

TARTU ÜLIKOOL
ÖKOLOOGIA JA MAATEADUSTE INSTITUUT
ZOOLOOGIA OSAKOND
LOODUSRESSURSSIDE ÕPPETOOL

Katrin Kurg

LINDUDE ARVUKUSE SEOS TOIDURESSURSSIDEGA KAHE
ROHUMAA NÄITEL

Magistritöö

Juhendaja: MSc Jaanus Elts

TARTU 2015

1.	SISSEJUHATUS	3
2.	ROHUMAADE ROLL LINDUDE TOITUMISPAIGANA	5
2.1	Karjatamise ja niitmise mõju lindude toiduressurssidele	5
2.2	Lindude territooriumid ja nende seos toiduressurssidega.....	7
3.	MATERJAL JA METOODIKA.....	12
3.1	Uurimisalad.....	12
3.2	Linnuvaatlused.....	13
3.3	Lülijalgsete kogumine.....	14
3.4	Andmeanalüüs	15
4.	TULEMUSED	16
4.1	Lindude arvukuste erinevused karjamaal ja heinamaal	16
4.2	Lülijalgsete arvukuste erinevused karjamaa ja heinamaal.....	17
4.3	Lindude toiduressursside jaotus karjamaal	21
5.	ARUTELU.....	24
5.1	Lindude jaotus alade vahel ning karjamaa siseselt	24
5.2	Toiduressursside jaotus alade vahel ning karjamaa siseselt	26
5.3	Järeldused seostest	29
6.	KOKKUVÕTE	31
7.	SUMMARY.....	33
8.	TÄNUAVALDUSED.....	35
9.	KASUTATUD KIRJANDUS.....	36

1. SISSEJUHATUS

Põllumajandusmaastik on tekkinud mitmesuguste inimtegevuste tagajärjel ning koosneb väga eriilmelistest elementidest, mistõttu sealne linnukooslus on kujunenud sellest väga sõltuvaks. Linnud kasutavad põllumajandusmaastikku mitmel eesmärgil: see võib ühtede jaoks olla alaline elupaik, kus nad hõivavad territooriume ja pesitsevad, teistele toitumis- või peatumispaik. Kõigi nende lindude seos põllumajandusmaastikuga on siiski tihe ja erinevad muutused põllumajanduses on põhjustanud nende arvukuse languse (Donald *et al.* 2001a). Liikide arvukuse kahanemise tõendiks on ka üleeuroopaline põllumajandusmaastike lindude indeks (*Farmland Bird Index*), mis on alates 1980. aastatest olnud pidevas languses (Klvaňová *et al.* 2009).

Muutused maaharimise võtetes on mõjunud põllumajandusmaastikus pesitsevatele lindudele erinevalt, kuid sealsete liikide arvukuse kahanemise peamiseks põhjuseks peetakse kokkuvõtvalt põllumajanduse intensiivistumist (Donald *et al.* 2002, 2006). Põllumajandusliku tootlikkuse tõus on suuresti mõjutanud lindude ja teiste liigirühmade olukorda halvemuse suunas terves Euroopas (Benton *et al.* 2003). Konflikt ei seisne ainult põllumajandussaaduste üha suurenevas nõudluses, vaid ka maakasutusviiside omavahelises konkurentsisis, kus ekstensiivne põllumajandus jääb üha enam alla intensiivsele majandamisele. Tulemuseks on monokultuursete alade suurenemine poollooduslike rohumaade arvelt – maastiku struktuur muutub homogeensemaks ja see omakorda tingib laiaulatusliku elupaikade kadumise (Taube *et al.* 2013). Pärt ja Söderström (1999) väidavad, et paljude lindude kaitset aitaks põllumajandusmaastikus parandada poollooduslike karjamaade säilitamine, sest seal on kombineeritud kaks olulist faktorit: suur valik pesakohti koos kõrvalolevate toitumisaladega.

Püsirohumaad ühendab endas erinevaid ökoloogilisi funktsioone ning pärast ülesharimist taastub see väga aeglaselt (Taube *et al.* 2013). Nii heina sileerimine kui põllukultuuride koristus on nihkunud varasema aja peale ning läbiviidavad kultiveerimistööd kattuvad aina enam lindude pesitsusajaga, alandades nende sigimisedukust (Newton 2004). On veenvalt näidatud, et muutused põllumajanduslikes tootmisviisides on põhjustanud lindude arvukuse languse, mõjudes neile eelkõige toidubaasi vähenemise ja elupaikade kvaliteedi kahanemise ning hävimise kaudu (Donald *et al.* 2001a, Benton *et al.* 2003). Karjatamine on üks peamine tegevus, mis mõjutab rohumaade ilmet, sidudes omavahel nende majandusliku kasutamise ja säilitamise.

Antud töö on kaks suunda: (1) karjamaa ja heinamaa võrdlus lindude osas ja lüljalgsete andmepunktide võrdlus nende maa-alade vahel ning (2) lüljalgsete andmepunktide võrdlus karjamaa siseselt. Uurimuse hüpoteesid on: (1) mõõduka karjatamiskoormusega karjamaal on nii lindude territooriumite tihedus, liigirikkus kui ka arvukus suurem, kuid neile toiduks oluliste lüljalgsete arvukus madalam võrreldes heinamaa andmepunktidega; (2) karjamaa siseselt on lüljalgsete jaotus andmepunktide vahel samuti ebaühtlane; (3) lüljalgsete jaotus karjamaa andmepunktide vahel on sõnnikust sõltuv.

2. ROHUMAADE ROLL LINDUDE TOITUMISPAIGANA

2.1 Karjatamise ja niitmise mõju lindude toiduressurssidele

Nii loomastiku kui taimestiku mitmekesisus karjamaadel sõltub paljuski karjatamise intensiivsusest: ülekarjatamisel võib olla taimestikule hävituslik mõju, samas liiga madal karjatamiskoormus viib karjamaa võsastumiseni, kuid mõlemal juhul sealne mosaiikne avamaastik kaob. Taimekoosluse keerukuse ja liigirikkuse languse rohumaadel põhjustab liiga kõrge karjatamiskoormus, mistõttu väheneb ka paljudele lindudele saakloomadeks olevate selgrootute arvukus põllumaal (Vickery *et al.* 2001). Mõõdukas karjatamine võib jällegi muuta karjamaa ilmet mitmekesisemaks, näiteks tekitades sinna puhmikuid, mis pakuvad lindudele head varjet ning lühema taimestikuga alasid, kus leiduvad neile sobivad toitumistingimused (Benton *et al.* 2003).

Karjatamine muudab taimestiku struktuuri ja mitmekesisust, mõjutades taimede konkurentsitingimusi läbi kariloomade toitumise, tallamise, kaapimise ja väljaheidete lisamise. Karjatamisega kaasnevad väljaheidete pakuvad lisaressurssi selgrootutele, kes suudavad sõnnikut kasutada nii toiduks kui elupaigana (Woodcock *et al.* 2005). Samas karjatamiskoormuse intensiivistumisel väheneb taimede biomass ning ohtu satuvad just taimtoidulised putukad (Dennis *et al.* 2008). Intensiivne karjatamine võib oluliselt lihtsustada taimekoosluste liigirikkust, sest levima hakkavad konkurentsivõimelisemad nitrofiilsed liigid ning vastav mõju kandub negatiivselt üle kõrgematele troofilistele tasemetele (Vickery *et al.* 2001). Seega taimestiku kvaliteedi langus puudutab otseselt selgrootuid ja nende mitmekesisuse ja arvukuse kahanedes väheneb ka vastavate looduslike vaenlaste arvukus. Mõõdukas karjatamine ühtlustab taimedevahelist konkurentsi: kariloomad hävitavad taimede maapealseid osasid ja tekitavad seeläbi kasvuvõimaluse vähem konkurentsivõimeliste taimeliikidele ning suurendades nõnda taimede liigirikkust (Atkinson *et al.* 2004). Taimede mitmekesisus pakub omakorda ka rohkem elupaigavõimalusi spetsiifiliste nõudlustega monofaagsetele ja herbivoorsetele putukatele (Woodcock *et al.* 2005).

Suur taimestiku heterogeensus esineb tihti ka aladel, kus taimestik paistab ühetaoline. Nendeks aladeks võivad olla näiteks ebaregulaarselt niidetavad rohumaad. Vaieldakse selle üle, mis on

kõige olulisemaks teguriks lülijalgsete liigirikkuse kujunemisel rohumaadel: kas selleks on taimestiku kõrgus, struktuurne heterogeensus või liigirikkus. Kruess ja Tschardtke (2002) leidsid, et kõige olulisemaks faktoriks putukate liigirikkuse ja asustustiheduse määramisel on siiski taimestiku kõrgus. Mittekartatavatel aladel on taimedel võimalus kasvada kõrgemaks, mistõttu taimestik kujuneb mikroklimaatiliste tingimuste poolest keerukamaks ja stabiilsemaks (niiskus, temperatuur, varjupaikade olemasolu), kui seda on ebaühtlase kõrgusega kartamaa taimestik (Morris 2000). Wakeham-Dawson *et al.* (1998) leidsid, et kartamata aladel, kus taimestiku kõrgus küündis 40 cm-ni, leidis üle viie korra rohkem selgrootuid ning üle kolme korra rohkem selgrootute taksonid, kui alal millel oli kartamise tõttu tekkinud madal (<2 cm) rohuline. Sarnase tulemuseni jõudsid ka Kruess ja Tschardtke (2002): oma uurimistöös nad kinnitasid, et putukate mitmekesisus on üldiselt suurem mittekartatavatel kui kartatavatel aladel ja tendents muutub tugevamaks pikemaajaks mittekartatavatel aladel (4–5 aastat). Samas tõestasid ka Eschen *et al.* (2012), et seoses taimestiku kõrguse kasvuga kartamiskoormuse vähendamisel suureneb selgrootute arvukus märkimisväärselt. Atkinson *et al.* (2005) väidavad, et maapinnalähedases taimestikus elavate selgrootute esinemist mõjutab positiivselt eelkõige ikkagi kõrge ja tiheda taimestiku olemasolu.

Kuna taimestiku struktuur ja toidutaimede olemasolu võivad oluliselt erineda kartatavate ja niidetavate alade puhul, siis võivad tekkida erinevused ka nende alade putukakoosluste vahel (Benton *et al.* 2003, Woodcock *et al.* 2005). Näidaks on selgunud, et nii intensiivne kartamine kui niitmine vähendavad just taimtoiduliste ja mullas elavate selgrootute olemasolu rohumaadel (Vickery *et al.* 2001). Romanowski ja Żmihorski (2008) leidsid, et putuktoiduliste lindudele olulised lülijalgsed (ämblikulised – *Araneae*, mardikalised – *Coleoptera*, kiletiivalised – *Hymenoptera*, kahetiivalised – *Diptera*, liblikalised – *Lepidoptera*; Holland *et al.* 2006) esinesid pigem ebaregulaarselt niidetaval alal kui kartamaal. Kruess ja Tschardtke (2002) väitsid, et heinamaadel esinev kõrgem putukate liigirikkus, võrreldes kartamaadega, tuleneb eelkõige troofiliste suhete stabiilsusest ja häirimata keskkonnast, mis tagab ressursside heterogeensusu nii taim- kui loomtoiduliste selgrootutele.

Tihe ja kõrge taimestik siiski vähendab üldist rohumaade heterogeensusu ja seega võib ühetaoline taimestik sobida selgrootutele ideaalseks elupaigaks, kuid sellises keskkonnas ei pruugi linnud toitu kätte saada (Buckingham *et al.* 2006). Taimestiku kõrguse kasvuga väheneb lindude toidu

hankimise efektiivsus, sest arvatavasti muutub saagi asukoha määramine raskemaks ja liikumine on tiheda taimestiku tõttu rohkem takistatud (Butler ja Gillings 2004).

Teisalt on kinnistumas teadmine, et kõrge karjatamisintensiivsus on üks tegur, mis suurendab lindude riski sattuda röövlomade ohvriks, kuna maastik on ühetaolise lühikese taimestikuga (Wilson *et al.* 2005). Wakeham-Dawson *et al.* (1998) näitasid põldlöökesel (*Alauda arvensis*) puhul, et antud liigi laulvad isendid esinesid kuus ja mittelaulvad kaks korda enam põllul, kus oli tekitatud karjatamisega keskmise kõrgusega (15–25 cm) taimestik, võrreldes karjamaaga, millel oli madal (<10 cm) taimestik. Söderström *et al.* (2001) leidsid, et väiksema suurusega putuktoidulised linnud eelistavad kõrget karjatamise taset, sest lühemas taimestikus on selgrootud paremini nähtavad ja kättesaadavamad.

Intensiivne karjatamine on vastuvõetav just nendele linnuliikidele, kes toituvad maapinna läheduses elavatest selgrootutest ning madalas taimestikus on neil ka kergem varitsevad ohte tähele panna (Whittingham ja Evans 2004). McCracken ja Tallowin (2004) pakuvad ühe lahendusena välja, et põllumajandusmaastikku tuleks vaadelda ühtse tervikuna ja rõhku tuleks panna tagajärgede leevendamisele, tekitades kasutusel oleva viljelusmaa ümber mitteharitavad maa-alad ning hoolitseda nende kvaliteedi eest. Taolise elemendina on põllumajandusmaastiku pilti rikastanud näiteks ka põlde ääristavad hekid ja põõsasribad. Tänapäevaste suurte tootmismahtude juures nähakse neis võimalust laiendada külvikorras heinamaade ja põllukultuuride pindala (Newton 2004). Tegelikuses vajavad erinevad linnud oma elutegevuses palju rohkemate omadustega ruumi.

2.2 Lindude territooriumid ja nende seos toiduressurssidega

Territooriumi põhiomadused on järgmised: 1) see on fikseeritud ala, mille piirid võivad mõnevõrra aja jooksul muutuda, 2) hõivaja kaitseb ala rivaalide eest, peletades neid eemale, nii et 3) piirkond muutub rivaalide suhtes eraldatuks; samas kui kodupiirkond on defineeritud alana, kus toimub looma tavaline elutegevus ning ei esine kindlat tüüpi käitumist (nt rivaali jälitamine või territooriumi markeeriv laul) (Brown ja Orians 1970). Autorite väitel territoorium ja kodupiirkond võivad osadel liikidel täielikult kattuda, kuid praktikas loetakse kodupiirkonnaks kõik vaatluspunktid, kus indiviidi kohati ning territooriumina piiritletakse kõik vaatluspunktid, kus esines ülalmainitud territoriaalset käitumist. Antud territooriumite klassifikatsiooni järgi

omavad paljud värvulised universaalseid territooriume, mis tähendab, et nende piires toimub nii paaritumine, pesitsemine kui ka toidu otsimine, kuid esineb ka selliseid territooriume, kus enamus toitumisasid paiknevad väljaspool isalinnu kaitstavat ala. Territooriumi suurus ja kindlate toitumisasade osakaal nendes varieeruvad liikide vahel märkimisväärselt.

Lindude territooriumite määramisel on üheks levinuimaks meetodiks territooriumite kaardistamine (ingl. *territory mapping*), kus territooriumite piirid tähistatakse tekkinud klastrite ümber fikseeritud vaatluskordade põhjal (Bibby *et al.* 1992). Antud meetodi üheks tugevuseks on detailsete ruumiantmete esitamine, mistõttu saab paremini kirjeldada lindude ruumilist jaotust ning seostada seda lindude üldise levikuga elupaikades, kuid raske on võrrelda erinevate uuringute tulemusi, kui pole rakendatud ühiseid standardeid territooriumite analüüsimiseks (Gregory *et al.* 2004). Lisaks pole selle meetodiga võimalik täpselt kindlaks teha territooriumite piire, seda enam et lindude territooriumid võivad hooaja jooksul muutuda (Briefer *et al.* 2008), seepärast soovitavad Gottschalk ja Huettmann (2011) kasutada territooriumi määramisel liigispetsiifilist registreeringute arvu.

Pesitusperioodil vajavad nii vanalinnud kui ka nende järglased rohkesti toitu. Selle tagamiseks hõivavad paljud liigid endale territooriumi, millel paiknevaid ressursse kaitstakse liigikaaslaste eest. Euroopa põllumajandusmaastikus pesitsevate värvuliste territooriumid jäävad kirjanduse andmetel 0,2–5 ha ulatusse (Nievergelt ja Schiess 1984, Poulsen *et al.* 1998, Söderström ja Pärt 2000, Bowman 2003). Territooriumi suurust mõjutavaid faktoreid on üsna mitmeid. Schifferli (2001) ülevaates tuuakse välja ühe mõjutajana lindude kehamass. Ülevaates leiti, et 61 pool- või avamaastikul pesitseva linnuliigi territoorium ja kodupiirkond üldiselt suureneb võrdeliselt kehamassiga. Sama tulemuseni jõudis ka Bowman (2003), et suurema kehamassiga linnud omavad suuremaid territooriume kui väiksema kehamassiga linnud. Territooriumi väljavalimine sõltub jällegi elupaiga kvaliteedist, mida aitab rohumaadel pesitsevate lindude puhul iseloomustada taimestiku struktuur ja selle mõju putukate rohkusele ning kättesaadavusele (Atkinson *et al.* 2004). Territooriumi kvaliteet määrab suuresti järglaste kasvu kiiruse ja suuruse, mis omakorda mõjutab nende elumust (Wilson *et al.* 1997). Seega on territooriumite suurus eelkõige mõjutatud ressursside heterogeenselt jaotusest looduses (Adams 2001).

Lindude esinemistihedus põllumajandusmaastikus on seotud kindlate elupaigatüüpide olemasolu ja majandamise intensiivsusega (Schifferli 2001). Kuigi kadakatäksi (*Saxicola rubetra*) elupaiga eelistuste mudeli ennustajate valikul leidsid Fischer *et al.* (2013), et territooriumite hõivamine ei ole otseselt seotud biotoopide tüüpide ja maakasutus mustrite esindatusega, vaid pigem maastiku omaduste ja struktuuriliste komponentidega. Rootsisis läbiviidud uurimistöö näitel võib segatoidulisi linde märgatavalt rohkem leida just karjamaadelt, mida ümbritseb põllumajanduslikult domineeriv maastik, samas kui putuktoidulised linnud eelistavad mosaiikset maastikku (Söderström ja Pärt 2000). Autorid selgitavad tulemust nii, et põllumajanduslike maaalade laienemine on suurendanud taimtoiduliste lindude toidubaasi, kuid on ka võimalik, et ka mitmed putuktoidulised linnud on pidanud eelistama mosaiikset maastikku seetõttu, et nendes on tänu traditsioonilistele majandamisvõtetele kasutusel ka vähem pestitsiide. Üldjuhul puudub monokultuursetel põldudel mitmekesine taimestiku struktuur, mis suudaks kindlustada lindudele vajalikke pesitsemispaikasid ja toitumistingimusi läbi terve pesitsushooaja, mistõttu tuleb lindudel hakata laiendama toitumisala (Poulsen *et al.* 1998, Benton *et al.* 2003). On tõestatud, et näiteks põldlõokesed toituvad ka väljaspool oma kaitstavat territooriumi (Rahman *et al.* 2012). Intensiivselt majandatud aladel on linnud sunnitud toiduotsingutel läbima pikemaid distantse ja see võib negatiivselt mõjuda pesitsemisedukusele, sest fragmenteerunud toiduplatsidel on energeetiliselt kulukam toiduressursse optimaalselt kasutada (Wilson *et al.* 1997, Hinsley 2000).

Territooriumite tiheduste kohta karjamaadel ja heinamaadel leidub väga varieeruvaid andmeid liikide kohta. Näiteks Donald *et al.* (2001b) uurimistöös oli põldlõokeste territooriumite tihedus madalaim karjamaadel, samas kui Poulsen *et al.* (1998) leidsid, et põldlõokesed hõivasid kõige rohkem territooriume just karjamaadel. Territooriumite tiheduste erinevust selgitab osaliselt taimestiku struktuur: Prantsusmaal võrreldi kadakatäkside asustustihedust heinamaadel ning kadakatäkside asustustihedus osutus suuremaks aladel, kus oli ka kõrgem ja tihedam taimestik (Broyer *et al.* 2012). Donald *et al.* (2001b) leidsid, et taimestiku kõrgusel on märkimisväärne mõju põldlõokese asustustihedusele ainult juunis ja juulis. Suur variatsioon elupaikade eelistuses peegeldab eelkõige erinevusi maakasutuse intensiivsuses, mitte liigile omaseid eelistusi ühe või teise maakasutusviisi kasuks (Atkinson *et al.* 2005, Fischer *et al.* 2013).

Pesitsustihedus võib suurenedal aladel, kus tingimused on liigile sobivamad ja seeläbi hõivatavate territooriumite pindalad kahanevad (Poulsen *et al.* 1998). Näiteks Henderson *et al.* (2012) leidsid,

et põldlõokese territooriumite tihedus oli suurem, kui maastikus esinesid mitmed väiksemad mitteharitavad elupaigalaigud, vastupidiselt kanepilinnule (*Carduelis cannabis*), kelle asustustihedus tõusis, kui maastikus olid hoopiski ühtsed suured külgnevad maalapid. Põlluservad on lindudele olulised indikaatorid ala väljavalimisel, mistõttu võib näiteks põldlõokesi suurema tõenäosusega kohata ka suurematel põldudel, sest nad väldivad kõrge puistuga põlluservi, kus võib esineda kõrgem kiskluse oht (Wilson *et al.* 1997, Morris ja Gilroy 2008). Vastupidiselt talvikesele (*Emberiza citrinella*), kelle asustustihedus on positiivses korrelatsioonis puude, hekkide ja võsa esinemisega põllumajandusmaastikus ja puistu olemasolu määrab ka nende territooriumite paiknemismustri (Whittingham *et al.* 2005). Tänapäevane intensiivne põllumajandus on maastiku struktuuri muutnud homogeenseks: maastikupildist on kadumas põldude ja karjamaade ümber külgnevad mitteharitavad maa-alad, hekid, aiad, mis on vajalikud puhke- ja varjupaigad toiduotsingutel olevatele lindudele. Territooriumite suurust võib omakorda mõjutada ka põldude suurus. Nimelt on kadakatäkside puhul leitud, et isoleeritud suurematel põldudel on hõivatavad alad iseenesest suuremad ja paare esineb vähem, võrreldes põldudega, mis on väiksemad ja tihedamini asustatud (Orlowski 2004). Mitmed uurimused on näidanud, et suurema pindalaga põldudel kahaneb paaride asustustihedus, mitte ei kasva proportsionaalselt ala suurusega (Wilson *et al.* 1997, Chamberlain *et al.* 1999, Donald *et al.* 2001b, Eraud ja Boutin 2002).

Põllumajanduse intensiivistumine ei tekita lindude elupaikades muutusi mitte ainult toidu rohkuses ja kättesaadavuses, vaid mõjutab ka lindude käitumist muutunud kiskluse riski kaudu. Lindudel esinevad erinevad kiskluse vältimise strateegiad: osad linnud varjuvad kiskja eest tihedasse puistusse, teised püüavad kõrgustesse lennates põgeneda või siis peituda pigem kõrgesse taimestikku, sest napi taimestikuga alad pakuvad vähem kaitset (Whittingham ja Evans 2004). Ehkki kõrgema taimestikuga rohumaadel on toidutarbimise määr madalam, sest nähtavus on vähenenud ning lindudel tuleb veeta rohkem aega valvelolekule (Devereux *et al.* 2004). Seega esineb kompromiss toidutarbimise ja tajutava kisklusmäära vahel ja taimestiku kõrgus mõjutab seda läbi kolme komponendi: toidu rohkus, kiskluse risk ja toidu kättesaadavus (Buckingham *et al.* 2006). Seega kõrgema taimestikuga aladel tuleb täiskasvanud lindudel teha toiduotsingutel pikemaid retki, mis omakorda tõstab pesakonna riski sattuda kiskluse ohvriks (Brickle *et al.* 2000). Ei ole veel selge, kas territooriumite hõivamisel hindavad vanalinnud kõrgemalt kiskluse

riski järglastele või on risk täiskasvanutele endile määravaks territooriumi väljavalimisel, eriti oluline on seejuures röövlindude pesa lähedus (Lima 2009). Poolas, intensiivselt kasutatud põllumaal, läbiviidud uurimuse kohaselt vältisid rebaseurgude lähedust eelkõige maaspesitsejad liigid, sest rebastele on nende pesad kergesti ligipääsetavad (Tryjanowski *et al.* 2002). Kõrgenenud kisklusmääraga (kiskja läheduses pesitsemine) territooriumite hoidmise valikut teatud liikide puhul võib põhjendada sellega, et esmalt välja valitud territooriumist loobumine uue ja ohutuma kasuks võib osutuda kulukamaks ettevõtmiseks (Suhonen *et al.* 1994).

Territooriumite suurus sõltub toidu rohkusest ja seega varieerub see ka aastate lõikes (Schifferli 2001). Osa värvulisi, eriti hilisema rändeajaga putuktoidulised liigid, võivad hooaja jooksul muuta oma eelistusi elupaiga suhtes ja see on taas seotud toidu olemasoluga (Bairlein 1983). Lisaks on territooriumite piirid pidevas muutumises läbi pesitsusperioodi: hooaja alguses ei ole tekkinud pesitsuspaarid veel stabiilsed, kuid hooaja keskepaigas, peale munemist, muutuvad naabritevahelised piirid püsivamaks, kuid piirid hakkavad nihkuma jällegi pesitsuse lõppedes, kui noorlinnud muutuvad iseseisvaks (Briefer *et al.* 2008). Paljudel põllumajandusmaastiku lindudel esineb pesapaigatruudus, mis kipub olema tugevam pärast edukat eelneva aasta pesitsust (Söderström *et al.* 2001, Müller *et al.* 2005, Briefer *et al.* 2008). Paigatruudus võib lisaks olla seotud ka populatsiooni isoleeritusega: noorlinnud jäädvustavad pesa lähiümbruse ning naasevad paremate alade puudumisel samasse kohta tagasi (Shitikov *et al.* 2012). Sama ala eelistamine võib väljenduda lõpuks selles, et vastus keskkonnamuutustele aeglustub: näiteks erinevused aastate ja karjatamisintensiivsuse vahel ei pruugi koheselt väljenduda populatsiooni suuruse muutusena (Söderström *et al.* 2001).

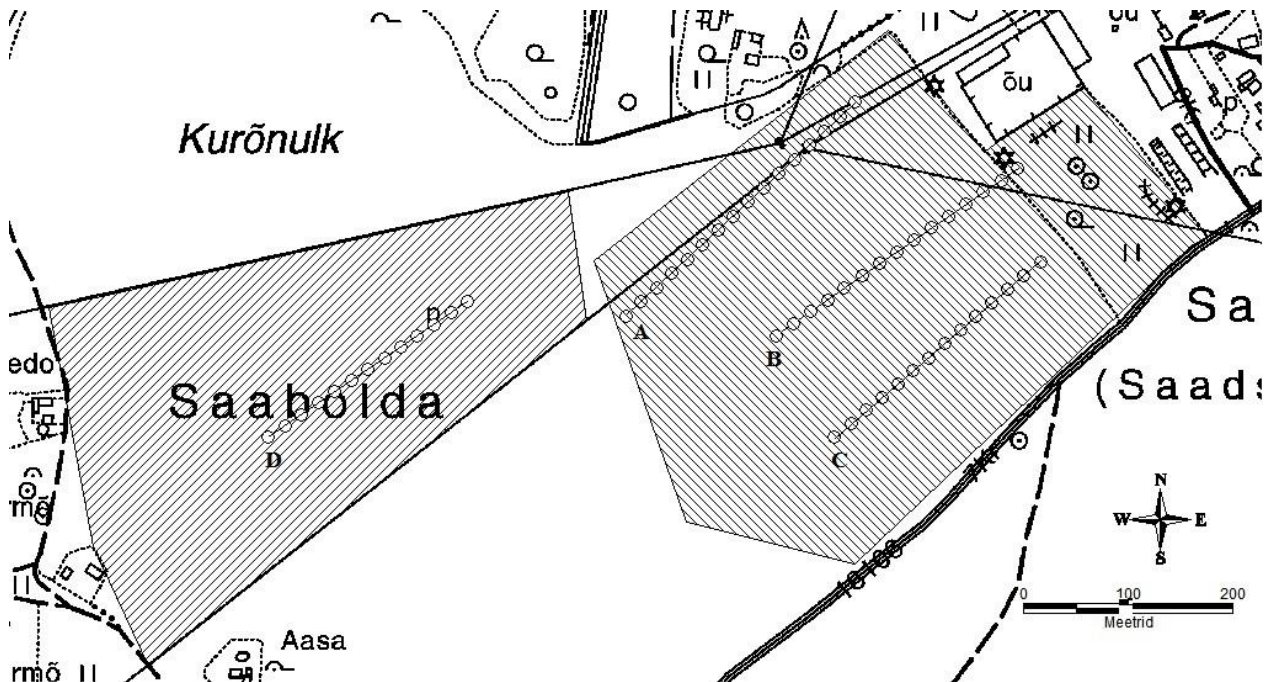
3. MATERJAL JA METOODIKA

3.1 Uurimisalad

Käesolev uurimus viidi läbi Põlvemaal Värskas vallas Saatse küla läheduses. Välitööd toimusid kahel lähestikku paikneval rohumaal (joonis 1), kus ühel alal oli toimunud pikaajaline karjatamine ning teisel ebaregulaarne niitmine. Karjatataval alal oli piimaveiseid peetud juba 1970-ndate algusest. Karjatatava ala suurus oli 17 hektarit ning 2013. aastal kuulus sealsesse piimakarja 31 veist. Seega tuli karjatatava ala karjatamiskoormuseks 1,8 lü/ha (loomaühikut hektari kohta) ja seda peetakse mõõdukaks lüpsilehmade koormuseks kultuurrohumaadel

(http://www.agri.ee/sites/default/files/public/juurkataloog/MAAELU/UURINGUD/LOOMADE_HEAOLU_UURING.pdf). Karjatamisperioodi algus välitööde toimumise aastal oli 21.05.

Mittekarjatataval alal polnud välitöödele eelneval aastal niitmist läbi viidud. Mittekarjatatava ala suuruseks oli 13 hektarit ning tegemist oli sööti jäetud põllu asemele tekkinud niiduga. Mõlemal alal leidis üks plats, kuhu oli varasemalt sõnnikut ladustatud, ehkki heinamaal oli see palju rohkem kõdunenud kui karjamaal.



Joonis 1. Uurimisalad koos nendel paiknevate transektidega: ida pool karjamaa, lääne pool heinamaa.

3.2 Linnuvaatlused

Linnuvaatlused viidi läbi lindude kaardistamise meetodiga. Mõlemal uurimisalal paiknes üks vaatluspunkt. Loenduse põhimõtte seisnes selles, et ühes punktis seistes tuli kaardile märkida kõik nähtud ja kuulnud linnud. Uurimisaladel viidi kordamööda läbi kaks kümneminutilist seanssi. Seansside vahele jäi viieminutiline paus, et jõuda ühelt alalt teisele ning anda hirmutatud lindudele aega maha rahuneda. Kümneminutiline seanss on piisav aeg üles märkida alal nii liikuvad kui ka rohkem peidulisemad liigid. Kuna vaatluspunktid asusid uurimisaladel, siis selle uurimuse puhul oli lindude kaardistamise meetodi kasutamisel mitmeid eeliseid: esiteks loendajal on parem võimalus keskenduda konkreetsele alale, teiseks on lihtsam määratleda kindla liigi seost elupaiga iseärasustega ning kolmandaks on kauem aega liiki määrata, sest üldiselt on põllumajandusmaastiku linnud üsna krüptilise välimusega (Bibby *et al.* 1998). Vastavate tingmärkidega pandi kaardile kirja iga isendi paiknemine ja tegevus (toitumine, laulmine, ärritunud olek). Lisaks märgiti kaardile veel ka vaatlusaja algus ja lõpp minutilise täpsusega ning ilmastikuolud. Lindude vaatlemisel oli abiks binokkel (10x25). Ühtlase kvaliteediga linnuvaatluste tagamiseks teostati vaatlused alati töö autori poolt. Kaardile olid kantud ka elemendid nagu tarad, elektriliinid ja üksikud puud. Ülelendavaid linde arvesse ei võetud, sest vaatluste eesmärgiks oli määrata uuritavatel aladel pesitsevad ja toituvad linnud. Hiljem märgiti lindude asukohad MapInfo (MapInfo Professional 10.0 2009) programmis kaardile, kus ühtlasi planeeriti ka lüljalgsete kogumiseks mõeldud neli transekti (joonis 1).

Linde vaadeldi 2013. aasta mai keskpaigast juuni lõpuni. See periood langeb kokku põllumajandusmaastiku lindude pesitsusajaga ning selleks ajaks on kohale jõudnud ka kõige hilisemad rändlinnud. Vaatlusi teostati mõlemal alal kord päevas, juhul kui ilm oli soodne lindude tegevuseks: hommikul kella 8 paiku või õhtul kella 19 paiku. Nendel aegadel ei esine kõrgeid päevaseid temperatuure ja enamus linde on ka siis aktiivsed nii toituma kui laulma (Bibby *et al.* 1998). Vaatlusi ei teostatud tuulise ja vihmase ilmaga, sest need ilmastikuolud samuti vähendavad oluliselt lindude aktiivsust (Bibby *et al.* 1992). Linnuvaatlused toimusid üheteistkümnel päeval: ilmastikutingimuste tõttu toimusid vaatlused üheksal hommikul ja seitsmel õhtul. Vaatluspäevade vahele jäi tavaliselt kaks kuni kolm päeva. Nii hommikuste kui õhtuste vaatluste ajal ei viibinud kariloomad koplis, mistõttu nende kohalolek ei häirinud vaatluse läbiviimist.

3.3 Lüljalgsete kogumine

Lüljalgseid koguti maapinnalt püünislõksudega (Barberi lõks). Need lõksud kujutasid endast plasttopse, mahuga 0,5 liitrit, mis kaevati maa sisse ning täideti nõudepesuvedeliku lahusega ühe kolmandiku ulatuses. Nõudepesuvedeliku lahus aitas vähendada pindpinevust, selleks et lüljalgsed veepinnale hulpima ei jääks. Lisaaineid ei kasutatud, selleks et roiskumise lõhna varjata, sest lõksud tühjendati ja pesti pärast iga püügikorda ning need olid aktiivsed vaid üks ööpäev. Karjatatud alale paigutati kolm transekti, et saaks ülevaate tervest alast ning millel lõksud paiknesid 20 m vahedega. Transektile A oli üles seatud 16 lõksu, transekt B-le 15 lõksu ning transekt C-le 14 lõksu (joonis 1). Mittekarjatav ala oli pindalalt väiksem ning taimestiku poolest homogeensem ja seetõttu paigutati sinna üks transekt D, millel 13 lõksu 20 m vahedega (joonis 1). 20 meetrine vahe tagas ruumilise autokorrelatsiooni vältimise: entomoloogilistes uurimustes on lõksude standardvaheks 2 meetrit (Norment 1987). Nende püünistega on küll võimalik lüljalgseid koguda vaid vahetult maapinna lähedusest, kuid Poulsen *et al.* (1998) ja Holland *et al.* (2006) näitasid, et rohumaadel elutsevad linnud toituvadki peamiselt putukatest, kes elutsevad maapinna läheduses või mulla pindmises kihis.

24.05 teostati proovikatse, et teada saada, kas valitud püünismeetodiga on võimalik piisavalt lüljalgseid koguda. Välitööde andmed lüljalgsete kohta koguti püünislõksudega kolmel kuupäeval: 06.06, 15.06 ja 22.06. Lüljalgseid koguti püünistesse vaid kuiva ilmaga. Lõksud seati üles ajavahemikul 16:00–17:30 ning need tühjendati 24 tundi hiljem. Korjati välja ainult silmale nähtavad isendid. Sarnane lõksude ülesseadmise ning väljavõtmise järjekord kindlustas selle, et ajaliselt oli iga lõks enam-vähem samal ajavahemikul aktiivne. Lüljalgsed, kes sattusid 24 tunni jooksul lõksudesse, korjati igast topsist eraldi probiiri, mis täideti tehnilise piiritusega ja etikeeriti. Hiljem määrati isendid seltsideni. Eraldi kategooriasse „vastsed“ paigutati kõikide püütud putukate vastsestaadiumid, olenemata sellest, millisesse seltsi nad kuulusid. Analüüsist jäeti välja mardikaliste sugukonna raisamardikaliste (*Silphidae*) esindajad: neid meelitasid ligi surnud karihiired ja vihmaussid, kes kukkusid samuti lõksudesse (Hoste-Danyłow *et al.* 2010).

Lisaks mõõdeti kahel kuupäeval, 09.06 ja 15.06, heina maksimumkõrgust kõigi nelja transekti andmepunktidest kahe meetri raadiuses juhuslikult kahest kohast. Taimestiku kõrguse hindamiseks võeti kahest mõõtmisest keskmine. Selleks, et hinnata taimestiku kõrguste vahet

võeti kahest mõõdetud väärtusest nende vahe. Samuti hinnati 15.06 karjamaal ka kahe meetri raadiuses värske sõnniku olemasolu kolme palli skaalal: 1 – pole, 2 – vähe, 3 – palju.

3.4 Andmeanalüüs

Statistilised analüüsid viidi läbi statistikaprogrammiga STATISTICA 7. Lindude arvukuste puhul oli üheks andmepunktiks ühe kuupäeva vaatlustulemus konkreetsel alal. Ehkki linnuvaatlused toimusid küll erinevatel aegadel ja kuupäevadel, siis territoriaalsuse ja sisseharjunud toitumiskohtade tõttu võisid isendid osaliselt kattuda. Seega olid läbiviidud analüüsid linnuandmetega pseudoreplitseeritud, mida käsitletakse kriitiliselt tulemuste tõlgendamisel. Kuna lindude ühel vaatluskorral toimus kordamööda kaks kümneminutilist seanssi, kus võidi taaskord suure tõenäosusega üles märkida samu isendeid, siis võeti pseudoreplikatsiooni vähendamiseks andmetöötluses arvesse ühe loenduskorra jooksul nähtud maksimaalne isendite arv.

Normaaljaotusele vastasid kõige arvukamate liikide loendustulemused (põldlõoke, kadakatäks ja kuldnokk). Linnuliikide loendustulemustega viidi läbi Studenti t-test. Lindude üldarvu, kuldnoka, kadakatäksi ja põldlõokese arvukuste jaotused hälbisid märgatavalt normaaljaotusest ning nendega viidi läbi mediaantestid.

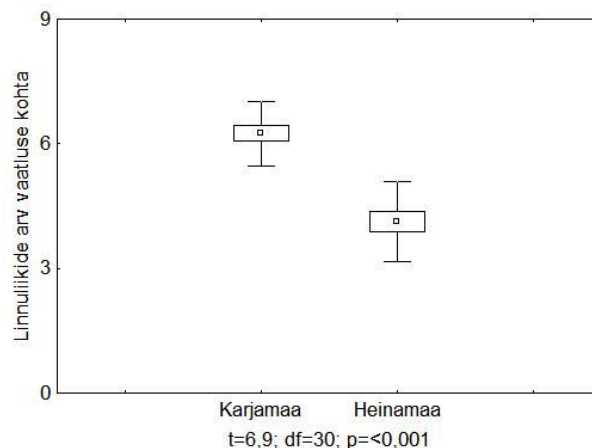
Lüljalgsete andmetest võeti analüüsi kolme püügikorra kohta keskmine tulemus igast püünisest. Lisaks lüljalgsete üldarvule, tehti eraldi võrdlused ka kõige rohkemaarvuliste seltsidega, kelleks olid mardikalised, ämblikulised ja kiletiivalised. Lüljalgsete üldarvud, ämblikuliste, mardikaliste ja kiletiivaliste keskmistatud arvukused kahe ala andmepunktide vahel ei olnud normaaljaotusele lähedased ja seetõttu võrreldi lüljalgsete arvukusi mediaantestiga. Selleks, et selgitada välja karjamaa sisesed erinevused lindude ja lüljalgsete andmepunktide jaotuste vahel, siis võrdlemiseks lõigati maa-ala mõttelise joonega pooleks ja jälgiti, et mõlemale poole jääks enam-vähem võrdne arv lõkse: ida pool $N = 24$ ja lääne pool $N = 21$. Seejärel loeti kokku ka mõlemale poolele märgitud lindude arv. Lüljalgsete andmetega viidi taaskord läbi mediaantestid. Mõlema korrelatsioonimaatriksi, nii alade vaheliste kui ka karjamaa siseste andmepunktide puhul kasutati Spearmani korrelatsiooni, sest lüljalgsete andmed ja taimestiku jaotused ei ühtinud normaaljaotusega. Karjamaa ja heinamaa korrelatsioonianalüüsis on alade andmepunktid kokku pandud ja karjamaa siseses korrelatsioonianalüüsis on samuti kaasatud kõik karjamaa andmepunktid.

4. TULEMUSED

4.1 Lindude arvukuste erinevused karjamaal ja heinamaal

Välitööde käigus kohati linnuvaatlustel mõlema ala peale kokku 18 linnuliiki, nendeks olid kadakatäks, põldlõoke, kuldnokk (*Sturnus vulgaris*), sookiur (*Anthus pratensis*), linavästrik (*Motacilla alba*), talvike, kiivitaja (*Vanellus vanellus*), naerukajakas (*Larus ridibundus*), hallvares (*Corvus corone cornix*), rohevint (*Carduelis chloris*), võsa-ritsiklind (*Locustella naevia*), kaelustuvi (*Columba palumbus*) ning II kaitsekategooria liik mustsaba-vigle (*Limosa limosa*) ja III kaitsekategooria liigid rukkirääk (*Crex crex*), suitsupääsuke (*Hirundo rustica*), hallõgija (*Lanius excubitor*), valge-toonekurg (*Ciconia ciconia*) ja hänilane (*Motacilla flava*).

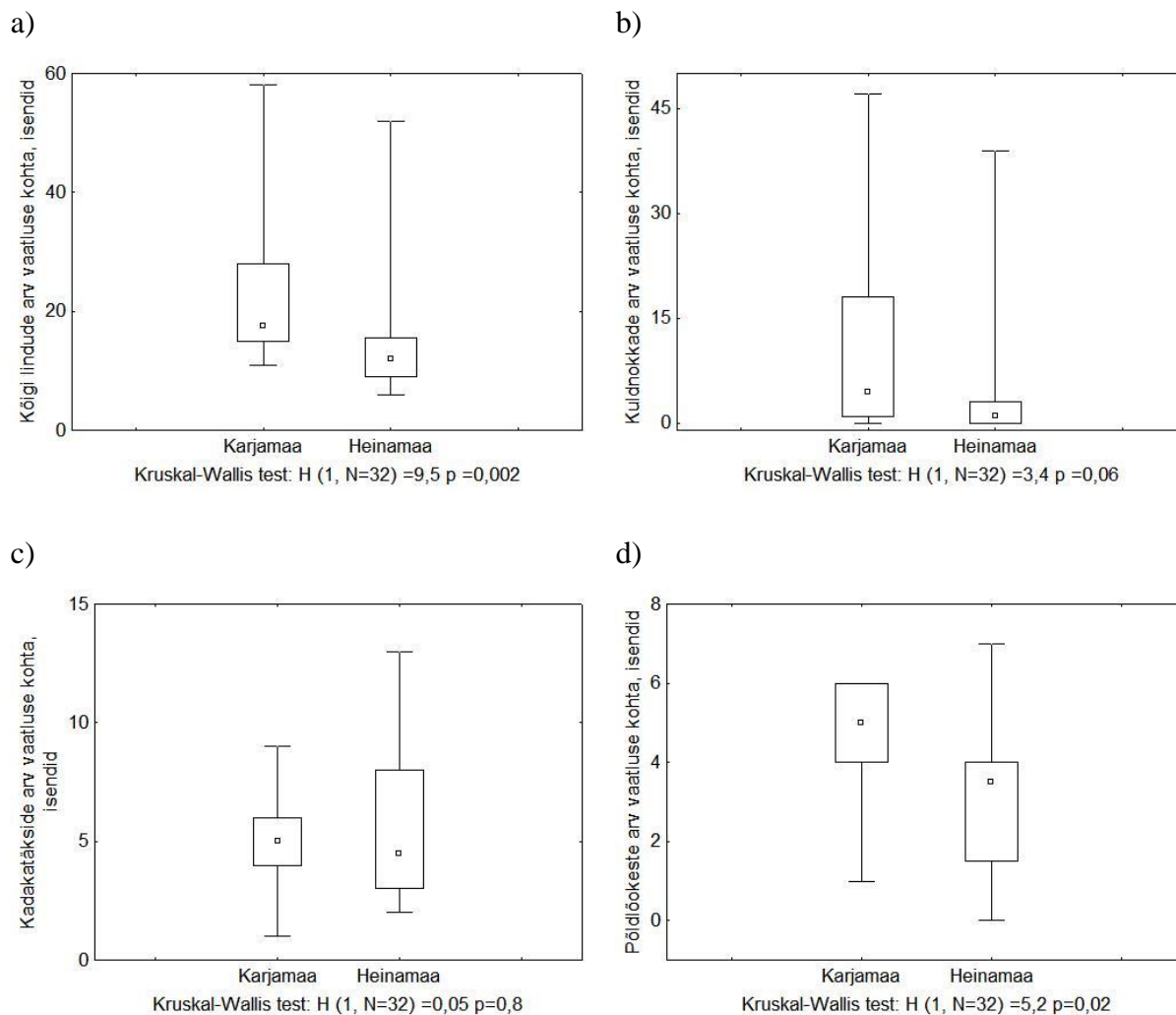
Kõigi vaatluskordade maksimumtulemuste põhjal märgiti kaardile kokku 600 lindude registreeringut, 353 vastavalt karjamaal ning heinamaal 247. Kokku kohati 16 linnuvaatluskorral karjamaal 16 liiki ja heinamaal 13 liiki. Keskmiselt nähti ühel vaatluskorral rohkem linnuliike samuti karjamaal (joonis 2). Bibby *et al.* (1992) meetodika järgi tuvastati nii põldlõokesel kui ka kadakatäksil võrdne arv territooriume nii karjamaal kui ka heinamaal, vastavalt viis ja kolm. Seega territooriumite tihedus karjamaa kohta tuli mõlemal liigil 0,29 paari/ha kohta ning heinamaal jällegi 0,23 paari/ha kohta. Lisaks oli võimalik selle meetodika järgi tuvastada ka kolm sookiuru territooriumi karjamaal (0,18 paari/ha).



Joonis 2. Linnuliikide kahe seansi maksimumide keskmiste võrdlus karjamaal ja heinamaal.

Ruut – keskmine, karp – standardviga, „vurrud“ – standardhälve. Kõigil juhtudel N = 16.

Heinamaa ja karjamaa vahelises võrdluses tuli statistiliselt oluliseks ($p < 0,05$) lindude üldarv ja põldlõokeste arv (joonis 3a ja 3d). Nii lindude üldarv kui ka põldlõokeste arv oli suurem karjamaal.

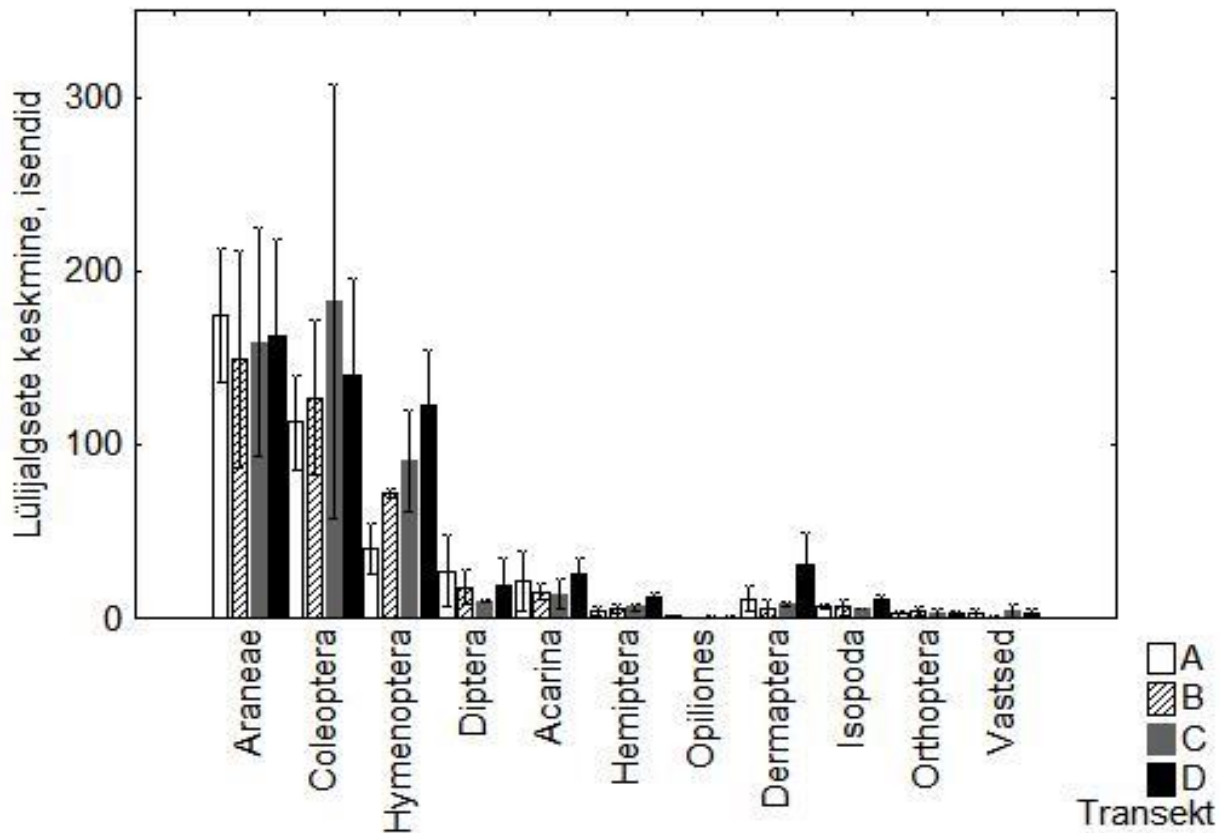


Joonis 3. a) Kõigi lindude, b) kuldnoka, c) kadakatäksi ja d) põldlõokese kahe seansi maksimumide mediaantestid karjamaa ja heinamaa võrdluses. Ruut – mediaan, karp – kvartiilid, „vurrud“ – miinimum ja maksimum. Kõigil juhtudel $N = 16$.

4.2 Lüljalgsete arvukuste erinevused karjamaa ja heinamaal

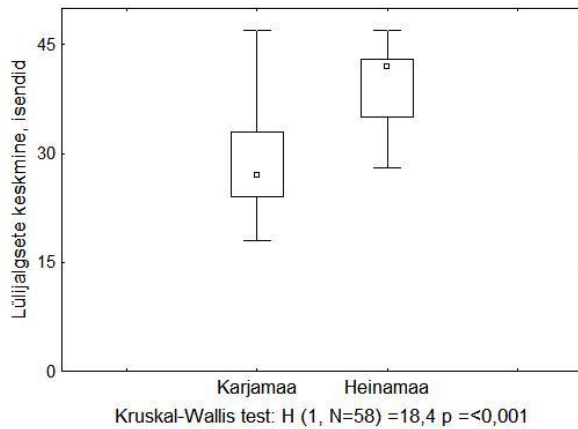
Mõlema ala peale kokku püüti isendeid järgmistest lüljalgsete seltsidest: ämblikulised, mardikalised, kiletiivalised, kahetiivalised, sihktiivalised (*Orthoptera*), nokalised (*Hemiptera*), nahktiivalised (*Dermaptera*), leсталised (*Acarina*), kakandilised (*Isopoda*), koibikulised

(*Opiliones*). 06.06 püüti kokku nii karjamaalt kui heinamaalt 2211 lüljalgset, 15.06 püüti kokku 1239 lüljalgset ja 22.06 korjati mõlema ala lõksudest 1927 lüljalgset. Seega üle kolme püügikorra koguti lõksudest 5377 isendit üheteistkümnest rühmast (kuus putukaseltsi, kolm ämblikulaadsete seltsi, üks vähilaadsete selts ja rühm „vastsed“). Valdavateks seltsideks osutusid mardikalised, ämblikulised ja kiletiivalised (joonis 4), kes moodustasid 85% kõigist püütud isenditest. Lüljalgsete võrdluses heinamaa ja karjamaa andmepunktide korral tulid statistiliselt oluliseks lüljalgsete üldarv, ämblikuliste ja kiletiivaliste arv (joonis 5a, 5b, 5d).

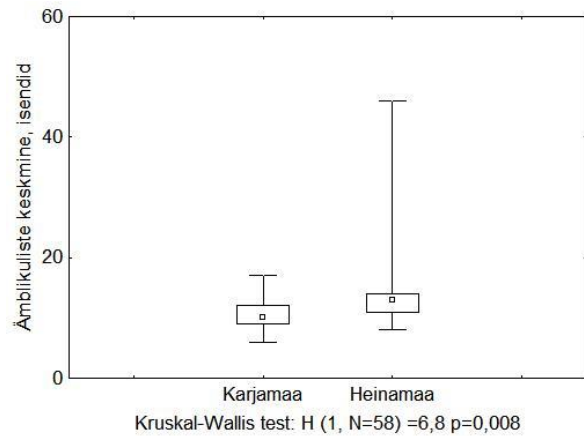


Joonis 4. Lüljalgsete kolme püügikorra keskmised transektidelt. Transekt A, B ja C asusid karjamaal, transekt D heinamaal. „Vurrud“ – standardhälve.

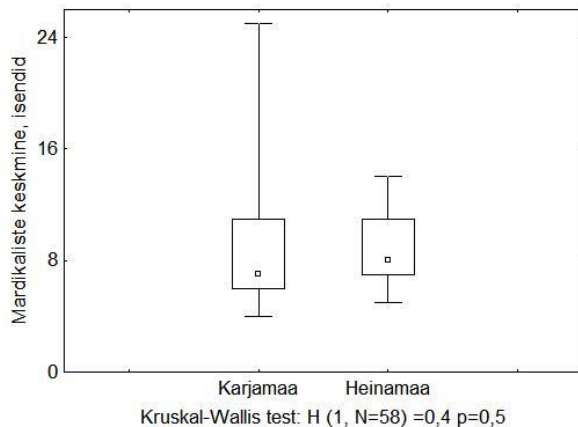
a)



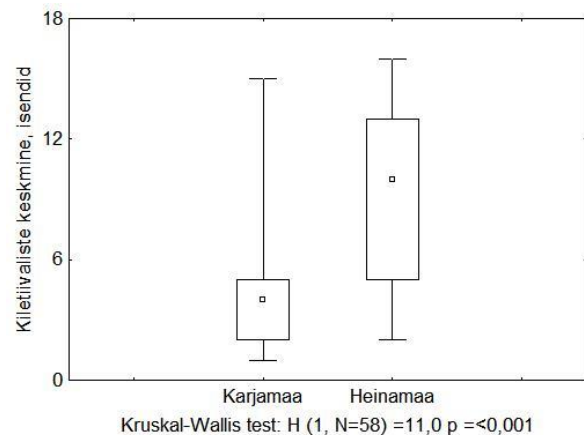
b)



c)



d)

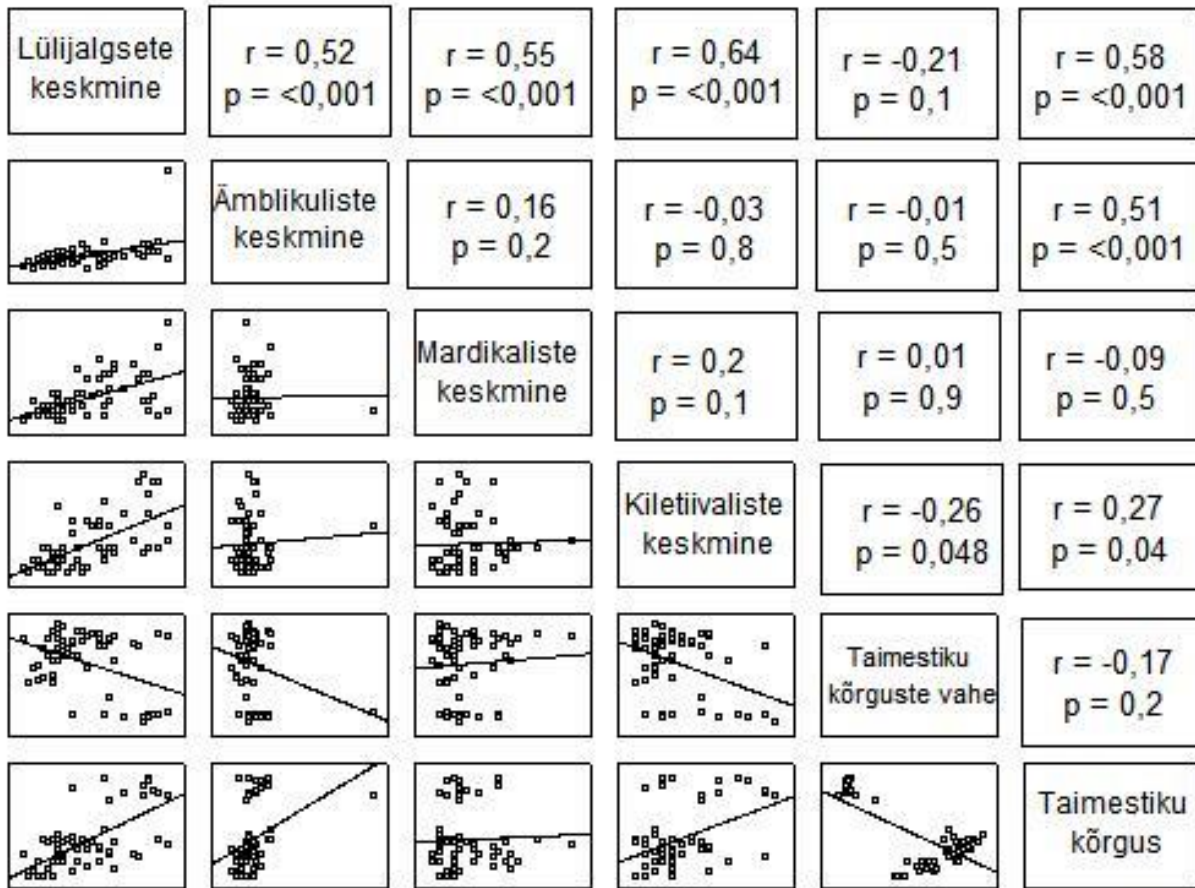


Joonis 5. a) Lüljalgsete, b) ämblikuliste, c) mardikaliste ja d) kiletiivaliste püügikordade keskmiste mediaantestid karjamaa ($N = 45$) ja heinamaa ($N = 13$) andmepunktide võrdluses. Ruut – mediaan, karp – kvartiilid, „vurrud“ – miinimum ja maksimum.

Kuna lüljalgsete üldarv juba sisaldas endas uuritavate seltside osa, siis esines nende vahel mõõdukas kuni tugev korrelatsioon (joonis 6). Seltside tasemel arvukuste korrelatsioonide vaheliselt ei leitud karjamaa ja heinamaa kokkupandud andmepunktide vahel ühtegi olulist seost. Taimestiku kõrguste vahel leiti napilt ainuke oluline negatiivne seos kiletiivalistega, kuid see korrelatsioon oli nõrk. Taimestiku kõrgusel leiti mõõdukas positiivne korrelatsioon lüljalgsete üldarvuga ja ämblikulistega ning nõrk positiivne seos ka kiletiivalistega (joonis 6).

Karjamaa andmepunktides oli keskmine taimestiku kõrgus 53 cm (miinimum kõrgus 3 cm ja maksimum kõrgus 125 cm) ning heinamaa andmepunktides oli keskmine rohkem kui poole

kõrgem – 116 cm (miinimum 88 cm ja maksimum 130 cm). Seega antud andmete põhjal oli taimestiku maksimaalne andmepunktide kõrguste vahe karjamaal 122 cm ning heinamaal 42 cm. Taimestiku kõrguste vahe ja taimestiku keskmise kõrguse vahel ei leitud küll statistiliselt olulist seost, aga kuna taimestiku kõrguste vahe oli arvatud taimestiku kõrguse andmete kaudu ning kuna heinamaal oli homogeensem taimestik, siis on näha nende tugevat grupeerumist karjamaa ja heinamaa andmepunktide andmetes.

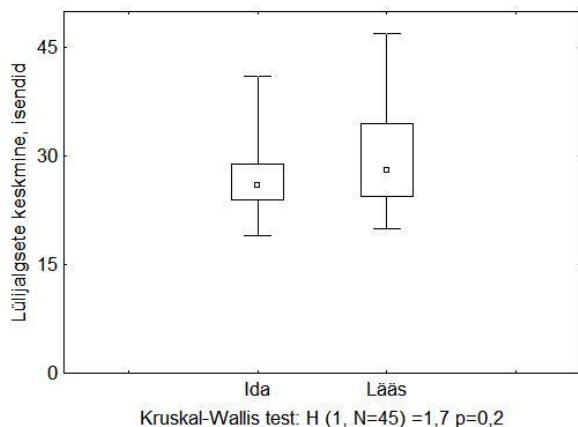


Joonis 6. Spearmani korrelatsioonimaatriks lüljalgsete koguarvu, ämblikuliste, mardikaliste, kiletiivaliste ja taimestiku kõrguste vahe ja taimestiku keskmise kõrguse vahel karjamaa ja heinamaa kokku pandud andmepunktides. Kõigil juhtudel $N = 58$.

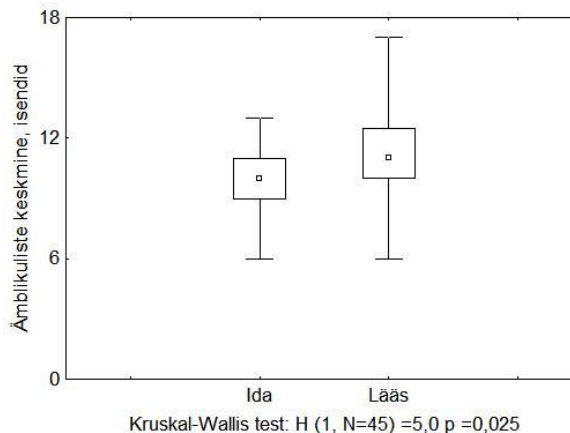
4.3 Lindude toiduessursside jaotus karjamaal

Karjamaa ida pool loeti kokku 234 lindu ja lääne pool 119 lindu. Kokku tuvastati kolme liigi peale (põldlõoke, kadakatäks ja sookiur) kolmteist territooriumi. 06.06 püüti karjamaalt kokku 1600 lüljalgset, 15.06 püüti kokku 866 lüljalgset ja 22.06 püüti kokku 1386 lüljalgset. Uuritavatest seltsidest leiti alasisene erinevus vaid ämblikulistel (joonis 7b).

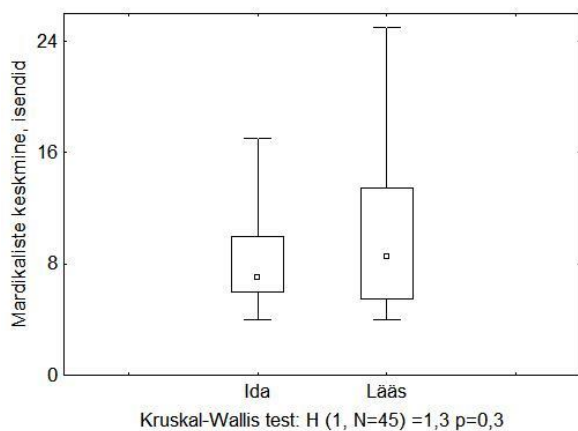
a)



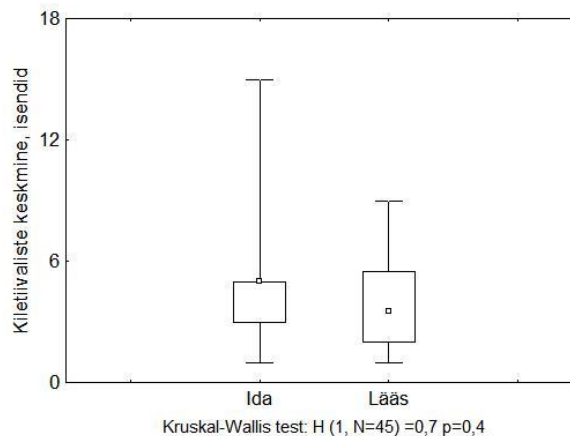
b)



c)



d)

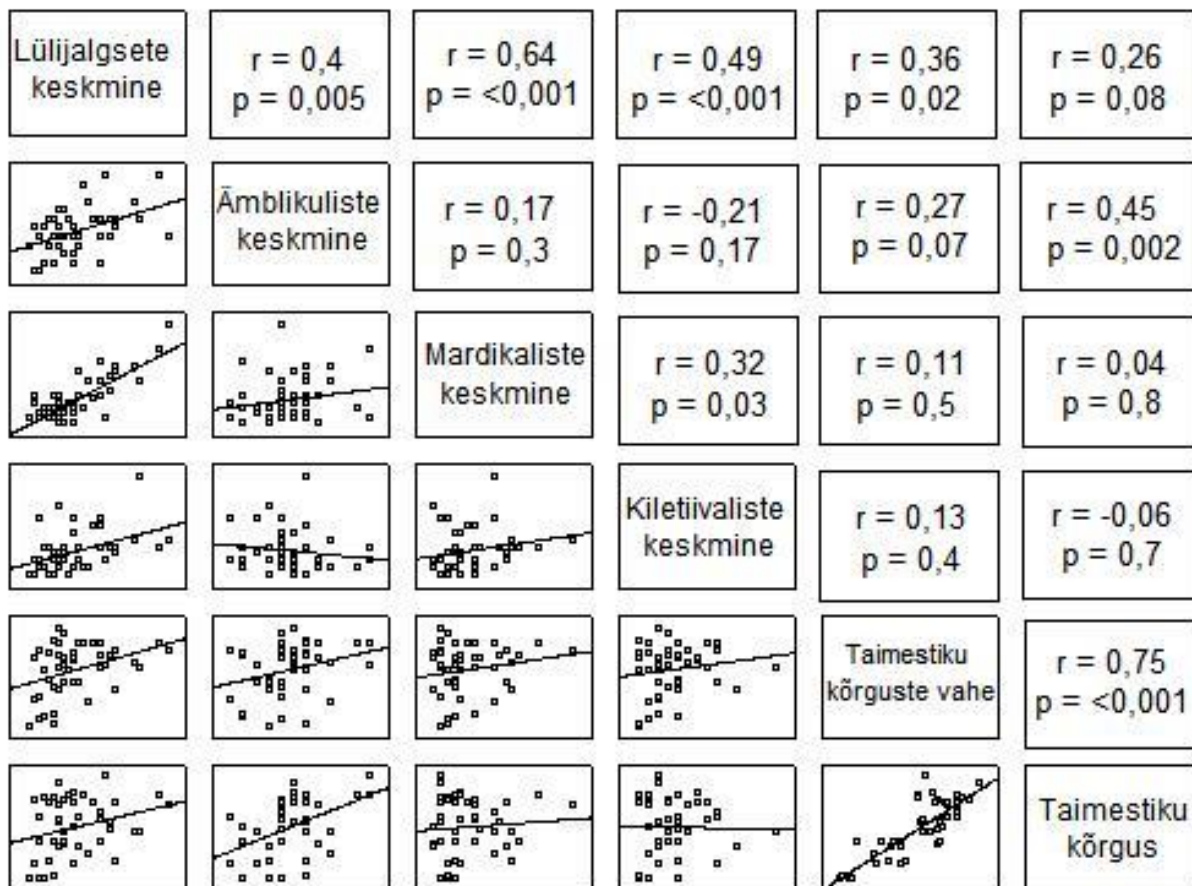


Joonis 7. a) Lüljalgsete, b) ämblikuliste, c) mardikaliste ja d) kiletiivaliste püügikordade keskmiste mediaantestid karjamaa ida ($N = 21$) ja lääne ($N = 24$) poole andmepunktide võrdluses. Ruut – mediaan, karp – kvartiilid, „vurrud“ – miinimum ja maksimum.

Sarnasel põhjusel, mis alade vahelises võrdluses, tulid ka ala siseselt lüljalgsete ja seltside vahel samad korrelatsioonid statistiliselt oluliseks. Seltsidest esines nõrk positiivne korrelatsioon

mardikaliste ja kiletiivaliste vahel. Taimestiku kõrguste vahel leiti lüljalgsetega nõrk positiivne korrelatsioon, aga taimestiku kõrgusel lüljalgsetega seost ei leitud. Taimestiku kõrguse ja ämblikuliste vahel leiti mõõdukas positiivne korrelatsioon.

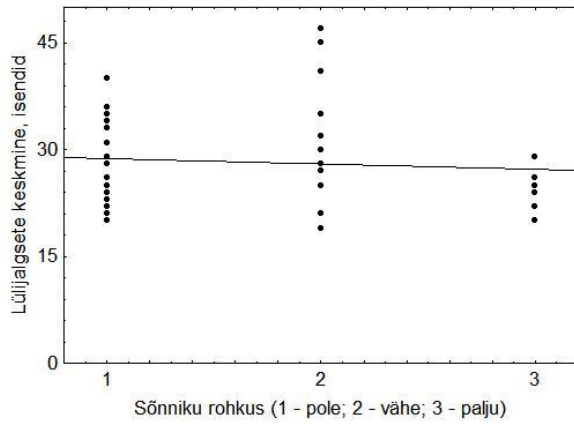
Karjamaa ida poole andmepunktides oli taimestiku üldine keskmine kõrgus 46 cm ning lääne poole andmepunktides 59 cm. Taimestiku maksimaalne kõrguste vahe oli ida pool 110 cm ja lääne pool 118 cm.



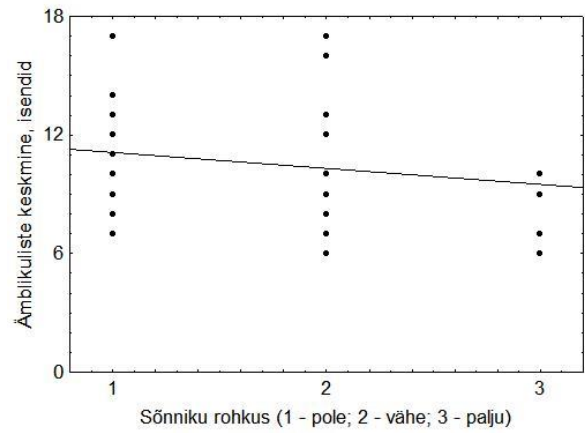
Joonis 8. Spearmani korrelatsioonimaatriks lüljalgsete koguarvu, ämblikuliste, mardikaliste, kiletiivaliste, taimestiku kõrguste vahe ja taimestiku keskmise kõrguse vahel karjamaa kõigi andmepunktide vahel. Kõigil juhtudel $N = 45$.

Lülijalgsete jaotus karjamaa andmepunktide läheduses oli sõnnikust sõltumatu (joonis 9a).

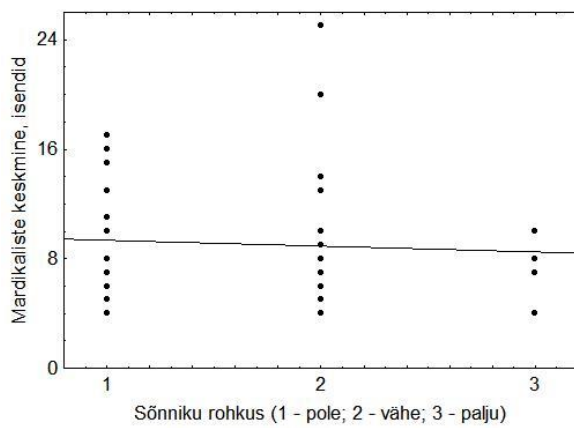
a)



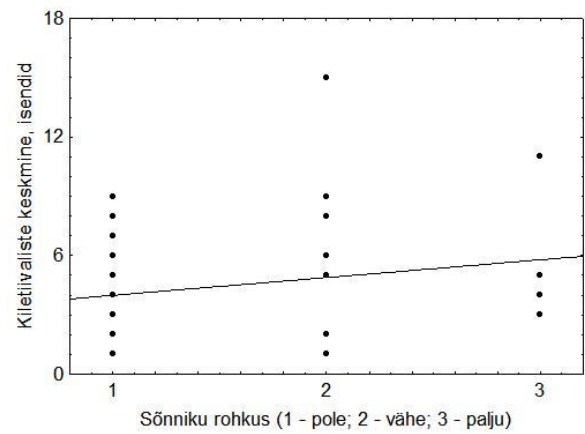
b)



c)



d)



Joonis 9. Punktdiagramm a) lülijalgsete, b) ämblikuliste, c) mardikaliste, d) kiletivaliste püügikordade keskmiste ja sõnniku rohkuse vahel. Joon – regressioonijoon.

5. ARUTELU

5.1 Lindude jaotus alade vahel ning karjamaa siseselt

Hüpotees karjamaa territooriumite suurema tiheduse kohta ei leidnud selget kinnitust: karjamaal oli vaid veidi kõrgem territooriumite tihedus, mistõttu võis antud heinamaa maastikus rolli mängida kui ajutiselt söötis ala ning olla seejuures kvaliteetne elupaik. Käesolevas töös ei erinenud nii põldlõokese kui kadakatäksi territooriumite tihedus karjamaal ja heinamaal. Kuna mõlemad alad olid tänapäevase intensiivse põllumajanduse kontekstis siiski pindalalt väikesed, siis ei saanud alade suuruste erinevuste vaheline efekt siinkohal määravaks tulla. Eelkõige aga puudus esinduslik alade valim, selleks et taolisi järeldusi teha. Heinamaal ei olnud eelneval aastal niitmist teostatud, seepärast leidis seal ka palju kuivanud rohhtaimi, mida kadakatäksid kasutavad nii toitumis- kui lauluõrrena ja ka pesa asukohana (Orlowski 2004). Samuti leidis heinamaa keskel vanu aiaposte, mida kadakatäksid kasutasid samal otstarbel nagu kuivanud taimi. Sookiuru territooriumite tuvastamine ainult karjamaal võis olla tingitud liigi toitumistehnikast, kus ta otsib nägemise abil maapinnal tegutsevaid putukaid ning seetõttu eelistab just madalamat taimestikku ja karjatamist (Atkinson *et al.* 2005).

Kahe majandamistüübi vahel oli lindude liigiline koosseis üsna sarnane. Karjamaal kohati rohkem vaid nelja liiki, kelleks olid mustsaba-vigle, valge-toonekurg, hänilane ja linavästriku. Ehkki mustsaba-vigle ja valge-toonekurg on pikajalgseid liigid, kes suudavad ka kõrgemas taimestikus liikuda, on selle laigulisuse tõttu karjamaal siiski vähem vaevalisem toitu otsida (Schifferli 2001). Hänilase esinemine vaid karjamaal on seletatav avarama põllumaa ning sobivama elupaiga olemasoluga mitmekesisemas taimestikus (Kovács-Hostyánszki *et al.* 2011). Nimelt eelistab hänilane toitu otsida hõredamast rohustikust ning tihti saadab lind kariloomi, kuid pesa teeb kohta, kus rohi on tihe ja kõrge. Antud juhul leidis hänilasele sobilikke pesapaikasid karjamaa läänepoolses osas, kus oli ka keskmiselt kõrgem taimestik võrreldes ida poolega. Linavästriku esinemine on seotud lageda maapinna olemasoluga (Atkinson *et al.* 2005), mida leidis eriti karjamaa õuealapoolsel küljel. Läheduses paiknes ka kariloomadele mõeldud joogitiik, mistõttu ümbritsev ala oli seal rohkesti tallatud. Mõlemad västriklased (*Motacillidae*) on putuktoidulised linnud, kes peavad jahti kariloomade sõnnikul toituvatele putukatele.

Ainult heinamaal kohati ühte liiki, kelleks oli hallõgija. Antud liigil on heinamaad, kus leidub neile ka vajalikke maapinnast kõrgemal asuvaid varitsemiskohti, üheks eelistatuimaks toitumisalaks (Tryjanowski *et al.* 1999). Käesolevas uurimustöös kasutas hallõgija taimestikust tegutsevate ning ka õhus lendavate toiduobjektide varitsemisel heinamaad ületavaid elektriliine. Mõlemal alal kasutas enamuse liike elektriliine toidu varitsemisel ja puhkamisel. Elektriliinid ja punktobjektid (üksikud puud, põõsastega kivihunnikud) on atraktiivsed laulupostid ning elektripostide alune taimestik võib pakkuda täiendavaid toitumis- ja pesitsemisvõimalusi, mistõttu need võivad ka intensiivse põllumajandusega aladel suurendada lindude liigirikkust ja arvukust (Tryjanowski *et al.* 2013).

Ehkki karjamaa lindude liigirikkus tuli selgelt välja vaatluste keskmist liigirikkust vaadates (joonis 2), siis ei ole antud tulemus siiski usaldusväärne. Kuna analüüsi keskmiist liigirikkust ühel vaatluskorral, siis võis näiteks üks territoriaalne sookur erinevatel vaatlustel esineda iga kord ja seetõttu hinnati ka testi vabadusastmeid üle, ehk tegelikkuses ei vastanud vaatluste arv vabadusastmetele karjamaa ja heinamaa puhul. Suur varieeruvus esines lindude üldarvukuses karjamaa ja heinamaa vahel, ehkki suurem arvukus oli karjamaal, mis kinnitaks justkui antud töö (1) hüpoteesi esimest poolt, kuid tegelikkuses olid ka lindude arvukuse andmed tugevalt pseudoreplitseeritud. Lindude üldarvu miinimumi ja maksimumi suure vahe olid tekitanud aladel toituvate kuldnokkade parved (joonis 3a). Karjamaa sõnnikuauna kasutasid toitumisalana lisaks kuldnokale aktiivselt ka teised liigid. Sarnast tulemust ei leitud, nagu esines Atkinson'i *et al.* (2005) töös, kus kuldnokk eelistas lühema taimestikuga alasid. Siinkohal võis määravaks osutuda vana ja kõdunenud sõnnikuauna paiknemine heinamaa ühes nurgas, kus kasvasid peal ainult üksikud taimepuhmikud ning puudus üleüldine kõrge taimestik, mis oleks takistanud vaenlase märkamist. Lindude toitumisalade eelistused põhinevad paljuski sellel, millest nad toituvad – kuldnokk toitub peamiselt sääriksääsklaste (*Tipulidae*) vastsetest, kes elutsevad maapinna pindmises kihis, mistõttu on kõdunenud sõnnikust neid ka kerge otsida. Devereux *et al.* (2004) leidsid, et kuldnokk eelistas toiduotsinguil lühemat taimestikku ka sel juhul, kui kõrgemas taimestikust leidis sama palju toitu, sest lühemas taimestikust oli saak kergemini kättesaadav. Kuna antud töös ei ole maastikuelementide mõju lindude arvukusele statistiliselt uuritud, siis jääb ka sõnnikuaunade mõju vaid spekulatsiooniks ja eelkõige tuleks rõhutada pseudoreplikatsiooni olemasolu lindude arvukuste võrdluses ja suhtuda tulemustesse kriitiliselt.

Varasemalt kinnitust leidnud teadmine, et põldlõoke eelistab pesitsemisel keskmise (15–60 cm) (Wilson *et al.* 1997, Donald *et al.* 2001b) ja toitumisel lühema taimestikuga alasid (Wakeham-Dawson *et al.* 1998, Atkinson *et al.* 2005) ei leidnud tõepõhist kinnitust käesolevas uurimuses – leiti küll erinevus karjamaal ja heinamaal põldlõokese arvukuse kohta vaatlusel (joonis 3d), kuid probleemiks oli taaskord pseudoreplikatsioon. Vastupidiselt kuldnokale ei kohatud ühtegi põldlõokest toitumas heinamaa sõnnikuaunal ning karjamaa sõnnikuaunal registreeriti põldlõokest vaid 4 korral 63-st. Samuti ei kattunud ükski põldlõokese territoorium sõnnikuaunadega, kuigi on täheldatud, et põldlõoke võib toituda ka väljaspool oma territooriumi (Rahman *et al.* 2012). Võib taaskord vaid spekuloida, et kvaliteetsete toitumisalade mittekasutamine võis olla tingitud sõnnikuaunade paiknemisest uuritavate alade servades, kus heinamaal oli sellele väga lähedal metsaserv ja karjamaal õueala koos kõrgete puudega. Teatavasti väldivad põldlõokesed kõrge puustuga põlluservasid, sest see võib tähendada nende jaoks kõrgeenenud kisklusriski (Wilson *et al.* 1997, Morris ja Gilroy 2008).

Linde kohati rohkem karjamaa ida pool ning samuti oli taimestiku keskmine kõrgus madalam ida pool, sest kariloomad kasutasid seda poolt tihedamini ning sellel poolel paiknes ka joogitiik ning läheduses loomalaut. Seega võiks arvata, et eriti just väiksemad linnud eelistasid toituda madalama taimestiku tõttu karjamaa ida pool (Söderström *et al.* 2001), kuid määravamaks võis osutuda sõnnikuaun, mis paiknes samuti karjamaa ida pool, millel vaadeldi umbes üks kolmandik lindudest. Siiski ei tasu ka siinkohal unustada linnuvaatlusandmete pseudoreplitseeritust ja alade valimi esinduslikkuse puudumist, mistõttu ei ole võimalik teha üldistusi mõõduka karjatamise positiivse mõju kohta lindudele.

5.2 Toiduressursside jaotus alade vahel ning karjamaa siseselt

Holland'i *et al.* (2006) ülevaatlikus Euroopa põllumajandusmaastiku lindude toidusedeli metauurimuses osutasid värvulistele kõige olulisemateks maapinna läheduses elutsevateks toiduobjektideks mardikalised, ämblikulaadsed (*Arachnids*), kiletiivalised ja nokalised ning kõigile lindudele olid kahanevas järjekorras olulised järgmised selgrootud: mardikalised, nokalised, liblikalised, kahetiivalised, ämblikulised/koibikulised ning kiletiivalised. Antud uurimuse meetodiga, kus kasutati maapinnaga tasaselt paigutatud lõkse, püüti samuti kahanevas järjekorras kõige enam just ämblikulaadsete hõimkonna esindajaid – ämblikulisi, mardikalisi ning kiletiivalisi. Ainuke rühm, keda ei olnud võimalik kasutatud meetodiga püüda olid liblikalised.

Samuti ei vähenda kõrgem ning seetõttu ka tihedam taimeistik maapinnal olevate lõksude püüdmisedukust, vastupidiselt – kõige vähem langeb selgrootuid lõksudesse madalaima taimeistiku tihedusega aladel (Goławski ja Goławska 2008, Hoste-Danyłow *et al.* 2010). Samas puuduvad ka lindudele oluliste lülijalgsete suhtelisi arvukusi hõlmavad uurimused rohumaaal, sest kõiki erineva eluviisiga rühmi on keeruline samaaegselt erinevate meetoditega ja piisava täpsusega püüda. Muidugi tuleb ettevaatlikkusega suhtuda erinevate tehnikate tõlgendamisse, sest kõikidel püügimeetoditel esineb kallutatuse teatud rühmade suhtes, mis omakorda tekitab mittevastavuse lindude tegeliku toidusedeli ning kättesaadavuse osas.

Kruess ja Tschardtke (2002) töös leitud tulemuste põhjal tuleb mittekarjatamise positiivne mõju seoses putukate arvukusega kõige selgemini välja karjamaa ja heinamaa võrdluses. Käesolevas töös leidis lülijalgseid rohkem heinamaal, kuid nende andmete põhjal ei ole võimalik eelmise töö tulemusi kinnitada, sest andmepunktide valim oli liiga väike, selleks et teha järeldusi terve ala kohta või seostada seda otseselt majandamisrežiimiga. Samuti oli taaskord põhiliseks kitsaskohaks kõigest ühe aladepaari analüüsimine, mistõttu pole võimalik üldistavaid järeldusi teha. Lisaks leiti erinevus, et heinamaal leidis uuritavatest seltsidest rohkem ämblikulisi ning kiletiivalisi. Heinamaal esinev taimeistik oli märgatavalt kõrgem kui karjamaal ja seetõttu ka taimeistik on seal juba iseenesest keerukama struktuuriga, mistõttu tagab see lülijalgsete erinevate eluetappide jaoks vajalikud tingimused (Atkinson *et al.* 2005). Samuti tuli karjamaa ja heinamaa andmete korrelatsioonis välja mõõdukas positiivne seos lülijalgsete arvukuse ja taimeistiku kõrguse vahel. Ämblikuliste mõõdukas positiivne korrelatsioon kõrgema taimeistikuga oli tingitud ühest erindist (joonis 6). Võib spekuloida, et nende suurem arvukus heinamaa andmepunktides võis tingitud olla näiteks parematest võrgu kudumise võimalustest, mis omakorda tagaks neile veelgi suurema toidusaagi, kuna kõrgemas taimeistikus leidub neile olulisi saakloomi rohkem (Vickery *et al.* 2001). Siinkohal leidis käesoleva töö (1) hüpoteesi teine pool kinnitust, et lülijalgseid leidis rohkem heinamaa andmepunktides kui karjamaa andmepunktides.

Kõrgema taimeistikuga kaasneb putukate jaoks suurem ökoloogiliste nišside varieeruvus, stabiilsem keskkond ja piisavalt taimset biomassi, mis omakorda on sobilik herbivoorsetele putukatele, kes jällegi meelitavad ligi enda looduslikke vaenlasi, nagu näiteks ämblikulisi ja röövtoidulisi mardikaid nagu jooksiklased (*Carabidae*), kelle puhul on tõestatud, et nad suudavad tuvastada putukaterohkeid alasid (Benton *et al.* 2003). Samuti ei pruugi röövtoidulised lülijalgsed

pidevalt kõrges taimestikis jahti pidada, vaid saavad seda kasutada ka vaenlaste eest peitumisel (Morris 2000). Käesoleva töö tulemustest võib vaid oletada, et antud karjatamiskoormus oli uuritavatest seltsidest vastuvõetav mardikalistele (joonis 5c), sest heinamaa andmepunktide valim ei olnud esinduslik. Kiletiivaliste arvukuse erinevus (joonis 5d) võis olla tingitud sellest, et heinamaal paiknes rohkem sipelgapesasid, sest peamiselt sattus kiletiivalistest püünistesse perekond sipelglaste (*Formicidae*) esindajaid. Kiletiivaliste heinamaa eelistamist toetaks osaliselt ka nõrk negatiivne seos taimestiku kõrguste vahega ning nõrk positiivne seos taimestiku kõrgusega karjamaa ning heinamaa andmepunktide võrdluses (joonis 6).

Karjamaa eri poolte andmepunktide vahel ei leitud erinevust lüljalgsete arvukuse vahel (joonis 7a), kuigi see ei lükka ümber (2) hüpoteesi, et karjamaa andmepunktides on lüljalgsete jaotus eri poolte vahel ebahühtlane, sest karjamaa siseselt võrreldi samuti ainult ühte aladepaari. Taimestiku keskmine kõrgus oli veidi suurem karjamaa lääne poole andmepunktides, mille puhul leiti ka suurem ämblikuliste arvukus ning leiti ka mõõdukas positiivne seos taimestiku kõrguse ja ämblikuliste vahel (joonis 8). Karjamaa andmepunktidel leiti nõrk positiivne seos mardikaliste ja kiletiivaliste vahel. Parasiitide vältimiseks kariloomad üldiselt värske sõnniku lähiümbruses ei toitu ja seetõttu võib sõnniku läheduses esineda ka kõrgem taimestik. Kariloomade tekitatud taimepuhmikutel on oluline osa lüljalgsete jaotumisel karjamaal: puhmikutes on palju vähem häiritud ning stabiilsem keskkond, mis võib osutada pikaajaks varjupaigaks lüljalgsetele (Vickery *et al.* 2001).

Sõnnik meelitab ligi koprofaagseid putukaid ning täienenud lämmastikuvaru soosib herbivoorsete putukate toiduresursside suurenemist (Dumont *et al.* 2009). Käesoleva töö (3) hüpotees, et lüljalgsete jaotus karjamaa andmepunktide korral on sõnnikust sõltuv (joonis 9), ei leidnud kinnitust, sest värske sõnnik meelitab eelkõige ligi lendavaid putukaid (Helden *et al.* 2010), keda maapinnas olevate lõksudega ei ole võimalik püüda. Samuti hinnati sõnniku rohkust vaid ühel kuupäeval ning see hinnang ei andnud täielikku ülevaadet, mistõttu ei pruukinud seosed selgelt punktdiagrammidel välja tulla.

5.3 Järeldused seostest

Lindude arvukuste erinevus võis statistiliselt oluliseks tulla eelkõige pseudoreplitseeritud vaatlusandmete tõttu. Samuti lindude arvukuste erinevustes mängisid olulist rolli lisaks taimeestikule ja sõnnikule ka maastikuelemendid. Taoliste maastikku rikastavate maastikuelementide puudumine võib viidata ka suuremale põllumajanduslikule intensiivsusele (Benton *et al.* 2003). 2010. aasta Põllumajandusloenduse andmetel on Eestis toimunud karjapidamises väga suur koondumine: üle kolme neljandiku veistest peetakse vähemalt sajapealistes karjades; majapidamiste arvu vähenemine ja põllumajandustootmise koondumine suurematesse majapidamistesse on iseloomulik kogu Euroopa Liidule, kuid Eestis toimub see kordades kiiremini kui Euroopa Liidus keskmiselt (<http://www.stat.ee/50480>). Siinkohal on oluline säilitada väiketalupidamiste konkurentsivõimelisus. Kõige lihtsam viis põllumajandusmaastikku heterogeensemaks muuta on luua majandamisest kõrvale jäetud alasid (McCracken ja Tallwin 2004). Euroopas on need alad end õigustanud viljelusmaa loodusliku mitmekesisuse säilitamisel, sest nende olemasolule on positiivselt reageerinud eelkõige langeva arvukusega linnud (Van Buskirk ja Willi 2004). Keeruline on propageerida suurte alade söötijätmist, kuid Anderson *et al.* (2013) näitasid, et karjamaadele põlluservade tekitamine tarade abil tagab põlluäärtel lüljalgsete suurema mitmekesisuse ja arvukuse. Samuti on nende sõnul võrreldes põllukultuuridega suhteliselt vähe uuritud rohumaade põlluservade säilitamise võimalikke eeliseid.

Selleks, et antud töö ei jääks ainult kahe ala andmepunktide vaheliseks võrdluseks, tuleks tulevikus erinevate majandamistüüpide toiduresursside jaotuse seostamiseks lindudega koguda andmeid rohkematelt aladelt. Käesolevas töös kasutatud lüljalgsete kogumise meetodika ei kirjeldanud täielikult alade vahelist toiduresursside jaotust, kuid lahenduseks võiks olla see, kui vaadelda alade sees väiksemaid alasid, milleks oleksid lindude territooriumid. Igal aladepaaril tuleks kaardistada ainult territoriaalse käitumisega linnud ja nende esinemiskohtade ümber luua igale isendile selle liigi nõudlustele vastava raadiusega puhverala. Lisaks territooriumite kaardistamisele tuleks võrdluseks luua ka referentsalad. Seejärel juhuslikult paigutada kõikidele territooriumitele ja referentsaladele lüljalgsete kogumiseks transektid. Lüljalgsete kogumise periood võiks jääda samaks, sest käesolevas töös püüti esimesel püügikorral kõige rohkem lüljalgseid. Samas tegu oli vaid ühe aladepaariga, seega võib rohkemate alade korral lüljalgsete

püügiedukus varieeruda vastavalt aladele või ka aastale. Alade enda omaduste tõttu võis sealne putukakooslus olla teatud sarnasusega ja seepärast võiks arvata, et andmepunktid pole iseseisvad. Siinkohal on näidatud, et maapinnal elutsevate lüljalgsete tegevuspiirkond on üsna väike (Norment 1987). Metoodiliselt oleks see lahendatav taaskord sellega, et uuring oleks läbiviidud mitmel alal ja selle põhjal oleks võimalik väita, et neid alasid mõjutasid erinevad tegurid. Keskkonnatunnustest tuleks mõõta ka maastikuelementide hulk, pikkus või pindala. Samuti tuleks arvestada erinevate alade majandamisintensiivsust. Selleks, et uurida sõnniku rohkuse ja lüljalgsete vahelist seost täpsemini, tuleks sõnniku rohkest hinnata lüljalgsete püügikordadega samal ajal kui lõksud on aktiivsed. Samuti võiks lisaks maapinnal olevatele lõksudele teostada ka kahapüüke, et saada veelgi ülevaatlikum andmestik lüljalgsetest.

6. KOKKUVÕTE

Põllumajanduse intensiivistumine on kaasa toonud erinevate põllumajandusmaastikku asustavate liikide olukorra halvenemise. Rohkem kui pool maailma parasvöötme rohumaadest on kasutusel põllumajanduses, mis jätab põllumajandusmaastiku peamiseks sigimis- ja toitumispaigaks paljudele liikidele. Sellega seoses on karjamaad olulised elupaigad ja muutused nende majandamise intensiivsuses või ajastuses mõjutavad ka sealse ökosüsteemi toimimist. Kuna põllumajandusliku tegevuse tagajärjed ei puuduta linde ainult otseselt, vaid ulatuvad kaudselt nendeni ka toiduahela kaudu, siis on tähtis määratleda ka peamiste toiduressursside olukord. Enamik linnuliike on arvukamad heterogeenses maastikus kui lagedatel põldudel, millest võib järeldada, et maastiku mosaiiksus mõjub lindudele positiivselt. Seetõttu oli antud töö peamiseks eesmärgiks välja selgitada ühe aladepaari võrdluses lindude arvukus ja lülijalgsete jaotus ühe väiketalupidamise näitel Põlvamaal.

Uurimuse hüpoteesid on: (1) mõõduka karjatamiskoormusega karjamaal (17 ha) on nii lindude territooriumite tihedus, liigirikkus ja arvukus suurem, kuid neile toiduks oluliste lülijalgsete arvukus on suurem heinamaa andmepunktide korral (13 ha); (2) karjamaa andmepunktide korral on lülijalgsete jaotus samuti ebaühtlane; (3) lülijalgsete jaotus karjamaa andmepunktide korral on sõnnikust sõltuv. Kuna kõrges ja tihedas taimestikus ei pruugi mitmed linnud toidu leidmisega hakkama saada, siis analüüsi ka lülijalgsete ning taimestiku vahelisi seoseid nii karjamaa ja heinamaa andmepunktide korral kui ka karjamaa kõigi andmepunktide korral.

Linnuvaatlused viidi läbi lindude kaardistamise meetodiga. Välitööd lindude vaatlusandmete kogumiseks toimusid 2013. aasta mai keskpaigast juuni lõpuni. Kokku toimus mõlemal alal 16 linnuvaatlust, mille käigus märgiti üles 600 lindu 18-st liigist. Lisaks lindude koguarvule uuriti ka kolme kõige arvukamat linnuliiki, kelleks olid kuldnokk, kadakatäks ja põldlõoke.

Põllumajandusmaastiku lindude toidusedelis on suur osatähtsus erinevatel lülijalgsetel, mistõttu oli antud magistritöö üheks ülesandeks selgitada välja lülijalgsete arvukus ja kolme kõige rohkemaarvulisema seltsi arvukus, kelleks osutusid ämblikulised, mardikalised ja kiletiiivalised. Lülijalgseid koguti kolmel kuupäeval juunis, maapinnalt püünislõksudega ning hiljem määrati püütud isendid seltsideni. Karjamaale paigutati kolm transekti kokku 45 lõksuga ning heinamaale üks transekt 13 lõksuga. Lõksud paiknesid 20 meetriste vahedega. Karjamaa siseste erinevuste

väljaselgitamiseks lindude ja lülijalgsete vahel, lõigati maa-ala mõttelise joonega pooleks: ida poole jäi 24 lõksu ja lääne poole 21 lõksu. Seejärel loeti kokku ka mõlemale poolele märgitud lindude arv.

Hüpotees, et lindude territooriumite tihedus, liigirikkus ja arvukus on kõrgem karjamaal, kuid neile toiduks olulisi lülijalgseid leidub seal vähem, leidis osaliselt kinnitust. Lülijalgseid leidis rohkem heinamaa andmepunktides. Territooriumite tihedused põldlõokesel ja kadakatäksil olid karjamaal vaid veidi kõrgemad. Siinkohal tuvastati keskmiselt rohkem linnuliike vaatluskordadel karjamaal ja samuti lindude arvukus oli kõrgem karjamaal, kuid pseudoreplitseerituse tõttu ei ole need tulemused usaldusväärsed. Taimestiku kõrguse ja lülijalgsete vahel leiti kahe ala andmete puhul mõõdukas positiivne korrelatsioon ning ainult karjamaa andmete puhul selgus taimestiku kõrguste vahe ja lülijalgsete vahel nõrk positiivne korrelatsioon. Lülijalgsete jaotus karjamaa andmepunktide korral ei olnud ebaühtlane, ega ka sõnniku rohkusest sõltuv. Sellegipoolest ei lükka antud töö ümber hüpoteesi lülijalgsete jaotuse ja sõnniku rohkuse vahel, vaid juhib tähelepanu meetodikas tekkida võivatele vigadele. Näiteks tuleks teha lisaks ka kahapüüke, et saada andmeid lendavate putukate ning taimestiku ülemises kihis tegutsevate lülijalgsete kohta. Eelkõige tuleks koguda andmeid suurema lülijalgsete valimi kohta, mitmekesisemate meetoditega ning rohkematelt aladelt. Samuti peaks läbi viima rohkem sõnniku hindamisi ning tuleks arvestada maastikuelementide mõju lindude arvukusele ja ilmingimata vältima pseudoreplikatsiooni.

7. SUMMARY

The relationship of bird abundance and their food resources based on two grasslands

Intensified agricultural practices have caused damage to the living conditions of farmland-inhabiting species with more than half of the world's temperate grasslands used for agriculture. This means that many species use agricultural land as a main foraging area and breeding habitat. Pastures can thus be considered an important habitat, the ecosystem functions of which are influenced by the intensity and temporality of the agricultural activities performed on them. The consequences of agricultural activities do not only directly affect birds, but also influence them indirectly through food chain interactions. It is therefore important to determine potential threats to the relevant food components. Because most bird species are more numerous in heterogeneous landscapes than in open lands, it can be presumed that mosaic landscapes have a positive effect on farmland bird populations. The main aim of this study was thus to determine the abundance of birds and arthropods on one pair of grasslands in small farm in Põlva County.

The hypotheses are: (1) on a pasture (17 ha) with moderate grazing pressure, birds' territory density, species richness and abundance will be higher than those of birds on a meadow (13 ha), however the abundance of arthropods will be higher on a meadow data points; (2) arthropod distribution is uneven within the pasture data points (3) arthropod distribution on the pasture data points is directly dependent on the amount of manure. Because high and dense vegetation can limit foraging for many farmland birds, arthropod abundance and vegetation were analyzed both pasture and meadow data points together, and within data points of the pasture.

Bird observations were conducted using a territory mapping method. Fieldwork for gathering observation data lasted from the middle of May to the end of June 2013. Altogether 16 observations were conducted on both study areas with 600 birds of 18 species documented. In addition to the total number of birds, three of the most abundant species (starling (*Sturnus vulgaris*), whinchat (*Saxicola rubetra*) and skylark (*Alauda arvensis*)) were studied more closely.

Various arthropods figure dominantly in farmland birds' diets. Because of this, one of the aims of this study was to determine the general abundance of arthropods and that of the three most abundant orders on areas of irregular mowing and moderate grazing. Arthropods were collected

on three days in June, using pitfall traps on the ground and later determining individuals to the accuracy of orders. Results showed that the most abundant overall arthropod orders were *Araneae*, *Coleoptera* and *Hymenoptera*. Three transects were placed on the pasture with a total of 45 traps, and one on the meadow with 13 traps. The traps were laid out with 20 meter steps between them. To determine differences within the pasture, the area was divided into two parts by an imaginary line, leaving 24 traps on the right side, and 21 on the left. Bird abundances were consequently enumerated for both sides of the pasture.

The hypothesis that birds' territory density, species richness and abundance are higher on the pasture and arthropod abundance is lower there was partially confirmed. In fact there were more arthropods on the meadow data points. Territory densities of skylark and whinchat were only somewhat higher on the pasture. On average, more bird species were observed on the pasture and pasture bird abundance was also higher, however due to pseudoreplication these results were not reliable. Data from both study areas showed a moderate correlation between height of vegetation and arthropod abundance. Pasture data showed a weak positive correlation between height of vegetation and arthropod abundance. Distribution of arthropod abundance on the pasture data points was shown to be even and not related to abundance of manure. Never the less, this study does not deny the hypothesis about arthropod distribution and manure abundance, but instead points to methodological errors and makes recommendations for better methodological approaches in future studies. For example, sweep netting could provide valuable information about flying insects or those living in the higher parts of vegetation. Above all, data about arthropods should be gathered from more areas with larger sample sizes, using more varied methods. More assessments of manure abundance are also recommended, as is accounting for landscape elements' effect on bird abundance. Also there is absolute need to avoid the pseudoreplication.

8. TÄNUAVALDUSED

Suur tänu maaomanikule Helju Mikitalole, kes lubas oma maal antud välitööd läbi viia. Samuti olen tänulik oma juhendajale, Jaanus Eltsile, kes oli abiks ja toeks minu magistritöö valmimisel. Veel soovin tänada ka Asko Lõhmust konstruktiivse kriitika eest töö sisu parandamiseks.

9. KASUTATUD KIRJANDUS

- Adams, E. S. 2001.** Approaches to the Study of Territory Size and Shape. *Annual Review of Ecology and Systematics* 32: 277–303.
- Anderson, A., Carnus, T. I. M., Helden, A. J., Sheridan, H., Purvis, G. 2013.** The influence of conservation field margins in intensively managed grazing land on communities of five arthropod trophic groups. *Insect Conservation and Diversity* 6: 201–211.
- Atkinson, P. W., Buckingham, D., Morris, A. J. 2004.** What factors determine where invertebrate-feeding birds forage in dry agricultural grasslands? *Ibis* 146: 99–107.
- Atkinson, P. W., Fuller, R. J., Vickery, J. A., Conway, G. J., Tallowin, J. R. B., Smith, R. E. N., Haysom, K. A., Ings, T. C., Asteraki, E. J., Brown, V. K. 2005.** Influence of agricultural management, sward structure and food resources on grassland field use by birds in lowland England. *Journal of Applied Ecology* 42: 932–942.
- Bairlein, F. 1983.** Habitat selection and associations of species in European passerine birds during southward, post-breeding migrations. *Ornis Scandinavica*: 239–245.
- Benton, T. G., Vickery, J. A., Wilson, J. D. 2003.** Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? *Trends in Ecology & Evolution* 18: 182–188.
- Bibby, C. J., Burgess, N. D., Hill, D. A, Mustoe, S. H. 1992.** Bird census techniques. Academic Press, London: 44–49.
- Bibby, C., Jones, M., Marsden, S. 1998.** Bird Surveys. Expedition Field Techniques. Expedition Advisory Centre. London: 15–34.
- Bowman, J. 2003.** Is dispersal distance of birds proportional to territory size? *Canadian Journal of Zoology* 81: 195–202.
- Brickle, N. W., Harper, D. G. C., Aebischer, N. J., Cockayne, S. H. 2000.** Effects of agricultural intensification on the breeding success of corn buntings *Miliaria calandra*. *Journal of Applied Ecology* 37: 742–755.

- Briefer, E., Rybak, F., Aubin, T. 2008.** When to be a dear enemy: flexible acoustic relationships of neighbouring skylarks, *Alauda arvensis*. *Animal Behaviour* 76: 1319–1325.
- Brown, J. L., Orians, G. H. 1970.** Spacing Patterns in Mobile Animals. *Annual Review of Ecology and Systematics* 1: 239–262
- Broyer, J., Curtet, L., Boissenin, M. 2012.** Does breeding success lead meadow passerines to select late mown fields? *Journal of Ornithology* 153: 817–823.
- Buckingham, D. L., Peach, W. J., Fox, D. S. 2006.** Effects of agricultural management on the use of lowland grassland by foraging birds. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 112: 21–40.
- Butler, S. J., Gillings, S. 2004.** Quantifying the effects of habitat structure on prey detectability and accessibility to farmland birds. *Ibis* 146: 123–130.
- Chamberlain, D., Wilson, J. D., Fuller, R. J. 1999.** A comparison of bird populations on organic and conventional farm systems in southern Britain. *Biological Conservation* 88: 307–320.
- Dennis, P., Skartveit, J., McCracken, D. I., Pakeman, R. J., Beaton, K., Kunaver, A., Evans, D. M. 2008.** The effects of livestock grazing on foliar arthropods associated with bird diet in upland grasslands of Scotland. *Journal of Applied Ecology* 45: 279–287.
- Devereux, C. L., McKeever, C. U., Benton, T. G., Whittingham, M. J. 2004.** The effect of sward height and drainage on Common Starlings *Sturnus vulgaris* and Northern Lapwings *Vanellus vanellus* foraging in grassland habitats. *Ibis* 146: 115–122.
- Donald, P. F., Green, R. E., Heath, M. F. 2001a.** Agricultural intensification and the collapse of Europe's farmland bird populations. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 268: 25–29.
- Donald, P. F., Evans, A. D., Buckingham, D. L., Muirhead, L. B., Wilson, J. D. 2001b.** Factors affecting the territory distribution of Skylarks *Alauda arvensis* breeding on lowland farmland. *Bird Study* 48: 271–278.

- Donald, P. F., Pisano, G., Rayment, M. D., Pain, D. J. 2002.** The Common Agricultural Policy, EU enlargement and the conservation of Europe's farmland birds. *Agriculture Ecosystems & Environment* 89: 167–182.
- Donald, P. F., Sanderson, F. J., Burfield, I. J., van Bommel, F. P. J. 2006.** Further evidence of continent-wide impacts of agricultural intensification on European farmland birds, 1990–2000. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 116: 189–196.
- Dumont, B., Farruggia, A., Garel, J.-P., Bachelard, P., Boitier, E., Frain, M. 2009.** How does grazing intensity influence the diversity of plants and insects in a species-rich upland grassland on basalt soils? *Grass and Forage Science* 64: 92–105.
- Eraud, C., Boutin, J.-M. 2002.** Density and productivity of breeding Skylarks *Alauda arvensis* in relation to crop type on agricultural lands in western France: Small field size and the maintenance of set-aside and lucerne are important to ensure high breeding pair densities and productivity. *Bird Study* 49: 287–296.
- Eschen, R., Brook, A. J., Maczey, N., Bradbury, A., Mayo, A., Watts, P., Buckingham, D., Wheeler, K., Peach, W. J. 2012.** Effects of reduced grazing intensity on pasture vegetation and invertebrates. *Agriculture Ecosystems & Environment* 151: 53–60.
- Fischer, K., Busch, R., Fahl, G., Kunz, M., Knopf, M. 2013.** Habitat preferences and breeding success of Whinchats (*Saxicola rubetra*) in the Westerwald mountain range. *Journal of Ornithology* 154: 339–349.
- Gołowski, A., Goławska, S. 2008.** Habitat preference in territories of the red-backed shrike *Lanius collurio* and their food richness in an extensive agriculture landscape. *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae* 54: 89–97.
- Gottschalk, T. K., Huettmann, F. 2011.** Comparison of distance sampling and territory mapping methods for birds in four different habitats. *Journal of Ornithology* 152: 421–429.
- Gregory, R. D., Gibbons, D. W., Donald, P. F. 2004.** Bird census and survey techniques. *Bird ecology and conservation* 17–56.

- Helden, A.J., Anderson, A., Sheridan, H., Purvis, G. 2010.** The role of grassland sward islets in the distribution of arthropods in cattle pastures. *Insect Conservation and Diversity* 3: 291–301.
- Henderson, I. G., Holland, J. M., Storkey, J., Lutman, P., Orson, J., Simper, J. 2012.** Effects of the proportion and spatial arrangement of uncropped land on breeding bird abundance in arable rotations. *Journal of Applied Ecology* 49: 883–891.
- Hinsley, S. A. 2000.** The costs of multiple patch use by birds. *Landscape Ecology* 15: 765–775.
- Holland, J. M., Hutchison, M. A. S., Smith, B., Aebischer, N. J. 2006.** A review of invertebrates and seed-bearing plants as food for farmland birds in Europe. *Annals of Applied Biology* 148: 49–71.
- Hoste-Danylow, A., Romanowski, J., Zmihorski, M. 2010.** Effects of management on invertebrates and birds in extensively used grassland of Poland. *Agriculture Ecosystems & Environment* 139: 129–133.
- Klvaňová, A., Voříšek, P., Gregory, R. D., van Strien, A., Gmelig Meyling A. 2009.** Wild birds as indicators in Europe: latest results from the Pan-European Common Bird Monitoring Scheme (PECBMS). *Avocetta* 33: 7–12.
- Kovács-Hostyánszki, A., Batáry, P., Peach, W. J., Báldi A. 2011.** Effects of fertilizer application on summer usage of cereal fields by farmland birds in central Hungary. *Bird Study* 58: 330–337.
- Kruess, A., Tschardtke, T. 2002.** Contrasting responses of plant and insect diversity to variation in grazing intensity. *Biological Conservation* 106: 293–302.
- Lima, S. L. 2009.** Predators and the breeding bird: behavioral and reproductive flexibility under the risk of predation. *Biological reviews* 84: 485–513.
- McCracken, D. I., Tallwin, J. R. 2004.** Swards and structure: the interactions between farming practices and bird food resources in lowland grasslands. *Ibis* 146: 108–114.

- Morris, M. G. 2000.** The effects of structure and its dynamics on the ecology and conservation of arthropods in British grasslands. *Biological Conservation* 95: 129–142.
- Morris, A. J., Gilroy, J. J. 2008.** Close to the edge: predation risks for two declining farmland passerines. *Ibis* 150: 168–177.
- Müller, M., Spaar, R., Schifferli, L., Jenni, L. 2005.** Effects of changes in farming of subalpine meadows on a grassland bird, the whinchat (*Saxicola rubetra*). *Journal of Ornithology* 146: 14–23.
- Newton, I. 2004.** The recent declines of farmland bird populations in Britain: an appraisal of causal factors and conservation actions. *Ibis* 146: 579–600.
- Nievergelt, B., Schiess, H. 1984.** Animal Response to Land-Use Changes in Grindelwald, Switzerland. *Mountain Research and Development* 4: 5–14.
- Norment, C. J. 1987.** A comparison of three methods for measuring arthropod abundance in tundra habitats and its implications in avian ecology. *Northwest Science* 61: 191–198.
- Orlowski, G. 2004.** Abandoned cropland as a habitat of the Whinchat *Saxicola rubetra* in SW Poland. *Acta Ornithologica* 39: 59–66.
- Poulsen, J. G., Sotherton, N. W., Aebischer, N. J. 1998.** Comparative Nesting and Feeding Ecology of Skylarks *Alauda arvensis* on Arable Farmland in Southern England with Special Reference to Set-Aside. *Journal of Applied Ecology* 35: 131–147.
- Pärt, T., Söderström, B. 1999.** The effects of management regimes and location in landscape on the conservation of farmland birds breeding in semi-natural pastures. *Biological Conservation* 90: 113–123.
- Rahman, M. L., Tarrant, S., McCollin, D., Ollerton, J. 2012.** Influence of habitat quality, landscape structure and food resources on breeding skylark (*Alauda arvensis*) territory distribution on restored landfill sites. *Landscape and Urban Planning* 105: 281–287.
- Romanowski, J., Żmihorski, M. 2008.** Selection of foraging habitat by grassland birds: effect of prey abundance or availability? *Polish Journal of Ecology* 56: 365–370.

- Schifferli, L. 2001.** Birds Breeding in a Changing Farmland. *Acta Ornithologica* 36: 35–51.
- Shitikov, D., Fedotova, S., Gagieva, V., Fedchuk, D., Dubkova, E., Vaytina, T. 2012.**
Breeding-site fidelity and dispersal in isolated populations of three migratory passerines.
Ornis Fennica 89: 53–62.
- Suhonen, J., Norrdahl, K., Korpimäki, E. 1994.** Avian predation risk modifies breeding bird community on a farmland area. *Ecology*: 1626–1634.
- Söderström, B., Pärt T. 2000.** Influence of landscape scale on farmland birds breeding in semi-natural pastures. *Conservation Biology* 14: 522–533.
- Söderström, B., Pärt, T., Linnarsson, E. 2001.** Grazing effects on between-year variation of farmland bird communities. *Ecological Applications* 11: 1141–1150.
- Taube, F., Gierus, M., Hermann, A., Loges, R., Schonbach, P. 2013.** Grassland and globalization-challenges for northwest European grass and forage research. *Grass and Forage Science* 69: 2–16..
- Tryjanowski, P., Hromada, M., Antczak, M. 1999.** Breeding habitat selection in the Great Grey Shrike *Lanius excubitor*-the importance of meadows and spring crops. *Acta Ornithologica* 34: 59–63.
- Tryjanowski, P., Gołdyn, B., Surmacki, A. 2002.** Influence of the red fox (*Vulpes vulpes*, Linnaeus 1758) on the distribution and number of breeding birds in an intensively used farmland. *Ecological Research* 17: 395–399.
- Tryjanowski, P., Sparks, T. H., Jerzak, L., Rosin, Z. M., Skórka, P. 2013.** A paradox for conservation: electricity pylons may benefit avian diversity in intensive farmland. *Conservation Letters* 7, 34–40.
- Van Buskirk, J., Willi, Y. 2004.** Enhancement of farmland biodiversity within set-aside land. *Conservation Biology* 18: 987–994.
- Vickery, J. A., Tallowin, J. R., Feber, R. E., Asteraki, E. J., Atkinson, P. W., Fuller, R. J., Brown, V. K. 2001.** The management of lowland neutral grasslands in Britain: effects of

agricultural practices on birds and their food resources. *Journal of Applied Ecology* 38: 647–664.

Wakeham-Dawson, A., Szoszkiewicz, K., Stern, K., Aebischer, N. J. 1998. Breeding skylarks *Alauda arvensis* on Environmentally Sensitive Area arable reversion grass in southern England: survey-based and experimental determination of density. *Journal of Applied Ecology* 35: 635–648.

Whittingham, M. J., Evans, K. L. 2004. The effects of habitat structure on predation risk of birds in agricultural landscapes. *Ibis* 146: 210–220.

Whittingham, M. J., Swetnam, R. D., Wilson, J. D., Chamberlain, D. E., Freckleton, R. P. 2005. Habitat selection by yellowhammers *Emberiza citrinella* on lowland farmland at two spatial scales: implications for conservation management. *Journal of Applied Ecology* 42: 270–280.

Wilson, J. D., Evans, J., Browne, S. J., Jon, R. K. 1997. Territory Distribution and Breeding Success of Skylarks *Alauda arvensis* on Organic and Intensive Farmland in Southern England. *Journal of Applied Ecology* 34: 1462–1478.

Wilson, J. D., Whittingham, M. J., Bradbury, R. B. 2005. The management of crop structure: a general approach to reversing the impacts of agricultural intensification on birds? *Ibis* 147: 453–463.

Woodcock, B. A., Pywell, R. F., Roy, D. B., Rose, R. J., Bell, D. 2005. Grazing management of calcareous grasslands and its implications for the conservation of beetle communities. *Biological Conservation* 125: 193–202.

Lihtlitsents lõputöö reprodutseerimiseks ja lõputöö üldsusele kättesaadavaks tegemiseks

Mina, Katrin Kurg,

1. annan Tartu Ülikoolile tasuta loa (lihtlitsentsi) enda loodud teose, Lindude arvukuse seos toiduressurssidega kahe rohumaa näitel, mille juhendaja on Jaanus Elts,

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, 25.05.2015