seslerio-Filipenduletum*)
- 2) lubika-mägitarna kooslus (*Carici montanae-Seslerietum*)
- 3) madala mustjuure - hariliku härghaina kooslus (*Melampyreoscorzoneretum*)

Sürjaniitude peamised taimekooslused:

- 1) lubika - mägitarna kooslus (*Carici montanae-Selerietum*)
- 2) mägistiku - madala mustjuure kooslus (*Trigolietum montani.- Scorzoner*)
- 3) angerpisti - lubika kooslus (*Seslerio- Filipenduletum*) (sarnaneb sama taimekooslusega aruniitudel, kuid sürjaniitudele on omased selle koosluse kuivemad variandid)
- 4) angerpisti – mägistikukooslus ( *Trifolio montani- Filipenduletum vulgaris*) (sarnaneb sama taimekooslusega looniitudel, kuid on liigivaesem).

Kui elupaigas on ohtralt käpalisi, loetakse elupaigatüüpi esmatähtsaks ja tähistatakse tärniga (\*6210).

### **\*6270 Fennoskandia madalike liigirikkad arurohumaad (liigirikkad aruniidud lubjavaesel mullal)**

Sellesse elupaigatüüpi arvatakse Eestis lubjavaesel mullal kasvavad aruniidud ja liigirikkamad poollooduslikud paluniidud. Enamasti on neil aladel taimkate kujunenud pikaaegse karjatamise ja niitmise tulemusena ning niidud on liigirikkad.

Pärisaruniitude tüüpilised taimekooslused selles elupaigatüübis on:

- 1) maarjaheina - hariliku kasteheina kooslus (*Agrostio capillaris- Anthoxanthesetum*) (kuivadel või parasniisketel nõlvadel, kujunenud sageli endistele kultuuristatud maadele)
- 2) punase aruheina-sugapea (*Cynosurus cristatus- Festucetum rubrae*) kooslus (esineb peamiselt Lõuna-Eestis parasniisketel nõlvadel)
- 3) madala mustjuure - kahkja tarna kooslus (*Carici pallescentis-Scorzoneretum*) (tasase pinnamoega aladel peamiselt gleistunud ja leostunud mullal saartel, Põhja- ja Kesk-Eestis)
- 4) luht-kastevarre - punase aruheina kooslus (*Festuco rubrae- Deschampsietum cespitosae*) (nõlvade alumises osas või jalamil).

Paluniitude taimekooslused:

- 1) hariliku kasteheina - punase aruheina kooslus (*Festuco rubrae- Agrostietum capillaris*)(tekkinud enamasti karjatamise tulemusena)
- 2) tedremarana - luht-kastevarre kooslus (*Potentilletum erectae- Deschampsia caespitosae*).

### **6510- Aas-rebasesaba ja ürt-punanupuga madalikuniidud**

Loodusdirektiivi sellesse elupaika kuuluvatel kooslustel Eestis looduskaitselist väärtust ei ole. Need on enamasti 30 ja rohkem aastat tagasi sööti jäetud põllumaad, mille looduslik taimkate on peaaegu taastunud ja mistõttu võivad nad olla küllalt liigirikkad. Siia hulka loetakse niiskete pärisaruniitude kasvukohatüüp, mille tunnustaimedeks on aas-rebasesaba (*Alopecurus pratensis* L.), arujumikas (*Centaurea jacea* L.), ussitatar (*Polygonum bistorta* L.), seaohakas (*Cirsium oleraceum* (L.) Scop.), harilik lubikas (*Sesleria caerulea* (L.) Ard.), tedremaran (*Potentilla erecta* (L.) Raeusch).

## 1.2. Rohumaade taastamine

### 1.2.1 Taastamise põhjused

Traditsioonilise rohumaade majandamise vähenemise ja intensiivse põllumajanduse suurenemise tõttu on looduskaitse ning taastava ökoloogia üheks tähtsaimaks teemaks muutunud poollooduslike rohumaade liigirikkuse ning pindala taastamine (Albert *et al* 2013). Eestis ning Kesk-Euroopas üldiselt on poollooduslike koosluste vähenemise põhjuseks peamiselt sotsiaal-majandusliku olukorra muutumine, niitude ülesharimine ja kultuuristamine ning väheviljakate ja raskesti ligipääsetavate rohumaade mahajätmine (Saar & Zobel 2005, Prach & Pyšek 2001).

Eestis on niitude hävimine viinud selleni, et 2013.a. hooldati Eestis kokku ca 25 000 ha poollooduslikke rohumaaid. Kuna Eestis on ka arvukalt Euroopa Loodusdirektiivi elupaigatüüpe, mille säilimise korraldamine on iga liikmesriigi kohustus, siis elupaikade soodsa seisundi saavutamiseks on aastail 2014-2020 ette nähtud selle pindala suurendamine 35 000 ha-ni (Poollooduslike koosluste...2013).

Poollooduslike koosluste tähtsus seisneb eelkõige bioloogilise mitmekesisuse säilitamises ja ohustatud liikidele elupaiga pakkumises (Prach *et al.* 2001; Sojneková & Chytrý 2015). Poollooduslikke rohumaaid hinnatakse soontaimede liigirikkuse tulipunktidenä ja üldjoontes suure väikeseskaalalise liigirikkuse (kõrgeim liigirikkus aladel, mis on väiksemad kui 100 m<sup>2</sup>) poolest (Auestad *et al.* 2015; Sojneková & Chytrý 2015). Eesti kasvab poollooduslikel niitudel umbes 670 soontaimeliiki, mis on vaid veidi vähem, kui 50 % kõigist Eestis esinevatest liikidest (Kukk 2004; Pärtel *et al.* 2007). Eriti on tuntud on puisniitude suur väikeseskaalaline liigirikkus – 76 liiki m<sup>2</sup> (Kukk 2004; Pärtel *et al.* 2007). Lisaks mitmekesisele taimestikule on puisniitudel tuvastatud arvukalt päeva- ja ööliblikaid, kärsaklasi, poilasi, põrniklasi, pehmeoorlasi, mardikalisi, jooksiklasi, kellest paljud on haruldased liigid (Talvi 2004).

Lisaks bioloogilisele tähtsusele on poollooduslikel kooslustel roll ajalooliste maaharimismeetodite ja maastike säilimisel, sest nad esindavad ökosüsteeme, mis on loodud ja püsivad tänu inimtegevusele nagu karjatamine, niitmine ja mitmed muud kõrvaltegevused (Aavik *et al.* 2008, Metsoja *et al.* 2012; Fischer *et al.* 2012).

Taastamise osatähtsus looduskaitstes tõuseb, sest poollooduslike koosluste pindala väheneb, kuid samal ajal muutuvad võimalused nende ökosüsteemide taastamiseks mitmekesisemaks (Prach *et al* 2001). Kui varasemalt on olnud soositud tehislik taastamine, siis viimasel ajal on positiivsete kogemuste ja uurimistulemuste tõttu üha rohkem hakatud tähelepanu pöörama ka looduslikult taastumisele jätmisele (Prach & Pysek 2001). Kuna spontaansele taastumisele jätmine on oluliselt vähem kulukas, siis on väga oluline välja selgitada, millal kulutada aeg ning ressurss tehnilisele taastamisele ning missuguste tingimuste korral on looduslikult suktsessioonile lootmine mõistlikum. Seega on tähtis mõista suktsessiooni kui protsessi olemust ning taimeliikide dünaamikat kooslustes.

### **1.2.2. Taastamise viisid**

Koosluste taastamisel rakendatakse nii tehislikke meetodeid kui lastakse kooslustel ise taastuda. Mõlemal juhul on tegu suktsessiooniliste protsessidega, mille käigus üks taimekooslus asendub teisega. Protsessiga kaasneb teatud liikide lisandumine ja teiste kadumine ning liikide kvantitatiivsete suhete muutumine. Varem taimestumata alade asustamist nimetatakse primaarseks (nt. vulkaanilised alad), juba olemasolevate koosluste sisemiste või välimiste tegurite mõjul suunatud dünaamikat sekundaarseks suktsessiooniks (Crawley 1997).

Poollooduslike koosluste taastamisel on Euroopas häid näiteid nii tehisliku kui loodusliku taastamise seisukohalt.

**Tehisliku suktsessiooni** korral võib inimene muuta mulla toitainete sisaldust, mulla struktuuri (nt. kündmine) ning liigilist koosseisu. Taimekooslusi mõjutatakse seemnesegude külvamisega, heinaga katmisega (Prach *et al* 2014; Török *et al* 2011). Väga oluline on traditsioonilise majandamisviisi taastamine niitmise ja karjatamise näol, mille mõju avaldub biomassi ja kaasneva toitainete eemaldamise kaudu. Kui ümbritsevates kooslustes on ka taastatavatele aladele levivaid sobivaid liike, toimub liigirikkuse taastumine kiiresti (Ruprecht *et al* 2016).

Tehislikku taastamist kasutatakse enamasti aladel, mida inimene on tugevasti mõjutanud ning mis vajavad väga kiiret taastumist, näiteks erosiooni vältimiseks.

Selliste alade hulka kuuluvad näiteks vanad kaevandused, pikka aega ja intensiivselt põllumajanduses kasutuses olnud põllud jne. (Török *et al.* 2010).

Rohumaade taastamisel on katsetatud ka kündmise meetodit (FIT – *full inversion tillage*). FIT metoodikat kasutades saab taastada poollooduslikke rohumaid aladel, kus herbitsiidide kasutamine pole võimalik või on seadusega keelatud. FIT tehnoloogia korral kasutatakse 20-30 cm sügavust kündi, mis peaks viima ebasobivate liikide seemned sügavamale mulda ja andma eelise sobivatele liikidele. Teiseks eesmärgiks on olnud suurendada kaaliumi-, lämmastiku-, fosfori- ja magneesiumiühendite kättesaadavust endistel põllumaaadel. Czerwinski ja kolleegide poolt Poolas läbi viidud uuringu kohaselt aitas FIT tehnoloogia tõsta kaaliumi kättesaadavust taimedele, kuid ei mõjutanud teiste toitainete kättesaadavust. Kokkuvõttes ei soodustanud selline mullatöötlemine siiski oluliselt rohumaa taastumist (Czerwinski *et al.* 2015).

**Spontaanse suktsessiooni** korral jäetakse ökosüsteem looduslikule taastumisele (Török *et al.* 2011). Ida-Euroopas on maha jäetud ligi 10-20% madala produktiivsusega viljapõldudest, mis on ideaalsed objektid spontaanse suktsessiooni uurimiseks (Albert *et al.* 2013). Üldjoontes toimub parasniisketel ja niisketel aladel suktsessioon ruderaalsete liikide domineerimisega koosluste juurest metsamaa sarnaste koosluste suunas (Prach *et al.* 2014).

Kesk-Euroopas võtab spontaanne suktsessiooniline taastumine poollooduslikuks koosluseks aega umbes 25 aastat ja tulemuseks on liigiliselt mitmekesisem kooslus võrreldes tehniliku taastamisega (Prach *et al.* 2014).

### **1.2.3. Kultuurrohumaa ja endiste põldude suktsessiooni iseloomustus ning edukuse kriteeriumid**

Endiste põldude sööti jätmisel ning kultuurrohumaa intensiivmajandamise lakkamisel hakkavad seal toimuma suktsessioonilised protsessid, mis muudavad taimekoosluste struktuuri ja liigilist koosseisu. Seejuures on neil kõrge potentsiaal kujuneda elupaikadeks looduslikule faunale ja floorale (Tscharntke *et al.* 2011). Nende protsesside uurimine on oluline nii üldise ökoloogia teooria kui taastamise praktika edendamise seisukohast (Hobbs & Cramer 2007; Meiners *et al.* 2008).

Rohumaade taastamise lähtekooslused on enamasti järgmised:

- 1) tugevasti häiritud, taimestikuta või avatud ruderaaltaimestikuga alad (nt. kaevandused);
- 2) mahajäetud kultuurrohumaad ja põllud;
- 3) mahajäetud poollooduslikud rohumaad (kaetud kõrgrohostu ja erineva tihedusega puittaimestikuga).

Rohumaade taastamise eesmärk on enamasti poollooduslikule kooslusele iseloomuliku taimestiku saavutamine või rohumaa liigirikkuse suurendamine (Török *et al* 2011). Taastamise tulemused sõltuvad mullaviljakusest, niiskusest, ümbritsevate alade kasutusest, majandamise režiimist (Sojnekova & Chytrý 2015; Winsa *et al.* 2015, Metsoja *et al.* 2012; Aavik *et al* 2008). Samuti on rohumaa taastamisel loodusliku arengu teel väga oluline piirkonna liigifond, sest suurel osal rohumaa liikidest on seemnepank lühiajaline ning seetõttu on tähtis soovitatavate liikide olemasolu ümbruskonnas. Juhul, kui selline variant puudub, rakendatakse seemnesegude külvamist, samuti looduslikelt heinamaadelt heina pealevedamist (Albert *et al* 2013; Sojneková & Chytrý 2015). On ka leitud, et spontaanne suktessioon on tõhusam keskmise mullaviljakusega aladel (Prach & Hobbs, 2008).

Parasvöötmel tingimustes on suktessiooni käik endistel põllumaadel tavaliselt järgmine: 1) 1-aastased liigid, 2) mitmeaastased rohunid ja graminoidid, 3) puud ja põõsad (Meiners *et al.* 2008; Prach *et al.* 2014). Suktsessiooni edukuse mõõduks peetakse eesmärgiks olevale rohumaa iseloomulike liikide olemasolu ja arvu, summaarne liikide arv on olulisem suktessiooni hilisemates staadiumides. Liikide arv on suuresti varieeruv suktessiooni alg- ja lõpujärgudes. Oluliseks mõjuriks on siinjuures tugeva konkurentsivõimega liikide asustumine (Ruprecht 2006; Prach *et al.* 2014).

Vanade põllumaa taastumist loodusliku suktessiooni käigus on uuritud näiteks Pannoonia ning Transilvaania madalikel. Mõlemal juhul võeti taastamise eesmärgiks liigirikkad poollooduslikud kooslused, mis on iseloomulikud piirkonnale. Uuringud näitasid, et lühiajaliste liikide arv vähenes suktessiooni vältel ning põllud muutusid aastatega üha enam poollooduslike koosluste sarnaseks (Albert *et al.* 2013; Ruprecht

2006). Ungaris läbi viidud uurimuses leiti positiivne korrelatsioon ka põllu vanuse ning kлонаalselt levivate liikide vahel (Albert *et al.* 2013).

Arvatakse, et peamised põhjused lühiajaliste liikide domineerimiseks suktsessiooni varastes astmetes on nende hästi esindatud seemnepank vanal põllul, seemnete vastupidavus ning lühiajaliste liikide kõrge seemneproduktioon võrreldes mitmeaastaste liikidega (Prach & Pysek 2001; Fensham *et al* 2016).

Tihti kardetakse looduslikule suktsessioonile jätmisel invasiivsete liikide laialdast levikut. Samas on kindlaks tehtud, et invasiivsete liikide domineerimise oht on vaid üksikutes elupaigatüüpides aktuaalne ning uuringutes on leitud hoopis tulnukliikide arvu langust suktsessiooni käigus (Ruprecht 2006; Flory & Clay 2010; Saccone *et al* 2010).

Ümbritsev maakasutus ning isoleeritus sarnastest poollooduslikest ökosüsteemidest mõjutab poollooduslike niitude taimekooslusi ja loodusliku suktsessiooni toimimist. Spontaanne suktsessioon on kõige tulemuslikum, kui soovitud liigid esinevad vahetus läheduses ning saabuvad alale juba varajases suktsessiooni astmes (Albert *et al* 2013). Ümbritsevatel aladel on tugevam mõju just poolloodusliku niidu servaalale, kuna mõjutab mikrokliimat, näiteks metsa või mõne muu kõrgema taimeistiku kasv muudab naabruses paikneva niidu servaalad niiskemaks, muudab valgustingimusi ja mulla omadusi. Lisaks võivad kasutuses olevate põldudega piirnevad niidud olla mõjutatud herbitsiidide ja väetiste kasutamisest põllul (Winsa *et al* 2015).

Kiire ja efektiivne spontaanne poollooduslike rohumaade taastumine on omane lühikest aega kasutuses olnud vanadele põldudele, läheduses on sobiva liigifondiga alasid ning invasiive naabruses ei leidu. Selliseid tulemusi on saadud Kesk ning Ida-Euroopas uuringutes (Latzel *et al* 2011; Török *et al* 2011; Ruprecht 2006; Albert *et al* 2013; Fensham *et al* 2016).

Väga oluline on leida tasakaal soovitava tulemuse ja taastamise meetodite vahel. Näiteks Rumeenias koostavad taastamisprogramme enamasti metsandusega seotud spetsialistid, kelle valikud hõlmavad enamasti võõraste ning looduse seisukohalt ebasobivate liikide viimist keskkonda (Ruprecht *et al* 2006). Selline tegevus võib aga

viia tulemuseni, kus taastatud keskkond on looduse seisukohast ebasobiv ning invasiivsed liigid saavad levida ka lähedalasuvatesse kooslustesse. Seetõttu on oluline kaasata taastamisplaanide koostamisse ka teadlased, kes tunnevad kohalikku taimestikku ning oskavad hinnata võõrliikide mõju kooslusele.

Taastumise edukuse hindamine on peaaegu alati alaspetsiifiline ning oleneb taastamise projektist ja eesmärkidest (Dullau & Tischew 2013; Ford 2004). Kriteeriumid, mille abil püütakse hinnata taastumise edukust, on enamasti tunnuste või protsesside kategooriad. Need kategooriad on tegelikult aga liiga üldised ja nende kasutamiseks konkreetsel alal on vaja teha täiendavaid uuringuid hindamaks konkreetsele alale oluliste indikaatorite tuvastamist. Viimased on aga vajalikud alade seisundi kiireks hindamiseks (Ford 2004).

1993. aastast on rohumaid taastatud Saksamaal Saxony-Anhaltis asuvatel katsealadel. Madalike elupaigatüübi 6510 näitel on koostatud kriteeriumid hindamaks rohumaaade taastumise edukust. Arvesse võetakse taimeliikide arvu tõusu, ohustatud ja haruldaste liikide ohtruse kasvu ja samuti üldist koosluse liigilist koosseisu ja rohundite, graminoidide ja liblikõieliste omavahelist suhet (Dullau & Tischew 2013). Samamoodi on püütud hinnata ka märgalade ja rohumaaade taastumise edukust (Rosenthal 2003; Ford 2004).

Dullau ja Tischew (2013) jagasid liigid ka erinevatesse kategooriatesse:

1. kõige olulisemad liigid ehk võtmeliigid
2. teisejärgulised sihtmärkliigid
3. tavalised rohumaaade liigid
4. häiringualade liigid
5. sihtgruppi mitte kuuluvad liigid.

Põhimõtteliselt ei osata veel hinnata suktsessiooni edukust erinevates kooslusetüüpides. On katsetatud erinevaid võimalusi, kuid üldistuste tegemiseks neist ei piisa.

#### 1.2.4. Servaalade mõju taimestiku mitmekesisusele

Väikesed looduslähedased alad suurte põllumassiivide vahel on olulised kasvualad looduslikule taimestikule. Sageli moodustavad lineaarsed struktuurid, näiteks tee- või põlluservad ja kraavid, omamoodi koridore, mis ühendavad omavahel väikeseid elupaigalaid, tagades nõnda liikide leviku ja elupaiga võimaluse. (Hawes *et al* 2010).

Servaalade uurimisel leiti, et liigilist koosseisu ja liikide jaotumist mõjutavad nii lineaarse struktuuri tüüp, ehk kas on tegemist teeserva või kraaviga, kui ka ümbritsevad alad (naaberkooslused) (Czarnecka 2011). Servaalade tähtsust nii liigirikkuse kui ka funktsionaalse mitmekesisuse juures rõhutasid ka Ma ja Herzon 2014. aastal läbi viidud uuringus, milles uuriti lisaks liigilisele mitmekesisusele ka funktsionaalse mitmekesisuse muutumist maastiku keerukuse ning servaalade suhtes. Leiti, et unikaalsete liikide arv oli alati suurem põldude servaaladel ning suhteline sagedus suurem põllu keskel (Ma & Herzon 2014). Rohumaade liikide hulk oli suurem äärealadel, mis jäid kuivade rohumaade ja põllumaade vahele (Czarnecka 2011).

Eestis tehtud uuringutes (Aavik *et al.* 2008) on näidatud, et põlluservade ja põldude liigiline koosseis on üsna sarnased, kuid sobivates tingimustes on põllumajanduskõlvikute servadel siiski ka looduslikele kooslustele iseloomulikke liike ning järelikult on servadel tähtsus liigilise mitmekesisuse säilitamisel ja allikana liikide levikuks nt. mahajäetud põllukooslustele.

Servaalad võivad olla küll olulised kasvualad, kuid sageli väheneb koos kaugusega suuremast pool-looduslikust kooslusest ka tolmeldajate hulk. See on aga oluline faktor taimede levikus ja seemnete tootmise võimekuses (Jakobsson & Ågren 2014). On teada, et suur osa rohumaade liike ei ole võimelised edukalt kaugele levima ning ka loomset levi kasutavate liikide seemnetest suurem osas jääb emataime vahetusse lähedusse (Czarnecka 2011). Jakobsoni ja Ågreni 2014 aastal avaldatud uurimustöös hinnati kolme putuktolmleja liigi (*Lychnis viscaria*, *Lotus corniculatus*, *Armeria maritima* spp. *maritima*) reproduktiivset edukust suhtes kaugusega looduslikust rohumaast kahes tugevalt erineva majandamise intensiivsusega koosluses. Leiti, et tolmeldajate mõju oli oluline kõikides aspektides ning kuigi *Armeria* ja *Lychnise* puhul ei olnud kaugus poollooduslikust kooslusest oluline tolmeldajate külastatavuse suhtes, siis *Lotus corniculatus* puhul oli see suhe negatiivne. See tähendab, et kaugenedes

poollooduslikust kooslusest väheneb ka servaaladel asuvate väikeste populatsioonide paljunemise võime. Seemnete tootlikkus vähenes sõltuvuses kaugusega teisest poollooduslikust kooslusest kahe looduslikult putuktolmleja liigi juures ja sarnast trendi oli märgata ka kolmanda liigi juures. Uuringu tulemused tõestavad, et maakasutuse muutused hävitavad elupaiku ning panevad ohtu looduslike liikide populatsioonid. Poollooduslike rohumaade traditsiooniline majandamine mitte ainult ei suurenda bioloogilist mitmekesisust konkreetsel alal, vaid seoses tolmeldajate hulga rohkusega suurendab tollemist ka ümbritsevatel põllumajanduslikel maadel (Jakobson & Ågren 2014).

## **2. Materjal ja metoodika**

Uuritud alad asuvad Lääne-ja Saare maakonnas. Elupaigatüüpide 6510, 6210 ja 6270 kaartide saamiseks pöörduti Keskkonnaameti Hiiu-Saare- Lääne regiooni maahooldusspetsialistide poole, kes andsid kasutada vastavad materjalid. Kaartidel olevatest aladest valiti töö käigus välja alad, millest 73 olid eelnevate inventuuride käigus määratud elupaigatüübiks 6510, 18 elupaigatüübiks 6210 ja 9 elupaigatüübiks 6270.

Välitöödel 2014. ja 2015.a. suvel tehti igal uuritud alal 2 transekti: üks ala servas, teine ala keskel. Transektide laiuseks oli 4 m (ca 2 m läbimisrajast mõlemale poole). Igal transektil fikseeriti kõik soontaimeliigid ja anti neile ohtruse hinnang 5-palli süsteemis. Iga ala jaoks pandi kirja ka naaberkoosluse kirjeldus, mis andmetöötuse jaoks kodeeriti järgmiselt: 1 – võsa, 2- looduslik niit, 3 – võsa ja asustus, 4 – võsa ja looduslik niit, 5 – võsa ja kulturniit, 6 – kulturniit, 7 – looduslik niit ja asustus. Majandamise viis kodeeriti järgmiselt: 1– niidetud, 2 – karjatatud, 3 – niidetud ja karjatatud, 4 – mitte majandatud. Niitude tunnuste (künniserv, vaod) järgi, samuti suhtlemisel kohalike elanikega tehti kindlaks ka alade umbkaudne majandamisajalugu: 1 - karjamaa, 2 – põld, 3 – kultuurheinamaa, 4- looduslik niit. Kuna paljud alad olid üsna suured ja erinevas seisundis, siis mitmed neist jagati erinevateks kontuurideks ja tehti neile eraldi kirjeldused.

Kameraaltöödel leiti transektide kirjeldustest järgmised andmed:

- 1) liikide arv;
- 2) liikide arv servas ja keskosas;
- 3) iseloomulike liikide arv ja % kõigist iseloomulikest liikidest (lähtudes elupaigatüüpide kirjeldustest koostati 108-st liigist koosnev liigirikastele ja liigivaestele aruniitudele iseloomulike liikide loend);
- 4) iseloomulike liikide arv ja % konkreetsel alal esinenud liikidest;
- 5) kaitstavate liikide arv
- 6) ohtlike invasiivsete liikide arv (aluseks olev loend pärineb Keskkonnaministeeriumi koduleheküljelt ([http://www.envir.ee/sites/default/files/common\\_alien\\_vasculars.pdf](http://www.envir.ee/sites/default/files/common_alien_vasculars.pdf))).

Iseloomulike liikide esinemisprotsendi ja kaitstavate liikide esinemise alusel inventeeriti osa Keskkonnaregistris toodud elupaigatüüpe ümber.

Saadud andmeid töödeldi statistikaprogrammiga Statistica 7, erinevate tegurite mõju kontrolliti dispersioonanalüüsiga (ANOVA).

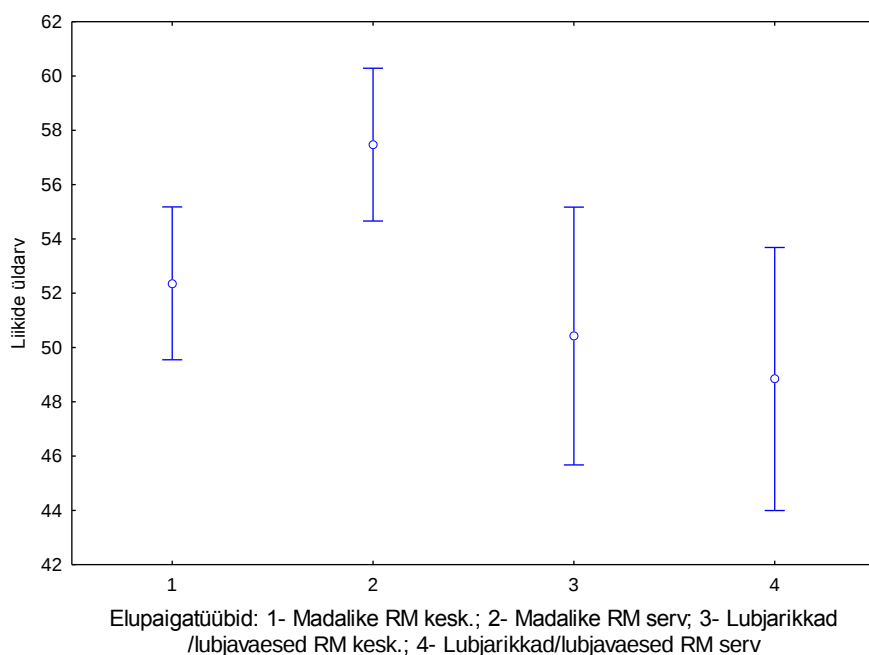
### 3. Tulemused

Uuritud aladelt määrati kokku 427 soontaimeliiki. Neist 18 liiki on Eestis 2. ja 3. kategoorias looduskaitse all. 2. kategooria liikidest olid esindatud emaputk (*Angelica palustris* (Bess.) Hoffm.), käpalistest kärbesõis (*Ophrys insectifera* L.) ja harilik muguljuur (*Herminium monorchis* (L.) R.Br.). Kolmanda kategooria liikidest esinesid suur soomukas (*Orobancha elatior* Sutton), aas-karukell (*Pulsatilla pratensis* (L.) Mill.), tui-tähtpea (*Scabiosa columbaria* L.), niidu-asperhernes (*Tetragonolobus maritimus* (L.) Roth). Arvukalt esines 3. kategooria käpalisi (9): vööthuul-sõrmkäpp (*Dactylorhiza fuchsii* (Druce) Soó), kahkjaspunane sõrmkäpp (*Dactylorhiza incarnata* subsp. *incarnata* (L.) Soó), laialehine neiuvaip (*Epipactis helleborine* (L.) Crantz), soo-neiuvaip (*Epipactis palustris* (L.) Crantz), kahelehine käokell (*Platanthera bifolia* (L.) Rich.), rohekas käokeel (*Platanthera chlorantha* (Custer) Rchb.), suur käopõll (*Listera ovata* (L.) R.Br.), hall käpp (*Orchis militaris* L.), harilik käoraamat (*Gymnadenia conopsea* subsp. *conopsea* (L.) R.Br.). Viimased kolm liiki osutusid ka kõige sagedamini esinevateks liikideks. Kaitse all olevatest puittaimedest olid esindatud mets- õunapuu (*Malus sylvestris* (L.) Mill.) ja

mets-pirnipuu (*Pyrus pyrausta* (L.) Burgsd.). Harva kohtas tui-tähtpead, harilikku muguljuurt.

Ohtlikult invasiivseid liike oli 16: harilik kurekell (*Aquilegia vulgaris* L.), harilik tõlkjas (*Bunias orientalis* L.), harilik sigur (*Cichorium intybus* L.), ida-kitsehernes (*Galega orientalis* Lam.), aed-karusmari (*Ribes uva-crispa* L.), väikseõiene lemmalts (*Impatiens parviflora* DC.), hübriidlutsern (*Medicago x varia* Martyn), hobuoblikas (*Rumex confertus* Willd.), punane leeder (*Sambucus racemosa* L.), harilik seebilill (*Saponaria officinalis* L.), kanada kuldvits (*Solidago canadensis* L.), väike igihali (*Vinca minor* L.), punane leeder (*Sambucus racemosa* L.), ohtetu luste (*Bromus inermis* Leyss.), karjamaa raihein (*Lolium perenne* L.), harilik nisu (*Triticum aestivum* L.), roosa ristik *Trifolium hybridum* L.. Kõige sagedamad ja ohtramad olid hübriidlutsern ja roosa ristik.

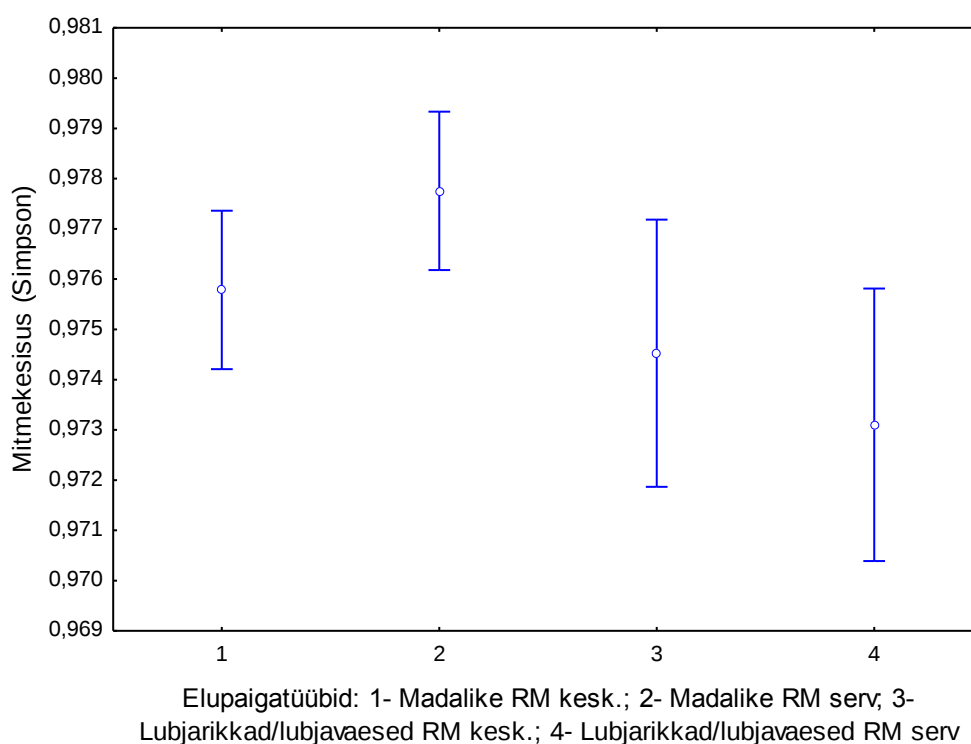
Võrreldes **liikide üldarvu elupaikade kesk- ja servaosas**, selgub, et need ei erine statistiliselt oluliselt (tabel 1). Kõige liigirikkamad on madalike rohumaade (elupaigatüüp 6510) servaalad ning liigivaeseimad lubjarikaste/lubjavaeste (elupaigatüüp 6210 ja 6270) servaalad (joonis 1). Samad tulemused saadi Simpsoni mitmekesisuse indeksite analüüsil (tabel 2; joonis 2). Reeglina on madalikeniidude servaalal võrreldes keskkosaga rohkem poollooduslikele elupaikadele iseloomulikke liike, lubjarikastel ja –vaestel niitudel on nn. heade liikide osatähtsus keskkosas suurem.



Joonis 1. Liikide üldarv elupaigatüüpide kesk ja servaosas

Tabel 1. Post-hoc test liikide üldarv elupaigatüüpide kesk- ja servaosas

| Error: Between MS = 150,77, df = 195,00 |              |          |          |          |          |
|-----------------------------------------|--------------|----------|----------|----------|----------|
|                                         | Elupaigatüüp | {1}      | {2}      | {3}      | {4}      |
| 1                                       | 1            |          | 0,055340 | 0,940972 | 0,740683 |
| 2                                       | 2            | 0,055340 |          | 0,162922 | 0,062124 |
| 3                                       | 3            | 0,940972 | 0,162922 |          | 0,968517 |
| 4                                       | 4            | 0,940972 | 0,062124 | 0,968517 |          |



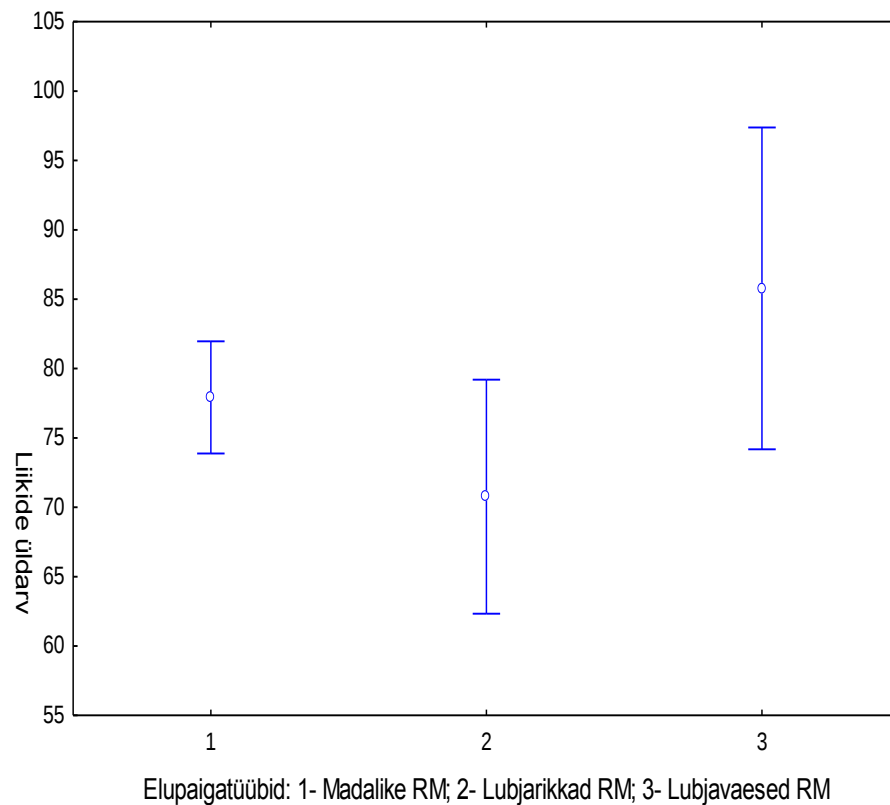
Joonis 2. Mitmekesisuse indeksi väärtus elupaigatüüpide kesk- ja servaosas

Tabel 2. Post-hoc test mitmekesisuse indeks-elupaigatüüp

| Error: Between MS = ,00005, df = 195,00 |              |          |          |          |          |
|-----------------------------------------|--------------|----------|----------|----------|----------|
|                                         | Elupaigatüüp | {1}      | {2}      | {3}      | {4}      |
| 1                                       | 1            |          | 0,300161 | 0,912390 | 0,511926 |
| 2                                       | 2            | 0,300161 |          | 0,326973 | 0,078106 |
| 3                                       | 3            | 0,912390 | 0,326973 |          | 0,883556 |
| 4                                       | 4            | 0,511926 | 0,078106 | 0,883556 |          |

Võrreldes **liikide arvu erinevate elupaigatüüpides** (kehtiva Keskkonnaregistri järgi) oli kõige rohkem liike elupaigatüübis 6270 (lubjavaesed niidud), järgnesid madalikeniidud (6510) ja lubjarikkad niidud (6210) (joonis 3). Erinevus ei olnud siiski statistiliselt oluline (tabel 3). Peale elupaigatüüpide korrigeerimist on tulemused veidi erinevad:

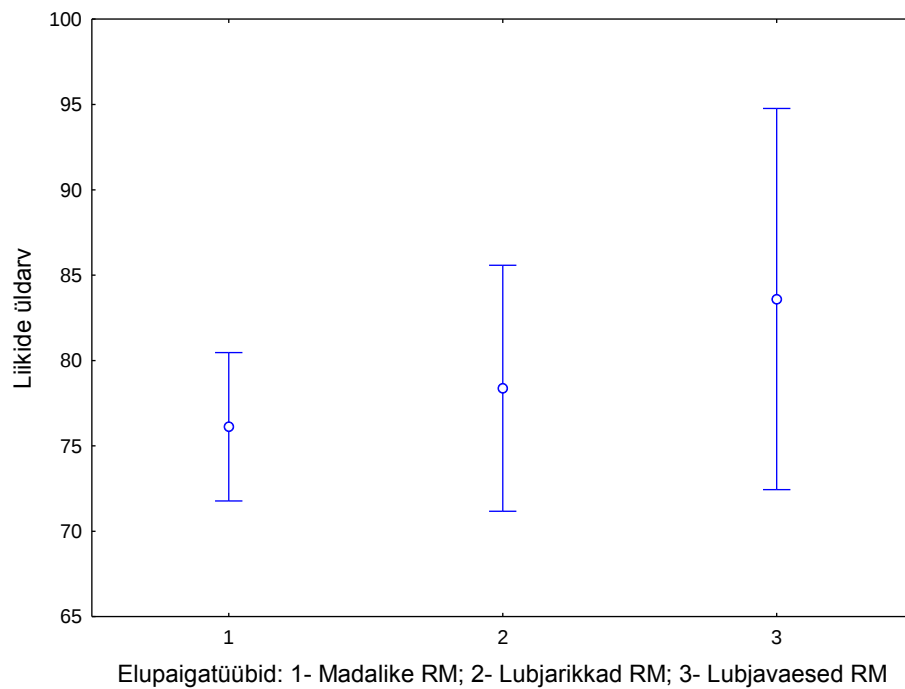
kõige enam liike on küll elupaigatüübis 6270, kui sellele järgnevad nüüd lubjarikkad niidud ja vähim liike on madalikeniidudel (joonis 4). Statistilist olulisust elupaigatüüpide ja liigirikkuse vahel siiski ei tuvastatud (tabel 4).



Joonis 3 Liikide üldarv elupaigatüübis (Keskkonnaregistri andmed)

Tabel 3. Post-hoc test elupaigatüüp- liikide üldarv (Keskkonnaregistri andmed)

| Error: Between MS = 307,32, df = 97,000 |              |          |          |          |
|-----------------------------------------|--------------|----------|----------|----------|
|                                         | Elupaigatüüp | {1}      | {2}      | {3}      |
| 1                                       | 1            |          | 0,462159 | 0,462159 |
| 2                                       | 2            | 0,462159 |          | 0,169612 |
| 3                                       | 3            | 0,609579 | 0,169612 |          |



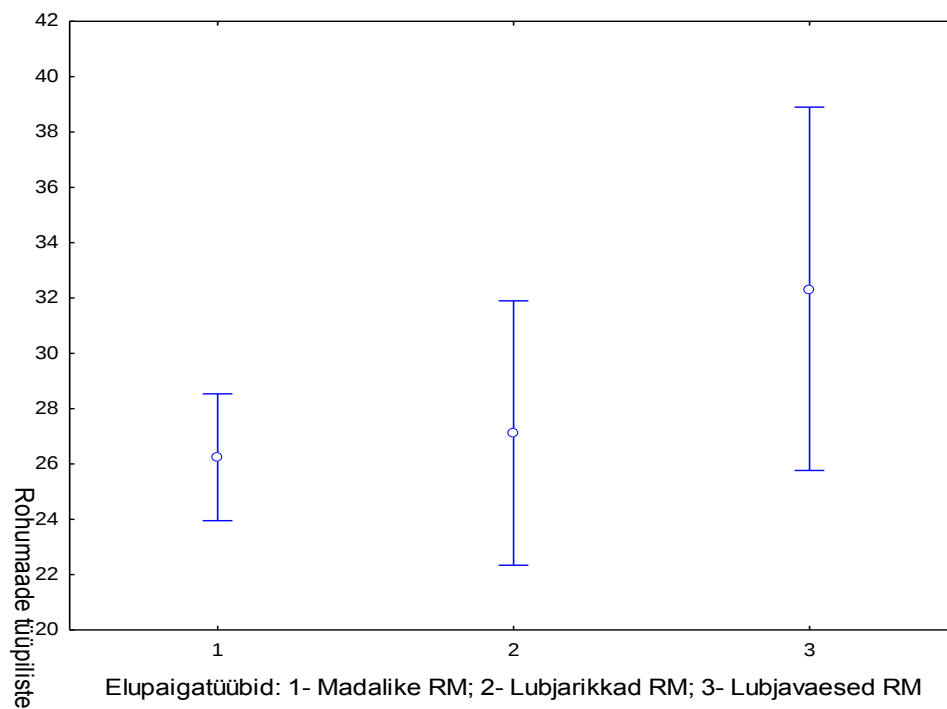
Joonis 4. Liikide üldarv elupaigatüübis (ümberhinnatud elupaigatüübid)

Tabel 4. Post-Hoc elupaigatüüp-liikide üldarv (ümberhinnatud elupaigatüübid)

| Error: Between MS = 316,44, df = 97,000 |              |          |          |          |
|-----------------------------------------|--------------|----------|----------|----------|
|                                         | Elupaigatüüp | {1}      | {2}      | {3}      |
| 1                                       | 1            |          | 0,899453 | 0,616440 |
| 2                                       | 2            | 0,899453 |          | 0,789052 |
| 3                                       | 3            | 0,616440 | 0,789052 |          |

Kõige rohkem rohumaaadele tüüpilisi liike esines Keskkonnaregistri andmetel elupaigatüübis 6270 (joonis 5), ümberhinnatud elupaigatüüpe kasutades tulemused muutusid ning kõige rohkem tüüpilisi liike esines elupaigatüübis 6210 (joonis 6).

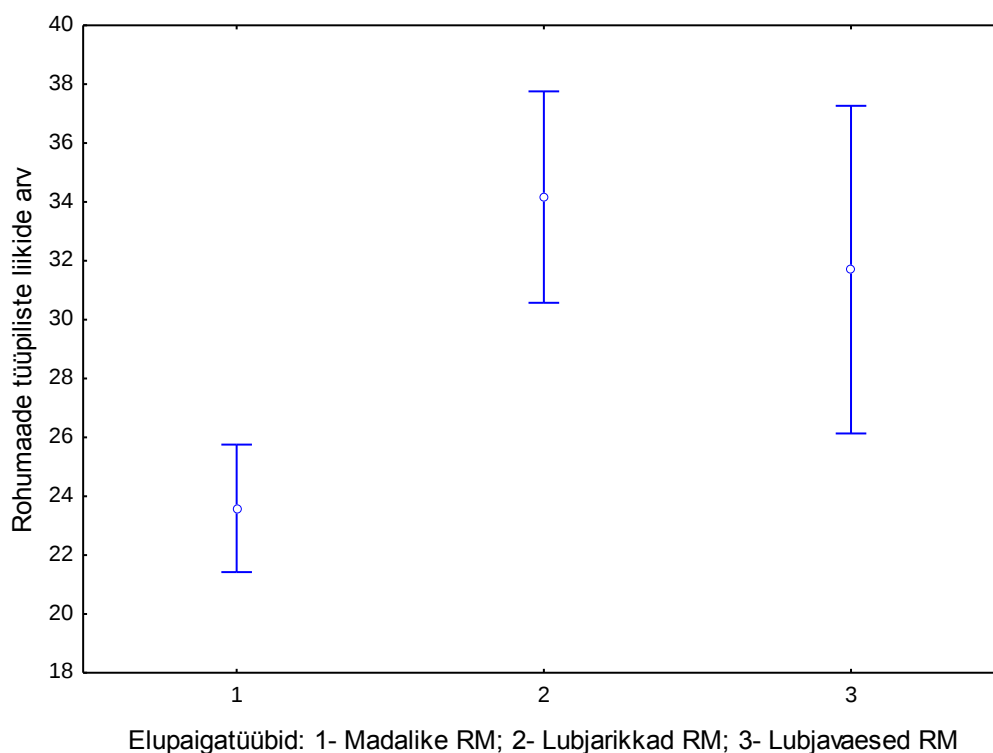
Tulemused ei olnud kummalgi juhul statistiliselt olulised (tabel 5; tabel 6).



Joonis 5 Rohumaade tüüpliste liikide arv elupaigatüübis (Keskkonnaregistri andmed)

Tabel 5. Post-hoc elupaigatüüp-rohumaade tüüpliste liikide arv (Keskkonnaregistri andmed)

|   | Error: Between MS = 98,530, df = 97,000 |          |          |          |
|---|-----------------------------------------|----------|----------|----------|
|   | Elupaigatüüp                            | {1}      | {2}      | {3}      |
| 1 | 1                                       |          | 0,964389 | 0,397882 |
| 2 | 2                                       | 0,964389 |          | 0,507494 |
| 3 | 3                                       | 0,397882 | 0,507494 |          |

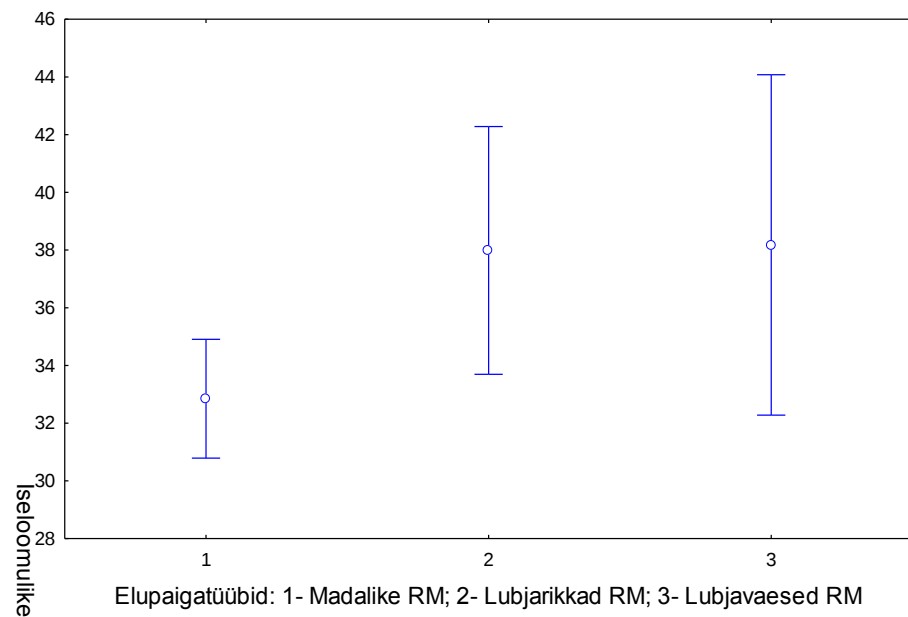


Joonis 6. Rohumaade tüüpiliste liikide arv elupaigatüübis (ümberhinnatud elupaigatüübid)

Tabel 6. Post-hoc elupaigatüüp- rohumaade tüüpiliste liikide arv (ümberhinnatud elupaigatüübid)

| Error: Between MS = 78,715, df = 97,000 |              |          |          |          |
|-----------------------------------------|--------------|----------|----------|----------|
|                                         | Elupaigatüüp | {1}      | {2}      | {3}      |
| 1                                       | 1            |          | 0,000319 | 0,107426 |
| 2                                       | 2            | 0,000319 |          | 0,808689 |
| 3                                       | 3            | 0,107426 | 0,808689 |          |

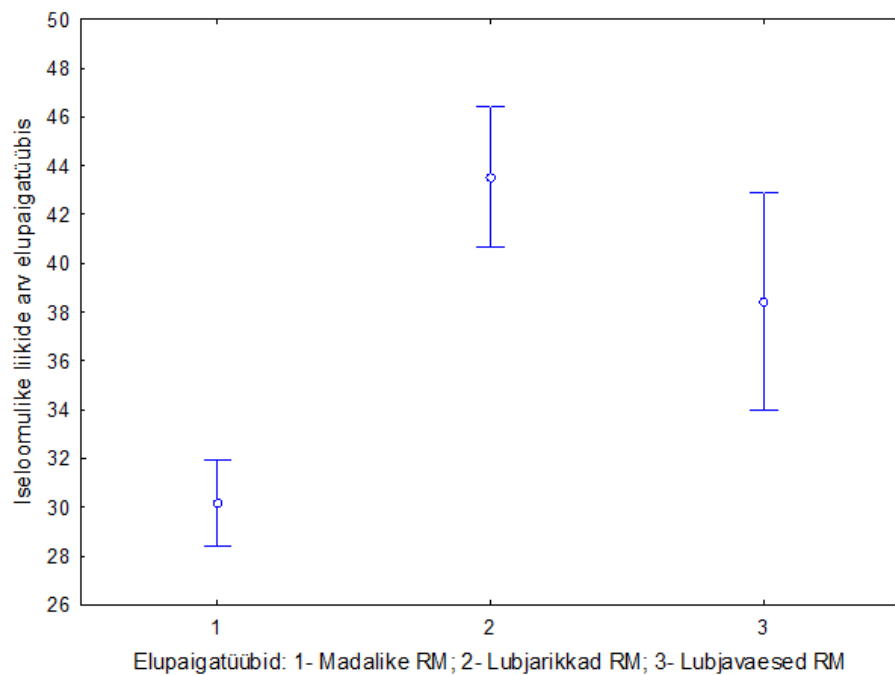
Iseloomulike liike esines Keskkonnaregistri andmetel üpriski võrdselt nii elupaigatüübis 6210 kui 2070 (joonis 7), kuid ümberhinnatud elupaiku, mis vastavad hetkeolukorrale, kasutades oli elupaigatüübis 6210 iseloomulikke liike rohkem (joonis 8). Samuti on erinevus elupaigatüüpide 6501 ja 6210/6270 ja iseloomulike liikide arvu osas statistiliselt oluline (tabel 8). Keskkonnaregistri andmeid kasutades statistiliselt olulist erinevust ei leitud (tabel 7).



Joonis 7. Iseloomulike liikide arv elupaigatüübis (Keskkonnaregistri andmed)

Tabel 7. Post-hoc elupaigatüüp- iseloomulike liikide arv (Keskkonnaregistri andmed)

|   | Error: Between MS = 79,557, df = 97,000 |          |          |          |
|---|-----------------------------------------|----------|----------|----------|
|   | Elupaigatüüp                            | {1}      | {2}      | {3}      |
| 1 | 1                                       |          | 0,217958 | 0,416867 |
| 2 | 2                                       | 0,217958 |          | 0,998959 |
| 3 | 3                                       | 0,416867 | 0,998959 |          |

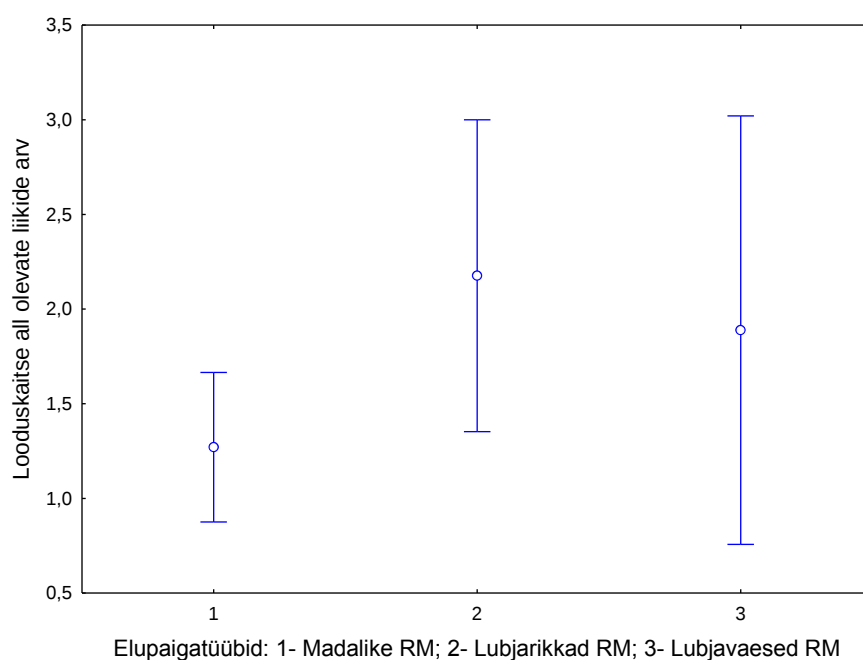


Joonis 8. Iseloomulike liikide arv elupaigatüübis (ümberrhinnatud elupaigatüübid)

Tabel 8. Post-hoc elupaigatüüp-iseloomulike liikide arv elupaigatüübis (ümberrhinnatud elupaigatüübid)

| Error: Between MS = 50,514, df = 97,000 |              |          |          |          |
|-----------------------------------------|--------------|----------|----------|----------|
|                                         | Elupaigatüüp | {1}      | {2}      | {3}      |
| 1                                       | 1            |          | 0,000105 | 0,029215 |
| 2                                       | 2            | 0,000105 |          | 0,247483 |
| 3                                       | 3            | 0,029215 | 0,247483 |          |

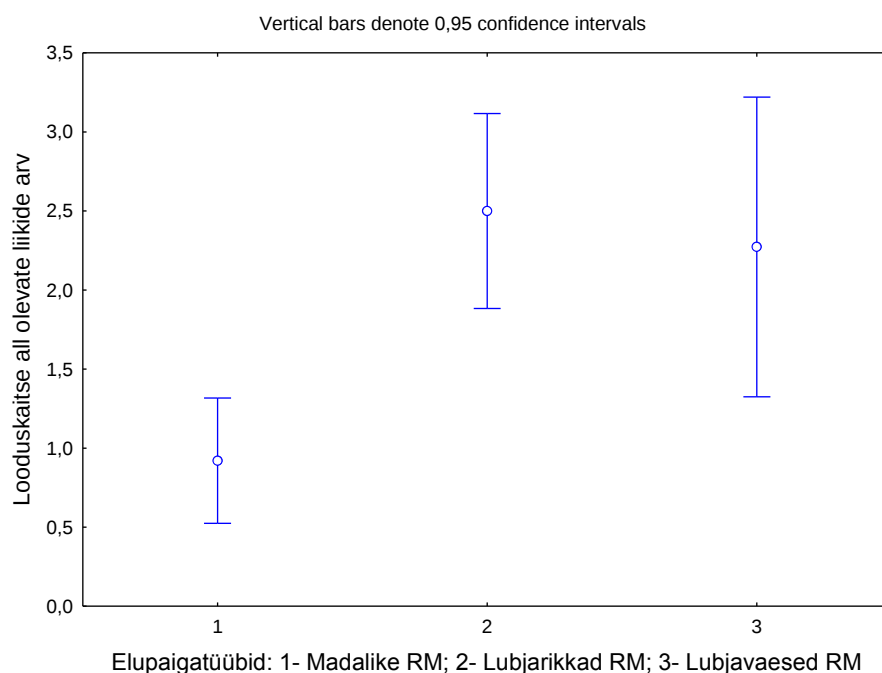
Kõige rohkem Eestis looduskaitse all olevaid liike esines lubjarikastel rohumaadel elupaigatüübis 6210, järgnes 6270 ja kõige vähem esines kaitsealuseid liike madalike rohumaadel, elupaigatüüp 6510 (joonis 9). Statistilisest olulisusest alade vahel ei esinenud kui kasutati Keskkonnaregistri andmeid (tabel 9). Ümberrhinnatud elupaiku kasutades jäi järjestus kaitsealuste liikide arvukuse ja elupaigatüübi osas küll samaks, kuid esines statistiliselt oluline erinevus elupaigatüüpide 6510 ja 6210 vahel (tabel 10).



Joonis 9. Looduskaitse all olevate liikide arvukus (Keskkonnaregistri andmed)

Tabel 9. Post-hoc elupaigatüübid- looduskaitse all olevate liikide arv (Keskkonnaregistri andmed)

| Error: Between MS = 2,9274, df = 97,000 |              |          |          |          |
|-----------------------------------------|--------------|----------|----------|----------|
|                                         | Elupaigatüüp | {1}      | {2}      | {3}      |
| 1                                       | 1            |          | 0,275109 | 0,724147 |
| 2                                       | 2            | 0,275109 |          | 0,932464 |
| 3                                       | 3            | 0,724147 | 0,932464 |          |

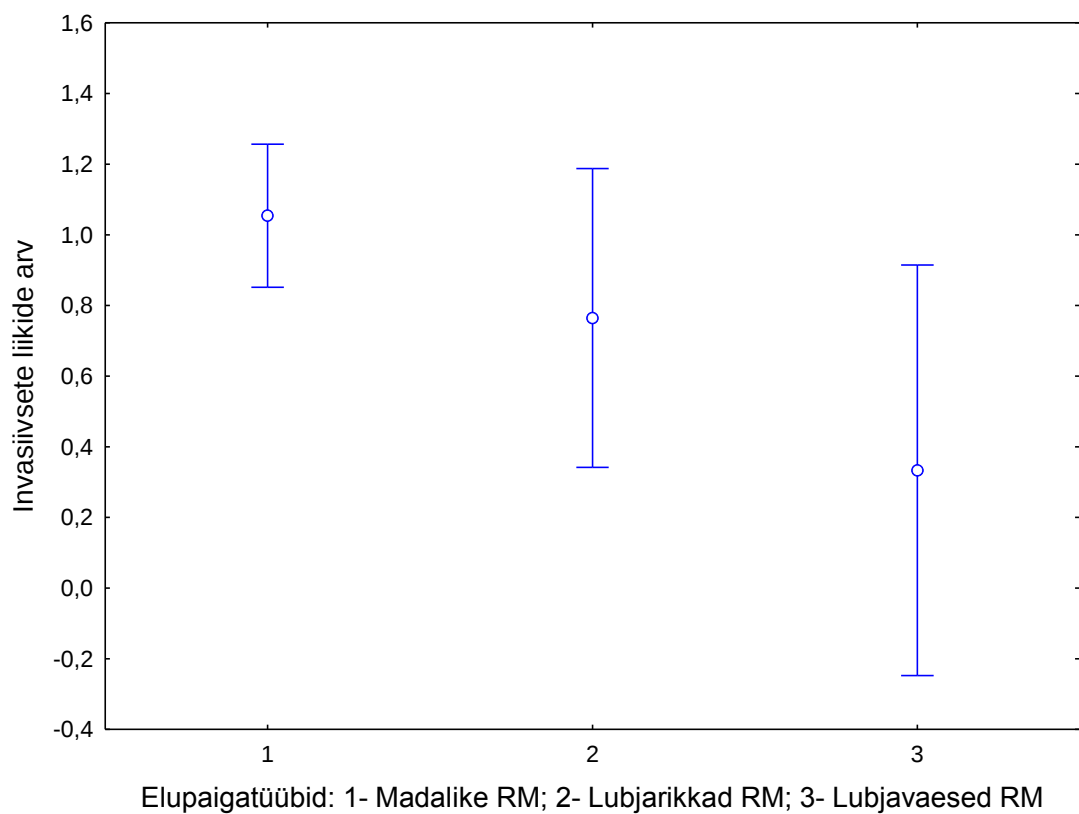


Joonis 10. Looduskaitse all olevate liikide arv elupaigatüüpides (ümberhinnatud elupaigatüübid)

Tabel 10. Post hoc elupaigatüübid- looduskaitse all olevad liigid (ümberhinnatud elupaigatüübid)

| Error: Between MS = 2,5081, df = 97,000 |              |          |          |          |
|-----------------------------------------|--------------|----------|----------|----------|
|                                         | Elupaigatüüp | {1}      | {2}      | {3}      |
| 1                                       | 1            |          | 0,001566 | 0,117192 |
| 2                                       | 2            | 0,001566 |          | 0,939599 |
| 3                                       | 3            | 0,117192 | 0,939599 |          |

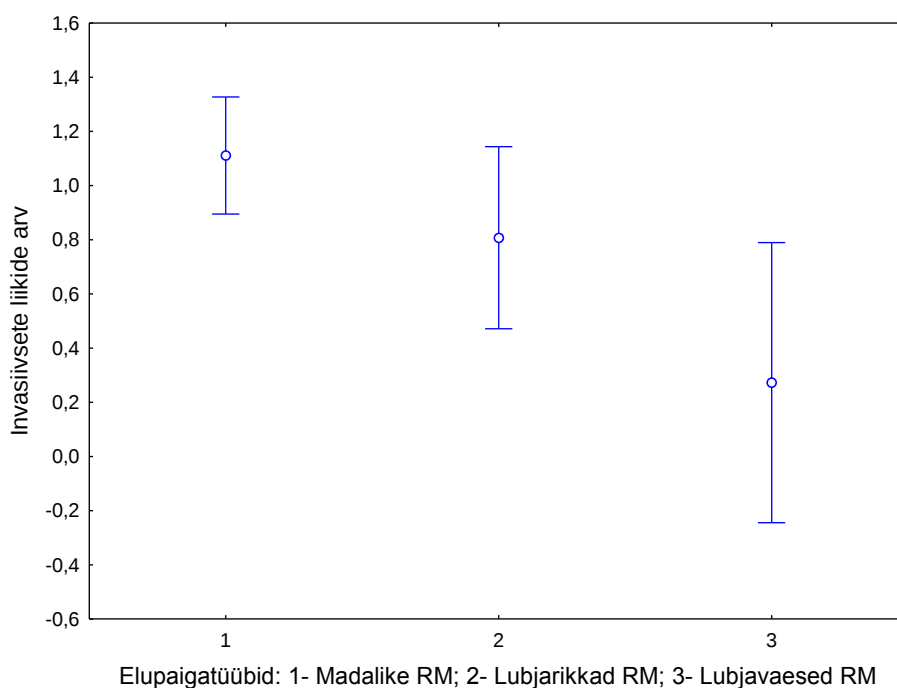
Invasiivsed liigid olid kõige rohkem esindatud elupaigatüübis 6510, seda nii Keskkonnaregistri andmetel kui ka ümberhinnatud elupaigatüüpide andmeid analüüsid (joonis 11, joonis 12) Kuid statistiliselt olulist erinevust elupaikade vahel polnud (tabel 11, tabel 12).



Joonis 11 Invasiivsete liikide arv elupaigatüüpides (ümberrhinnatud elupaigatüübid)

Tabel 11. Post-hoc elupaigatüüp-invasiivsete liikide arv (ümberrhinnatud elupaigatüübid)

|   | Error: Between MS = ,77157, df = 97,000 |          |          |          |
|---|-----------------------------------------|----------|----------|----------|
|   | Elupaigatüüp                            | {1}      | {2}      | {3}      |
| 1 | 1                                       |          | 0,603656 | 0,195550 |
| 2 | 2                                       | 0,603656 |          | 0,552562 |
| 3 | 3                                       | 0,195550 | 0,552562 |          |

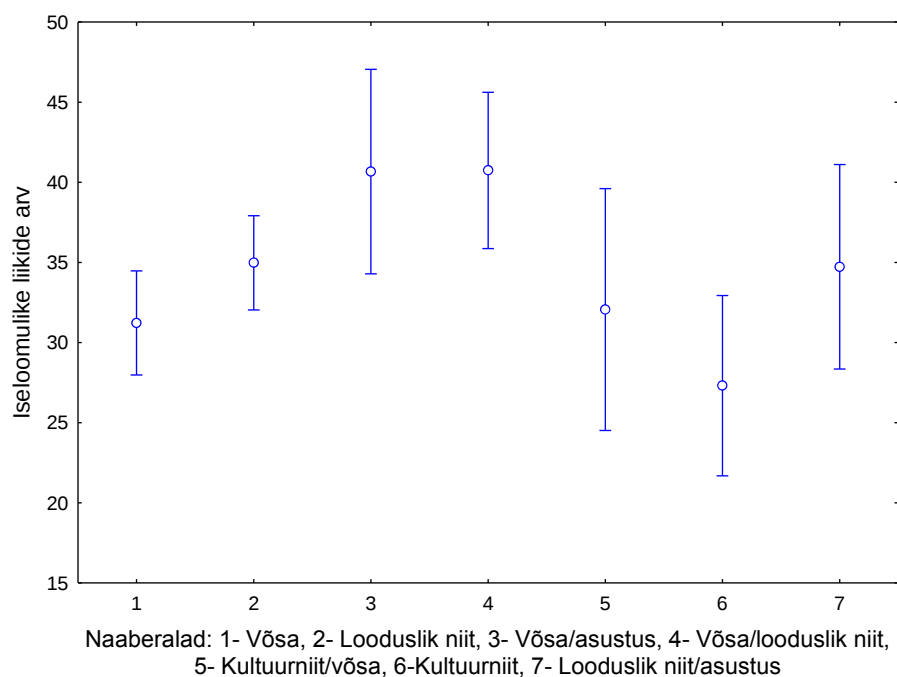


Joonis 12 Invasiivsete liikide arv elupaigatüüpides (Keskkonnaregistri andmed)

Tabel 12. Post hoc elupaigatüüp-invasiivsete liikide arv (Keskkonnaregistri andmed)

|   | Error: Between MS = ,74683, df = 97,000 |          |          |          |
|---|-----------------------------------------|----------|----------|----------|
|   | Elupaigatüüp                            | {1}      | {2}      | {3}      |
| 1 | 1                                       |          | 0,417911 | 0,064229 |
| 2 | 2                                       | 0,417911 |          | 0,318846 |
| 3 | 3                                       | 0,064229 | 0,318846 |          |

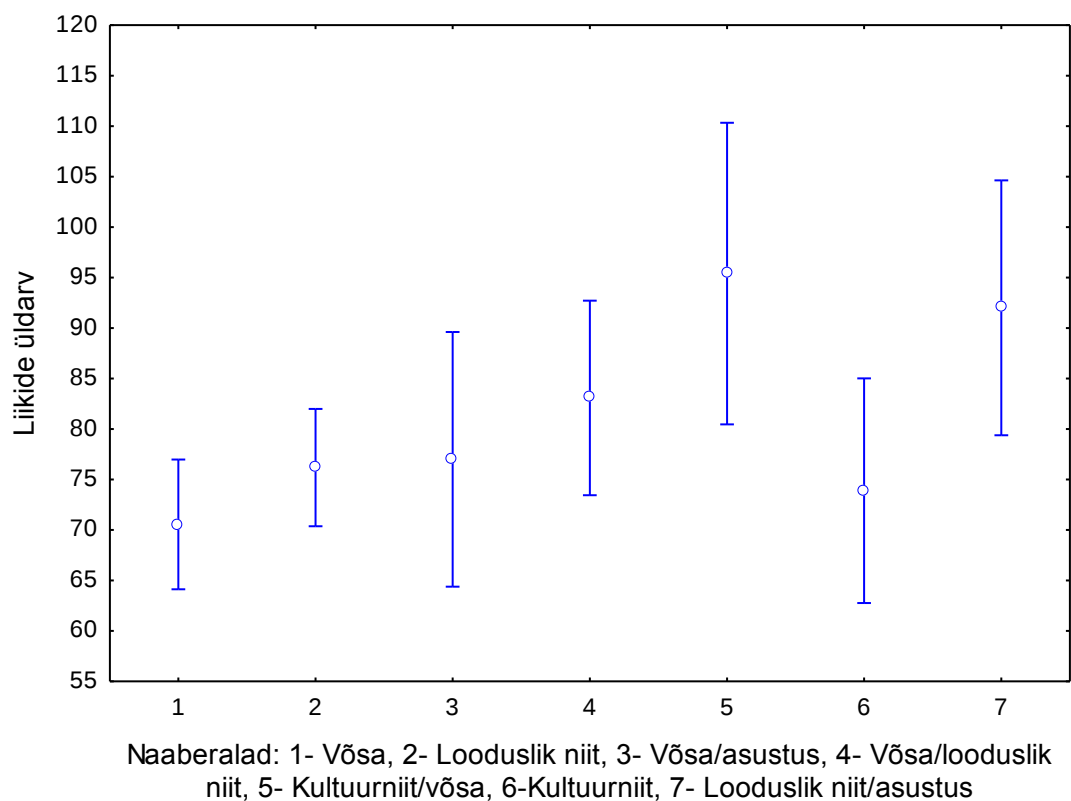
Töö raames analüüsiti naaberalade mõju nii liikide üldarvule kui ka iseloomulike liikide arvule (joonis 13, joonis 14). Naaberalad mõjutasid statistiliselt oluliselt vaid iseloomulike liikide arvu ning sedagi vaid võsa/loodusliku niidu ja kultuurniidu võrdluses (tabel 13). Üldist liikide arvu naaberalad statistiliselt oluliselt ei mõjutanud (tabel 14).



Joonis 13. Naaberalade mõju iseloomulike liikide arvukusele (ümberrhinnatud elupaigatüübid)

Tabel 13. Post-hoc naaberalade iseloomulike liikide arv (ümberrhinnatud elupaigatüübid)

| Error: Between MS = 72,266, df = 93,000 |         |          |          |          |          |          |          |          |
|-----------------------------------------|---------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|
|                                         | Naabrus | {1}      | {2}      | {3}      | {4}      | {5}      | {6}      | {7}      |
| 1                                       | 1       |          | 0,667591 | 0,373475 | 0,099250 | 0,999999 | 0,958018 | 0,987159 |
| 2                                       | 2       | 0,667591 |          | 0,871241 | 0,643714 | 0,998139 | 0,476904 | 1,000000 |
| 3                                       | 3       | 0,373475 | 0,871241 |          | 1,000000 | 0,681615 | 0,060776 | 0,846695 |
| 4                                       | 4       | 0,099250 | 0,643714 | 1,000000 |          | 0,673288 | 0,019358 | 0,839388 |
| 5                                       | 5       | 0,999999 | 0,998139 | 0,681615 | 0,673288 |          | 0,974278 | 0,998900 |
| 6                                       | 6       | 0,958018 | 0,476904 | 0,060776 | 0,019358 | 0,974278 |          | 0,661968 |
| 7                                       | 7       | 0,987159 | 1,000000 | 0,846695 | 0,839388 | 0,998900 | 0,661968 |          |



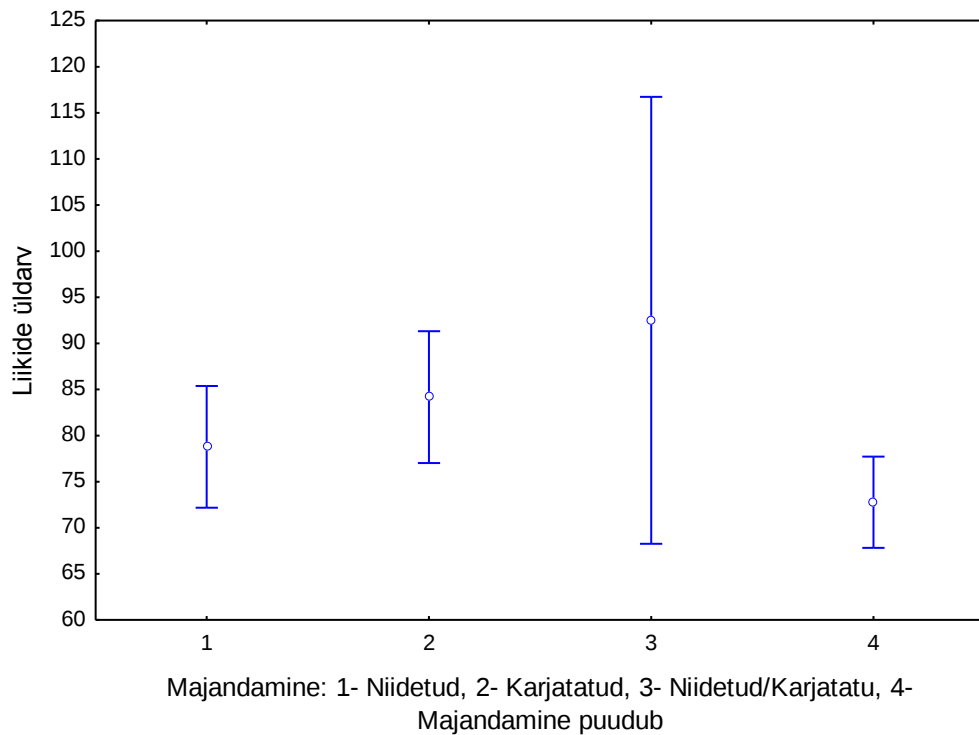
Joonis 14. Naaberalala mõju liikide üldarvule (ümberhinnatud elupaigatüübid)

Tabel 14. Post-hoc naaberalala-liikide üldarv (ümberhinnatud elupaigatüübid)

| Error: Between MS = 282,63, df = 93,000 |         |          |          |          |          |          |          |          |
|-----------------------------------------|---------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|
|                                         | Naabrus | {1}      | {2}      | {3}      | {4}      | {5}      | {6}      | {7}      |
| 1                                       | 1       |          | 0,880853 | 0,991284 | 0,534711 | 0,238151 | 0,999595 | 0,216202 |
| 2                                       | 2       | 0,880853 |          | 1,000000 | 0,951586 | 0,546552 | 0,999954 | 0,577912 |
| 3                                       | 3       | 0,991284 | 1,000000 |          | 0,993616 | 0,597651 | 0,999869 | 0,638030 |
| 4                                       | 4       | 0,534711 | 0,951586 | 0,993616 |          | 0,907715 | 0,907093 | 0,954552 |
| 5                                       | 5       | 0,238151 | 0,546552 | 0,597651 | 0,907715 |          | 0,407476 | 0,999918 |
| 6                                       | 6       | 0,999595 | 0,999954 | 0,999869 | 0,907093 | 0,407476 |          | 0,412209 |
| 7                                       | 7       | 0,216202 | 0,577912 | 0,638030 | 0,954552 | 0,999918 | 0,412209 |          |

Hetkel kasutusel olevad majandamismeetmed ei avalda statistiliselt olulist mõju ei liikide üldarvule ega iseloomulike liikide arvule (tabel 15, tabel 16). Kõige suurem liigirikkus on niidetud/karjatatud maadel ning väiksem mittemajandatavatel aladel

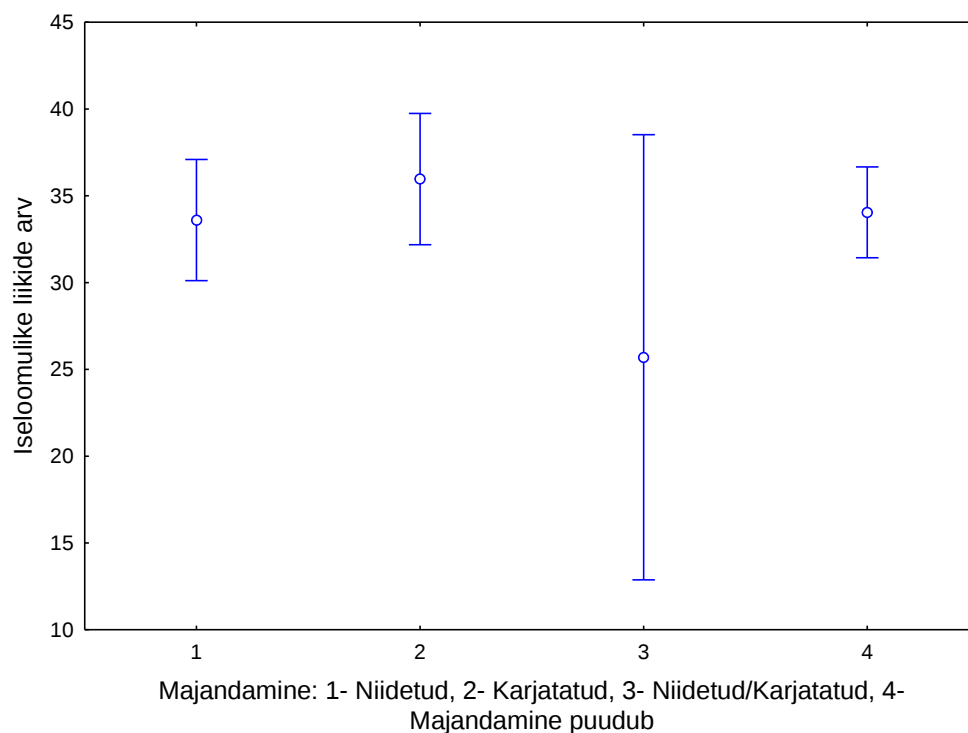
(joonis 15). Enim iseloomulikke liike on karjatatud aladel (joonis 16).



Joonis 15. Majandamise mõju liikide üldarvule (ümberhinnatud elupaigatüübid)

Tabel 15. Post-hoc majandamismeetod-liikide üldarv (ümberhinnatud elupaigatüübid)

|   | Error: Between MS = 298,11, df = 96,000 |          |          |          |          |
|---|-----------------------------------------|----------|----------|----------|----------|
|   | Majandamine                             | {1}      | {2}      | {3}      | {4}      |
| 1 | 1                                       |          | 0,714724 | 0,856732 | 0,578992 |
| 2 | 2                                       | 0,714724 |          | 0,962939 | 0,120080 |
| 3 | 3                                       | 0,856732 | 0,962939 |          | 0,664228 |
| 4 | 4                                       | 0,578992 | 0,120080 | 0,664228 |          |

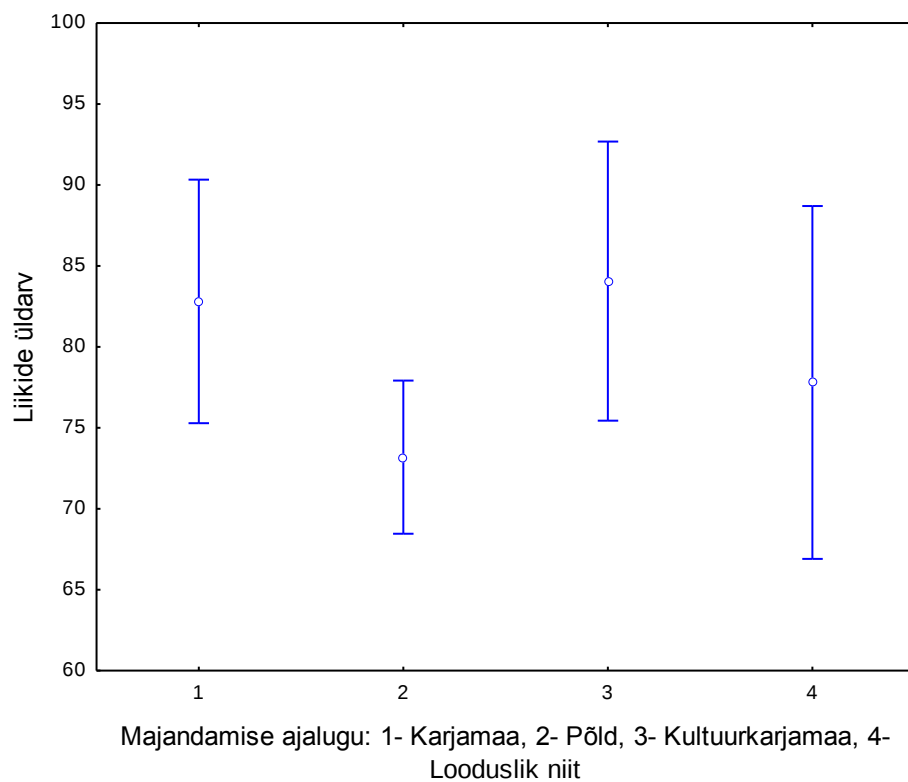


Joonis 16. Majandamise mõju iseloomulikele liikidele (überhinnatud elupaigatüübid)

Tabel 16. Post-hoc majandamise mõju-iseloomulikud liigid (überhinnatud elupaigatüübid)

| Error: Between MS = 83,458, df = 96,000 |             |          |          |          |          |
|-----------------------------------------|-------------|----------|----------|----------|----------|
|                                         | Majandamine | {1}      | {2}      | {3}      | {4}      |
| 1                                       | 1           |          | 0,817002 | 0,822820 | 0,998048 |
| 2                                       | 2           | 0,817002 |          | 0,675962 | 0,891997 |
| 3                                       | 3           | 0,822820 | 0,675962 |          | 0,797727 |
| 4                                       | 4           | 0,998048 | 0,891997 | 0,797727 |          |

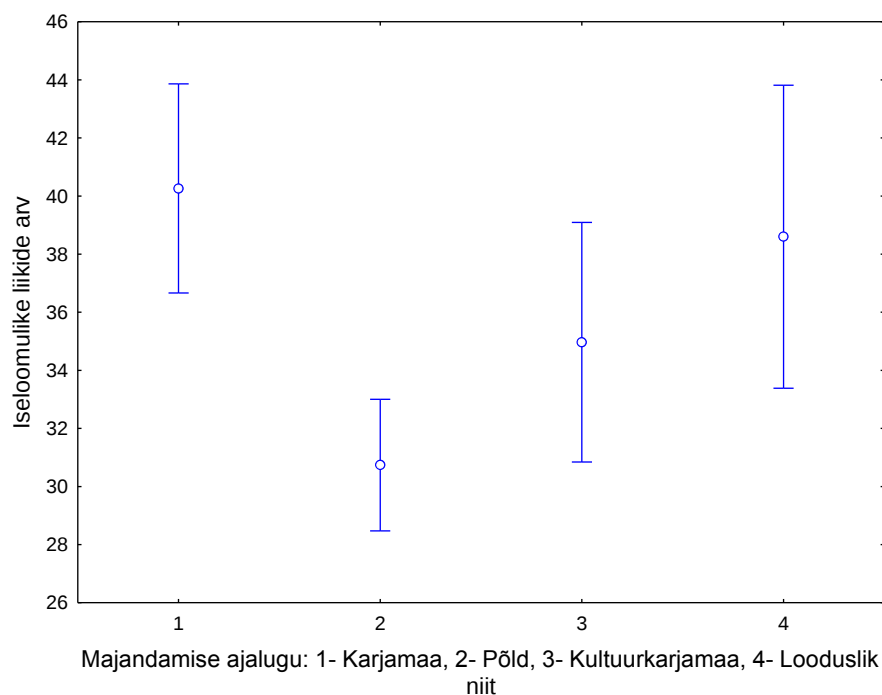
Majandamise ajalugu avaldab statistiliselt olulist mõju iseloomulike liikide arvule (tabel 18). Liikide üldarvu ala varasem kasutus mõju ei avalda (tabel 17). Kui liikide üldarv on suurim vanadel kultuurheinamaadel (joonis 17), siis iseloomulikke liike on kõige rohkem aladel, mis on varasemalt olnud kasutuses karjamaadena (joonis 18)



Joonis 17. Majandamise ajaloo mõju liikide üldarvule (ümberrhinnatud elupaigatüübid)

Tabel 17. Post-hoc majandamise ajalugu- liikide üldarv (ümberrhinnatud elupaigatüübid)

| Error: Between MS = 301,50, df = 96,000 |                     |          |          |          |          |
|-----------------------------------------|---------------------|----------|----------|----------|----------|
|                                         | Majandamise ajalugu | {1}      | {2}      | {3}      | {4}      |
| 1                                       | 1                   |          | 0,281949 | 0,997048 | 0,917084 |
| 2                                       | 2                   | 0,281949 |          | 0,293559 | 0,933795 |
| 3                                       | 3                   | 0,997048 | 0,293559 |          | 0,851320 |
| 4                                       | 4                   | 0,917084 | 0,933795 | 0,851320 |          |



Joonis 18. Majandamise ajaloo mõju iseloomulikele liikidele (ümberrhinnatud elupaigatüübid)

Tabel 18. Post-hoc majandamise ajalugu-iseloomulike liikide arv (ümberrhinnatud elupaigatüübid)

| Error: Between MS = 301,50, df = 96,000 |                     |          |          |          |          |
|-----------------------------------------|---------------------|----------|----------|----------|----------|
|                                         | Majandamise ajalugu | {1}      | {2}      | {3}      | {4}      |
| 1                                       | 1                   |          | 0,002009 | 0,278983 | 0,970076 |
| 2                                       | 2                   | 0,002009 |          | 0,477776 | 0,155566 |
| 3                                       | 3                   | 0,278983 | 0,477776 |          | 0,762834 |
| 4                                       | 4                   | 0,970076 | 0,155566 | 0,762834 |          |

Naaberalade koosluste ja majandamisvõtete koosmõju ei ole statistiliselt oluline iseloomulike liikide ega looduskaitsealuste või invasiivsete liikide arvule. Statistiliselt oluline tulemus saadi majandamise ajaloo ja majandamise koosmõjul invasiivsetele ja looduskaitsealustele liikidele ning naaberkoosluste ja majandamise ajaloo koosmõju iseloomulike liikide arvule. Teised uuritud koosmõjud iseloomulike liikide arvu statistiliselt oluliselt ei mõjutanud. Kogu andmemassiivi analüüsides selgub, et 100 uuritud alast 27 ala olid niidetud, 23 ala karjatatud ning 2 ala niidetud ja karjatatud. See tähendab, et 48 alal puudub igasugune majandamine, mis on oluline poolloodusliku koosluse säilimiseks. Võttes aluseks elupaigale iseloomulike liikide osatähtsuse alal (vähemalt 40 %) ja kaitstavate olemasolu ning invasiivide puudumise

või marginaalse esinemise (vaid servas), nimetati ümber 9 elupaigatüüpi 6510 kuuluvat ala (kas 6210 või 6270). 3 lubjarikast ja –vaest niitu nimetati ümber madalikuniiduks (6510).

#### 4. Arutelu

Magistritöös analüüsiti 100 uurimisala liigilist koosseisu transektimeetodil elupaigatüüpides 6510, 6210 ja 6270. Saadud tulemuste põhjal saab väita, et erinevused eri elupaigatüüpide vahel on marginaalsed ning statistiliselt olulist erinevust paljudes parameetrites ei esine. Selle põhjuseks on suuresti asjaolu, et suur osa, peaaegu 50 % vaadeldud aladest on majandamata, samuti ümbritsetud väheväärtuslike elupaikadega. Osa Keskkonnaregistris Loodusdirektiivi elupaikadeks nimetatud alad (enamasti küll 6510) ei vasta üldse esitatud nõuetele. Markantsemad nende hulgas on näiteks Kirbla asula keskel asuv palliplats, mitmed taluhoovid, millest osa on juba ammu maha jäetud ja kattunud tiheda võsaga. Selliste koosluste, samuti endiste põldude ja kultuurheinamaadega on tihti seotud võõrliigid, mis on levinud ka halvasti hooldatud ja kinnikasvavatele poollooduslikele elupaikadele (nt. galeega, roosa ristik, hübriidlutsern). Nimetatud liigid säilivad sageli hooldatud alade servades. Võõrliikide ja ruderaalide levikut soodustavad ka häiringud, nt. metssigade tuhnimisel tekkivad vabad mullalaigud.

Alade keskosa ja servade andmete võrdlus näitas, et elupaigatüübi 6510 servad on liikide üldarvult rikkamad kui elupaigatüüpide 6210 ja 6270 servad. Ka on 6510 servades rohkem poollooduslikele rohumaadele iseloomulikke liike kui nende keskosas. Elupaigatüüpide 6210 ja 6270 puhul on see aga vastupidi. Kui aga võrrelda elupaigatüüpide servi eraldi, siis tüüpiliste liikide osatähtsus on suurim elupaigatüübis 6210 (33,5 %), järgneb elupaigatüüp 6270 (29,2 %) ja väikseim on see näitaja elupaigatüübis 6510 (24,9 %). Servatransektide andmete analüüsil selgub, et mitmesuguste metsade ja võsaga külgnevate niitude servadel kasvab sageli looduslikele elupaikadele iseloomulikke liike, nt. *Convallaria majalis*, *Paris quadrifolia*, *Mercurialis perennis*, kuid need ei ole tüüpilised niiduliigid ja ei levi servadest, kus nad varju leiavad, kaugemale ning neist pole abi poollooduslike niitude taastumisel.

Servade liigirikkust tõstavad seal kasvavad puud ja põõsad, mis ka niidu majandamise korral vähesel määral ikka ellu jäävad ning mittemajandamisel valmistuvad levima niidu keskele. Samuti on servad koos naabruses asuvate hooldamata ja ruderaalaladega hüppelauaks mitmetele invasiividele. Lääne-Eestile omaselt on suureks probleemiks servadel põldmarja (*Rubus caesius*) intensiivne laienemine niitudele, eriti muidugi majandamata aladele.

Liikide üldarv on suurim elupaigatüübis 6270, mis hõlmab lubjavaeses kasvukohas aruniite ja liigirikkaid rohumaid. Selles elupaigatüübis on suhteliselt suur ka kaitsealuste liikide arv. Liikide üldarvus Keskkonnaregistri ja ümberhinnatud elupaigatüüpide andmete võrdluses olulisi erinevusi ei olnud. Küll aga kasvas kaitsealuste liikide osatähtsus peale elupaigatüüpide ümberhindamist. Samas on invasiivsete liikide osatähtsus jäänud samaks.

Elupaigatüüp 6210, mis on elupaigatüüpidest kõige väärtuslikum, on Keskkonnaregistri andmete põhjal kõige vaesem, kuid seal esineb kõige enam rohumaadele tüüpilisi liike. Peale inventeerimisandmete muutmist on tüüpiliste rohumaaliikide arvu suurem. Nimetatud elupaigatüüp on väärtustatud ka olulise käpaliste kasvukohana. Elupaikade ümberinventeerimisel kasvas käpalisterohkete alade arv. Samuti nagu elupaigatüübis 6270, pole invasiivsete liikide arv oluliselt tõusnud. Üldiselt võib öelda, et poollooduslikes elupaigatüüpides, eriti majandatavates, ei ole invasiivsete liikide oht arvestatav. See järeldus ühtib teistes uurimustes leituga (nt. Ruprecht 2006).

Elupaigatüübis 6510 on võõrliikide arv suurim, mis võib olla tingitud nende varasemast kasutusest kultuurrohumaadena ja põldudena.

Elupaigatüüpide ümberhindamisel muutusid elupaikade väärtust näitavad parameetrid ja seatud kriteeriume (vähemalt 40 % iseloomulikke liike, kaitsealuste liikide esinemine ja invasiivide vähesus) võib pidada sobivateks. Samu kriteeriume on rakendanud ka saksa teadlased (Dullau & Tischew 2013). Ümber hinnatud aladest on mitmed varasemad põllud ja kultuurrohumaad, mille liigiline koosseis on reeglina majandamise tingimuste muutunud poollooduslikule niidule sarnaseks, seega looduslikule suktsessioonile jätmise õigustab ennast.

Liikide üldarv on suurim elupaigatüübis 6270, mis hõlmab lubjavaeses kasvukohas aruniite ja liigirikkaid rohumaid. Selles elupaigatüübis on suhteliselt suur ka kaitsealuste liikide arv. Liikide üldarvus Keskkonnaregistri ja ümberhinnatud elupaigatüüpide andmete võrdluses olulisi erinevusi ei olnud. Küll aga kasvas kaitsealuste liikide osatähtsus peale elupaigatüüpide ümberhindamist. Samas on invasiivsete liikide osatähtsus jäänud samaks.

Elupaigatüüp 6210, mis on elupaigatüüpidest kõige väärtuslikum, on Keskkonnaregistri andmete põhjal kõige vaesem, kuid seal esineb kõige enam rohumaadele tüüpilisi liike. Peale Inventeerimisandmete muutmist on tüüpiliste rohumaaliikide arvu suurem. Nimetatud elupaigatüüp on väärtustatud ka olulise käpaliste kasvukohana. Elupaikade ümberinventeerimisel kasvas käpalisterohkete alade arv. Samuti nagu elupaigatüübis 6270, pole invasiivsete liikide arv oluliselt tõusnud. Üldiselt võib öelda, et poollooduslikes elupaigatüüpides, eriti majandatavates, ei ole invasiivsete liikide oht arvestatav. See järeldus ühtib teistes uurimustes leituga (nt. Ruprecht 2006).

Elupaigatüüp 6510, mis looduskaitseliselt suurt tähtsust ei oma, on liigirikas just invasiivide poolest. See võib tuleneda sellest, et Eestis loetakse elupaigatüüpi kuuluvaks 30 aastat ja varem mahajäetud põllumaad, kus taimekaitsevahendite ja väetiste kasutamine on muutunud looduslikku keskkonda ja mullas olnud seemnepank on mõjutanud liikide esindatust.

Elupaigatüüpide ümberhindamisel muutusid elupaikade väärtust näitavad parameetrid ja seatud kriteeriume (vähemalt 40 % iseloomulikke liike, kaitsealuste liikide esinemine ja invasiivide vähesus) võib pidada sobivateks. Samu kriteeriume on rakendanud ka saksa teadlased (Dullau & Tischew 2013). Ümber hinnatud aladest on mitmed varasemad põllud ja kultuurrohumad, mille liigiline koosseis on reeglina majandamise tingimuste muutunud poollooduslikule niidule sarnaseks, seega looduslikule suktsessioonile jätmise õigustab ennast.

Kõik uuritud alad aga on kantud *Natura* 2000 alade hulka ning on PRIA toetusõiguslikud alad. Paljude alade majandamise lakkamine on soodustanud

kinnikasvamist nõnda, et Keskkonnaregistris märgitud seisund oli reaalsuses harva vastav tegelikule olukorrale.

Tulemuste põhjal saab väita, et Keskkonnaregistri andmed on vananenud ning elupaigatüüpide pindala ja seisundi hindamiseks tuleb nad kindlasti üle inventeerida ja tõenäoliselt ka osaliselt ümber hinnata. Nende elupaigatüüpide hindamiseks sobib iseloomulike liikide esinemisprotsendi meetod, kuid laiemaid üldistusi teistele elupaigatüüpidele antud tulemuste põhjal teha ei saa. Elupaigatüüpide 6210 ja 6270 pindala suurendamiseks ning seisundi parandamiseks tuleb jätkata traditsiooniliste majandamisvõtetega või taastada need sobivatel aladel. Elupaigatüüp 6510 puhul on aga ilmselt võimalik osa neist hinnata ümber 6210 ja 6270-ks, teiste puhul aga on majandamise jätkamisel võimalik neist aja jooksul kujundada väärtuslikumad elupaigatüübid.

## Kokkuvõte

Eestis esineb 13 poollooduslikku elupaigatüüpi, mis kõik vajavad säilimiseks inimtegevuse mõju. Magistritöö raames uuriti 100 ala, mis kuulusid elupaigatüüpidesse 6510, 6210 ja 6270 ja asusid Lääne-Eestis ja Saaremaal. Reaalsusele vastavate tulemuste saamiseks tehti analüüse arvestades nii elupaigatüüpe, mis olid määratud Keskkonnaregistris, kui ka uuendatud andmetega ümberhinnatud elupaigatüüpe. Elupaigatüüpe hinnati ümber rohumaadele iseloomulike liikide esinemisprotsendi ja kaitstavate liikide esinemise alusel.

Kokku tuvastati transektimeetodil aladelt 427 soontaimeliiki, millest 18 liiki on looduskaitsealused liigid ning ohtlikult invasiivseid liike 16. Enim oli kaitstavatest liikidest esindatud suur käopõll (*Listera ovata* (L.) R.Br.) ja kõige vähem esinevaks liigiks oli tui-tähtpea (*Scabiosa columbaria* L.), mida esines vaid ühel alal.

Liikide üldarv elupaikade ja kesk ja servaosa võrdluses statistiliselt ei erinenud ning samuti ei erinenud ka mitmekesisuse indeks (Simpson) samas võrdluses. Samuti ei esinenud olulist erinevust võrrelduna kogu alaga ega rohumaadele ja iseloomulike liikidega (Keskkonnaregistri andmed). Seega on elupaigatüübid liigiliselt väga sarnased ning sellest järelduvalt ka kehvasti majandatud. Kõige liigirikkamaks osutus elupaigatüüp 6270 ning liigivaeseim on elupaigatüüp 6510. Statistiliselt oluliselt erines

omavahel vaid iseloomulike liikide arv nii võrdluses naaberalade, elupaigatüüpide kui ka majandamise ajalooga. Hetkel kasutatavad majandamisvõtted iseloomulike liikide arvukust statistiliselt oluliselt ei mõjuta.

Servaalade, rohekoridoride ja naaberkoosluste mõju ja tähtsust on kirjeldanud erinevad autorid. Meie töö põhjal ei saa väita, et naaberalal oleks statistiliselt oluline mõju liigirikkusele või iseloomulike liikide esindatusele.

Sellest võib järeldada, et vaadeldud poollooduslikud kooslused Eestis on halvasti majandatud ning tõenäoliselt on niitude hävimine jätkuv trend. Kuna pool-looduslikud kooslused püsivad vaid tänu inimese mõjule tuleks riiklikul tasandil tähelepanu pöörata *Natura 2000* elupaigatüüpi kuuluvate alade majandamisele ning selle stabiilsusele.

## Summary

There are 13 different semi-natural habitats in Estonia that all need management for surviving. We studied 100 sites, that belong to habitat types 6510, 6210, 6270 using transect method and fixing plant species and their abundance. Study sites were located in West Estonia and Saaremaa Island. As result of analysing collected data some habitat types were re-evaluated according to percent of typical grassland species appearance and number of species under protection.

Altogether 427 vascular plant species were identified. 18 species belonged to Red List endangered species and dangerously invasive were 16 species. The most common species from the Red List was *Listera ovata* (L.) R.Br. and the most uncommon was *Scabiosa columbaria* L., that occurred only on one site.

The total number of species was statistically insignificant in comparison of the centre and edge of the studyfields. Simpson's diversity index gave the same results. When we compared typical grassland species number in different habitats it was also statistically insignificant. As result we can assume that habitat types are very similar and poorly managed. Species diversity was highest in habitat type 6270 and the least diverse is habitat type 6510 (re-evaluated habitat-types). Statistically significant was the abundance of characteristic species in comparison with different neighboring communities, history of management and habitat types. According to our results

management type is not statistically significant.

Many studies have shown the importance of edge communities and neighboring communities, but according to our results, neighboring communities have effect only to characteristic species.

According to this study we can say that semi-natural communities in Estonia are poorly managed and to have realistic results of current situation, lot of natura areas should be re-evaluated. Our study showed, that re-evaluating of sites according to percent of typical grassland species appearance and according to Red List endangered species is a possible method, but to do any kind of generalization to other habitat types more work should be done.

## **Tänuavaldused**

Suur tänu minu juhendajale, Elle Roosalustele, kes oli väga suureks abiks magistritöö valmimisel. Suur aitäh ka Merle Ööpikule tema abi eest välitöödel.

## **Kasutatud kirjandus**

Aavik, T., Augenstein, I., Bailey, D., Herzog, F., Zobel, M., Liira, J. 2008 What is the role of landscape structure in vegetation composition of field boundaries? *Appl. Veg. Sci.* 11: 375-386

Aavik, T., Jõgar, Ü., Liira, J., Tulva, I., Zobel, M. 2008. Plant diversity in calcareous wooded meadow - the significance of management continuity. *J. of Veg. Sci.* 19: 475-484

Albert, A.-J., Kelemen, A., Valko, O., Miglecz, T., Csecserits, A., Redei, T., Deak, B., Tothmeresz, B., Török, P. 2013. Secondary succession in sandy old-fields: a promising example of spontaneous grassland recovery. *Appl. Veg. Sci.* Doi: 10.1111/avsc.12068.

Auestad, I., Austad I. & Rydgren, K. 2015. Nature will have its way: local vegetation trumps restoration treatments in semi-natural grassland. *Appl. Veg. Sci.* Doi:10.1111/avsc.12138.

Crawley, M.J. 1997. The structure of plant communities. In: Crawley, M.J. (Ed.). *Plant Ecology*, Oxford, Blackwell Science, pp. 475-531.

Czarnecka, J. 2011 The role of linear structures in agricultural landscape in the maintenance of xerothermic species. *ACTA Agrobotanica* 64: 151-158

Czerwinski, M., Kobierski, M., Golinska, B., Golinski, P. 2015. Applicability of full inversion tillage to semi-natural grassland restoration on ex-arable land. *Arch. of Agron. and Soil Sci.* 61: 785-795.

Dullau, S., Tischew, S. 2013 Evaluation of grassland restoration success- a method for multiple project application. In: *Open landscapes, Ecology, management and Nature Conservation. Programme and abstract Book*. Hildesheim, Germany.

Fensham, R., J., Butler, D., W., Fairfax, R., J., Quintin, A., R., Mwyer, J., M. 2016. Passive restoration of subtropical grassland after abandonment of cultivation. *J. of Appl. Ecol.* 53: 274-283

Fischer, J., Hartel, T. & Kuemmerle, T. 2012. Conservation policy in traditional farming landscapes. *Conservation Letters* 5: 167–175.

Flory, S., L., Clay, K. 2010 Non-Native grass invasion suppresses forest succession. *Oecologia* 164: 1029-1038.

Ford, P.L. 2004. Grassland sustainability. In: USDA Forest Service Gen. Tech. Rep. RMRS\_GTR\_135, 1: 130-141

Hobbs R. J., Cramer V.A. 2007. Why old fields? Socioeconomic and ecological causes and consequences of land abandonment. In: Cramer V.A. & Hobbs R.J. (eds.) *Old fields. Dynamics and restoration of abandoned farmland*. Island Press, Washington DC., pp. 1-15

Interpretation Manual of European Union Habitats. 2013. European Commission Ver. 28

Jakobsson A., Agren J. 2014. Distance to semi-natural grassland influences seed production of insect-pollinated herbs *Oecologia* vol: 175, Issue 1, pp 199-208

Metsoja J.-A., Neuenkamp L., Pihu S., Vellak K., Kalwij J., Zobel M. 2012. Restoration of flooded meadows in Estonia – vegetation changes and management indicators. *Appl. Veg. Sci.* 15: 231-244.

Ma M., Herzon I. 2014 Plant functional diversity in agricultural margins and fallow fields varies with landscape complexity level: Conservation implications. *Journal for Nature Conservation* 22-6:525-531

Paal, J. 2007. Loodusdirektiivi elupaigatüüpide käsiraamat. 2., parandatud trükk. Auratrükk, Tallinn.

Poollooduslike koosluste tegevuskava aastateks 2014-2020. Keskkonnaamet.

Prach, K., Barthä, S., Joyce, C., B., Pyšek, P., van Diggelen, R., Wiegand, G. 2001. The role of spontaneous vegetation succession in ecosystem restoration: A perspective. *Appl. Veg. Sci.* 4: 111-114

Prach, K., Hobbs, R., J. 2008. Spontaneous succession versus technical reclamation in the restoration of disturbed sites. *Restor. Ecol.* 16: 363–366

Prach, K., Jongepierova, I., Rehoukova K., Fajmon K. 2014. Restoration of grasslands on ex-arable land using regional and commercial seed mixtures and spontaneous succession: Successional trajectories and changes in species richness. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 182:131-136

Prach, K., Pyšek, P. 2001. Using spontaneous succession for restoration of human-disturbed habitats: Experience from Central Europe. *Ecol.Eng.*17: 55-62

Prach, K., Rehouková, K., Lencová, K., Jirová, A., Konvalinková, P., Mudrák, O., Student, V., Vanéček, Z., Tichý, L., Petřík, P., Šmilauer, P., Pyšek, P. 2014. Vegetation succession in restoration of disturbed sites in Central Europe: the direction of succession and species richness across 19 seres. *Appl. Veg. Sci.* 17:193-200.

Pärtel, M., Helm, A., Roosalu, E. & Zobel, M. 2007. Bioloogiline mitmekesisus Eesti poollooduslike ökosüsteemides. *Rmt.: Punning, J. M. (toim.). Keskkonnauuringute nüüdise probleemid. Tallinna Ülikooli Ökoloogia Instituut, Tallinn, lk. 223-302.*

Rosenthal, G. 2003. Selecting target species to evaluate the success of wet grassland restoration- *Agriculture, Ecosystems and Environment* 98: 227-246

Ruprecht, E. 2006. Successfully recovered grassland: a promising example from Romanian Old-Fields. *Rest. Ecol.* 14: 473-480.

Ruprecht, E., Enyedi, M.Z., Szabo, A., Fenesi, A. 2016. Biomass removal by clipping and raking vs burning for the restoration of abandoned *Stipa*-dominated European steppe-like grasslands. *Appl. Veg. Sci.* 19:78-88

Saar L., Zobel, M. 2005. Rohumaade taastamine. *Rmt.: Sammul M., Lõhmus A., (toim.) Ökoloogiline taastamine. Eesti Looduseuurijate Seltsi 83. aastaraamat. Eesti Looduseuurijate Selts, Tartu, lk. 142-166.*

Saccone, P., Page, J-P., Girel, J, Brun, J-J., Michalet R. 2010. *Acer negundo* invasion along a successional gradient: early direct facilitation by native pioneers and late indirect facilitation by conspecifics. *New Phytologist* 187:831-842

Sojnekova M., Chytrý M. 2015. From arable land to species-rich semi-natural grasslands: Succession in abandoned fields in a dry region of central Europe. *Ecol. Eng.* 77:373-381

Zobel, M., Suurkask, M., Rosen, E., Pärtel, M. 1996. The dynamics of species richness in an experimentally restored calcareous grassland. *J. of Veg. Sci.* 7 :203-210.

Talvi, T. 2004. Putukad pärandkooslustel. Rmt.:Kukk, T. (toim.) . Pärandkooslused. Õpik-käsiraamat. Tartu, lk.149-162.

Tscharntke, T., Batáry, P., Dormann, C.F. 2011: Set-aside management: how do succession, sowing patterns and landscape context affect biodiversity ? *Agric. Ecosyst. Environ.* 143:37-44.

Török, P., Vida, E., Deák, B., Lengyel, S & Tóthmérész, B. 2011. Grassland restoration on former croplands in Europe: an assessment of applicability of techniques and costs. *Biodiversity and Conservation* 20: 2311–2332.

Török, P., Kelemen, A., Valko, O., Deak, B., Lukacs, B., Tothmeresz, B. 2011. Lucerne-dominated fields recover native grass diversity without intensive management actions. *J. of Appl. Ecol.*: 48, 257–264

Winsa M., Bommarco R., Lindborg R., Mariini L., Öckinger E. 2015. Recovery of plant diversity in restored semi-natural pastures depends on adjacent land use. *Appl.Veg. Sci.* Doi: 10.1111/avsc.12157

([http://www.envir.ee/sites/default/files/common\\_alien\\_vasculars.pdf](http://www.envir.ee/sites/default/files/common_alien_vasculars.pdf)]. 20.05.2016

## **Lihtlitsents lõputöö reprodutseerimiseks ja lõputöö üldsusele kättesaadavaks tegemiseks**

Mina, Sandra Mark

*(autori nimi)*

annan Tartu Ülikoolile tasuta loa (lihtlitsentsi) enda loodud teose

Mõnede Loodusdirektiivi niiduelupaikade määratlemise probleemid,

*(lõputöö pealkiri)*

mille juhendaja on Elle Roosalu,

*(juhendaja nimi)*

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

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

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

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

Tartus **20.05.2016**