

TARTU ÜLIKOOL
LOODUS- JA TEHNOLOOGIATEADUSKOND
ÖKOLOOGIA JA MAATEADUSTE INSTITUUT
ZOOLOOGIA OSAKOND
ENTOMOLOOGIA ÕPPETOOL

Mariann Leps

METSA MÕJU KIMALASTE LIIGIRIKKUSELE JA ARVUKUSELE
BOREAALSES PÕLLUMAJANDUSMAASTIKUS

Magistritöö

Juhendajad: Virve Sõber (PhD)

Marika Mänd (PhD)

TARTU 2014

Sisukord

1. Sissejuhatus	3
1.1. Kimalaste seisund ja roll looduses	3
1.2. Kimalaste arvukuse langus ja selle seos maakasutuse muutusega	4
1.3. Töö eesmärgid	7
2. Materjal ja metoodika	8
2.1. Uurimisalad	8
2.2. Põlluservade ja teiste maastikuelementide kirjeldamine	8
2.3. Kimalaste loendused	9
2.4. Statistiline analüüs	10
3. Tulemused	12
3.2. Uuritud metsaseoseliste põllumajandusmaastiku elementide mõju kimalaste liigirikkusele	14
3.3. Maastikuelementide mõju kimalaste arvukusele	20
4. Arutelu	23
Kokkuvõte	28
Summary	30
Tänuavaldused	32
Kasutatud kirjandus	33

1. Sissejuhatus

1.1. Kimalaste seisund ja roll looduses

Tolmeldajate, seejuures eriti kimalaste liigirikkus ja arvukus on nii Lääne-Euroopas kui ka Põhja-Ameerikas viimase 60-70 aasta jooksul järjest vähenenud. Märkimisväärselt on tolmeldajate liigirikkus ja arvukus langenud just viimasel kümnendil, seda nii Euroopas kui ka mujal maailmas (Kells & Goulson 2003; Potts *et al* 2010; Cameron *et al* 2011). Paljud vähemlevinud liikidest on nüüdseks ohustatud või regionaalselt ja lokaalselt välja surnud, samas aga on tavalisemate liikide populatsioonid stabiilsed või suurenemas (Rundlöf *et al* 2008). Selleks et rakendada kimalaste kaitseks efektiivseid meetmeid, tuleb teada võimalikult palju nende ökoloogia, sh elupaigavajaduste kohta.

Kimalased kuuluvad kimalaste perekonda *Bombus* ning koos sipelgate, herilaste ja pidevkehalistega suurde kiletiivaliste (*Hymenoptera*) seltsi. Maailmas on üle 250 kimalaseliigi, Euroopas on kokku 66 liiki (Williams & Osborne 2009). Kimalasi leidub Euroopas, Põhja-Ameerikas ja Aasias, soojemas kliimas, nagu Vahemere-äärsed alad, muutuvad nad harvemaks (Goulson *et al* 2008; Goulson 2012). Üldiselt on kimalaste liigirikkus suurim lillerikastel niitudel ning nõmmedel (Williams & Osborne 2009). Eestis esineb 22 liiki päriskimalasi, kellest 18 kuuluvad Eesti looduskaitseaduse alusel kolmandasse kaitsekategooriasse (Diaz-Forero *et al* 2010; Riigiteataja 2014; eElurikkus 2014).

Kimalased on sotsiaalsed putukad ning elavad perena. Kimalaste elutsükkel on aastase kestusega, mis tähendab, et kimalastel esinevad üheaastased pered, mis on rajatud eelmisel aastal viljastatud emaste poolt. Seega elavad talve üle ainult noored viljastatud emased. Kõik kimalased on taimtoidulised, toitudes peamiselt õietolmust ja nektarist. Nende vastestaadiumis korjab neile õietolmu ja nektarit suguvõimeline emane ise. Pesa kasvades võtavad toitmisülesande üle töölisid (Goulson 2012).

Kimalaste halb olukord väärrib erilist tähelepanu muuhulgas seetõttu, et nende olemasolust ja arvukusest sõltub ka paljude teiste liikide olukord. Paljud taimeliigid ei ole võimelised iseviljastumiseks ega vegetatiivseks paljunemiseks ning sõltuvad paljunemisel tolmeldajatest. Ka paljude iseviljastumisvõimeliste taimeliikide puhul suurendab tolmeldamine oluliselt seemnete või viljade kvaliteeti (Goulson *et al* 2008). Kimalased on

paljude looduslike taimeliikide jaoks peamiseks või isegi ainsaks tolmeldajaks (Goulson *et al* 2008). Seejuures sõltub mõni taimeliik ka ühest kindlast kimalase liigist (Goulson *et al* 2008). Kimalaste arvukuse ja liigirikkuse vähenemine võib seega taimekoosluseid oluliselt muuta (Goulson & Darvill 2004). Ehkki enamik kimalasi on toitumisel generalistid ning paljud putuktolmlemisest sõltuvad taimed kasutavad mitmeid tolmeldajaid, ei suuda tolmeldajate võrgustik puhverdada kõigi üksikute tolmeldajate kadu. Simuleerides erinevate putukate kadumise tagajärgi taimekooslustele, leiti, et just kimalaste kadu põhjustab kõige suurema languse taimede mitmekesisuses (Goulson *et al* 2008).

Tolmeldamine on seega oluline ökosüsteemi protsess, kuid sellel on ka otsene majanduslik kasu. Euroopas kasvatatavast saagist sõltuvad vähemalt 25 olulist põllukultuuri, nagu soja ja raps, kimalaste tolmeldamisest (Goulson *et al* 2005). Parasvöötmes on kimalased meemesilaste järel tolmeldajatena oluliselt teisel kohal (Potts *et al* 2010). Kimalased on olulised tolmeldajad eriti juhtudel, kui mesilaste (*Apis mellifera*) poolt ei ole tolmeldamine piisav või on nende arvukus madal (Walter-Hellwig & Frankl 2000). Arvestades kimalaste kehasuurust, pikki suiseid, korjel käimist peaaegu iga ilmaga ning erilist tolmeldamise viisi, mille puhul liigutatakse oma lennuliikmeid, et vallandada tolmukatest paremini õietolmu, on kimalaste tolmeldamiseefektiivsus väga suur. Eriti efektiivseteks tolmeldajateks teeb kimalased see, et töölisel koguvad toitu ka vastsetele. Iga tööline külastab seega rohkem õisi kui erakmesilased (Goulson *et al* 2008; Brown & Robert 2009; Potts *et al* 2010; Cameron *et al* 2011).

1.2. Kimalaste arvukuse langus ja selle seos maakasutuse muutusega

Pikka aega, kuid eriti intensiivselt alates 20. sajandi teisest poolest, on põllumajandusmaastiku heterogeenne struktuur asendunud suuremate monokultuursete põllumassiividega. Nüüdseks on järjest enam looduslikke ning poollooduslikke alasid võetud kasutusele põllumaaks. Selle tagajärjel on poollooduslikud elupaigad, nt mitmesugused rohumaad, muutunud tunduvalt väiksemaks ja isoleeritumaks (Pärtel *et al* 1999; Luoto *et al* 2003; Berg *et al* 2011). Poollooduslikke alasid peetakse põllumajandusmaastikus suurimaks liigirikkuse alalhoidjaks (Luoto *et al* 2003). Seega on maastiku heterogeensuse vähenemine bioloogilist mitmekesisust oluliselt vähendanud. Arvukuse ja liigirikkuse vähenemine traditsioonilises põllumajandusmaastikus on esinenud nii lindude (Donald *et al* 2001), taimede (Luoto *et al* 2003) kui ka selgrootute puhul (Berg *et al* 2011).

Kimalaste arvukuse langus on olnud suurim just intensiivselt majandatud aladel (Mänd *et al* 2002). Enamlevinud arvamuse kohaselt ongi kimalaste arvukuse kahanemise põhjused seotud eelkõige põllumajandustegevuse intensiivistumise (Goulson *et al* 2005; Öckinger & Smith 2007; Goulson *et al* 2008) ning sellega seonduva maastiku struktuurse mitmekesisuse vähenemisega (Rands & Whitney 2011). Seejuures vähenevad ja fragmenteeruvad poolloodusikud alad, millega kaasneb nii kimalastele sobivate elupaikade kadumine kui ka toidutaimede liigirikkuse ja ohtruse vähenemine (Mänd *et al* 2002; Goulson *et al* 2008). Kuna kimalased vajavad sobivaks elukohaks nii pesapaikade võimalust kui ka alasid, kus asub korjeks sobivaid taimi, on nende elukohtade kadu või fragmenteerumine neile suureks ohuks (Walter-Hellwig & Frankl 2000; Kreyer *et al* 2004). Elupaikade fragmenteerumine ja otsene elupaikade kadu ohustab kimalasi nii geneetilise isolatsiooni ja inbriidingu tõttu kui ka seetõttu, et väikesed elupaigalaigud on võimetud elujõulisi mesilaspopulatsioone toetama (Bäckman & Tiainen 2002).

Selleks et kimalased tolmeldaksid piisavalt nii looduslikke kui ka kultuurtaimi, peavad neil lokaalsel skaalal olemas olema nii sobivad pesakohad, talvituskohad kui ka piisavalt toiduressurssi sellel ajal, mil põldudel ja aedades kasvatatavad kultuurtaimed ei õitse (Svensson *et al* 2000). Enamik põllumajandusmaast on aga segu põldudest, poollooduslikest aladest, teedest ja juhuslikest looduslikest piirkondadest. Vähenenud on kimalastele olulisteks pesa- ja tolmeldamispaikadeks olevate niitude ja hekkide osakaal maastikus. Kimalaste populatsioonide säilimine tänapäevases põllumajandusmaastikus sõltub oluliselt sellest, kui palju leidub maastikus neile sobivaid elupaiku, sh poollooduslikke alasid või nende jäänukeid. Sellises maastikus ääristavad põlde sageli põlluservad, mis võivad olla ainsaks poollooduslike elupaikade jäänukfragmentideks maastikus. Intensiivselt majandatud põllumaadel on suurim botaaniline mitmekesisus just põlluservades (Marshall & Moonen 2002). Looduslikud ja poollooduslikud alad on kimalaste populatsioonide alalhoidmiseks olulised, sest nad pakuvad kimalastele nii paaritumisalasid, pesakohti ja samuti ka korjealasid (Bailey *et al* 2014). Kimalased ei kogu toitu rohkem kui kaheks-kolmeks päevaks, mis teeb tolmeldamiseks vajalike ressursside pideva olemasolu neile väga tähtsaks, kuid monokultuurid ei õitse terve suve vältel. Seega võivad põlluservad olla erinevatele kimalaseliikidele oluliseks poollooduslikuks refuugiumiks põllumajandusmaastikus, pakkudes nii tolmeldamiseks vajalike ressursse kui ka pesakohti (Marshall & Moonen 2002; Kells & Goulson 2003).

Paralleelselt põllumajanduse intensiivistumisega on intensiivistunud ka metsade majandamine (Berg *et al* 2011). See on omakorda vähendanud põlismetsadega kaetud alasid (Berg *et al* 1994; Lõhmus *et al* 2004). Samal ajal luuakse jällegi uusi elupaiku mitmesugust tüüpi metsaservade näol. Metsa- ja põllumajandusmaaga seotud maastikus asuvad uued elupaigad võivad sobida avatud alasid eelistavatele liikidele (Bergman *et al* 2008). Need avatud ja vähemintensiivselt majandatud alad, näiteks mitmesugused metsaservad, võivad olla olulised liikidele, kes on tihedalt seotud õitseva taimestikuga, nagu seda on tolmeldavad putukad (Berg *et al* 2011).

Eestis elavate kimalaste liigirikkuse ja arvukuse seosed tänapäevase põllumajandusmaastiku struktuuriga pole väga hästi teada. Ehkki kimalaste arvukuse langust on täheldatud nii Euroopas kui ka mujal maailmas, on suurem osa kimalaste arvukust ja liigirikkust uurivatest töödest läbi viidud eelkõige suurtel monokultuursetel põldudel, mida sageli eraldavad vaid põlluribad või mõned väikesed metsased alad (Mänd *et al* 2002; Goulson *et al* 2008; Diaz-Forero *et al* 2010). Sageli on kimalasi uuritud Eestiga võrreldes soojematel ning avatud aladel. Eestis seevastu on põllumajandusmaastik teistmoodi mosaiikne, põllud vahelduvad suhteliselt looduslike elupaikadega, sealhulgas sageli metsaga. Lisaks moodustab põllumajandusmaa Eestis palju väiksema osa maastikust kui mujal Euroopas (Aavik *et al* 2008). Sellises Ida-Euroopa maastikus, kus domineerib mets, on kimalaste liigirikkust ja arvukust suhteliselt vähe uuritud (Diaz-Forero *et al* 2010). Samas on maakasutust planeerides oluline teada, milline on metsa mõju kimalaste liigirikkusele ja arvukusele.

Praegu ei ole üheselt selge, miks kimalaste arvukus, levila suurus ning tundlikkus keskkonnatingimustele liigiti suhteliselt suuresti erineb. Morfoloogiliselt on kõik liigid tähelepanuväärselt sarnased, kuid erinevusi leidub näiteks kimalaste suiste pikkustes ja keha suuruses (Goulson & Darvill 2004). Kimalaste arvukuse erinevust ongi seletatud kimalaste erinevate omadustega: nii erinevustega suiste pikkuses, dieedis kui ka levilas (Rundlöf *et al* 2008). Kimalaseliigid erinevad ka selle poolest, kuidas nad oma vastseid õietolmuga toidavad (Sladen 1912) ning sellel võib olla seos nende liigirikkuse ja arvukusega erinevates elupaikades (Williams 2005).

Laias laastus saab päriskimalased teise ja järgnevate pesakondade vastsete toitmise järgi jagada kahte gruppi: õietolmuga toitjad (ingl k *pollen-storer*) ja õietolmu ladustajad (ingl k *pocket-maker*). Esimese põlvkonna vastseid toidavad emakimalased sõltumata liigist

ühthemoodi (Sladen 1912). Õietolmuga toitjad hoiavad õietolmu haudmekambritest eraldi asuvates õietolmu-kannudes ning toidavad vastseid õietolmuga samamoodi nagu nad seda nektariga teevad – trofallaksise teel. Vastseid toidetakse tööliste poolt. Õietolmu ladustajad (*pocket-maker*) paigutavad õietolmu vahast taskutesse, mis asuvad vastsete haudmekambri lähedal. Sealt söövad vastsed ise ühiselt õietolmu. Sellisel juhul esineb vastsete vahel konkurents, vastsed, kes asuvad õietolmule kõige lähemal, on seega eelisseisundis. Osa vastseid hukkab konkurentsist ning nende pered on enamasti väiksemad kui õietolmu ladustajatel. Õietolmu ladustajate puhul esineb suurem varieeruvus tööliste suuruses, õietolmuga toitjate töölised on aga sarnasema suurusega. Õietolmuga toitjate pered on ka üldiselt suurema tööliste arvuga. Nii õietolmu ladustajate kui ka õietolmuga toitjate kimalaste puhul on näidatud, et nad eelistavad metsasemaid alasid (Sladen 1912; Løken 1973; Benton 2000; Williams 2005). Samas pole teada, kas põllumajandusmaastikus esinevate metsa mõju neile kahele rühmale on erinev. Tulenevalt eespool öeldust võiks eeldada, et õietolmuga toitjad on nende elementide esinemise suhtes tundlikumad kui õietolmu ladustajad.

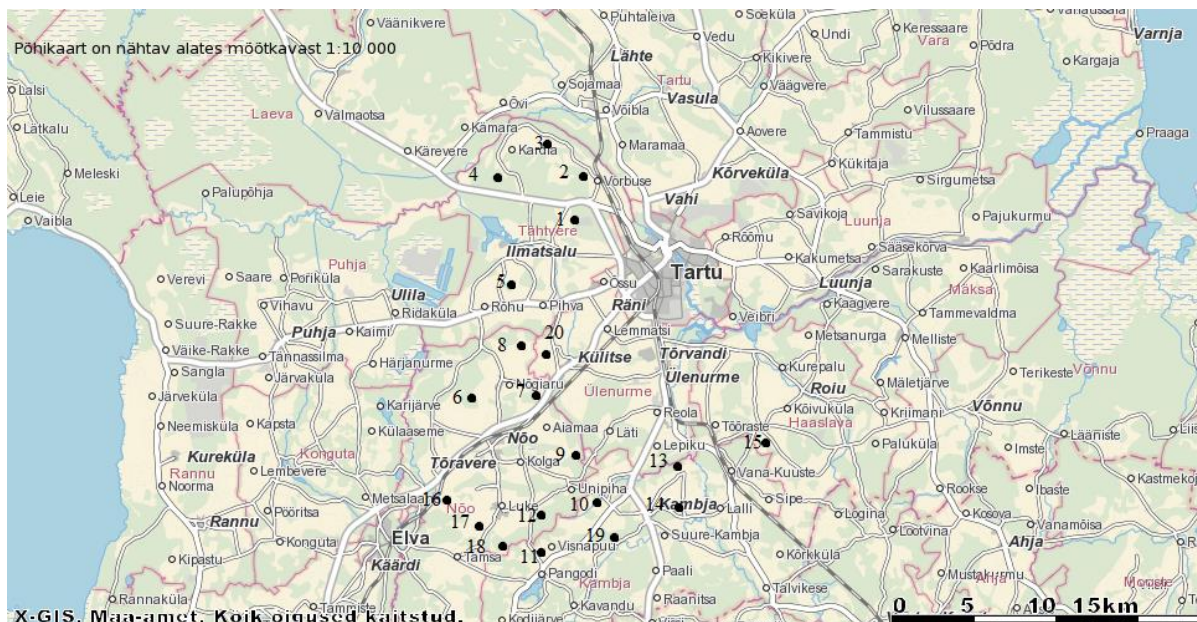
1.3. Töö eesmärgid

Magistritöö eesmärgiks oli hinnata metsaga seotud põllumajandusmaastiku elementide, täpsemalt põlluserva tüübi (metsaga piirnev vs avatud alaga piirnev põlluserv) ja põldu ümbritsevas maastikus paikneva metsa osakaalu mõju Eesti põllumajandusmaastikus esinevate kimalaste liigirikkusele ja arvukusele. Samuti uuriti, kas põlluserva tüübi mõju on erinev sõltuvalt kimalaste vastsete toitmise strateegiast. Lisaks metsaga seotud elementide mõjule uuriti ka põlluserva suuruse mõju kimalaste liigirikkusele ja arvukusele.

2. Materjal ja metoodika

2.1. Uurimisalad

Kimalaste arvukuse ja liigirikkuse hindamiseks valiti Tartumaa põllumajandusmaastikul 20 põldu (joonis 1). Valikukriteeriumiteks olid: 1) teraviljapõld, 2) vähemalt ühe põlluserva piirnemine metsaga, 3) vähemalt ühe serva piirnemine avatud alaga (joonis 2). Lisaks valiti põllud selliselt, et vähendada kimalaste levimise võimalust põldude vahel (Heard *et al* 2007). Keskmise põldudevaheline kaugus oli 2,72 km (standardviga 0,16 km) ning viie põllu puhul jäi lähim põld lähemale kui kaks kilomeetrit. Minimaalne kaugus, mis kahte põldu eristas, oli 1,5 km. Igal põllul valiti kimalaste loenduseks välja üks metsaga piirnev serv ja üks avatud alaga piirnev serv.



Joonis 1. Uurimisalade paiknemine Tartu maakonnas.

2.2. Põlluservade ja teiste maastikuelementide kirjeldamine

Igas põlluservas hinnati õitsevate taimede ohtrust ja liigirikkust perekonna tasemel. Õitsevate taimede ohtrust hinnati skaalal 1 - üksikud, 2 - mõned, 3 - ohtralt, 4 - domineeriv. Määrati põlluserva paiknemine metsa suhtes, mis tähendab seda, millises ilmakaares põllu serv metsa suhtes asub. Kahe kilomeetri raadiuses ümber põllu hinnati metsa osakaalu – põldu ümbritseva maastiku metsasuse pindalalist protsenti. Veel hinnati põlluservade pikkust ning põlluservade laiust. Maastikutunnuste analüüsiks ja

kaarditöötluks kasutati MapInfo Professional 11.5. ja Eesti Põhikaarti (Eesti Põhikaart: Maa-amet 2014).

2.3. Kimalaste loendused

Kimalaste liigirikkuse ja arvukuse hindamiseks teostati loendusi ajavahemikul 3. juuli – 4. august 2014. Sellel ajavahemikul teostati iga põllu ühes avatud alaga piirnevas servas ning ühes metsaga piirnevas servas kolm transektloendust. Igal põlluserval loendati kimalasi korra juuli alguses, korra juuli keskpaigas ning korra juuli lõpus/augusti alguses. Loenduste selline ajastamine võimaldas loendada võimalikult palju liike, sest Eestis esinevatel kimalastel on erinevad arvukuse tipud (Mänd *et al* 2002). Loendused sooritati ajavahemikul 8:30–17:30. Loendusi ei sooritatud ajal, mil õhutemperatuur oli alla 16 °C, vihmastel, udustel ega väga tuulistel päevadel.

Transekti pikkus oli 200 meetrit ning transekt kulges otse. Transekt kõnniti läbi 20 minuti jooksul ühtlases tempos. Kimalasi loendati üks meeter kummalegi poole loendajat. Kõik transektil nähtud kimalased määrati liigini. Enamik kimalasi määrati kohapeal, kuid liigid, keda koha peal ei suudetud eristada, püüti võrguga ning võeti hilisemaks laboris määramiseks kaasa. Määrajatena kasutati: Pekkarinen ja Teräs (1977), Løken (1973) ja Hammer & Holm (1970). Kimalaste kinnipüüdmise ja määramise aega selle 20 minuti sisse ei arvestatud. Transektloendusi teostasid kokku kolm erinevat inimest. Vältimaks süstemaatilist loendaja mõju kimalaste arvukuse ja liigirikkuse hinnangutele, juhulikustati erinevate põlluservade loendused inimeste vahel. Ehkki kimalaste perekonda kuulub Eestis kokku 29 liiki, nendest seitse liiki on parasiitsed, 22 aga päriskimalased, loendati ainult mitteparasiitseid ja majanduslikult olulisi kimalasi ehk päriskimalasi. Nii kimalaste nomenklatuur kui ka kimalaste jaotus vastsete toitmiseks kasutatava õietolmu paigutamise strateegia alusel järgib käesolevas töös Løken'it (1973).



Joonis 2. Näide avatud ja metsaga piirnevast põlluservast (18. põld). Punktidega on näidatud transektloenduste alguskohad.

2.4. Statistiline analüüs

Analüüsimaiks metsa ja metsaga seotud maastikufaktorite mõju kimalaste liigirikkusele põlluservades kasutati sõltuva muutujana kimalaste üldist summaarset liigirikkust, mis on kõigil kolmel loenduskorral ühes põlluservas nähtud kõigi kimalaseliikide summaarne arv. Lisaks kasutati sõltuva muutujana erineva vastsete toitmise strateegiaga kimalaste standardiseeritud summaarset liigirikkust, mis arvutati samamoodi kui eelmine, kuid lisaks standardiseeriti. Standardiseeritud summaarne liigirikkus = antud strateegiaga kimalaste liigirikkus põlluservas / antud strateegiaga kimalaste keskmine liigirikkus. Sõltuvaks muutujaks oli ka kimalaste summaarne suhteline arvukus, mis leiti järgmiselt: kimalaste arv põlluservas ühel loenduskorral jagatud sama loenduskorra maksimaalse kimalaste arvuga. Kolme loenduskorra suhteliste arvukuste põhjal leiti nende aritmeetiline keskmine. Samamoodi arvutati summaarne suhteline arvukus ka eraldi mõlema vastsetoitmise strateegiaga kimalaseliikide jaoks.

Põlluserva suuruse hinnangu saamiseks korrutati omavahel põlluserva laius ja pikkus. Kuna põlluservades mõõdetud õitsevate taimede liigirikkus ja ohtrus omavahel korreleerusid ($r=0,61$, $N=40$; $p<0,0001$), koondati need üheks näitajaks – toiduressurs. Selleks arvutati analoogselt kimalaste suhtelise arvukuse arvutamisele õitsevate taimede keskmine suhteline ohtrus ja õitsevate taimede keskmine suhteline liigirikkus

põlluservades, ning liideti need kokku toiduessursi hinnanguks (varieerub 0–2). Toiduessurss oli metsaga piirnevas servas keskmiselt $0,68 \pm 0,06$, avatud alaga piirnevas servas $0,81 \pm 0,11$ ning eri tüüpi servade vahel see oluliselt ei erinenud (üldine lineaarne segatüüpi dispersioonanalüüs, kus lisafaktoriteks serva suurus ja põld (juhuslik faktor), ($F_{1;18}=1,54$; $p=0,32$).

Analüüsid viidi läbi, kasutades üldisi lineaarseid segatüüpi mudeleid (R-i nlme *package*; Pinheiro *et al* 2009), kus sõltuvaks tunnuseks oli kas kimalaste üldine summaarne liigirikkus või erineva vastsete toitmise strateegiaga kimalaste standardiseeritud summaarne liigirikkus, fikseeritud tunnuseks oli põlluserva tüüp (kaks taset: avatud alaga piirnev põlluserv ja metsaga piirnev põlluserv) ning teisteks sõltumatuteks tunnusteks metsa osakaal, toiduessurss ja põlluserva suurus. Lisafaktoriks oli põlluserva paiknemine ilmakaarte suhtes ja juhuslikuks faktoriks mudelis oli põld. Mudelites kasutati normaalset vigade jaotust ja samasusseost (ingl k *identity link*) (hinnates visuaalselt jääkide jaotust ja kasutades Shapiro-Wilk'i testi kontrollimaks, kas mudeli jäägid on normaaljaotusega). Esialgne mudel sisaldas algselt kõiki fikseeritud faktorit „serva tüüp“ sisaldavaid kahe-suunalisi interaktsioone, kuid statistiliselt mitteolulised interaktsioonid eemaldati sealt (kahe-suunalisi interaktsioone faktoriga „serva paiknemine“ ei saanud testida mudelite koondumise probleemide tõttu). Sõltumatuid tunnuseid analüüsiti suurima tõepära teste kasutades: võrreldes mudelit, kus sisaldus uuritav faktor, mudeliga, kus uuritav faktor puudus (s.o analoogne *Type III Sums of Squares* analüüsile ANOVAs). Juhuslikku faktorit „põld“ analüüsiti, võrreldes omavahel juhusliku faktoriga mudeli ja seda faktorit mittedisaldava mudeli AIC-väärtusi. Faktorite olulisuse testimise kohta segatüüpi mudelites vt Bolker *et al* (2008).

Analüüsimaaks erinevate elupaigategurite mõju kimalaste arvukusele põlluservades kasutati kimalaste suhtelist arvukust: nii kõikide liikide summaarset suhtelist arvukust kui ka erineva vastsete toitmise strateegiaga kimalaste summaarset suhtelist arvukust. Analüüsid viidi läbi kasutades üldistatud lineaarseid segatüüpi mudeleid (vigade binoomjaotust ja logit-seost võimaldav PROC GLIMMIX, SAS Inc; Menke 2010), kus fikseeritud tunnuseks oli põlluserva tüüp ning teisteks sõltumatuteks tunnusteks metsa osakaal, toiduessurss ja põlluserva suurus (vt selgitusi ülalpool). Lisafaktoriks oli põlluserva paiknemine ilmakaarte suhtes ja juhuslikuks faktoriks mudelis oli põld.

3. Tulemused

Metsa osakaal 2 km raadiuses ümber põllu varieerus 22-72% vahel. Põlluservade suurus oli avatud servade puhul keskmiselt $2190 \pm 443 \text{ m}^2$ (keskmine ja standardviga) ja metsaga piirnevate servade puhul $1746 \pm 319 \text{ m}^2$. Erinevat tüüpi põlluservade suurused ei erinenud omavahel oluliselt (üldine lineaarne segatüüpi dispersioonanalüüs, kus lisaks juhusliku faktorina põld; $F_{1;19}=0,78$; $p=0,39$).

Kimalaste loenduse käigus 20 erineva põllu servas registreeriti kokku 425 isendit kimalasi, kes kuulusid 17-sse erinevasse liiki. Liikide loetelu ja nähtud isendite arv on kirjas Tabelis 1. Liigirikkused (Joonis 3 ja 13) ja arvukused (Joonised 14 ja 15) olid väga varieeruvad. Kõige arvukamad kogu loenduse vältel olid põldkimalased, kes moodustasid 33% kirjetest. Arvukuselt järgmised olid aedkimalane ja maakimalane, kes moodustasid vastavalt 12% ja 11% arvukustest. Ülejäänud liikide osakaal jäi alla 10%. Võrreldes metsaga piirneva põlluservaga, ei esinenud avatud alaga piirneval talukimalast, samuti puudus *Bombus semenoviellus*, metsaga piirneval serval puudus *B. confusus*. Põldkimalast esines metsaga piirneval serval ligi viis korda rohkem kui avatud alaga piirneval serval.

Tabel 1. Erinevate põlluserva tüüpide juures registreeritud kimalaste liigid ja nende arvukused.

Liiginimi	Eestikeelne liiginimi	Vastsete õietolmuga toitmise strateegia	Avatud põlluserval loendatud isendite arv	Metsaga piirnev põlluserval loendatud isendite arv
<i>Bombus</i>				
<i>distinguendus</i>	ristikukimalane	ladustaja	2	5
<i>B. hortorum</i>	aedkimalane	ladustaja	18	33
<i>B. hypnorum</i>	talukimalane	toitja	0	12
<i>B. jonellus</i>	nõmmekimalane	toitja	2	11
<i>B. lapidarius</i>	kivikimalane	toitja	5	5
<i>B. lucorum</i>	maakimalane	toitja	19	29
<i>B. pascuorum</i>	põldkimalane	ladustaja	23	119
<i>B. pratorum</i>	niidukimalane	toitja	4	13
<i>B. ruderarius</i>	tumekimalane	ladustaja	14	3
<i>B. soroensis</i>	sorokimalane	toitja	30	12
<i>B. subterraneus</i>	urukimalane	ladustaja	2	3
<i>B. sylvarum</i>	metsakimalane	ladustaja	11	5
<i>B. terrestris</i>	karukimalane	toitja	6	12
<i>B. veteranus</i>	hall kimalane	ladustaja	14	6
<i>B. confusus</i>	-	andmed puuduvad	1	0
<i>B. schrencki</i>	schrencki kimalane	andmed puuduvad	1	4
<i>B. semenoviellus</i>	-	andmed puuduvad	0	1
Isendeid kokku			150	268

3.2. Uuritud metsaseoseliste põllumajandusmaastiku elementide mõju kimalaste liigirikkusele

Põlluserva tüüp mõjutas oluliselt kimalaste üldist liigirikkust: liigirikkus oli mõnevõrra suurem metsaga piirnevail põlluservadel (tabel 2; joonis 3). Ootuspäraselt mõjutasid kimalaste liigirikkust positiivselt toiduessurss, s.t õitsevate taimede ohtrus ja liigirikkus (joonis 4) ja serva suurus (tabel 2; joonis 5). Statistiliselt oluliselt mõjutas kimalaste summaarset liigirikkust serva paiknemine. Kimalaste liigirikkus oli suurim juhul, kui põlluserv asus metsast loodes, väikseim aga, kui põlluserv asus metsast kagu suunas.

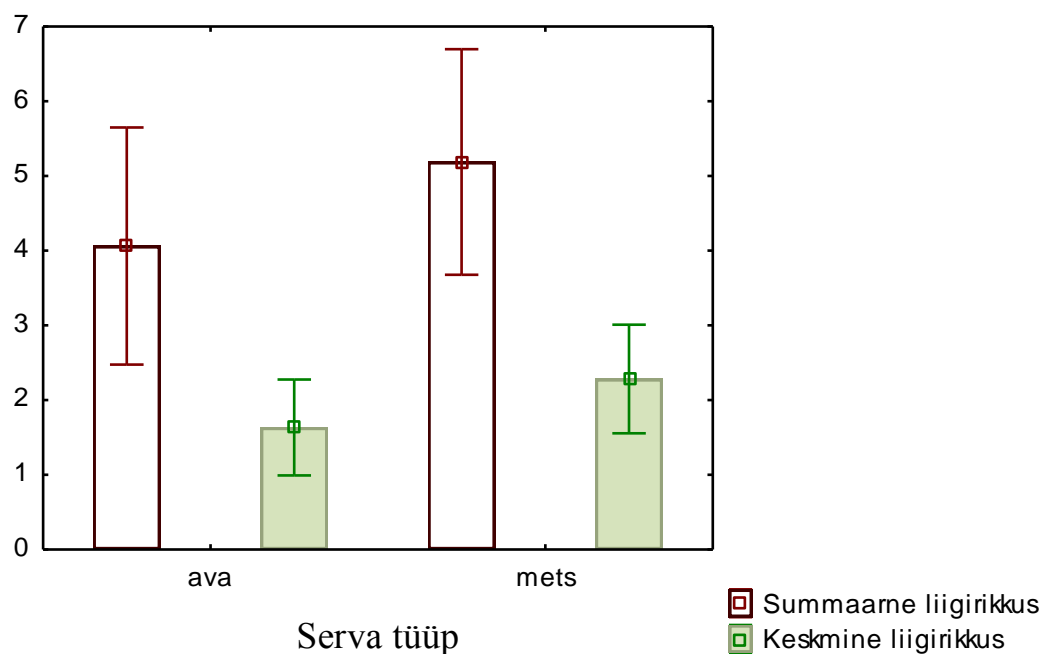
Põlluserva tüüp mõjutas kimalaste üldise liigirikkuse seoseid metsa osakaalu, toiduessursi ja serva suurusega järgmiselt. Esiteks, kimalaste liigirikkus põlluservas oli seda suurem, mida suurem oli metsa osakaal põllu ümber, kuid seda ainult metsaga piirnevail servadel (tabel 2; joonis 6). Samuti oli kimalaste liigirikkus seda suurem, mida suurem oli põlluservades kasvav toiduessurss (õitsevate taimede liigirikkus ja ohtrus; vt Meetodid). Sel juhul ilmnes oluline seos mõlemat tüüpi servadel, kuid liigirikkus kasvas kiiremini metsaga piirnevail servadel (tabel 2; joonis 7). Kimalaste liigirikkust mõjutas ka serva suurus: liigirikkus on suurem suurematel põlluservadel, kuid seda ainult metsaga piirnevail servadel (tabel 2; joonis 8).

Tabel 2. Metsa jt uuritud faktorite mõju kimalaste üldisele summaarsele liigirikkusele põlluservades. Segatüüpi üldiste lineaarsete mudelite analüüside tulemused.

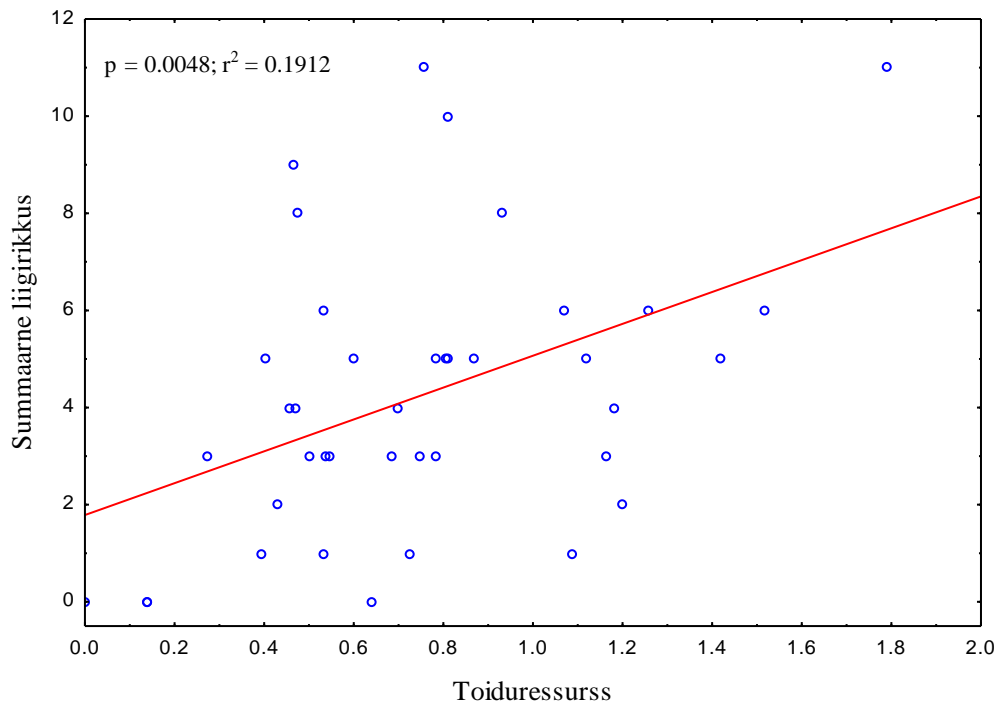
Faktor	ΔAIC	Tõepära	
		(χ^2_{df})	p
Serva tüüp	1,72	6,71 _{1;14}	0,0096
Metsa osakaal	0,171	2,17 _{1;16}	0,1406
Toiduressurss*	28,79	30,78 _{1;16}	<,0001
Serva suurus	14,16	16,16 _{1;16}	0,0001
Serva paiknemine**	11,89	25,89 _{1;17}	<,0001
Serva tüüp × metsa osakaal	11,29	17,29 _{1;17}	<,0001
Serva tüüp × toiduressurss	34,71	40,71 _{1;17}	<,0001
Serva tüüp × serva suurus	21,82	27,82 _{1;17}	<,0001
Juhuslik faktor:			
Põld	4,59		

*Toiduressurss = õitsevate taimede suhteline ohtrus + õitsevate taimede suhteline liigirikkus;

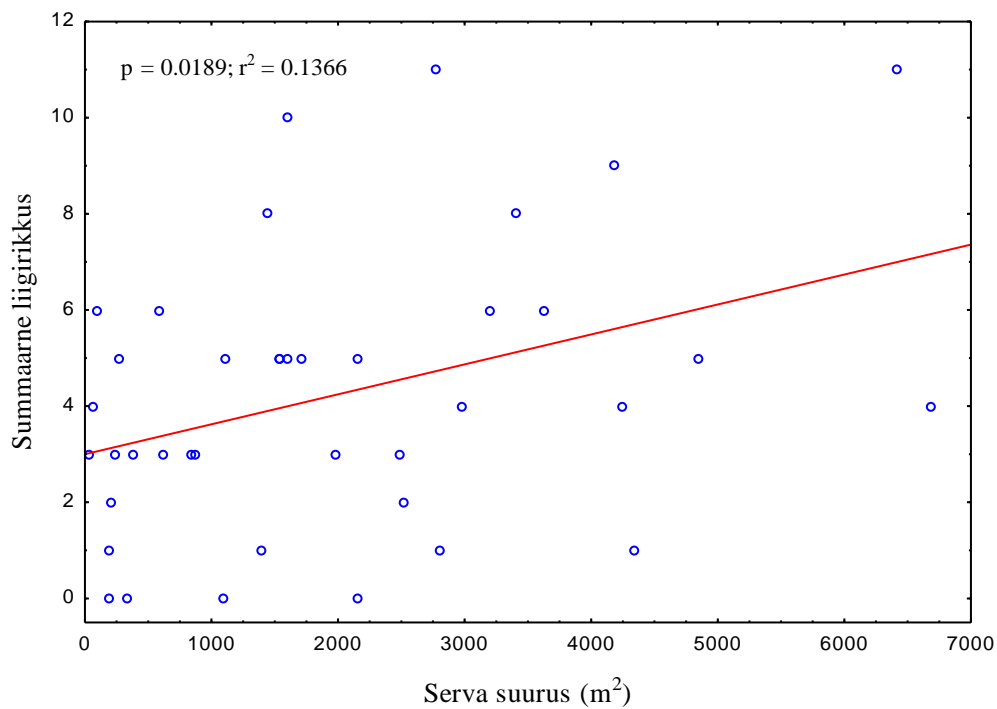
**serva paiknemine ilmakaarte suhtes



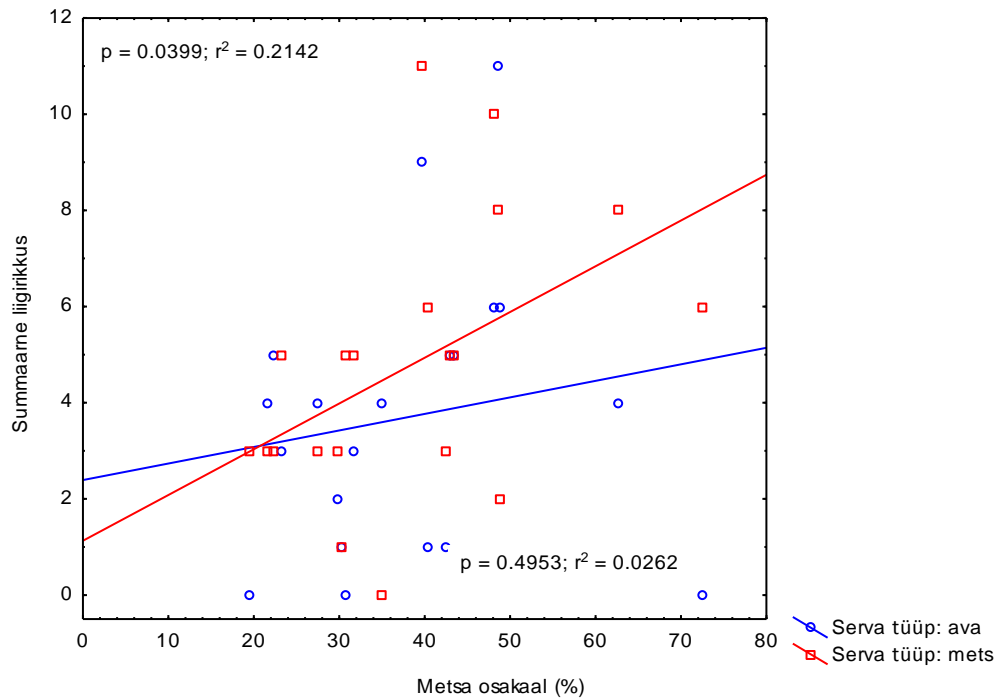
Joonis 3. Kimalaste keskmine liigirikkus ja üldise summaarse liigirikkuse (vt Meetodid) keskmine (\pm 95% usalduspiirid) avatud alaga ja metsaga piirnevais põlluservades. Vertikaalteljel isendite arv.



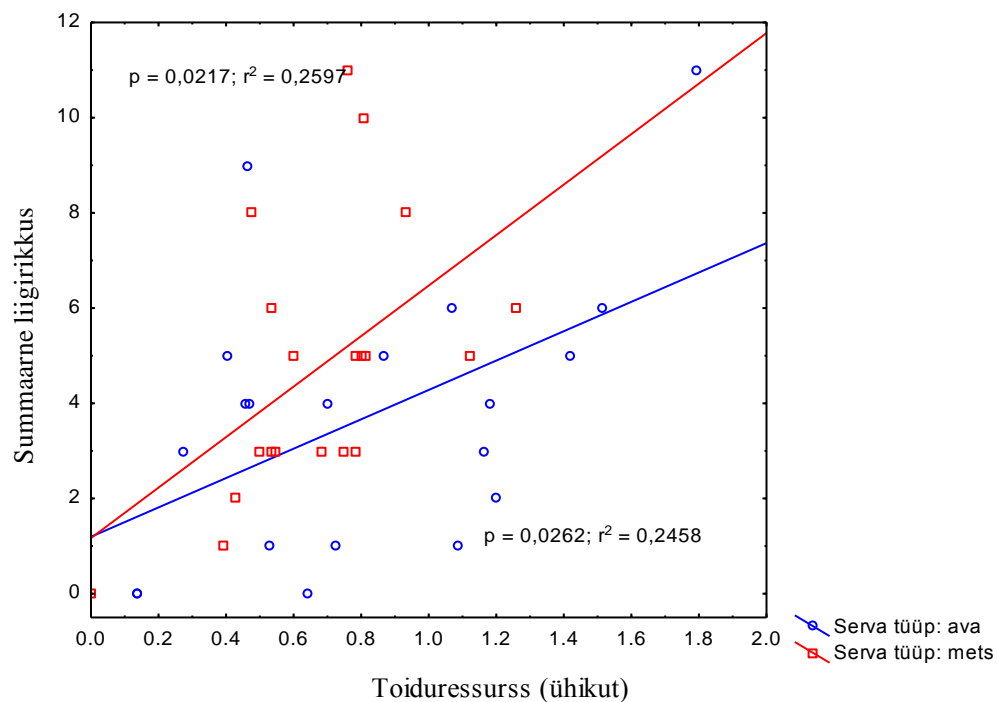
Joonis 4. Kimalaste üldise summaarse liigirikkuse (vt Meetodid) seos toiduressursi hulgaga (õitsevate taimede liigirikkuse ja ohtrusega; vt Meetodid).



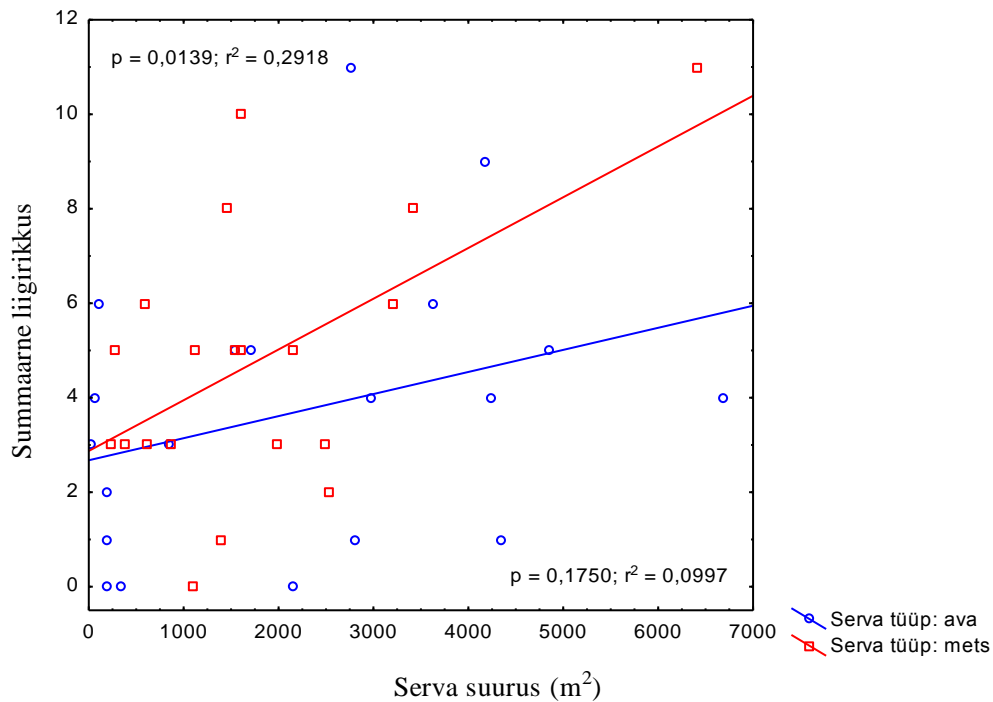
Joonis 5. Kimalaste üldise summaarse liigirikkuse (vt Meetodid) seos põlluserva suurusega.



Joonis 6. Avatud ja metsaga piirnevais põlluservades loendatud kimalaste üldise summaarse liigirikkuse (vt Meetodid) muutus põldu ümbritsevas maastikus leiduva metsa osakaalust sõltuvalt.



Joonis 7. Avatud ja metsaga piirnevais põlluservades loendatud kimalaste üldise summaarse liigirikkuse (vt Meetodid) muutus kimalaste toiduressursi kasvades erinevatel põlluserva tüüpidel.



Joonis 8. Kimalaste üldise summaarse liigirikkuse (vt Meetodid) muutus põlluserva suurenedes erinevatel servatüüpidel.

Analüüsidest põlluserva tüübi mõju erineva vastsete toitmisstrateegiaga kimalaste liigirikkusele, selgus, et põlluserva tüübi mõju erineva strateegiaga kimalaste summaarsele liigirikkusele oli marginaalselt oluline ($p=0,078$; tabel 3). Ootuspäraselt oli toitja-tüüpi kimalaste liigirikkus mõnevõrra suurem metsaga piirnevas põlluservas (joonis 13). Õietolmu ladustaja tüüpi kimalaste liigirikkus seevastu ei sõltunud oluliselt põlluserva tüübist (joonis 13).

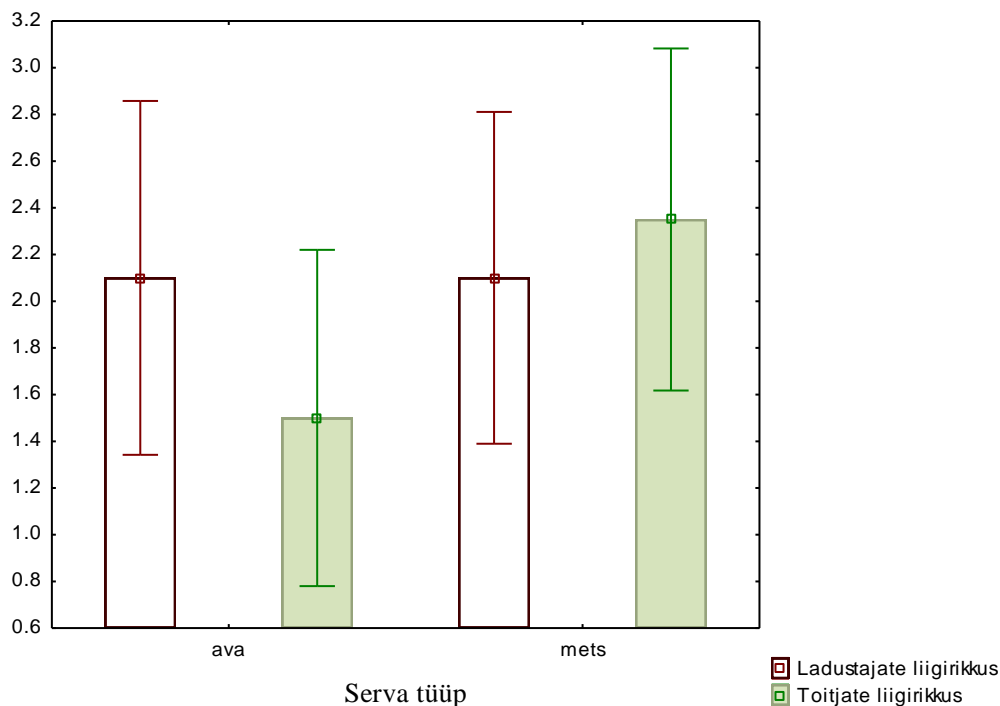
Tabel 3. Metsa jt uuritud faktorite mõju vastsete toitmiseks erinevat strateegiat kasutatavate (õietolmuga toitjate ja õietolmu ladustajate) kimalaseliikide standardiseeritud summaarse liigirikkusele (vt Meetodid) üldises lineaarses segatüüpi mudelis.

Faktor	deltaAIC	Tõepära suhte test χ^2 df)	p
Serva tüüp	4.1	6.11 _{1;15}	0.013
Vastsete toitmise strateegia*	2	0.284*10 ⁻¹² _{1;18}	1
Metsa osakaal	3.58	1.42 _{1;17}	0.23
Toiduressurss**	83.52	25.52 _{1;17}	0.0001
Serva suurus	9.22	11.22 _{1;17}	0.001
Serva paiknemine***	3.6	17.608 _{1;18}	0.0143
Servatüüp x vastsete toitmise strateegia	0.82	6.8 _{1;19}	0.078
Serva tüüp x serva suurus	10.73	16.76 _{1;19}	0.001
Serva tüüp x toiduressurss	21.83	27.83 _{1;19}	0.0001
Serva tüüp x metsa osakaal	3.27	7.28 _{1;19}	0.026
Juhuslik faktor: põld	0.31		

* Kuna erineva strateegiaga kimalaste liigirikkused on võrdseks standardiseeritud, siis on p=1 siin igati ootuspärane.

**Toiduressurss = õitsevate taimede suhteline ohtrus + õitsevate taimede suhteline liigirikkus;

***serva paiknemine ilmakaarte suhtes



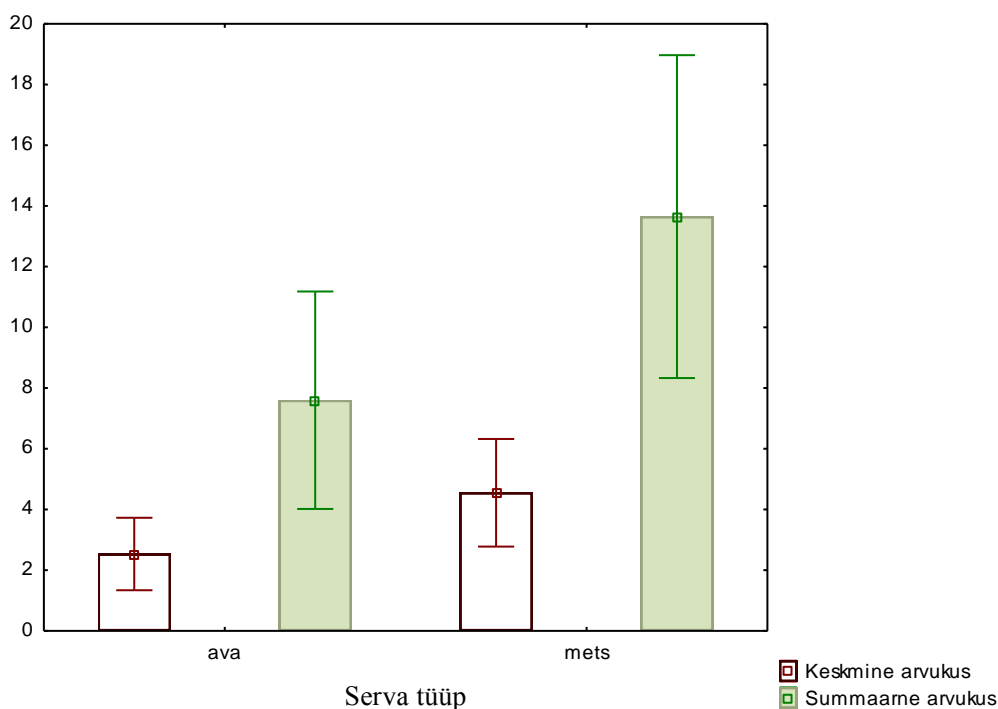
Joonis 13. Erinevat vastsete toitmise strateegiat kasutavate (õietolmu ladustaja tüüpi ja toitja-tüüpi) kimalaste summaarsete liigirikkuste keskmine (vt Meetodid) ja keskmine liigirikkus (keskmine ± 95% usalduspiirid) erinevat tüüpi põlluservades. Vertikaalteljel isendite arv.

3.3. Maastikuelementide mõju kimalaste arvukusele

Ehkki kimalaste üldine keskmine arvukus absoluutarvudes väljendatuna (joonis 14) oli avatud alaga piirnevas põlluservas väiksem võrreldes metsaga piirneva servaga (joonis 14 vastavad keskmised suhtelised arvukused ja standardvead on $0,14 \pm 0,02$ ning $0,27 \pm 0,03$), ei olnud vastav erinevus suhtelises arvukuses statistiliselt oluline (üldistatud lineaarne segatüüpi mudel; $p=0,90$). Ükski uuritud interaktsioonidest ega faktoritest ei osutunud kimalaste üldise arvukuse puhul statistiliselt oluliseks (tabel 5). Vastsete toitmise strateegia (kas ladustajad või toitjad) ei mõjutanud kimalaseliikide suhtelist arvukust erinevat tüüpi põlluservades erinevalt ($p=0,51$; üldistatud lineaarne segatüüpi mudel; joonis 15).

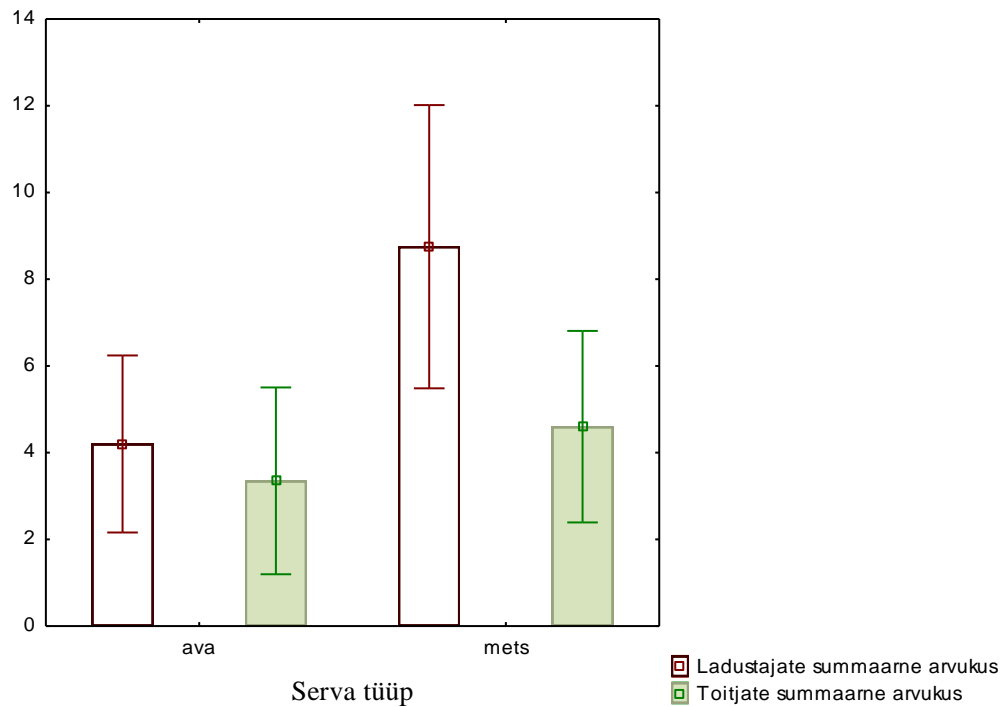
Tabel 5. Metsa jt uuritud faktorite mõju kimalaste summaarsele suhtelisele arvukusele (vt Meetodid) üldistatud lineaarses segatüüpi mudelis.

Faktor	Num DF	Den DF	F Value	Pr> F
Serva tüüp	1	24	0.02	0.9026
Metsa osakaal	1	24	0.61	0.441
Serva paiknemine	7	24	0.18	0.988
Toiduressurss	1	24	1.15	0.2938
Serva suurus	1	24	0.51	0.4828
Metsa osakaal*Serva tüüp	1	24	0.19	0.6667
Toiduressurss*serva tüüp	1	24	0.12	0.7285
Serva suurus*serva tüüp	1	24	0.3	0.5868



Joonis 14. Erineva toitmisstrateegiaga kimalaste summaarne arvukus (vt meetodid) ja keskmine arvukus erinevat tüüpi põlluservades (keskmine \pm 95% usalduspiirid).

Vertikaalteljel isendite arv.



Joonis 15. Erineva toitmisstrateegiaga kimalaste summaarne (vt Meetodid) ja keskmine arvukus erinevat tüüpi põlluservades (keskmine \pm 95% usalduspiirid). Vertikaalteljel isendite arv.

Tabel 6. Erinevalt vastseid toitvate (õietolmuga toitjate ja õietolmu ladustajate) kimalaseliikide suhtelise arvukuse seos metsa jt uuritud faktoritega üldistatud lineaarses segatüüpi mudelis.

Faktor	Num DF	Den DF	F Value	Pr > F
Serva tüüp	1	62	0,30	0,5876
Toitmistüüp	1	62	0,45	0,5053
Metsa osakaal	1	62	1,28	0,2631
Serva paiknemine*	7	62	0,35	0,9255
Toiduressurss**	1	62	2,68	0,1066
Serva pindala	1	62	0,91	0,3445
Serva tüüp*toitmistüüp	1	62	0,70	0,4057
Serva tüüp*metsa osakaal	1	62	0,41	0,5253
Serva tüüp*toiduressurss	1	62	0,60	0,4409
Serva tüüp*Serva pindala	1	62	0,34	0,5648

*Serva paiknemine ilmakaarte suhtes ; **toiduressurss = õitsevate taimede suhteline ohtrus + õitsevate taimede suhteline liigirikkus

4. Arutelu

Käesoleva töö tulemusena selgus, et mets on põllumajandusmaastikus esinevate kimalaste liigirikkuse määramisel oluline. Ootuspäraselt mõjutas põlluserva tüüp oluliselt kimalaste liigirikkust. Kimalaste liigirikkus oli metsaga piirnevates põlluservades võrreldes avatud alaga piirnevate põlluservadega oluliselt suurem. Serva tüübist sõltus ka metsa osakaalu, serva suuruse ja toiduressursside mõju kimalaste liigirikkusele. Samuti oli marginaalselt mõju kimalaste liigirikkusele eri tüüpi põlluservades kimalaste vastsetoitmise strateegial. Ootuspäraselt oli toitja-tüüpi kimalaste liigirikkus metsaga piirnevais servades suurem kui avatud alaga piirnevais servades. Kimalaste keskmine arvukus metsaga piirnevates põlluservades oli küll mõnevõrra suurem kui avatud alaga piirnevates põlluservades, kuid sellele vaatamata ei leitud olulist erinevust kimalaste suhtelises arvukuses erinevat tüüpi põlluservades.

Suurem metsa osakaal põldu ümbritsevas maastikus mõjutas kimalaste üldist liigirikkust metsaga piirnevais põlluservas. Nii metsa osakaalu üldist mõju liigirikkusele kui ka selle mõju metsaga piirnevais servades võiks seletada 1) taimestiku liigilise koosseisu erinevusega metsaga piirnevate ja avatud servade vahel (Aavik *et al* 2008) ja 2) metsaservas olevate sobivamate mikrokliimatiliste tingimustega (Herrera 1995; Bergman *et al* 1996), sest mida suurem on metsa osakaal ümbritsevas maastikus, seda rohkem on põllust sobivas korjekauguses olevaid metsaservi. Ehkki antud uuringus toidutaimede liigirikkus ja ohtrus erinevat tüüpi põlluservades ei erinenud, tuleb panna tähele, et kimalaste jaoks oluline taimede koosseis võis siiski serva tüübiti erineda. Varem on näidatud, et Eesti põllumajandusmaastikus on kimalaste jaotuse määramisel olulisteks maastikuelementideks märgalad ning segametsad (Sepp *et al* 2004). Eriti oluliseks kimalastele on suur pajude osakaal metsa servas, mis on kimalastele väga oluliseks tolmeldamisallikaks (Sepp *et al* 2004). Siis võib metsa serv eriti oluline olla liikidel, kes alustavad korjel käimist varem (Goulson *et al* 2005). Metsa eelistamine oli eriti suur mais, mil metsades esines suur hulk õitsevaid taimi. Hiljem kimalaste eelistus metsade suhtes enam nii kõrge pole (Sepp *et al* 2004). Samamoodi on metsa osakaalu positiivset mõju kimalaste liigirikkusele (ja ka arvukusele) näidanud Wray kolleegidega (2014). Ka selles töös leiti metsa osakaalu positiivne mõju seotud oleva eelkõige varaste tolmeldajatega (Wray *et al* 2014). Metsase ala eelistamine hooaja vältel vähenes (Wray *et al* 2014). Metsa osakaalu suurenemine võib olla oluline nendele liikidele, kellele on maastikus oluline

ressursside heterogeensus, mida esineb ainult looduslikel aladel (Wray *et al* 2014). Samas on leitud maastikus paikneva metsa negatiivset mõju kimalaste liigirikkusele. Metsa proportsioon maastikus mõjutas I. Diaz-Forero ja kolleegide uuringus kimalaste liigirikkust negatiivselt (Diaz-Forero *et al* 2010). Nende uuringutulemuste erinevust käesoleva töö tulemustest võib selgitada asjaolu, et metsa mõju kimalaste liigirikkusele võib sõltuda metsa tüübist. Käesolevas uuringus peamiselt esinenud segametsad võivad kimalastele paremini sobida kui okasmetsad, mis esinesid I. Forero-Diaz ja kolleegide uuringus. Ehkki antud uuringus toidutaimede liigirikkus ja ohtrus erinevat tüüpi põlluservades ei erinenud, tuleb panna tähele, et kimalaste jaoks oluline taimede koosseis võis siiski serva tüübiti erineda.

Samamoodi sõltus serva tüübist servades õitsevate toidutaimede liigirikkuse ja ohtruse positiivne mõju kimalaste liigirikkusele. Toidutaimede liigirikkuse ja ohtruse suurenedes kasvas kimalaste liigirikkus kiiremini just metsaga piirnevais servades. Kooskõlas varem tehtud töödega mõjutas kimalaste liigirikkust oluliselt õitsevate taimede liigirikkus ja hulk (Bäckman & Tiainen 2002; Mänd *et al* 2002; Hines & Hendrix 2005; Sároszpataki *et al* 2009, Liivamägi 2014). Põllumajandusmaastikus on õitsevate taimede ohtrus ja liigirikkus kimalaste liigirikkuse määravana väga oluline faktor. Õitsevad taimed on kimalastele nektari ja õietolmu allikaks, seega nende suurem hulk ja liigirikkus täidavad tolmeldajate vajadusi tõenäolisemalt (Liivamägi 2014). Kui kimalastele olulised toiduresursid on seotud metsase alaga, on ilmselt metsa mõju vahetult metsaga piirnevas servas suurem, olles üheks põhjuseks, miks kimalaste liigirikkus on suurem just sellistes põlluservades (Öckinger & Smith 2007). Pesitsevad kimalased käivad korjel pesale suhteliselt lähedal. Seega peavad põlluservad sageli olema nii pesakohaks kui ka korjealaks, seda eriti juhul, kui külgneva põllu saak parasjagu ei õitse või ei ole kimalastele sobivaks toidutaimeks (Rands & Whitney 2011). Ühes uuringus on näidatud, et mesilaste (sh kimalaste) arvukus väheneb oluliselt, kui neile potentsiaalselt sobiva pesakoha kaugus suureneb (Kohler *et al* 2008). On võimalik, et kimalaste liigirikkus suureneb metsaga piirneval põlluserval õitsevate taimede ohtruse ja liigirikkuse suurenedes kiiremini, sest see asub nende pesale lähemal.

Ka põlluserva suuruse mõju kimalaste liigirikkusele sõltus põlluserva tüübist – kimalaste liigirikkus oli suurem ainult metsaga piirnevas põlluservas. Varem on näidatud, et

kimalaste arv mingil alal sõltub proportsionaalselt selle suuruselt (Sih & Baltus 1987; Heard *et al* 2007; Liivamägi 2014). Näidatud on ka põlluserva laiuse tugevat mõju kimalaste arvukusele (Bäckman & Tiainen 2002). Kuigi kimalaste arvukus ja liigirikkus küll suureneb elupaigalaigu suurenedes, on kimalaste puhul sellist seost näitavate uuringute arv suhteliselt madal (Potts *et al* 2010). Kasutades mudelipõhist lähenemist, leiti, et juba väike põlluserva suurenemine tõstis monokultuursel põllumaastikul kimalaste korjet põlluservas oluliselt (Rands & Whitney 2011). Kimalaste arvukuse seisukohast on suured põlluservad võrreldes mitme väike põlluservaga oluliselt paremad. Põlluservade lisamine maastikku võib erineva korjekauguse liike erinevalt mõjutada (Rands & Whitney 2011). Serva suurus mõjutab ilmselt enim selliseid kimalaseliike, kelle korjekaugus on väike, neile on oluline piisavalt suure korjeala lähedus pesale (Rands & Whitney 2010). Kimalaste suurem liigirikkus ja arvukus võivad tuleneda nende eelistusest rajada pesa metsaserva (Svensson *et al* 2000). Pesakoha otsimise käitumist metsas pole täheldatud, vaid sagedamini on pesakoha otsimise käitumist nähtud metsaservas. Samas ei ole pesakohana metsaserva eelistamine kimalaste puhul universaalne nähtus ning oleneb konkreetsest liigist. Seega võib metsaserva eelistus tuleneda ainult paari liigi emakimalaste suurest arvukusest metsaservas. Teatud liikide emakimalaste varasemalt näidatud kõige sagedasem esinemine just metsaservas võib tähendada mingisuguse varjulise elemendi olulisust, võimalik, et kimalastele on oluline tuulevari (Svensson *et al* 2000; Kells & Goulson 2003). See teeb varju pakkuva metsa serva põllumajandusmaastikus teatud kimalaseliikidele vajalikuks (Kells & Goulson 2003). Samas on näidatud, et on kimalasi, kes ei pruugi korjel käia nii pesa lähedal, nagu varem eeldati. Näiteks *B. terrestris* pigem eelistab korjel käia pesast mingi distantsi kaugusel (Dramstad 1996; Knight *et al* 2005). See tähendab, et kimalaste liigirikkuse suurenemine metsa servas asuvas põlluservas võib olla põhjustatud ka muust kui pesa lähedusest, muuhulgas kindlasti ülalpool käsitletud suuremast/paremast toiduressursist metsaservadel.

Antud töö tulemusena selgus, et metsaga piirnevate põlluservade mõju olulisus kimalaste liigirikkusele võib sõltuda viisist, kuidas nad oma vastseid toidavad. Toitja-tüüpi kimalase liike, kelle pere suurus on enamasti võrdlemisi väike, esines metsaga piirnevas põlluservas mõnevõrra rohkem. Varem on nii ladustaja-tüüpi (suhteliselt suuremate peredega liigid) kui ka toitja-tüüpi kimalaste hulka kuuluvaid liike nähtud esinevat pigem metsastel aladel (Williams 1989). Kuid on ka näidatud, et enamik toitja-tüüpi kimalastest eelistab elupaigana pigem avatud alasid, ladustaja-tüüpi kimalastest aga eelistab enamuse metsaseid

alasad (Bäckman & Tiainen 2002). Nii Suurbritannias kui ka Skandinaavias väljuvad ladustaja-tüüpi emakimalased talvistest pesadest pigem hiljem ja toitja-tüüpi kimalased pigem varem (Williams 1989; Løken 1973). See tähendab, et toitja-tüüpi kimalastele võivad olla varakevadel metsaservade pakutavad toiduressursid iseäranis olulised. Seevastu suuremal skaalal kuuluvad liigid, mille levila on vähenenud, enam kui 25%, pigem ladustaja-tüüpi kui toitja-tüüpi kimalaste gruppi (Williams 1989).

Erinevalt kimalaste liigirikkusest ei mõjutanud ükski uuritud maastikufaktoritest oluliselt nende arvukust põlluservades. Kimalased on üsna liikuvad organismid, sageli ei hangi nad toitu ainult ühelt alalt, mis tähendab, et toidutaimede liigirikkus ja ohtrus põlluservades ei pruugi kimalaste arvukuse määramisel mingil alal nii oluline faktor olla (Liivamägi 2014). Kimalaste arvukuse sõltuvust toidutaimede ohtrusest ja liigirikkusest võib määrata ka ümbritsevas maastikus olev toiduressurss. Mida rohkem on ümbritsevas maastikus toiduressursse, seda vähem sõltuvad kimalased põlluservas olevatest toidutaimedest. Ka varem on tehtud töid, kus pole leitud kimalaste arvukuse (ja, huvitaval kombel ka liigirikkuse) seost poollooduslike alade (sh metsad) rohkusega (Steffan-Dewenter *et al* 2002; Westphal *et al* 2003; Kleijn & van Langevelde 2006). Kimalastele oluliste muude toiduressursside olemasolu ümbritsevas maastikus ning kimalaste väike valim ja arvukuse suur varieeruvus erinevail põldudel võivad olla põhjusteks, miks metsa serva mõju kimalaste arvukuse määramisel oluliseks ei osutunud (Westphal *et al* 2003; Kleijn & van Langevelde 2006). Kimalaste arvukuse mittesõltumist metsaste piiride olemasolust põllumajandusmaastikus toetab lisaks käesolevale uuringule ka varasem Eestis läbiviidud uuring, milles leiti, et metsa serv ei mõjuta kimalaste arvukust (Mänd *et al* 2002). Samamoodi pole varem leitud metsa serva kauguse otsest mõju kimalaste arvukusele ka Lääne-Euroopas (Bailey *et al* 2014). Samas korreleerus tolmeldajate kaugus metsaservast keha suurusega – mida suurem tolmeldaja, seda kaugemal metsa servast teda leidis (Bailey *et al* 2014). See võib tähendada, et kimalastel on lihtsalt kasulikum korjel käia metsa servast kaugemal, sest seal on ressurssidele väiksem konkurents.

Käesoleva töö tulemused näitavad, et metsal on oluline roll kimalaste liigirikkuse ja arvukuse säilitamisel tänapäevases põllumajandusmaastikus, kus põlluservad kui endiste poollooduslike taimekoosluste jäänukid on oluliseks kimalaste elupaigaks. Tulemustest lähtuvalt peaks kimalaste liigirikkuse ja arvukuse säilitamiseks meie boreaalses põllumajandusmaastikus kasutama paremini ära juba olemasolevaid ja rajama uusi põlluservi, pidades silmas, et serva piirnemine metsaga on väga oluline. Samuti on vaja

säilitada põldudevahelisi metsalaike. Lisaks tuleks rajada suuremaid (laiemaid) põlluservi, kuna need pakuvad rohkem toidutaimi ning neil esineb suurem kimalaste liigirikkus. Tähelepanu tuleks pöörata ka niitmise sagedusele ja ajale, sest see mõjutab samuti kimalaste toidutaimi.

Kokkuvõte

Intensiivse põllumajanduse ning sellega kaasneva maakasutuse muutuse tõttu kaovad tolmeldajate elupaigad kogu maailmast ning selle tagajärjel on tolmeldajate, sh kimalaste, arvukus viimastel aastakümnetel drastiliselt langenud. Paljud tolmeldajad võivad leida elupaiga endiste suurte niidukoosluste jäänukites – näiteks põlluservades. Eesti põllumajandusmaastikku eristab suurest osast muust Euroopast, kus enamik seniseid uurimusi tehtud on, suhteliselt suur metsasus ja seega esineb meil sageli metsaga piirnevaid põlluservi. Erinevat tüüpi põlluservade sobivus kimalaste elupaigana võib aga erineda ja seetõttu on oluline hinnata, kui efektiivsed need seni säilinud avatud taimekooslustega maastikuelemendid (servad) nende elu- ja toitumispaikadena on. Samuti on kimalaste efektiivsaks kaitsmiseks oluline hinnata metsa mõju kimalaste liigirikkusele ja arvukusele.

Magistritöö eesmärgiks oli hinnata põlluserva tüüpi (metsaga piirnev vs avatud alaga piirnev põlluserv) ja põldu ümbritsevas maastikus paikneva metsa osakaalu mõju kimalaste liigirikkusele ja arvukusele. Samuti uuriti, kas serva tüüpi mõju on erinev sõltuvalt kimalaste vastsete toitmistüübist. Uuriti ka põlluserva suuruse mõju kimalaste liigirikkusele ja arvukusele.

Välitööd viidi läbi 2013. aasta suvel Tartumaa põllumajandusmaastikus 20 erineva viljapõllu servades. Iga põllu puhul viidi läbi kimalaste transektloendused, millega hinnati kimalaste liigirikkust ja arvukust nii metsaga piirneval põlluserval kui ka avatud alaga piirneval põlluserval. Lisaks hinnati igal serval õitsevate taimede ohtrust ja liigirikkust nagu ka põldu ümbritseva metsa osakaalu maastikus. Samuti hinnati põlluserva laiust ja pikkust ning seda, mis ilmakaares põlluserv metsa suhtes paikneb.

Kimalaste liigirikkus oli oluliselt suurem metsaga piirnevates põlluservades võrreldes avatud alaga piirnevate põlluservadega. Serva tüübist sõltus ka metsa osakaalu, serva suuruse ja toiduressursside mõju kimalaste liigirikkusele. Põldu ümbritseva metsa osakaalu, põlluserva suuruse ja ka servades kasvavate toidutaimede hulga positiivne mõju kimalaste liigirikkusele ilmnis tugevamalt metsaga piirnevatel põlluservadel. Samuti mõjutas kimalaste liigirikkust eri tüüpi servades kimalaste vastsetoitmise tüüp. Toitjatüüpi kimalaste liigirikkus oli metsaga piirnevais servades suurem kui avatud alaga piirnevais servades. Kimalaste keskmine arvukus metsaga piirnevates põlluservades oli küll

mõnevõrra suurem kui avatud alaga piirnevates põlluservades, kuid sellele vaatamata ei leitud olulist erinevust kimalaste suhtelises arvukuses erinevat tüüpi põlluservades.

Käesoleva töö tulemused näitavad, et metsal on oluline roll kimalaste liigirikkuse ja arvukuse säilitamisel tänapäevases põllumajandusmaastikus, kus põlluservad kui endiste poollooduslike taimekoosluste jäänukid on oluliseks kimalaste elupaigaks. Kimalaste liigirikkuse ja arvukuse säilitamiseks meie boreaalses põllumajandusmaastikus tuleks paremini ära kasutada juba olemasolevaid ja rajada uusi põlluservi, pidades silmas, et serva piirnemine metsaga on väga oluline. Samuti on vaja säilitada põldudevahelisi metsalaike. Lisaks tuleks rajada suuremaid (laiemaid) põlluservi, kuna need pakuvad rohkem toidutaimi ning neil esineb suurem kimalaste liigirikkus.

Summary

Impact of forest- on bumblebee species richness and abundance in boreal agricultural landscape

As a result of intensive agriculture and land use change it is accompanied by, the the abundance and species richness of pollinators, especially bumblebees, has been in decline for the past few decades. Many pollinators find refuge in remnants of former large semi-natural areas, in example, field margins. Estonian agricultural landscape is distinguished from large amount of other areas in Europe, where most of bumblebee-related researches have been carried out, by relatively large amount of forested area. This means that in Estonia there are also many field margins bordered by forest. Different type of field margins may vary in suitability for bumblebees and thus it is important to evaluate how effective these remained landscape elements, like field margins, support bumble bee species richness and abundance.

The aim of this study was to evaluate the influence of field margins type (bordered with forest *vs* bordered with open landscape) and percentage of forest in surrounding landscape on bumblebee species richness and on bumblebee abundance. Also to evaluate if field margins type influences bumblebees with different larvae feeding ways dissimilarly. In addition to that, we also evaluated the influence of field margin area to bumblebee species richness and abundance.

The field work was carried out in the summer of 2013 in agricultural landscape in Tartu county. Bumblebees were counted along a line transect on 20 different cropfields edges. Bumblebee species richness and abundance was evaluated in one field margin bordered by open landscape and in other field edge bordered by forest. The abundance and species richness of flowering plants, field edge length and width and the location of the field (in terms of cardinal) in relation to forest were also considered.

Field margin type influenced the species richness of bumblebees. Species richness was higher in field margins bordered by forest than field edges bordered by open landscape. Field margin also affected the influence of field margin area, species richness and abundance of flowering plants and forest percentage on bumblebee species richness. The influence of field margin area, forest percentage, also species richness and abundance of

flowering plants were stronger on field margins bordered by forest. The way bumblebees feed their larvae also affected the species richness of bumblebees in different field types. Species richness of pocket-maker bumblebees (bees who place pollen for larvae in wax pockets to feed on themselves) was higher in field margins bordered by forest than in field margins bordered by open landscape. Although the abundance of pocket-making bumblebees was higher in field margins bordered by forest than field margins bordered by open landscape, no statistical significance of field margin type on their abundance was found.

This study shows the importance of forest to bumblebee abundance and species richness in boreal agricultural land, where field margins as remnants of former large meadows are essential habitats for bumblebees. To maintain bumblebee species richness and abundance in agricultural landscape in Estonia, the importance of bordering forest should be kept in mind when establishing new and maintaining already existing field margins. It is also important to retain forest patches that are separating fields in agricultural land. In addition to former, broader field margins should be established, as wider margins support higher flowering plant species richness and abundance.

Tänuavaldused

Täna igakülgse toetuse ja nõuannete eest oma magistritöö juhendajaid Virve Sõpra ja Marika Mändi. Samuti täna abi eest välitöödel Timo Torpi ja Uku Roonit.

Töö valmimist on programmi KESTA (3.2.0802.11-0043) kaudu toetatud EL Euroopa Regionaalarengu Fondist

Kasutatud kirjandus

Artiklid ja raamatud

Aavik, T., Augenstein, I., Bailey, D., Herzog, F., Zobel, M., Liira, J. 2008. What is the role of local landscape structure in the vegetation composition of field boundaries? *Applied Vegetation Science*. 11:375–386.

Bailey, S., Requier, F., Nusillard, B., Roberts, S.P.M., Potts, S.G., Bouget, C. 2014. Distance from forest edge affects bee pollinators in oilseed rape fields. *Ecology and Evolution*. 4:370–380.

Benton, T. 2000. *The Bumblebees of Essex*. Lopinga Books, Essex, lk 179 lk.

Berg, A., Ahrné, K., Öckinger, E., Svensson, R., Söderström, B. 2011. Butterfly distribution and abundance is affected by variation in the Swedish forest-farmland landscape. *Biological Conservation*. 144:2819–2831.

Berg, Å., Ehnström, B., Gustafsson, L., Hallingbäck, T., Jonsell, M., Weslien, J. 1994. Threatened plant, animal, and fungus species in Swedish forests: distribution and habitat associations. *Conservation Biology*. 8:718-731.

Bergman, B., Molau, U., Holmgren, B. 1996. Micrometeorological Impacts on Insect Activity and Plant Reproductive Success in an Alpine Environment, Swedish Lapland. *Arctic and Alpine Research*. 28:196-202.

Bergman, K.-O., Ask, L., Askling, J., Ignell, H., Wahlman, H., Milberg, P., 2008. Importance of boreal grasslands in Sweden for butterfly diversity and effects of local and landscape habitat factor. *Biodiversity and Conservation*. 17:139–153.

Bolker, B.M., Brooks, M.E., Clark, C.J., Geange, S.W., Poulsen, J.R., Stevens, M.H.H., White, J-S.S. 2008. Generalized linear mixed models: a practical guide for ecology and evolution. *Trends in Ecology and Evolution*. 24:127-135.

Brown, M.J.F., Robert, P.J. 2009. The conservation of bees: a global perspective. *Apidologie*. 40:410–416.

- Bäckman, J-P.C., Tiainen, J. 2002.** Habitat quality of field margins in a Finnish farmland area for bumblebees (Hymenoptera: Bombus and Psithyrus). *Agriculture, Ecosystems & Environment*. 89:53-68.
- Cameron, S.A., Lozier, J.D., Strange, J.B., Koch, J.B., Cordes, N., Solter, L.F., Griswold, T.L. 2011.** Patterns of widespread decline in North American bumble bees. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. 108:662-667.
- Diaz-Forero, I., Liivamägi, A., Kuusemets, V., Luig, A. 2010.** Pollinator richness and abundance in Northeast Estonia: bumblebees, butterflies and day-flying moths. *Forestry Studies*. 53:5-14.
- Donald, P.F., Green, R.E., Heath, M.F. 2001.** Agricultural intensification and the collapse of Europe's farmland bird populations. *Proceedings of the Royal Society B*. 268:25–29.
- Dramstad, W.E. 1996.** Do bumblebees (Hymenoptera: Apidae) really forage close to their nests? *Journal of Insect Behavior*. 9:163-182.
- Goulon, D., Hanley, M.E., Darvill, B., Ellis, J.S., Knight, M.E. 2005.** Causes of rarity in bumblebees. *Biological Conservation*. 122:1–8.
- Goulson, D. 2012.** *Bumblebees: their behaviour and ecology*. Oxford University Press, Oxford, 317 lk.
- Goulson, D., Darvill, B. 2004.** Niche overlap and diet breadth in bumblebees; are rare species more specialized in their choice of flowers? *Apidologie*. 35:55–63.
- Goulson, D., Lye, G.C., Darvill, B. 2008.** Decline and Conservation of Bumble Bees. *The Annual Review of Entomology*. 53:191–208.
- Hammer, K., Holm, S.M. 1970.** Danske humlebier og snyltehumler. *Natur og Museum* 14:3–21.
- Heard, M.S., Carvell, C., Carreck, N.L., Rothery, P., Osborne, J.L., Bourke, A.F.G. 2007.** Landscape context not patch size determines bumble-bee density on flower mixtures sown for agri-environment schemes. *Biology Letters*. 3:638-641.

- Herrera, C. M. 1995.** Microclimate and individual variation in pollinators: flowering plants are more than their flowers. *Ecology*. 76:1516-1524.
- Hines, H.M., Hendrix, S.D. 2005.** Bumble bee (Hymenoptera: Apidae) diversity and abundance in tallgrass prairie patches: effects of local and landscape floral resources. *Environmental Entomology*. 34:1477-1484.
- Kells, A. R., Goulson, D. 2003.** Preferred nesting sites of bumblebee queens (Hymenoptera: Apidae) in agroecosystems in the UK. *Biological Conservation*. 109:165–174.
- Klejn, D., van Langevelde, F. 2006.** Interacting effects of landscape context and habitat quality on flower visiting insects in agricultural landscapes. *Basic and Applied Ecology*. 7:201–214.
- Knight, M.E., Martin, A.P., Bishop, S., Osborne, J.L., Hale, J.R., Sanderson, R.A., Goulson, D. 2005.** An interspecific comparison of foraging range and nest density of four bumblebee (*Bombus*) species. *Molecular Ecology*. 14:1811–1820.
- Kohler, F., Verhulst, J., Van Klink, R., Klejn, D. 2008.** At what spatial scale do high-quality habitats enhance the diversity of forbs and pollinator abundance in intensively farmed landscapes? *Journal of Applied Ecology*. 45:753-762.
- Kreyer, D., Oed, A., Walther-Hellwig, K., Frankl, R. 2004.** Are forests potential landscape barriers for foraging bumble bees? Landscape scale experiments with *Bombus terrestris* agg. and *Bombus pascuorum* (Hymenoptera, Apidae). *Biological Conservation*. 16:111-118.
- Liivamägi, A. 2014.** Variation in the habitat requirements of pollinating insects in semi-natural meadows. Ph.D Thesis. Estonian University of Life Sciences Environmental protection. Tartu.
- Løken, A. 1973.** Studies on Scandinavian bumblebees (Hymenoptera, Apidae). *Norsk Entomologisk Tidsskrift*. 20:1–218.

- Luoto, M., Rekolainen, S., Aakkula, J., Pykälä, J., 2003.** Loss of plant species richness and habitat connectivity in grasslands associated with agricultural change in Finland. *Ambio*. 32:447–452.
- Lõhmus, A., Kohv, K., Palo, A., Viilma, K. 2004.** Loss of old-growth, and the minimum need for strictly protected forests in Estonia. *Ecological Bulletin*. 51:401-411.
- Marshall, E.J.P., Moonen, A.C. 2002.** Field margins in northern Europe: their functions and interactions with agriculture. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. 89:5-21.
- Menke, J. 2010.** Bivariate Random-effects Meta-analysis of Sensitivity and Specificity with SAS PROC GLIMMIX. *Methods of Information in Medicine*. 49:54-64.
- Mänd, M., Mänd, R., Williams, I.H. 2002.** Bumblebees in the agricultural landscape of Estonia. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. 89:69-76.
- Pekkarinen, A., Teräs, I. 1977.** Suomen kimalaista ja loiskimalaisista. *Luonnon Tutkija*. 81:1-24.
- Pinheiro, J., Bates, D., DebRoy, S., Sarkar, D. & the R Core Development Team. 2009.** *Nlme: linear and nonlinear mixed effects models*. R package version 3.0.2.
- Potts, S.G., Biesmeijer, J.C, Kremen, C., Neumann, P., Schweiger, O., Kunin, E.W. 2010.** Global pollinator declines: trends, impacts and drivers. *Ecology & Evolution*. 25:345–353.
- Pärtel, M., Mändla, R., Zobel, M. 1999.** Landscape history of a calcareous (alvar) grassland in Hanila, western Estonia, during the last three hundred years. *Landscape Ecology*. 14:187-196.
- Rands, S.A., Whitney, H.M. 2010.** Effects of pollinator density-dependent preferences on field margin visitations in the midst of agricultural monocultures: A modelling approach. *Ecological Modelling*. 221: 1310–1316.
- Rands, S.A., Whitney, H.M. 2011.** Field Margins, Foraging Distances and Their Impacts on Nesting Pollinator Success. *PLoS ONE* 6:e25971.

- Rundlöf, M., Nilsson, H., Smith, H. G. 2008.** Interacting effects of farming practice and landscape context on bumble bees. *Biological Conservation*. 141:417–426.
- Sároszpataki, M., Báldi, A., Batáry, P., Józán, Z., Erdős, S., Rédei, T. 2009.** Factors effecting the structure of bee assemblages in extensively and intensively grazed grasslands in Hungary. *Community Ecoogy*. 10:182-188.
- Sepp, K., Mikk, M., Mänd, M., Truu, J. 2004.** Bumblebee communities as an indicator for landscape monitoring in the agri-environmental programme. *Landscape and Urban Planning*. 67:173–183.
- Sih, A., Baltus., M-S. 1987.** Patch Size, Pollinator Behavior, and Pollinator Limitation in Catnip. *Ecology*. 68:1679-1690.
- Sladen, F.W.L. 1912.** The humble bees, its life history and how to domesticate it. Macmillan, London, 283 lk.
- Steffan-Dewenter, I., Münzenberg, U., Bürger, C., Thies, C., Tschardtke, T. 2002.** Scale-dependant effects of landscape context on three pollinator guilds. *Ecology*. 83:1421–1432.
- Svensson, B., Lagerlöf, J., Svensson, B.G. 2000.** Habitat preferences of nest-seeking bumble bees (Hymenoptera: Apidae) in an agricultural landscape. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. 77:247–255.
- Walter-Hellwig, K., Frankl, R. 2000.** Foraging habitats and foraging distances of bumblebees, *Bombus* spp. (Hym., Apidae), in an agricultural landscape. *Journal of Applied Entomology*. 124:299-306.
- Westphal, C., Steffan-Dewenter, I., Tschardtke, T. 2003.** Mass flowering crops enhance pollinator densities at a landscape scale. *Ecology Letters*. 6:961–965.
- Williams, P. H. 2005.** Does specialization explain rarity and decline among British bumblebees? A response to Goulson et al. *Biological Conservation*. 122:33–43.
- Williams, P.H, Osborne, J.L. 2009.** Bumblebee vulnerability and conservation world-wide. *Apidologie*. 40:367-387.

- Williams, P.H. 1989.** Why are there so many species of bumble bees at Dungeness
Botanical Journal of the Linnean Society. 101:31–44.
- Wray, J.C., Neame, L.A., Elle, E. 2014.** Floral resources, body size, and surrounding
landscape influence bee community assemblages in oak-savannah fragments.
Ecological Entomology. 39:83–93.
- Öckinger, E., Smith, H.G. 2007.** Semi-natural grasslands as population sources for
pollinating insects in agricultural landscapes. 44:50-59.

Internetiallikad

eElurikkus, 2014. Elurikkuse klassifikatsioon.

http://elurikkus.ut.ee/elr_tree.php?lang=est&id=87985&rank=60&id_intro=3 (vaadatud 13.04.2014).

Riigiteataja 2014. III kaitsekategooria liikide kaitse alla võtmine.

<https://www.riigiteataja.ee/akt/13360720?leiaKehtiv> (vaadatud 13.04.2014)

Lihtlitsents lõputöö reprodutseerimiseks ja lõputöö üldsusele kättesaadavaks tegemiseks

Mina, Mariann Leps

(sünnikuupäev: 12. september 1987)

1. annan Tartu Ülikoolile tasuta loa (lihtlitsentsi) enda loodud teose

METSA MÕJU KIMALASTE LIIGIRIKKUSELE JA ARVUKUSELE BOREAALSES PÕLLUMAJANDUSMAASTIKUS,

mille juhendajad on Virve Sõber ja Marika Mänd ,

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 alates 26.05.2016 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 26.05.2014